

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 21
Numero 2
Ottobre 2007

SOMMARIO

- 3 *Presentazione*
- Parte I: Fauna ittica e qualità ambientale*
- 5 SANSONI G. - **Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna**
- 21 AGAPITO LUDOVICI A., TONIUTTI N., NEGRI P. - **La Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE: stato di attuazione e prospettive in Italia e in Europa**
- 31 SCARDI M., TANCIONI L. - **Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE**
- 43 ZERUNIAN S. - **Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche**
- Parte II: Ricerca e conservazione della biodiversità*
- 49 ZERUNIAN S. - **Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani**
- 57 CICCOTTI E. - **Il caso dell'Anguilla europea, tra gestione e conservazione**
- 67 NONNIS MARZANO F., MALDINI M., PENSERINI M., PAPA R., GANDOLFI G. - **Marcatori molecolari e conservazione dell'ittiofauna delle acque dolci**
- 75 LUCARDA A. - **Metodi di ricerca e di gestione finalizzati alla conservazione della Trota marmorata**
- 93 NOCITA A., ZERUNIAN S. - **L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia**
- 97 NOCITA A. - **La fauna ittica del bacino dell'Arno**
- 107 CIUFFARDI L., MONACI E., BALDUZZI A., MORI M., ARIILLO A. - **Stato di conservazione della popolazione di Lampreda di mare nel bacino del Magra-Vara (Provincia della Spezia)**
- 113 TAGLIAVINI J., GANDOLFI G., LA FATA I., ZERUNIAN S. - **Caratterizzazione di lamprede di bacini dei versanti tirrenico e adriatico dell'Italia centrale con analisi del DNA mitocondriale**
- 119 ZERUNIAN S., RUGGIERI L. - **Prime considerazioni sulla popolazione del genere *Salmo* presente nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio (Fiume Aterno, Abruzzo)**

LA FAUNA ITTICA DEI CORSI D'ACQUA

Monografia:

BIOLOGIA AMBIENTALE

LA FAUNA ITTICA DEI CORSI D'ACQUA

2 / 2007

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 21

Numero 2

Ottobre 2007

Monografia

LA FAUNA ITTICA DEI CORSI D'ACQUA: QUALITÀ AMBIENTALE, RICERCA E CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ



a cura di
Sergio Zerunian e Pietro Genoni

ISSN 1129-504X

Comitato Scientifico

Roberto ANTONIETTI

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

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

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;

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 363006; 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

Tipografia NUOVA FUTURGRAF, Via Soglia 1, REGGIO EMILIA

Manoscritti. I lavori proposti per la pubblicazione, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi in: introduzione, materiali e metodi, risultati, discussione, eventuali ringraziamenti, bibliografia, tabelle, figure. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circolazione deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*.

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. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere gli esperimenti, 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, non devono essere inserite nel testo, ma in fogli separati alla fine del testo. È gradita l'indicazione, nel testo, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura. Anche le tabelle devono essere riportate in fogli separati, alla fine del dattiloscritto; 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 80 mm (una colonna) o 170 mm (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. Il manoscritto cartaceo va inviato a:

Redazione di Biologia Ambientale,

c/o Giuseppe Sansoni, Viale XX Settembre 148 – 54033 Carrara (MS)

Il manoscritto deve essere accompagnato da una copia su supporto magnetico; in alternativa, quest'ultima può essere inviata all'indirizzo di posta elettronica biologia.ambientale@cisba.it. I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi 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 sottolineati (saranno convertiti in corsivo prima della stampa). I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, non saranno restituiti, salvo esplicita richiesta dell'autore all'atto dell'invio del materiale. 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; 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'estratto in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

Formato dei file. Oltre al manoscritto vanno inviati, su supporto magnetico, i relativi file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file contenente il testo va inviato in triplice versione: formato solo testo (*.TXT), rich text format (*.RTF) e WinWord (*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale). I grafici devono essere in bianco e nero ed essere sempre accompagnati dalla tabella dei dati di origine; 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 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. Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante: inviare sempre i grafici e le figure come file indipendenti.** Spesso, infatti, l'utilizzo di grafici e illustrazioni inseriti in un file DOC comporta una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail biologia.ambientale@cisba.it).

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 21
Numero 2
Ottobre 2007

Monografia

**LA FAUNA ITTICA DEI CORSI D'ACQUA:
QUALITÀ AMBIENTALE, RICERCA E CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ**
a cura di
Sergio Zerunian e Pietro Genoni

<i>Presentazione</i>	3
<i>Parte I: Fauna ittica e qualità ambientale</i>	
SANSONI G. - Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna	5
AGAPITO LUDOVICI A., TONIUTTI N., NEGRI P. - La Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE: stato di attuazione e prospettive in Italia e in Europa	21
SCARDI M., TANCIONI L. - Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE	31
ZERUNIAN S. - Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche	43
<i>Parte II: Ricerca e conservazione della biodiversità</i>	
ZERUNIAN S. - Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani	49
CICCOTTI E. - Il caso dell'Anguilla europea, tra gestione e conservazione	57
NONNIS MARZANO F., MALDINI M., PENSERINI M., PAPA R., GANDOLFI G. - Marcatori molecolari e conservazione dell'ittiofauna delle acque dolci	67
LUCARDA A. - Metodi di ricerca e di gestione finalizzati alla conservazione della Trota marmorata	75
NOCITA A., ZERUNIAN S. - L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia	93
NOCITA A. - La fauna ittica del bacino dell'Arno	97
CIUFFARDI L., MONACI E., BALDUZZI A., MORI M., ARILLO A. - Stato di conservazione della popolazione di Lampreda di mare nel bacino del Magra-Vara (Provincia della Spezia)	107
TAGLIAVINI J., GANDOLFI G., LA FATA I., ZERUNIAN S. - Caratterizzazione di lamprede di bacini dei versanti tirrenico e adriatico dell'Italia centrale con analisi del DNA mitocondriale	113
ZERUNIAN S., RUGGIERI L. - Prime considerazioni sulla popolazione del genere <i>Salmo</i> presente nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio (Fiume Aterno, Abruzzo)	119

Foto di copertina

Sanguinerole (*Phoxinus phoxinus*) in livrea riproduttiva (foto di Gianfranco Giudice)

Presentazione

La Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque e si pone, tra gli altri, l'obiettivo ambizioso di tutelare e migliorare gli ecosistemi acquatici. Per il monitoraggio dello stato delle acque superficiali, oltre ai "classici" elementi chimici e fisico-chimici, introduce quelli idromorfologici e, soprattutto, affida un ruolo centrale agli elementi biotici, individuando quattro categorie tassonomico-ecologiche da prendere in esame: fitoplancton, flora acquatica, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica. Diventa così necessario per ogni Stato membro della U.E. disporre di una rete diffusa di operatori qualificati in grado di effettuare campionamenti rappresentativi della realtà e analizzare in modo corretto le comunità biotiche dei fiumi e dei laghi, al fine di trarre le giuste indicazioni sullo stato dell'ambiente.

Il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale ha colto fin dal primo momento l'importanza della Direttiva, organizzando specifici seminari sulle tematiche in essa contenute. Inoltre, proseguendo l'intensa attività che caratterizza l'Associazione da oltre venti anni nel campo della formazione ambientale (macroinvertebrati dei corsi d'acqua, ecotossicologia, microfauna degli impianti di depurazione, Indice di Funzionalità Fluviale, diatomee, vegetazione acquatica), ha iniziato a organizzare, primo in Italia, corsi di formazione teorico-pratica sulla fauna ittica. Nel 2004 il corso è stato organizzato in collaborazione con l'Università dell'Insubria a Varese; nel 2005 e nel 2006 i corsi si sono tenuti presso la sede del Parco della Valle del Ticino a Pontevecchio di Magenta (MI). In questi tre anni hanno partecipato complessivamente 78 corsisti, in buona parte operatori delle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente, ma anche tecnici delle Amministrazioni Provinciali e di altre istituzioni pubbliche, ricercatori universitari, liberi professionisti e neolaureati.

I corsi hanno rappresentato anche un'occasione di confronto sui temi della Direttiva fra vari ittiologi italiani e alcuni colleghi stranieri, i quali hanno portato i propri contributi all'interno di giornate seminariali a tema. Nel 2006, a conclusione del terzo corso di formazione, si è svolto un *workshop* suddiviso in due sessioni: *Fauna ittica e qualità ambientale* e *Ricerca e conservazione della biodiversità*. L'interesse suscitato dai relatori e l'attualità dei temi trattati ci hanno spinto a pubblicare questa monografia, che contiene la gran parte delle relazioni presentate nel *workshop*. A queste si sono aggiunti alcuni articoli originali riguardanti ricerche sui pesci dei corsi d'acqua italiani. La monografia costituisce così una preziosa documentazione sui temi di base della Direttiva, arricchiti da interessanti casi di studio; rappresenta inoltre un riferimento per le future attività di formazione.

Ci auguriamo che la Direttiva 2000/60/CE trovi quanto prima piena applicazione nel nostro Paese, così come nel resto dell'Europa, e che centri l'obiettivo dichiarato di giungere a un buono stato delle acque del continente entro il 2015. Noi del CISBA, sinceramente attenti e interessati alle tematiche ambientali, continueremo a fare la nostra parte.

Sergio Zerunian e Pietro Genoni

Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna

Giuseppe Sansoni

Viale XX Settembre, 148 – 54033 Carrara (MS). Fax 0585 841592; sansoni@infinito.it

Riassunto

Vengono passate in rassegna le principali pressioni (inquinamento, introduzione di specie aliene, derivazioni idriche, taglio della vegetazione riparia e artificializzazione degli alvei) che, agendo sui fattori-chiave per l'ittiofauna (qualità dell'acqua, interazioni trofiche, regime idrologico, disponibilità di risorse trofiche e di habitat), ne compromettono la tutela. Un particolare riguardo è prestato all'artificializzazione, soprattutto agli impatti più occulti conseguenti all'incisione dell'alveo. La chiave di lettura per comprenderli sta nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali –attraverso la frequente inondazione– i rapporti tra il fiume e la piana. Dopo una critica alla gestione tradizionale dei corsi d'acqua, caratterizzata da un'ottica localistica e a breve termine, si propone, nell'ottica della sostenibilità, l'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna –perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali– diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

PAROLE CHIAVE: fiumi / integrità ecologica / tutela ambientale / ittiofauna

River protection strategies for fishes

For effective protection of freshwater fish communities satisfaction of their fundamental requirements is needed: not only water quality, but also hydrologic regimen, trophic resources, habitats and protection from exotic species introduction. Main pressures on these key-factors are reviewed: water pollution, exotic species introduction, water removal, riparian vegetation cutting and, particularly, canalization. Especially hidden impacts of bed incision are presented. Environmental diversity of floodplain and instream habitat patchworks are created by fluvial dynamics; so, for their conservation, renovation produced by periodic "hydraulic trouble" of floods is of crucial importance. Traditional river management, founded on local and short term view, is criticized whereas new, sustainable, river management approach is proposed. In this viewpoint, fish protection by means of natural river processes re-establishment is synergic with hydraulic risk alleviation, rational resources exploitation and cutback in costs.

KEY WORDS: rivers / ecological integrity / environmental protection / fishes

INTRODUZIONE

Il quadro normativo italiano degli ultimi decenni per la tutela dei corsi d'acqua e dell'ittiofauna presentava vistose debolezze teoriche e pratiche. In particolare, la L. 319/76 –centrata su limiti di concentrazione agli scarichi– non tutelava gli *ambienti acquatici*, ma solo la *qualità delle acque*, in quanto risorsa utile alle attività umane. Perfino il D. Lgs. 130/92, espressamente finalizzato alla tutela dell'ittiofauna (attuazione della direttiva 78/659/CEE sulla *qualità delle acque dolci* che richiedono protezione o miglioramento per

essere idonee alla vita dei pesci), rivela già nel titolo lo stesso limite di fondo, confermato dai requisiti richiesti (parametri chimici, fisici e fisico-chimici delle acque).

In effetti, per decenni, il limite culturale e pratico più profondo del monitoraggio dei corsi d'acqua è stato quello di basarsi sostanzialmente sulla sola analisi di campioni d'acqua. Ciò esponeva al rischio di giudicare in buon stato, contro ogni evidenza, anche corsi d'acqua fortemente artificializzati, purché avessero ancora una goccia d'acqua con risultati analitici soddisfacenti.

Soltanto pochi mesi prima della fine del secolo scorso, con l'introduzione del mappaggio biologico nella normativa (D. Lgs. 152/99), è stato dato uno scossone alla pesante arretratezza fino ad allora dominante. L'Indice Biotico Esteso (IBE: GHETTI, 1997) ha così introdotto rilevanti innovazioni:

- il superamento del giudizio antropocentrico, riconoscendo ai macroinvertebrati – in quanto legittimi abitanti dei corsi d'acqua ed esposti costantemente alle turbative ambientali – il diritto ad esprimere un giudizio di accettabilità della situazione ambientale;
- il superamento della visione limitata alla sola qualità dell'acqua, in quanto i macroinvertebrati rispondono anche ad altre cause di stress, ad esempio l'alterazione fisica dell'alveo;
- il trasferimento degli addetti al monitoraggio dal chiuso dei laboratori al pieno campo, mettendoli a diretto contatto con tutto l'insieme dei fattori di alterazione dei corsi d'acqua;
- la maturazione, nei tecnici e nell'intera società, di una visione integrata e sistemica degli ambienti fluviali.

Il mappaggio biologico, già utilizzato in precedenza in maniera volontaristica ma diffusa (GHETTI e BONAZZI, 1981; GHETTI, 1986, 1995, 1997), ha rappresentato dunque non solo un progresso tecnico, ma soprattutto un potente strumento di ulteriore maturazione culturale. Il bello della democrazia, infatti, è che è contagiosa: una volta riconosciuta, con l'IBE, la necessità di rispettare le esigenze vitali dei macroinvertebrati, appariva una palese ingiustizia non riconoscere i diritti degli altri abitanti dei fiumi. Così, a seguito della maturazione culturale indotta dal monitoraggio con i macroinvertebrati, nel 2000 l'UE emanò la Direttiva quadro sulle acque (Direttiva 2000/60/CE), che porta a compimento la visione e la valutazione integrata dei sistemi fluviali. Nella direttiva (Water Framework Directive, WFD), infatti:

- gli “elementi di qualità biologica” assumono per la prima volta un ruolo centrale per la classificazione dello stato ecologico e comprendono non solo i macroinvertebrati, ma anche fitobentos, macrofite e ittiofauna;
 - “a sostegno” di essi sono mantenuti i tradizionali “elementi di qualità fisico-chimica” e sono introdotti per la prima volta gli “elementi di qualità idromorfologica” (regime idrologico, continuità fluviale, morfologia, substrato, vegetazione riparia, ecc.), riconoscendo così l'importanza dell'integrità ecologica dei sistemi fluviali;
 - per ciascuna tipologia di corso d'acqua sono introdotte le “condizioni di riferimento”, corrispondenti a condizioni non alterate, in base alle quali valutare lo stato ecologico (da elevato a cattivo).
- Così, col recepimento della WFD da parte dell'Italia

(D. Lgs. 152/06), nonostante le notevoli difficoltà tecniche ed organizzative, finalmente disponiamo oggi di un quadro normativo e culturale adeguato alla valutazione dei corsi d'acqua. È in questo mutato quadro che può trovare appropriata collocazione la tutela dell'ittiofauna.

Un approccio efficace alla tutela dell'ittiofauna deve partire dalle esigenze vitali dei pesci, individuabili nei seguenti fattori chiave: qualità dell'acqua, regime idrologico, apporti trofici, disponibilità di habitat e interazioni biotiche (Fig. 1). È quindi evidente che, per quanto ingenti possano essere i nostri sforzi gestionali ed economici, limitare l'attenzione a migliorare uno solo o pochi fattori (es. qualità dell'acqua, habitat) è una strategia perdente in partenza: per tutelare i popolamenti ittici occorre soddisfare contestualmente tutte le loro esigenze vitali (KARR, 2006).

Ne deriva l'esigenza di controllare le pressioni antropiche sui fattori chiave per l'ittiofauna, individuabili principalmente in (Fig. 2):

- inquinamento;
- derivazioni idriche;
- taglio della vegetazione riparia;
- alterazione fisica degli habitat conseguente all'artificializzazione dell'alveo;
- introduzione di specie ittiche aliene.

Scopo del presente lavoro è fornire spunti per il controllo di tali pressioni, limitatamente ad alcune di esse e, con particolare riguardo, all'artificializzazione; data la vastità dell'argomento, ci si soffermerà solo sugli aspetti meno largamente conosciuti.

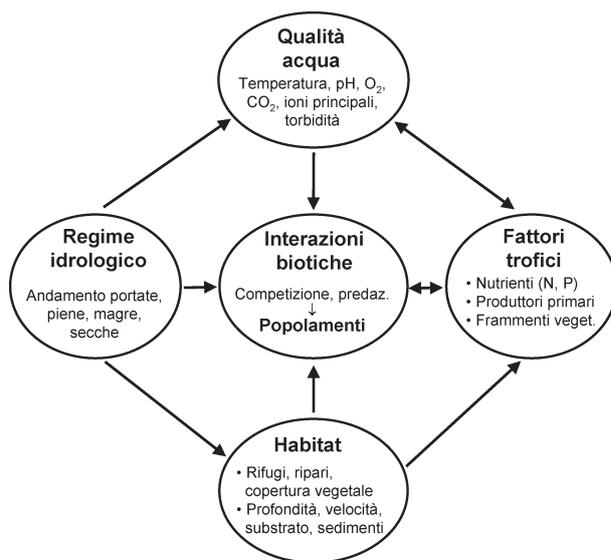


Fig. 1. Schema dei fattori chiave che condizionano i popolamenti ittici; le frecce indicano le influenze tra un fattore e l'altro (da WASSON *et al.*, 1993, modificato).

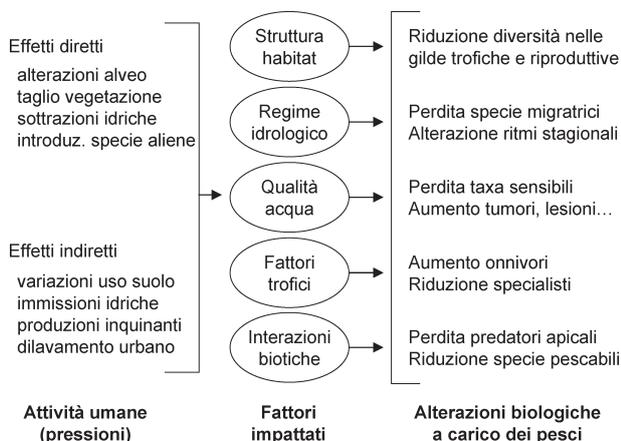


Fig. 2. Pressioni antropiche sui fattori chiave e conseguenti impatti sui popolamenti ittici (da KARR, 2006).

INTRODUZIONE DI SPECIE ALIENE

Sulle conseguenze delle introduzioni di specie aliene nelle acque dolci italiane si rimanda a ZERUNIAN (2002 e 2003), limitandoci qui ad osservare che esse ne hanno alterato in maniera rilevante e spesso irreversibile le comunità originarie.

INQUINAMENTO DELLE ACQUE

Come accennato nell'introduzione, il controllo dell'inquinamento è l'unico aspetto finora largamente affrontato, sia con leggi specifiche sia con l'impiego di rilevanti risorse economiche (depuratori). In questa sede ci si limita perciò a toccare –in maniera un po' provocatoria– solo alcuni aspetti, solitamente trascurati.

È molto radicata la convinzione che, per ridurre l'inquinamento, occorra potenziare la depurazione dei liquami fognari prima di scaricarli nei corsi d'acqua; da qui i programmi faraonici di alcune AATO per nuovi depuratori centralizzati e per il potenziamento di quelli esistenti mediante l'inserimento del terzo stadio di denitrificazione/defosfatazione. Ciò rivela che siamo così assuefatti al "sistema" da aver perso ogni capacità critica e da ritenere ovvio, giusto, "naturale" ciò che è solo abituale.

Un esempio chiarirà il concetto: è ben noto che il letame è usato per concimare il terreno; tutti considereremmo giustamente pazzo quel contadino che lo scaricasse nel fiume. Eppure noi, senza essere nemmeno sfiorati dal dubbio, ci comportiamo quotidianamente come quel pazzo (Fig. 3).

La domanda giusta da porsi (prerequisito per individuare la risposta giusta) non è dunque *come depurare meglio i liquami*, bensì *come evitare di recapitare i nostri escrementi nelle acque ed usarli invece per migliorare la fertilità del suolo*. È evidente che la via



Fig. 3. L'illustrazione, volutamente provocatoria, intende mostrare come spesso le consuetudini siano talmente radicate e introiettate nel nostro pensiero da indurci a ritenerle ovvie e corrette e, perciò, a non sottoporle ad analisi critica.

maestra da percorrere è il riutilizzo agricolo degli scarichi fognari, dopo un trattamento appropriato: ridurremmo l'inquinamento dei fiumi e l'impiego di fertilizzanti e conseguiremmo risparmi economici!

Talora, poi, si confonde il fine con il mezzo, dando per scontato che più si depura più migliorerà il corso d'acqua. Così si colleghino gli scarichi di tutti i paesi in un depuratore centralizzato che, per sfruttare il deflusso dei liquami per gravità, viene collocato in prossimità della foce. Magari si raggiungerà un'elevata efficienza depurante ma, per corsi d'acqua soggetti a periodi di scarsità idrica, ciò può rappresentare il colpo di grazia (Fig. 4A). Basterebbe intervistare i pesci per ottenere una risposta univoca: meglio acqua di qualità un po' più scadente che l'alveo completamente asciutto! Con la depurazione decentrata, invece, le acque depurate vengono restituite subito a valle dell'uso, mantenendo nel fiume una portata sufficiente (Fig. 4B). Ciò non significa che la depurazione centralizzata sia da respingere per principio ma –ricordando che l'obiettivo è il miglioramento del fiume– che essa deve farsi carico degli inconvenienti creati: ad es. pompando verso monte le acque trattate, in modo da restituirle dove necessario.

Infine, considerato che spesso buona parte del carico inquinante è di origine diffusa o proviene dagli scaricatori di piena delle fognature, i soldi risparmiati nel potenziamento dei grandi depuratori possono essere più utilmente impiegati realizzando fasce tampone boscate sulle sponde –per intercettare le fonti diffuse– ed ecosistemi filtro per trattare l'effluente degli scaricatori di piena.

DERIVAZIONI IDRICHE

L'integrità ecologica dei sistemi fluviali è strettamente legata al loro carattere dinamico e, in particolare, al rispetto del loro regime idrologico naturale (va-

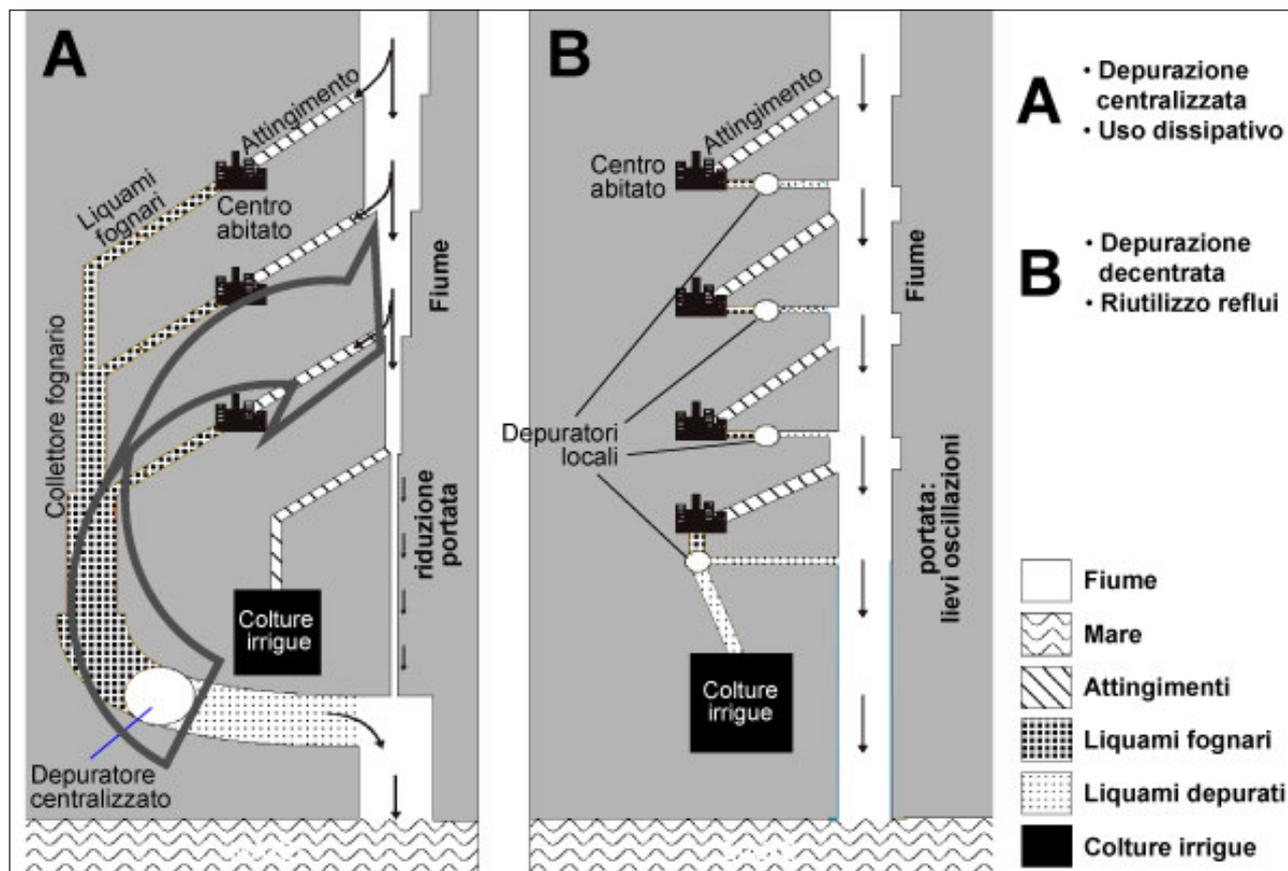


Fig. 4. **A:** la depurazione centralizzata, con restituzione delle acque trattate in prossimità della foce, impoverisce la portata del corso d'acqua, esponendolo a crisi idriche ed a secche: si può raggiungere un'elevata efficienza depurante, ma si aggravano le condizioni del corso d'acqua. Il risultato indesiderato può essere compensato pompando a monte le acque trattate (freccia grande), restituendo così la portata dove essa è necessaria. **B:** la depurazione decentrata, con restituzione al corso d'acqua subito dopo l'uso, mantiene in alveo una portata sufficiente. Il riutilizzo irriguo delle acque trattate riduce l'inquinamento del corso d'acqua. In entrambi i casi illustrati il corso d'acqua è rappresentato con una larghezza proporzionale alla portata.

riazioni di portata e loro velocità, frequenza, durata, periodicità) (POFF *et al.*, 1997). La principale fonte di disturbo di tale regime è rappresentata dalle derivazioni idriche, i cui effetti sono ben noti: impoverimento più o meno spinto della portata (fino a secche ed a morie ittiche), sbarramenti che interrompono la continuità longitudinale e gli spostamenti dei pesci, disturbo idraulico causato dalle brusche variazioni di portata legate a produzioni idroelettriche di punta, ecc.

Ci si limiterà pertanto, come esempio dei possibili accorgimenti da adottare, a fare solo un accenno alle misure prese dall'Autorità di bacino del Magra (AUTORITÀ BACINO MAGRA, 2000).

La formula elaborata per il calcolo del deflusso minimo vitale (DMV) garantisce: portate in alveo elevate (5-10 e più L/s per km² di bacino sotteso); una modulazione della portata che riflette, almeno in parte, le variazioni naturali; maggiori obblighi di rilascio per le derivazioni che restituiscono a grande distanza e quelle

situate in aree di pregio naturalistico.

Ma le misure adottate non si limitano al DMV: sono stati dichiarati indisponibili per le derivazioni idriche – con motivazioni prettamente ecologiche – i tratti fluviali montani dell'asta del Magra e dei principali affluenti; sono state vietate le derivazioni in serie prevedendo, a valle di ogni restituzione, un tratto a recupero biologico vietato a nuove derivazioni (pari alla distanza tra presa e restituzione o, per derivazioni maggiori di 5 m³/s, al suo doppio); è stato introdotto l'obbligo di passaggi per pesci e di misuratori della portata naturale, prelevata e rilasciata (visibili al pubblico).

TAGLIO DELLA VEGETAZIONE RIPARIA

L'impatto della devegetazione può essere facilmente compreso considerando che essa comporta la perdita delle funzioni ecologiche della vegetazione: formazione di un mosaico di condizioni ambientali differenziate, riserva alimentare di lunga durata, formazione di buche

(che forniscono ai pesci siti di riposo, ripari dalla corrente, protezione dal disseccamento, rifugio termico), creazione di mesoforme come isole, barre, bracci fluviali secondari, zone di calma che forniscono ripari di piena e zone di riproduzione e svezzamento per molte specie ittiche, filtro per sedimenti e nutrienti (MARIDET, 1995).

È ben noto da tempo che la riserva di materia organica grossolana (CPOM), formata da foglie e frammenti vegetali, costituisce una frazione rilevante della base alimentare che sostiene le reti trofiche fluviali e, perciò, la produttività ittica (MEEHAN *et al.*, 1977; BILBY e LIKENS, 1980; VANNOTE *et al.*, 1980; MINSHALL *et al.*, 1985; ALLAN, 1995; BAYLEY, 1995; TOWSEND *et al.*, 1997). Il taglio della vegetazione riparia, riducendo gli apporti trofici alloctoni e aumentando la produzione primaria fotosintetica (microalghe del perifiton), induce rilevanti alterazioni sulle reti trofiche e sulla stessa struttura delle comunità di macroinvertebrati, con riduzione dei trituratori e raccoglitori, a favore dei raschiatori di perifiton (MARIDET, 1994).

L'eliminazione della vegetazione riparia esercita inoltre un impatto termico per la perdita, non solo dell'ombreggiamento, ma soprattutto dell'evapotraspirazione dalle chiome (che sottrae il calore necessario a far evaporare l'acqua assorbita dalle radici). Ne possono derivare un aumento medio di 3-10°C delle temperature massime estive, con variazioni quotidiane fino a 15°C, e gravi ripercussioni sulle comunità acquatiche: alterazioni del metabolismo, dei cicli vitali, della qualità del cibo disponibile e riduzione dell'ossigeno disciolto (proprio mentre il metabolismo accelera), fino a condizioni incompatibili con la vita (BROWN e KRYGIER, 1967; FEMINELLA e MATTHEWS 1984).

Col taglio della vegetazione riparia si perdono le sue funzioni di filtro biologico nei confronti dei nutrienti (in particolare della denitrificazione) e di filtro meccanico nei confronti dei solidi sospesi trascinati dalle acque di dilavamento del territorio, mentre si favorisce l'erosione dei terreni spondali (HAYCOCK *et al.*, 1997; MARIDET, 1995; PINAY, 1986). Ne risultano una maggior propensione all'eutrofizzazione e un maggior apporto di sedimenti ai corsi d'acqua, con pregiudizio per la fauna acquatica per: occlusione e irritazione delle branchie, colmamento dei siti di frega, distruzione di habitat per gli invertebrati (occlusione degli interstizi tra i ciottoli), seppellimento di uova e stadi vitali fissati al substrato, riduzione del rifornimento d'ossigeno all'interno dei sedimenti, copertura del perifiton (riduzione delle disponibilità alimentari per i raschiatori).

In breve, il taglio della vegetazione riparia induce alterazioni molto rilevanti sul funzionamento dei sistemi fluviali. Di fronte a queste operazioni, tuttavia, si prova talora una sensazione d'impotenza: come oppor-

si, infatti, ad interventi attuati in nome della sicurezza idraulica? Semplice: non dando nulla per scontato e verificandone sia il fine che l'efficacia!

In effetti, analogamente al luogo comune secondo il quale il potenziamento della depurazione comporta automaticamente il miglioramento dei corsi d'acqua, il taglio della vegetazione riparia è un esempio di pratica talmente abituale da sopire il senso critico, facendone ritenere scontata l'utilità ai fini idraulici.

Tuttavia, se è vero che a livello locale la resistenza al deflusso opposta dalla vegetazione rallenta la corrente e favorisce l'erosione (per l'innalzamento del livello idrico), a livello di bacino ciò migliora la sicurezza, in quanto sia la laminazione delle piene che l'allungamento dei tempi di corrivazione indotti dalla vegetazione riducono i picchi di piena. Dunque nell'ambito di una strategia che punti davvero alla sicurezza (basata sul miglioramento della permeabilità del territorio, sull'allungamento dei tempi di corrivazione, sul garantire ampi spazi di laminazione, sull'eliminazione delle strozzature idrauliche, sulla prudente localizzazione degli insediamenti), il mantenimento della vegetazione alveale e riparia giocherebbe un ruolo centrale. È solo nell'ambito della scelta di restringere gli spazi concessi al fiume (occupazione di aree, restringimento entro argini, ponti con luci strette) che la vegetazione, da fattore di sicurezza, diventa un pericolo da rimuovere. Ma, quantomeno, non si giustifichi il taglio della vegetazione nascondendosi dietro l'alibi della sicurezza!

Vi è inoltre un'altra considerazione che mette in dubbio l'effettiva utilità idraulica del taglio della vegetazione riparia. In occasione delle piene maggiori, infatti, si verificano diffusi fenomeni franosi dei versanti boscati e vengono così trascinati negli alvei ingenti quantità di alberi sradicati, tronchi e ramaglie; in altre parole, gli alberi che vanno ad ostruire la luce dei ponti provengono spesso dalle frane, non dalla vegetazione riparia (che, anzi, potrebbe intrappolarli, riducendo il rischio). Contro questo fenomeno, il taglio della vegetazione alveale e riparia è dunque del tutto impotente e può, addirittura, rivelarsi controproducente. Gli interventi impropriamente denominati "pulizie fluviali", a dispetto della loro larga diffusione, sono perciò giustificati solo in situazioni particolari (ad es. in alcuni tratti di attraversamento urbano) e dovrebbero essere accompagnati da rinfoltimenti della vegetazione in altri tratti.

ARTIFICIALIZZAZIONE DELL'ALVEO

Il termine generico "artificializzazione" comprende una gran varietà di interventi (arginature, difese spondali, pennelli, briglie, soglie, dighe, rettifiche, risagomature, riprofilature, canalizzazioni, inalveamenti, ecc.). Gli impatti di natura geomorfologica, idrologica ed

ecologica, altrettanto numerosi, sono stati evidenziati da tempo da una vasta letteratura, alla quale si rimanda (BROOKES, 1988; WASSON *et al.*, 1998; CAMPBELL *et al.*, 1972; CEMAGREF, 1983; CHANG, 1988; CORNING, 1975; DANIELS, 1960; ICE, 2001; LACHAT, 1991; MARZOLF, 1978; WINKLEY, 1982).

Si noti che spesso tali impatti non sono una conseguenza inevitabile dell'intervento, ma sono dovuti semplicemente alla mancata considerazione degli aspetti ecologici nella progettazione. Ad esempio, lo spianamento dell'alveo che immancabilmente accompagna le risagomature elimina i ripari, esponendo i pesci alla corrente: in condizioni di piena gli stadi giovanili sono travolti mentre gli adulti, costretti ad un enorme dispendio energetico, possono accumulare nei muscoli concentrazioni di acido lattico tali da condurli a morte. In condizioni di magra, d'altronde, l'acqua si disperde su un'ampia superficie riducendosi ad un sottile strato, impedendo gli spostamenti dei pesci; inoltre il lento scorrimento e la grande superficie esposta ai raggi solari inducono il riscaldamento delle acque, la proliferazione algale e condizioni predisponenti a drammatiche cadute dell'ossigeno disciolto ed a morie ittiche. Con le risagomature, insomma, l'alveo viene magari

adeguato alla portata di piena secolare ma, per tutti gli altri giorni del secolo (36.524), risulta inadeguato alle esigenze vitali degli organismi acquatici. Eppure la stessa capacità idraulica potrebbe essere conseguita senza alcun spianamento dell'alveo!

A puro titolo esemplificativo degli impatti biologici dell'artificializzazione, basti rammentare che numerosi studi hanno rilevato riduzioni della produttività ittica dell'ordine dell'80-95%, che persistono anche per decenni (WASSON *et al.*, 1998). Va pertanto riconosciuto che l'impatto biologico dell'artificializzazione, sebbene in Italia abbia finora ricevuto scarsa attenzione, non solo è spesso molto elevato ma, a differenza di quello dell'inquinamento (che, cessata la causa, è reversibile nel giro di mesi o di pochi anni), può essere considerato persistente (NIEMI *et al.*, 1990).

In questa sede, coerentemente all'impostazione fin qui seguita, anziché trattare gli impatti degli interventi fluviali più comuni (che inducono un'evidente alterazione degli habitat), si preferisce richiamare l'attenzione sugli impatti più occulti –in particolare su quelli legati all'incisione dell'alveo– per, poi, fornire strumenti di analisi critica e indicazioni operative strategiche.

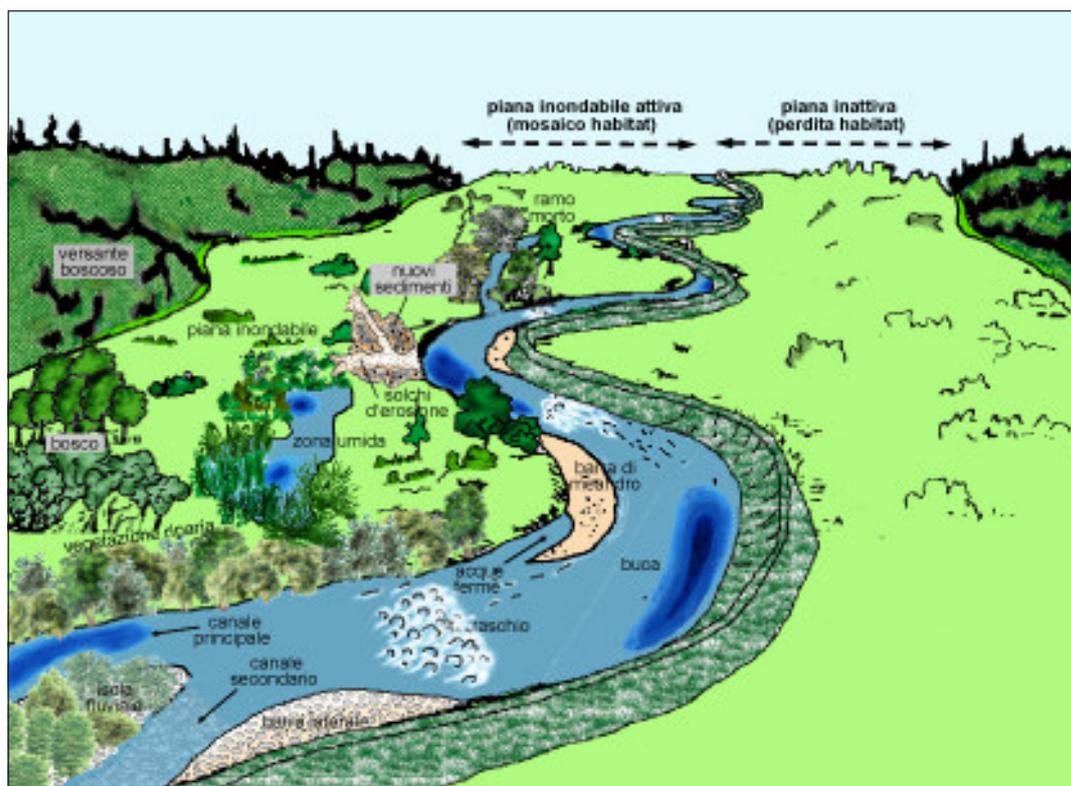


Fig. 5. Il “disturbo” idraulico indotto dalle piene che invadono la pianura inondabile è l’agente creatore di diversità ambientale. **A sinistra:** l’assenza di barriere consente il rinnovamento degli habitat nella pianura ed elevate interconnessioni funzionali tra essa e l’alveo. **A destra:** la presenza dell’argine, impedendo il rinnovamento della pianura, conduce gradualmente alla scomparsa dei suoi habitat.

È nota l'importanza delle variazioni di portata nel determinare la struttura e le dinamiche degli ecosistemi fluviali (COVICH, 1993); in particolare, le piene riconnettono l'alveo alle zone umide della piana fornendo ai pesci habitat di ovoposizione e svezzamento (JUNK *et al.*, 1989; SPARKS, 1995; WELCOMME, 1992; BRINSON *et al.*, 1995; COPP, 1989) ed aumentando la produttività ittica fluviale (HALYK e BALON, 1983). In generale, il completamento del ciclo vitale di molte specie richiede una gamma di habitat diversi, la cui disponibilità temporale è determinata dal regime idrologico; l'adattamento alle dinamiche fluviali consente alle specie di sopravvivere alle magre e alle piene (POFF *et al.*, 1997). Lo stesso *flood-pulse concept* è stato sviluppa-

to proprio per riassumere in un quadro logico unitario i diversi meccanismi con i quali il biota fluviale e della piana inondabile mantiene la biodiversità ed aumenta la produttività, sfruttando le interazioni dinamiche tra l'ambiente acquatico e quello terrestre (BAYLEY, 1995).

La chiave di lettura per capire gli impatti occulti dell'artificializzazione sta dunque nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali – attraverso la frequente inondazione – i rapporti tra il



Fig. 6. Schema degli effetti geomorfologici, idraulici, idrologici, idrogeologici, biologici ed ecologici dell'estrazione di inerti. L'incisione indotta da escavazioni localizzate si ridistribuisce sia a monte che a valle; gli impatti illustrati interessano perciò gradualmente l'intero reticolo idrografico (da CIRF, 2006).

fiume e la piana.

Diviene allora intuitivo capire, ad esempio, che basta un'arginatura ravvicinata all'alveo per isolare il fiume dalla sua piana inondabile, inducendo la perdita del suo caratteristico mosaico di habitat, proprio perché non più rinnovato dalle dinamiche fluviali (Fig. 5).

Altri impatti particolarmente occulti sono quelli conseguenti all'incisione dell'alveo, causata dall'estrazione di inerti (escavazioni), dalla costruzione di dighe (interruzione del trasporto solido), da interventi di sistemazione idraulico-forestale (briglie, imboscamenti) e da variazioni d'uso del suolo (KONDOLF, 1997; DOWNS e GREGORY, 2004; FEMMER, 2002; MERZ e OCHIKUBO CHAN, 2005). Uno schema dei principali meccanismi coinvolti è mostrato nella figura 6. Tali impatti sfuggono spesso all'osservazione poiché l'incisione dell'alveo si "diluisce" nello spazio su tratti di molti km (sia a monte che a valle del punto di escavazione, solo a valle nel caso di dighe) ed è un processo che si manifesta molto lentamente, nel corso di decenni.

Così, impercettibilmente, man mano che procede l'incisione, la piana inondabile (prima rimodellata quasi ogni anno dalle piene) viene inondata con sempre minor frequenza, fino a diventare un terrazzo fluviale, sopraelevato rispetto all'alveo e non più interessato dalle piene ordinarie. Venendo progressivamente a mancare l'azione rimodellatrice della corrente, la piana va incontro ad un processo di banalizzazione ecologica, con la scomparsa progressiva degli habitat acquatici e terrestri e delle specie ad essi legati: conseguenze del tutto analoghe a quelle delle arginature (cfr. Fig. 5 a destra), con l'aggravante dell'abbassamento della superficie freatica. Se la lentezza del processo lo rende impercettibile ai nostri occhi, gli effetti ecologici, rile-

vanti e permanenti, non sono per questo meno gravi.

Merita osservare che processi analoghi sono tutt'altro che rari; nell'ultimo secolo, infatti, la maggioranza dei fiumi italiani ha subito spiccati processi di restringimento e di incisione, con rilevanti perdite di habitat, di specie e di funzionalità (Fig. 7) (RINALDI, 2003, 2006; RINALDI e SURIAN, 2005; SURIAN e RINALDI, 2003; PIÉ-GAY e RINALDI, 2006; SANSONI, 2006).

Questi impatti non possono essere risanati con interventi locali, ma solo con una strategia di riequilibrio morfologico e sedimentologico a livello di bacino, volta a reinnalzare il fondo mediante maggiori apporti solidi e favorendone la sedimentazione.

Tuttavia va preso atto che le sole motivazioni di carattere ecologico non sono sufficienti a convincere gli enti gestori (Autorità di bacino, Province, Comunità montane) ad invertire la rotta. Perciò, ancora una volta, occorre "giocare sul loro campo", mostrando come la gestione tradizionale sia tanto costosa quanto fallimentare e facendo così emergere la necessità di una nuova strategia: la riqualificazione fluviale. Di seguito si espone la traccia di tali argomentazioni, iniziando dagli impatti della gestione tradizionale e passando poi alle proposte alternative.

Un quadro riassuntivo delle conseguenze dell'incisione è riportato nella tabella I.

Il deficit solido conseguente alle escavazioni (ma anche alle dighe, briglie, sistemazioni idraulico-forestali e altri interventi), ha indotto l'incisione degli alvei (Fig. 8), con conseguente scalzamento e crollo dei ponti ed altri manufatti, costringendoci per decenni a farci carico dei costi di ricostruzione e manutenzione. Ne è derivata anche una drastica riduzione del ripascimento solido dei litorali, la cui spiccata erosione non



Fig. 7. Evoluzione morfologica del F. Vara (SP), affluente del Magra, in circa un secolo, a seguito di interventi antropici (sistemazioni idraulico-forestali, opere idrauliche di inalveamento, dighe e, soprattutto, escavazioni alcuni km a valle). **A sinistra** (da RINALDI, 2005): imponente restringimento. **A destra** (foto Parco Montemarcello-Magra): a seguito dell'abbassamento dell'alveo di oltre 2 m, la vasta piana inondabile (che si estendeva anche oltre l'attuale autostrada) è divenuta un terrazzo fluviale, apportando ormai un contributo minimo alla funzionalità fluviale; oggi resta solo un piccolo lembo di piana inondabile, di neoformazione.

Tab. I. Principali impatti ambientali, ecologici ed economici dell'incisione documentati in letteratura (da BRAVARD *et al.*, 1999, in RINALDI, 2005).

Effetti sull'alveo	Impatti
Restringimento dell'alveo attivo	Riduzione di area habitat acquatici ed alterazione habitat ai margini
Semplificazione dell'alveo ed abbandono di canali multipli	Perdita diversità habitat, impoverimento pesci
Modifiche morfologia delle sponde	Instabilità sponde, perdita di terreni, danni ad infrastrutture
Aumento del trasporto solido a valle	Sedimentazione nei tratti di valle
Perdita di barre ghiaiose	Perdita habitat, riduzione diversità
Corazzamento del fondo	Perdita ghiaia per deposizione uova di pesci
Esposizione del substrato roccioso	Perdita habitat ghiaia per deposizione uova pesci, drenaggio falda, barriere per migrazione pesci
Sottoescavazione versanti	Innesco frane e alimentazione di sedimenti in alveo
Sottoescavazione ponti	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione argini e difese di sponda	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione tubazioni	Perdita o costose riparazioni
Abbassamento della falda	Perdita risorse idriche, danni ad habitat e vegetazione riparia
Riduzione della connessione idraulica con la piana adiacente	Perdita habitat ripariali, riduzione laminazione piene

mostra alcun cenno di attenuazione e ci grava di costi esorbitanti nel futuro (per opere di difesa marittime e ripascimenti artificiali).

Ma l'incisione degli alvei ha indotto anche l'abbassamento della falda su tutta l'estensione della pianura, riducendo le risorse idropotabili ed esponendoci a crisi idriche ad ogni estate siccitosa: una prospettiva per nulla rassicurante, considerati anche i mutamenti climatici ai quali siamo esposti (Fig. 9).

Lungo le fasce costiere, inoltre, l'abbassamento della falda ha determinato l'intrusione del cuneo salino. La posizione dell'interfaccia sotterranea acqua dolce/acqua salata, infatti, è determinata dalla pressione idrostatica esercitata dall'acqua dolce, cioè dalla quota della superficie freatica sul livello del mare. Per ogni m di abbassamento della falda, l'interfaccia si innalza di circa 30 m, con una forte penetrazione nell'entroterra

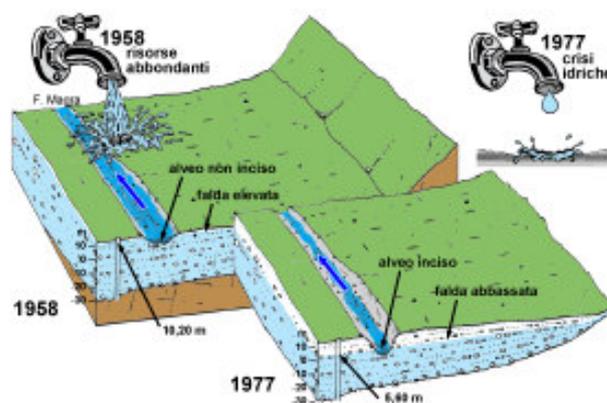


Fig. 9. A seguito dell'incisione, si abbassa anche il pelo libero dell'acqua in alveo: il fiume drena la falda provocandone l'abbassamento e riducendo così le risorse idriche sotterranee. (Schizzi da RAGGI e ANTONELLI, 1981, ritoccati).

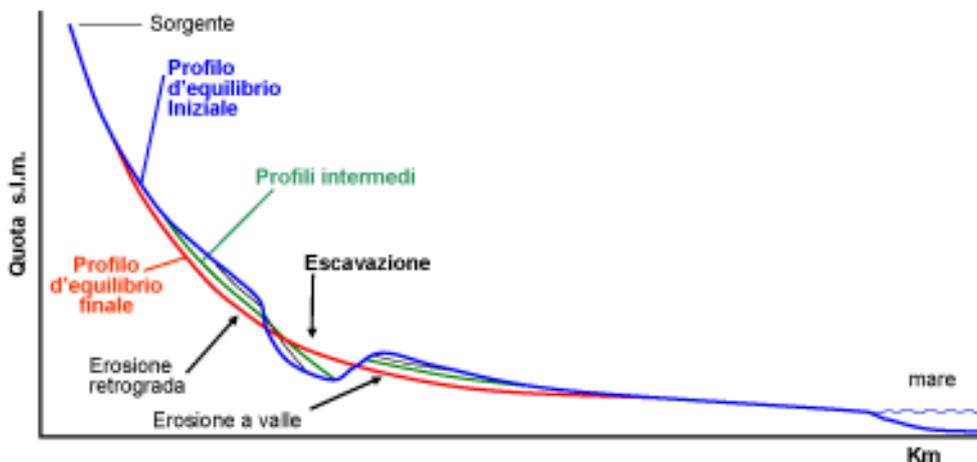


Fig. 8. Il deficit solido indotto dalle escavazioni localizzate si ridistribuisce nel tempo lungo tutto il reticolo idrografico, provocando l'incisione dell'alveo sia a monte (per erosione retrograda) sia a valle (per l'interruzione del trasporto solido, intrappolato nelle buche d'escavazione).

del cuneo salino lungo tutta la fascia costiera che rende inservibile per gli usi potabili ed irrigui l'acqua emunta dai pozzi.

Se lungo la fascia costiera le acque salate si insinuano in profondità, lungo l'asta fluviale risalgono senza incontrare alcuna resistenza finché il fondo dell'alveo non supera la quota del livello del mare. Così le acque salate risalgono per chilometri nell'entroterra: in questo tratto le acque, salmastre e stagnanti, si riscaldano e accumulano gli inquinanti, favorendo l'insediamento di morie ittiche.

Anche sul piano della sicurezza, la strategia tradizionale lascia molto a desiderare. Ad esempio, negli ultimi due secoli sul Po sono stati costruiti –con un'ottica localistica– circa 2500 km di argini ma, di pari passo, sono aumentati i livelli di piena (il che, peraltro, non dovrebbe stupire, considerato che gli argini, impedendo l'esondazione localmente, scaricano a valle un rischio accresciuto) (PUMA, 2003). E non si creda che questo sia solo un retaggio del passato. Anche l'approccio di "mettere in sicurezza", comune ai piani d'assetto idrogeologico (PAI) di tutte le Autorità di bacino, presenta seri limiti. Ad esempio, se un'area inondabile viene messa in sicurezza (con argini o casse di laminazione) riducendo la probabilità di inondazione di 5 volte, ma poi viene edificata, aumentando di 10 volte il valore dei beni esposti, il risultato finale è un raddoppio del rischio idraulico! È un caso ben più frequente di quanto si creda (CIRF, 2006).

Un altro aspetto preoccupante della gestione tradizionale è quello economico. Un'analisi degli investimenti in interventi fluviali negli ultimi 50 anni ha mostrato una continua lievitazione dei costi, accompagnata da un parallelo aumento dei danni alluvionali (CELLERINO, 2004): un chiaro indice di una gestione insostenibile.

Considerati gli innumerevoli effetti negativi dell'estrazione di sedimenti, si può dunque imputare alla gestione tradizionale dei fiumi d'aver agito "con i paraocchi", guardando solo all'obiettivo immediato e locale. Risulta allora evidente la convenienza, non solo ecologica, ma anche economica e di gestione delle risorse, di togliersi i paraocchi ed esaminare l'intero complesso dei processi in un'ottica di sostenibilità. È questo l'approccio della riqualificazione fluviale: non ci si limita a considerare gli effetti immediati e locali, ma si tiene conto anche di quelli futuri e a scala di bacino, valutando con un'ottica multiobiettivo l'insieme dei vantaggi e degli svantaggi e soppesando la convenienza complessiva di ogni intervento (Fig. 10).

Per mitigare gli effetti dell'incisione sono state sperimentate numerose misure volte ad aumentare gli apporti solidi (dai versanti, dai terreni ripari, immissioni artificiali), ad innalzare la quota del fondo inducendo la sedimentazione (es. briglie, ampliamento alveo) o al miglioramento degli habitat in alveo (Tab. II).

Di seguito si mostrano alcuni esempi concreti di possibili interventi finalizzati al ripascimento degli alvei e al riequilibrio sedimentologico a scala di bacino.

Di fronte alla minaccia di inondazione di un abitato, per il rigurgito idraulico indotto da un ponte con luce insufficiente, la risposta tradizionale è l'estrazione di sedimenti nel tratto a cavallo del ponte (aggravando ulteriormente l'incisione). Ad un'analisi più approfondita, tuttavia, è molto più conveniente, anche dal punto di vista puramente economico, ricostruire il ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo (Fig. 11).

Altro esempio: di fronte ad una vastissima frana millenaria –lenta, plastica, ma inarrestabile– finora si è intervenuti consolidando l'alveo con una serie di oltre 100 briglie che, progressivamente, sono state smantel-

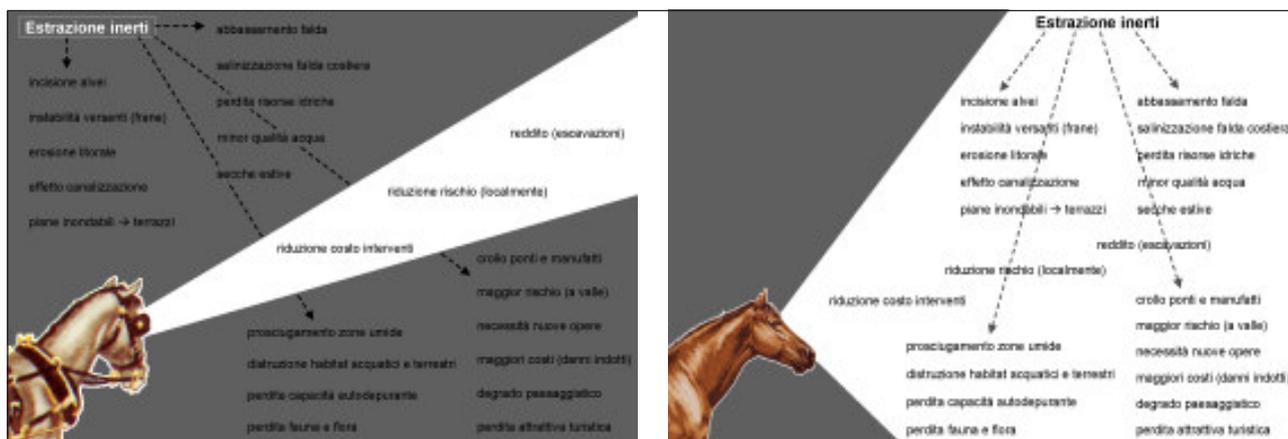


Fig. 10. A sinistra: nella gestione tradizionale le escavazioni in alveo venivano praticate poiché l'ottica di intervento era limitata nello spazio (locale) e nel tempo (a breve termine), quasi come se si guardasse con i paraocchi. **A destra:** l'istituzione delle Autorità di bacino ha favorito l'affermazione di un'ottica più lungimirante e dell'approccio della riqualificazione fluviale: si guarda, senza paraocchi, all'insieme degli effetti e in una scala spaziale e temporale più vasta.

Tab. II. Riepilogo di possibili misure per mitigare l'incisione ed i suoi effetti ambientali (da BRAVARD *et al.*, 1999, in RINALDI, 2005; per i riferimenti bibliografici contenuti nella tabella si rimanda a BRAVARD *et al.*, 1999).

Misure o strategie	Fiume e riferimento
1. Aumento dell'apporto di sedimenti	
Da monte (destabilizzazione versanti, riattivazione frane)	- Drome R., France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1997; BRAVARD <i>et al.</i> , in press)
Dalla piana inondabile (distruzione pennelli, fascia erodibile)	- Ain R., France (BRAVARD <i>et al.</i> , 1990) - Russian R., California (FLOORSHEIM & GOODWIN, 1995) - Drome R., France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1996) - Southeastern France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1996; BRAVARD <i>et al.</i> , in press) - Loire R., France (BAZIN & GAUTIER, 1996)
Immissione artificiale di ghiaia	- Rhine River, Germany (KUHLE, 1992) - Danube R., Austria (GOLZ, 1994) - Rhone R., France (KLINGEMAN <i>et al.</i> , 1994, in press) - Drome R., France (LANDON <i>et al.</i> , in press) - Meuse R., Netherlands (KLASSAN <i>et al.</i> , in press)
2. Misure di controllo della quota del fondo	
Briglie	- Western Iowa, USA (LOHNES, 1997) - North Mississippi, USA (MENDROP & LITTLE, 1997) - ecc.
Altre strutture (<i>spurs, drop pipe structures</i>)	- Rhone R., France (KLINGEMAN <i>et al.</i> , 1994, in press) - Yazoo basin, Mississippi (SMILEY <i>et al.</i> , 1997)
Allargamento alveo e/o creazione di alveo composto (riduzione potenza e tensioni tangenziali)	- Emme R., Switzerland (JAGGI, 1989) - Drava R., Austria - Miller Creek, California (HALTNER <i>et al.</i> , 1996)
Reintroduzione di castori (creano sbarramenti con tronchi che intrappolano sedimenti e stabilizzano il fondo)	- Western USA (PLATTS & NELSON, 1989; CHANEY <i>et al.</i> , 1990)
Mitigazione degli effetti ambientali	
Escavazione pianura, escavazione di alvei abbandonati, ricarica artificiale falda, spostamento alveo (tutte misure per migliorare connessione fiume-pianura-falda)	- Southwestern Germany (KERN, 1992) - Sweden (PETERSEN <i>et al.</i> , 1992) - Rhone R. (HENRY & AMOROS, 1995; STROFFEK <i>et al.</i> , 1996; Piegay <i>et al.</i> , 1997; FRUGET & MICHELOT, 1997) - Danube R., Germany (KERN, 1992)
Strutture in alveo (<i>weirs, spur dikes, drop pipe structures</i>) per migliorare habitat acquatici	- Twentymile C., Goodwin C., Yazoo basin, Mississippi (SHIELDS & Hoover, 1991; COOPER <i>et al.</i> , 1997; SMILEY <i>et al.</i> , 1997) - Northwestern Mississippi (SHIELDS <i>et al.</i> , 1993, 1995)



Fig. 11. Tradizionalmente, nel caso di luce insufficiente di un ponte (nell'ovale), si asportano sedimenti. Il costo dell'intervento, ripetuto negli anni, a lungo termine supera quello della ricostruzione del ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo.



Fig. 12. La linea punteggiata delimita una vasta area franosa (un'intera valle), quasi disabitata. Consolidare l'area comporta costi molto elevati, del tutto sproporzionati ai vantaggi ottenibili. Rinunciare a difenderla, oltre al risparmio economico, favorirebbe il ripascimento degli alvei e, a lungo termine, del litorale.

late dal fiume. Nell'ottica della riqualificazione fluviale, anziché ricostruirle, si potrebbe giungere alla soluzione opposta: demolire molte briglie disseminate nel reticolo idrografico e assecondare la franosità di alcuni versanti disabitati per mobilitare i sedimenti e accelerare il riequilibrio geomorfologico, curando così sia l'incisione degli alvei che le sue conseguenze (scalzamento delle opere, erosione del litorale, riduzione delle riserve idriche sotterranee). Ai vantaggi ambientali si unirebbero quelli economici (Fig. 12).

Un altro esempio riguarda la protezione dall'erosione laterale, tradizionalmente affrontata con difese spondali in massi, identiche nelle situazioni più disparate (il che, tra l'altro dimostra la mancanza di un'apposita progettazione). Studiando con accuratezza la soluzione più efficace e a minor impatto si può giungere alla conclusione che, nelle condizioni specifiche, è tecnicamente più *appropriata* una difesa con alberi sdraiati, ancorati alle sponde con cavi d'acciaio (WASHINGTON STATE, 2002). Tuttavia va considerato che, in un fiume inciso, l'erosione delle sponde è una risposta utile al raggiungimento di un nuovo equilibrio morfologico; inoltre l'analisi economica può dimostrare che i costi della difesa superano largamente il valore del bene da difendere e, quindi, che la soluzione più *conve-*

niente è il "non intervento", cioè lasciar erodere la sponda (Fig. 13). In effetti, se oggi la costruzione delle difese spondali è ancora così diffusa è solo perché chi le chiede a gran voce non ne paga il costo (scaricato sul bilancio pubblico).

Si tratta di un approccio analogo a quello attuato sulla Drava austriaca dove, a causa del confinamento tra difese spondali in massi, nel secolo scorso l'alveo ha subito una progressiva incisione che, scalzando le difese stesse, comportava continui costi di manutenzione. Ad un certo punto, fatti due conti, hanno constatato che a lungo termine i costi sarebbero divenuti insostenibili. Così l'autorità idraulica della Carinzia, col supporto di fondi LIFE, ha adottato un approccio alternativo: su numerosi tratti della Drava sono state demolite le difese spondali e l'alveo è stato ampliato, in modo da rallentare la corrente e indurre la sedimentazione, contrastando così l'incisione e riducendo al tempo stesso il rischio idraulico (JAEGLI e ZARN, 1999; WWF, 2002). Con l'occasione si è proceduto anche a vari interventi di miglioramento degli habitat creando nuovi bracci laterali, nuove zone umide, nuove isole fluviali, rendendo l'ambiente più attraente per il turismo (Fig. 14). Ne hanno guadagnato la sicurezza, il bilancio ambientale e quello economico.

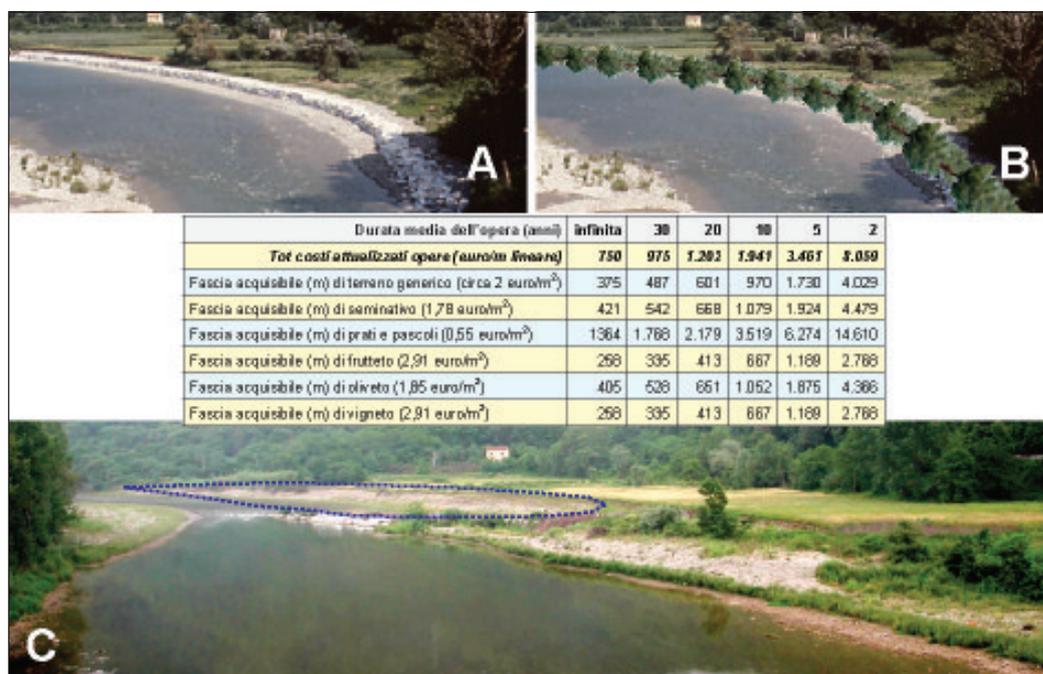


Fig. 13. A: Difesa spondale in massi, la tecnica *tradizionale* più diffusa per la protezione dall'erosione laterale. B: difesa con alberi ancorati alla sponda, la tecnica più *appropriata* al caso specifico. C: "non intervento", la soluzione più *conveniente* dal punto di vista economico ed ambientale (adottata dall'Autorità di bacino del Magra); la linea punteggiata indica l'area erosa. La tabella al centro riporta l'ampiezza della fascia di terreno acquisibile investendo il denaro che sarebbe necessario per costruire l'opera di difesa (per varie durate dell'opera stessa); ad es. con il costo di una scogliera di durata media 20 anni si potrebbe acquistare una fascia di terreno a prati e pascoli larga ben 2179 m.

Da questi esempi è evidente quanto l'approccio tradizionale (costruzione di difese spondali) si discosti da quello della riqualificazione fluviale (loro demolizione). Ma l'intervento forse più esemplare della riqualificazione fluviale – l'istituzione della fascia di mobilità funzionale – è di tipo non strutturale. Si tratta di una fascia lasciata alla libera divagazione, in cui non sono consentite opere di difesa dall'erosione (né la riparazione di quelle esistenti): una vera restituzione di spazio al fiume che rappresenta il miglior presupposto per il suo recupero di naturalità. La fascia è delimitata dalla sovrapposizione tra alveo attuale, inviluppo storico degli alvei recenti (ultimi 50-200 anni) e fascia di erosione potenziale futura (nei prossimi 50-100 anni) (RINALDI, 2005; BROOKES, 1988; BROOKES e SHIELDS, 1996; PIÉGAY *et al.*, 1994, 1997, 2005; MALAVOI *et al.*, 1998; BARUFFI *et al.*, 2005).

La fascia di mobilità funzionale permette al fiume di innescare la rinaturalizzazione spontanea, per libera evoluzione, favorendo il riequilibrio dei sedimenti e la ricostituzione del mosaico di habitat e dei processi che li mantengono e rinnovano (Fig. 15).

CONCLUSIONI

La crescita di popolamenti ittici richiede condizioni idonee a tutte le specie che li compongono e ai loro stadi vitali; condizioni inidonee anche ad un solo stadio vitale compromettono l'equilibrio dell'intero popola-

mento. Se in passato l'attenzione era rivolta quasi esclusivamente alla qualità dell'acqua, oggi è diffusa la consapevolezza che è necessario garantire ai pesci anche gli habitat per le funzioni quotidiane e quelli per superare fasi critiche, assicurare apporti trofici adeguati (forniti dalla copertura vegetale riparia), rispettare l'andamento naturale delle portate ed evitare l'introduzione di specie aliene.

Nel tracciare le linee di una strategia integrata di tutela dell'ittiofauna fluviale sono state passate in rassegna le principali pressioni da controllare, concentrando l'attenzione sull'artificializzazione, non solo per il suo impatto, elevato e persistente, ma anche per le implicazioni di vasta portata che ne derivano. L'esigenza di rispettare il libero esplicitarsi delle dinamiche



Fig. 14. Esempi di interventi attuati sulla Drava austriaca per contrastare l'incisione dell'alveo: demolizione delle difese spondali in massi e scavo di: lembi semilunari di nuova piana inondabile, alvei secondari (con formazione di isole fluviali), bracci laterali e zone umide perfluviali.

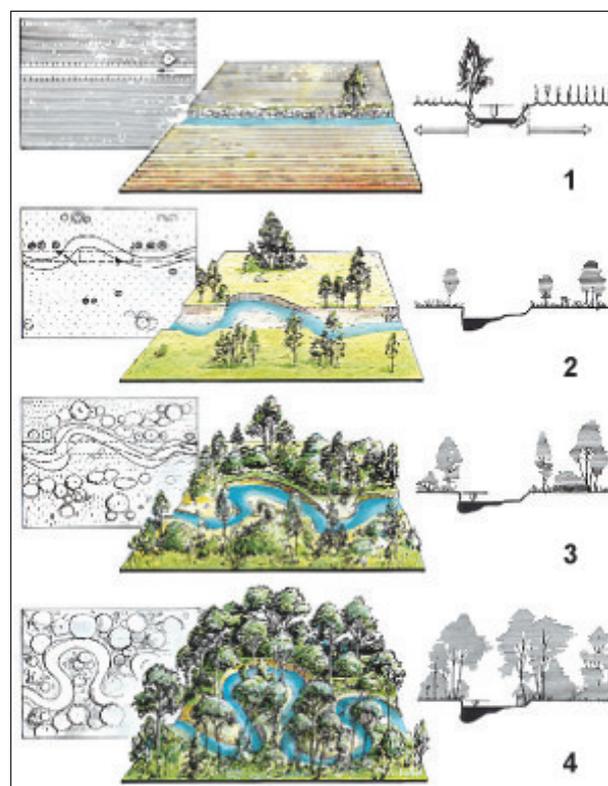


Fig. 15. Rinaturalizzazione spontanea di un corso d'acqua canalizzato, innescata dalla rimozione di elementi rigidi artificiali. 1: corso d'acqua artificializzato (rettifica, difese spondali) e territorio circostante coltivato. 2: abbandonato l'intenso sfruttamento agricolo del territorio e rimossi gli elementi di artificializzazione del corso d'acqua, quest'ultimo riacquista sinuosità e modella le superfici adiacenti, sulle quali si insedia la vegetazione. 3: le aree inondabili sono ormai il dominio del fiume che ne regola morfologia, condizioni edafiche e stadi di sviluppo della vegetazione. 4: il sistema fluviale raggiunge una condizione di equilibrio, avendo sviluppato strutture e processi in grado di auto-sostenersi e di incorporare i disturbi naturali. (da BINDER, 2000, in CIRF, 2006).

fluviali (idrologiche, morfologiche, ecologiche), infatti, confligge fortemente con la gestione tradizionale dei corsi d'acqua. Tuttavia, ad un'analisi più approfondita, la gestione tradizionale mostra tutti i suoi limiti, legati principalmente ad un'ottica localistica e a breve termine: i vantaggi locali e immediati, infatti, sono ottenuti compromettendo l'interesse generale e l'assetto futuro; in altre parole la gestione tradizionale – basata sull'idea di fondo di “domare” i fiumi e di sottrarre loro spazio per le attività umane – cozza contro i principi dello sviluppo sostenibile.

Ponendosi nell'ottica della sostenibilità, la gestione tradizionale deve essere sostituita dall'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. Diviene allora chiaro che natura e sicurezza non sono necessariamente obiettivi antitetici ma, anzi, che il miglior modo di difendersi dai fiumi è quello di difendere i fiumi. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna –perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali– diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

BIBLIOGRAFIA

- ALLAN J.D., 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- AUTORITÀ BACINO MAGRA, 2000. *Tutela dei corsi d'acqua interessati dalle derivazioni (Relazione generale e Norme di attuazione)*. Sarzana – La Spezia. Disponibile su: www.adbmagra.it.
- BARUFFI F., RUSCONI A., SURIAN N., 2005. Le fasce di pertinenza fluviale nella pianificazione dei bacini idrografici: aspetti metodologici ed applicazioni. *Atti Convegno Interpraevent*, Riva del Garda, Maggio 2004.
- BAYLEY P.B., 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience*, **45** (3):153-158.
- BILBY R.E., LIKENS G.E., 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology*, **61** (5): 1107-1113.
- BINDER W., 2000. River restoration in Bavaria. In: H.J. Nijland and M.J.R. Cals (eds.), *Proceedings of the Conference on River Restoration in Europe*. Wageningen, The Netherlands: 223-229.
- BRAVARD J.P., KONDOLF G.M., PIÉGAY H., 1999. Environmental and societal effects of channel incision and remedial strategies. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), *Incised River Channels*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 303-341.
- BRINSON M.M., HAUER F.R., LEE L.C., NUTTER W.L., RHEINHARDT R.D., SMITH R.D., WHIGHAM D., 1995. *A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands*. Technical Report WRP-DE-11. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 219 pp. Disponibile su: <http://el.erdc.usace.army.mil/wetlands/pdfs/wrpde11.pdf>
- BROOKES A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, Chichester UK, 342 pp.
- BROOKES A., SHIELDS F.D.Jr. (Eds.), 1996. *River Channel Restoration. Guiding Principles for Sustainable Projects*. John Wiley & Sons, Chichester UK, 433 pp.
- BROWN G.W., KRYGIER J.T., 1967. Changing water temperatures in small mountain streams. *J. Soil Water Conserv.*, **22** (6): 242-244.
- CAMPBELL K.L., KUMAR S., JOHNSON H.P., 1972. Stream straightening effects on flood runoff characteristics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **15**: 94-98.
- CELLERINO R., 2004. *L'Italia delle Alluvioni. Un'analisi economica*. Ed. Franco Angeli, Milano, 288 pp.
- CEMAGREF, 1983. *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau*. CEMAGREF, Grenoble.
- CHANG H.H., 1988. *Fluvial processes in river engineering*. Wiley & Sons, New York, 432 pp.
- CIRF, 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Mazzanti editore, Venezia. 832 pp.
- COPP G.H., 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **26**: 1-27.
- CORNING R.V., 1975. Channelization: shortcut to nowhere. *Virginia Wildlife*, Feb.: 6-8.
- COVICH A.P., 1993. Water and ecosystems. In: P.H. Gleick (ed.), *Water in crisis: A guide to the World's Freshwater resources*, Oxford University Press, Oxford, UK, XXIV+473 pp.
- DANIELS R.B., 1960. Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa. *American Journal of Science*, **258**: 161-176.
- DOWNS P.W., GREGORY K.J., 2004. *River Channel Management. Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London, 395 pp.
- FEMINELLA J.W., MATTHEWS W.J., 1984. Intraspecific differences in thermal tolerance of *Etheostoma spectabile* (Agassiz) in constant versus fluctuating environments. *Journal of Fisheries Biology*, **25**: 455-461.
- FEMMER S.R., 2002. *Instream Gravel Mining and Related*

- Issues in Southern Missouri*. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, Fact Sheet 012-02, 4 pp.
- GHETTI P.F., 1986. *Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Indice Biotico E.B.I. modif. Ghetti*. Provincia Autonoma di Trento, Staz. Sperim. Agraria Forestale – Serv. Protez. Ambiente, Trento, 111 pp.
- GHETTI P.F., 1995. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). In: *Notiziario dei metodi analitici. IRSA-CNR, Suppl. a Quaderni*, **100**: 1-24.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Prov. per la Protez. dell'ambiente, Trento, 221 pp.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. CNR AQ/1/127, Collana Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", 184 pp.
- HALYK L.C., BALON E.K., 1983. Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. *Canadian Journal of Zoology*, **61**: 2446-2464.
- HAYCOCK N.E., BURT T.P., GOULDING K.W.T., PINAY G., 1997. *Buffer zones, their processes and potential in water protection*. Quest Environmental, Environment Agency, UK, 322 pp.
- KARR, J.R., 2006. Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, **20** (2): 7-18.
- KONDOLF G.M., 1997. Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, **21** (4): 533-551.
- ICE (The Institution of Civil Engineers), 2001. *Learning to live with rivers*. ICE, London, 84 pp. Disponibile su: www.ice.org.uk.
- JAEGGI M., ZARN B., 1999. Stream Channel Restoration and Erosion Control for Incised Channels in Alpine Environments. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), *Incised River Channels*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 343-369.
- JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. The floodpulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge D.P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **106**: 110-127
- LACHAT, 1991. *Le cours d'eau. Conservation, entretien et aménagement*. Conseil d'Europe, Strasbourg, 84 pp.
- MALAVOI J.R., BRAVARD J.P., PIEGAY H., HEROIN E., RAMEZ P., 1998. *Determination de l'espace de liberte des cours d'eau. Bassin Rhone Mediterranee Corse*. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, Guide Technique N°2, 39 pp.
- MARIDET L., 1994. *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau: influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I, 295 pp.
- MARIDET L., 1995. *Rôle des formations vegetales riveraines. Recommandations pour una gestion régionalisée*. Ministère de l'environnement, Cemagref, Lyon, 59 pp.
- MARZOLF R.G., 1978. *The potential effects of clearing and snagging on stream ecosystems*. U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS-78/14), Washington, D.C.
- MEEHAN W.R., SWANSON F.J., SEDELL J.R., 1977. Influence of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular references to salmonid fishes and their food supply. In: Johnson R.R. and Jones D.A. (eds.), *Importance, preservation and management of riparian habitat*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Gen. Tech. Rep. RM-43: 137-145.
- MERZ J.E., OCHIKUBO CHAN L.K., 2005. Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Res. Applic.* **21**: 61-74.
- MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., PETERSEN R.C., CUSHING C.E., BRUNS D.A., SEDELL J.R., VANNOTE R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**: 1045-1055.
- NIEMI G.J., DEVORE P., DETENBECK N., TAYLOR D., LIMA A., PASTOR J., YOUNT J.D., NAIMAN R.J., 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*, **14**: 571-587.
- PIÉGAY H., BRAVARD J.P., DUPONT P., 1994. The French water Law: a new approach for alluvial hydrosystem management, French alpin et perialpin stream examples. In: R.A. Marston and V.R. Hasfurther (eds.), *Annual summer symposium of the American Water Resources Association, Effects of human-induced changes on hydrologic systems*. American Water Resources Association, Jackson Hole, Wyoming, USA: 371-383.
- PIÉGAY H., CUAZ M., JAVELLE E., MANDIER P., 1997. Bank erosion management based on geomorphological, ecological and economic criteria on the Galaure River, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, **13**: 433-448.
- PIÉGAY H., DARBY S.E., MOSSELMAN E., SURIAN N., 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications*, **21**: 773-789.
- PIÉGAY H., RINALDI M., 2006. Gestione sostenibile dei sedimenti in fiumi ghiaiosi incisi in Francia. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 59-80.
- PINAY G., 1986. Impact of a riparian forest on the nitrogen content of phreatic water in the Garonne basin. In: Lauga J., Decamps H., Holland M.M. (eds), *Land use impacts on aquatic ecosystems*. MAB-UNESCO, PIREN-CNRS: 303-317.
- POFF N., ALLAN J.D., BAIN M.B., KARR J.R., PRESTEGAARD K.L., RICHTER B.D., SPARKS R.E., STROMBERG J.C., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* **47** (11): 769-784.
- PUMA F., 2003. Gli interventi per la mitigazione del rischio idraulico nella media e bassa Pianura Padana nella pianificazione di bacino del Po. In: E.M. Ferrucci (ed.), *Primo Forum Nazionale sul rischio idraulico e assetto della rete idrografica nella pianificazione di bacino*. Maggioli Ed.:

- 413-426.
- RAGGI G., ANTONELLI A., 1981. A difesa del Magra oggi. La pianura del basso corso del fiume e la falda di subalveo. In: *Tra fiumi, mare e terraferma*. Ed. Italia Nostra: 32-50.
- RINALDI M., 2003. Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, Central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, **28** (6): 587-608.
- RINALDI M., 2005. *Studio geomorfologico dei principali alvei fluviali nel bacino del fiume Magra finalizzato alla definizione di linee guida di gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità funzionale*. Relazione finale dello studio commissionato dall'Autorità di bacino del Magra, Sarzana (SP), 172 pp.
- RINALDI M., 2006. La prospettiva geomorfologica e le applicazioni nella gestione degli alvei fluviali. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 39-58.
- RINALDI M., SURIAN N., 2005. Variazioni morfologiche ed instabilità di alvei fluviali: metodi ed attuali conoscenze sui fiumi italiani. In: M. Brunelli e P. Farabollini (Eds), *Dinamica Fluviale, Atti Giornate di Studio sulla Dinamica Fluviale*, Grottammare, Giugno 2002, Ordine dei Geologi Marche: 203-238.
- SANSONI G., 2006. Principi di riqualificazione fluviale. Processi fluviali, riequilibrio sedimentologico, recupero degli habitat e delle risorse idriche. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 81-92.
- SPARKS RE., 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience*, **45**: 168-182.
- SURIAN N., RINALDI M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, **50** (4), 307-326.
- TOWNSEND C.R., ARBUCKLE C.J., CROWL T.A., SCARSBROOK M.R., 1997. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, **37**: 177-191.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 130-137.
- WASHINGTON STATE, 2002. *Integrated streambank protection guidelines*. Washington State, Dept. of Fish and Wildlife, Dept. of Transportation, Dept. of Ecology, 622 pp. Disponibile su: www.wdfw.wa.gov/hab/ahg/ispdoc.htm.
- WASSON J.G., BETHMONT J., DEGORGIE J.N., DUPUIS B., JOLIVEAU T., 1993. *Vers une typologie fonctionnelle des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Loire: éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I. Atlas*. CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CRENAM, URA CNRS, 260 pp.
- WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Lyon, 158 pp.
- WELCOMME RL., 1992. River conservation-future prospects. In: Boon P.J., Calow P., Petts G.E. (eds.) *River conservation and management*. New York, John Wiley & Sons: 454-462.
- WINKLEY B.R., 1982. Response of the Lower Mississippi to river training and realignment. In: Hey R.D., Bathurst J.C., Thorne C.R. (eds.), *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester: 652-681.
- WWF, 2002. *Managing floods in Europe: the answers already exists*. WWF, 17 pp. Disponibile su: <http://assets.panda.org/downloads/managingfloodingbriefingpaper.pdf>
- 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*. Ministero Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura, 17, 123 pp.

La Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE: stato di attuazione e prospettive in Italia e in Europa

Andrea Agapito Ludovici^{1*}, Nicoletta Toniutti², Paolo Negri³

1 WWF Italia, Via Orseolo 12 - 20144 Milano

2 WWF Italia, Via Cussignacco 38 - 33100 Udine

3 WWF Trentino Alto Adige, via Malpaga 8 - 38100 Trento

** Referente per la corrispondenza: a.agapito@wwf.it*

Riassunto

Viene descritta sinteticamente la Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE e, in particolare, sono evidenziati gli aspetti innovativi rispetto alla legislazione e alla realtà italiana, quali l'analisi economica e la partecipazione attiva richieste per la redazione dei Piani di gestione di bacino idrografico. È inoltre illustrato lo stato di recepimento e di attuazione della Direttiva in Italia e in Europa, e sono avanzate proposte per un'adeguata applicazione nel nostro Paese.

PAROLE CHIAVE: Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE

Water Framework Directive, 2000/60/EC, in Italy and Europe

A brief account of the Water Framework Directive 60/2000/EC is reported, with a special focus on the most advanced aspects in comparison to the Italian legislation, like the economic analysis of water uses and the role of public participation process in order to prepare the river basins management Plans. The condition of the WFD transposition and its implementation in Italy and EU is also highlighted, followed by proposals for a full implementation in Italy of the WFD.

KEY WORDS: Water Framework Directive 2000/60/EC

INTRODUZIONE

Al principio del terzo millennio lo stato delle risorse idriche mondiali appare molto preoccupante: la crescita demografica, l'espansione economica e l'aumento dei consumi hanno quasi esaurito le risorse d'acqua disponibili, mentre gli effetti dei cambiamenti climatici (IPCC, 2007) aggravano una situazione già di per sé molto critica. Vi è ormai la diffusa consapevolezza della necessità di una gestione razionale e, per questo, anche responsabile, partecipata e trasparente dell'acqua. L'Unione Europea ha fatto un

passo estremamente importante in questa direzione con la Direttiva Quadro Acque, n. 60 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.

Nel presente articolo viene sinteticamente illustrata la Direttiva 2000/60/CE, con particolare riferimento ad alcuni dei principali aspetti innovativi e di cambiamento per la legislazione e realtà italiana, il suo stato di recepimento e di applicazione e, infine, vengono avanzate alcune proposte per favorirne l'applicazione.

LA DIRETTIVA 2000/60/CE

La Direttiva si prefigge la protezione e il miglioramento –impedendone l'ulteriore deterioramento– dello stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide da essi dipendenti, delle acque costiere, sotterranee e di transizione attraverso il raggiungimento del “buono stato” delle acque superficiali e sotterranee entro il 2015. Ciò viene perseguito attraverso la gestione delle acque a scala di bacino idrografico e l'approfondita conoscenza delle sue caratteristiche, il rispetto degli obiettivi previsti da dodici direttive comunitarie –le 11 Direttive elencate nell'allegato VI parte A della Direttiva 2000/60/CE e la Direttiva sulle sostanze prioritarie in corso di definizione–, nonché dei valori limite di emissione e degli standard di qualità ambientale (Allegato IX).

L'analisi economica e il recupero dei costi relativi ai servizi idrici, compresi i costi ambientali e di utilizzo della risorsa, dovranno, tra le altre cose, portare gli Stati membri alla definizione di politiche dei prezzi dell'acqua che incentivino gli utenti ad un uso efficiente della risorsa, mentre il coinvolgimento dei vari portatori d'interessi, inclusi i cittadini, nella fase di elaborazione, riesame e aggiornamento dei piani di gestione segnano un importante passo in avanti a favore di decisioni trasparenti, partecipate e condivise.

Il bacino idrografico, inteso come “il territorio nel quale scorrono tutte le acque superficiali attraverso una serie di torrenti, fiumi ed eventualmente laghi per sfociare al mare in un'unica foce, a estuario o a delta”, costituisce l'unità territoriale operativa di riferimento per raggiungere gli obiettivi della normativa quadro. Tra i fondamenti della Direttiva, oltre al principio di “non deterioramento” sancito già all'articolo 1, i principi di precauzione, prevenzione e “chi inquina paga” sono alla base della gestione e dell'“utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili”. Fattore, questo, indispensabile per assicurare, inoltre, la graduale riduzione o eliminazione dell'inquinamento delle acque superficiali e sotterranee, nonché la mitigazione degli effetti delle inondazioni e della siccità.

La Direttiva stabilisce che gli Stati membri debbono avviare una serie d'interventi secondo una tempistica precisa:

- entro il 2003: identificazione dei bacini idrografici e attribuzione ai relativi Distretti Idrografici; identificazione delle autorità competenti;
- entro il 2004: elaborazioni di analisi per la definizione delle caratteristiche dei distretti idrografici e dell'impatto ambientale delle attività umane; analisi economica dell'utilizzo idrico e registro delle aree protette presenti entro i distretti;
- entro il 2006: armonizzazione del sistema di classifi-

cazione dello stato ecologico delle acque secondo parametri comuni all'interno dell'Unione Europea; attivazione di sistemi di reti di monitoraggio dello stato delle acque superficiali, delle acque sotterranee e delle aree protette;

- entro il 2009: definizione di un programma di misure che, tenendo conto dei risultati delle analisi, permetta il raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dalla Direttiva; predisposizione di piani di gestione dei bacini idrografici;
- entro il 2010: definizione di una politica dei prezzi che tenga conto del principio del recupero dei costi dei servizi idrici, compresi i costi ambientali e relativi alle risorse;
- entro il 2012: adozione di un programma di misure (base e supplementari) applicabile ai distretti idrografici identificati;
- entro il 2015: attuazione delle misure necessarie per impedire il deterioramento di tutti i corpi idrici superficiali e sotterranei, oltre che per impedire o limitare l'immissione di sostanze inquinanti nelle acque sotterranee.

ASPETTI INNOVATIVI E IMPLICAZIONI CON LA SITUAZIONE ITALIANA

La Direttiva europea non si limita dunque ad enunciazioni di principio ma definisce tempi e modalità d'intervento innovative ed ambiziose che è necessario considerare attentamente rispetto a quanto prevede il nostro ordinamento. I Piani di gestione di bacino idrografico, che dovranno trovare pubblicazione entro il 2009 secondo l'articolo 13 della Direttiva, vanno infatti ben oltre quanto attualmente previsto in Italia, rispetto sia ai Piani stralcio delle Autorità di Bacino, redatti a seguito dell'entrata in vigore della Legge n. 183/89, sia ai Piani di tutela delle acque redatti a seguito del Decreto legislativo n. 152/99. Grazie ad un approfondito quadro conoscitivo di base, realizzato attraverso l'analisi delle caratteristiche del distretto, l'esame degli impatti antropici sullo stato delle acque superficiali e sotterranee e l'analisi economica (articolo 5), ci si prefigge di pervenire ad un *baseline scenario* che chiarisca quali sono i corpi idrici a rischio di non raggiungere gli obiettivi ambientali fissati dall'articolo 4. Programmi di monitoraggio (articolo 9) e di misure (articolo 11), tenuto conto delle risultanze delle analisi condotte ai sensi dell'articolo 5, informano la redazione dei Piani di bacino perseguendo l'obiettivo del raggiungimento del buono stato delle acque e del loro non ulteriore deterioramento.

Tra gli aspetti innovativi l'analisi economica, obbligatoria nella fase di definizione delle “Caratteristiche del distretto idrografico, esame dell'impatto ambientale delle attività umane e analisi economica dell'utilizzo

idrico” (articolo 5), applica l’analisi costi-efficacia (*Cost Effectiveness Analysis*) per scegliere, a parità di misure individuate, quelle economicamente preferibili e l’analisi dei costi sproporzionati (*Disproportionate Cost Analysis*) per valutare in modo trasparente la necessità di derogare dagli obiettivi ambientali. Altro ambito di applicazione è quello del “recupero dei costi relativi ai servizi idrici, compresi i costi ambientali e relativi alle risorse” (articolo 9) a carico dei vari settori d’impiego –tra cui almeno: industria, famiglie e agricoltura– per impostare una politica dei prezzi dell’acqua (*Water pricing*) entro il 2010 allo scopo di favorirne l’uso efficiente e il conseguimento degli obiettivi comunitari.

Le modalità di redazione ed attuazione del Piano, introdotte dalla normativa europea, sono inoltre caratterizzate da un percorso di “partecipazione pubblica” che deve essere promosso dagli Stati membri, come previsto dall’articolo 14. Sebbene nel testo della Direttiva il termine “partecipazione pubblica” non appaia, ad essa ci si riferisce più diffusamente nelle linee guida relative (WWF ITALIA, 2006b), prodotte all’interno del *Common Implementation Strategy*, in cui, oltre alla raccolta e diffusione delle informazioni e alla consulenza, s’incoraggiano gli Stati membri ad avviare il prima possibile processi ampiamente partecipati inclusivi dei vari portatori d’interessi. Il percorso prevede: entro dicembre 2006 la diffusione del calendario e del programma di lavoro per la produzione del Piano, con una definizione delle misure di consultazione da intraprendere; entro dicembre 2007 la valutazione globale dei problemi di gestione delle acque importanti, identificati nel bacino idrografico; entro dicembre 2008 la diffusione delle bozze dei Piani di gestione del bacino idrografico, garantendo, per ognuna delle tre fasi previste, un periodo minimo di sei mesi per la presentazione delle osservazioni scritte.

L’obbligo d’informare e consultare il pubblico al momento della preparazione dei Piani di gestione comporta altresì l’obbligo di giustificare le misure ritenute necessarie (articolo 11) ed economicamente efficienti (articolo 9) ed eventuali deroghe (articolo 4). Cooperazione, trasparenza e condivisione di obiettivi devono trovare applicazione anche a scala internazionale nel caso dei bacini idrografici transfrontalieri, ove vengono costituiti Distretti idrografici internazionali attraverso la cooperazione tra Stati membri. L’Italia, particolarmente avvantaggiata rispetto ad altri paesi europei, è in minima parte chiamata a questo più impegnativo esercizio nel caso del Po e del fiume Isonzo, oltre a contribuire, per un ambito di territorio molto limitato delle Alpi Giulie, anche al bacino del Danubio.

Obiettivo dichiarato è la pubblicazione, entro il 2009, di Piani di bacino idrografici che siano scientificamente fondati, rispondenti agli obiettivi di qualità, traspa-

renti, condivisi e quindi applicabili con successo sul territorio. Si tratta, dunque, di un procedimento ben diverso da quello attualmente previsto per i Piani stralcio delle Autorità di bacino o i Piani di tutela delle acque regionali che prevedono un unico momento di consultazione aperto a tutti, solamente a progetto di piano definito ed entro un tempo limitato –in genere sessanta giorni– in cui vengono raccolte le osservazioni di cittadini, associazioni ed altri enti pubblici.

L’applicazione della Direttiva si avvale anche di una cosiddetta strategia comune di implementazione (*Common Implementation Strategy*), promossa dalla Commissione Europea che, grazie al contributo e all’azione congiunta dei Direttori Acque dei Ministeri dell’Ambiente, ha consentito la redazione, ad oggi, di 17 linee guida sugli aspetti più significativi e problematici dell’applicazione della norma, tra cui quella riferita agli aspetti economici (WATECO) e quella per la partecipazione pubblica.

STATO DI ATTUAZIONE DELLA DIRETTIVA IN EUROPA

Il 22 ed il 23 marzo 2007 a Bruxelles, in occasione della *European Water Conference*, la Commissione Europea ha presentato, ai sensi dell’articolo 18.3, il primo rapporto relativo allo stato di attuazione della Direttiva. L’analisi delle prestazioni degli Stati membri ha misurato: il recepimento della norma comunitaria nell’ordinamento nazionale –verificando in particolare il recepimento degli articoli 4 (obiettivi ambientali), 9 (recupero dei costi relativi ai servizi idrici) e 14 (informazione e consultazione pubblica)–, l’applicazione degli articoli 3 (distretti idrografici) e 5 (caratterizzazione dei distretti idrografici), nonché la qualità del *reporting* stesso.

La Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio ha tenuto conto dunque dei rapporti che gli Stati membri erano tenuti a presentare entro il dicembre 2004 secondo quanto previsto dall’articolo 5 della Direttiva e dalle relative specifiche fissate dall’allegato II. Gli Stati membri dovevano infatti realizzare l’analisi ambientale ed economica utilizzando prevalentemente le informazioni di cui disponevano per rispondere ad una delle domande principali poste dalla norma comunitaria, ossia, in base ai dati disponibili, valutare qual è il rischio di non raggiungere gli obiettivi ambientali previsti al 2015. Poiché per la prima volta una Direttiva comunitaria in materia di acqua chiede di tener conto di tutte le pressioni e gli impatti sugli ecosistemi acquatici, nonché delle loro ripercussioni sugli elementi di qualità biologica, la percentuale effettiva dei corpi idrici che sembrano rispondere agli obiettivi di qualità richiesti è piuttosto bassa come mostrato in figura 1.

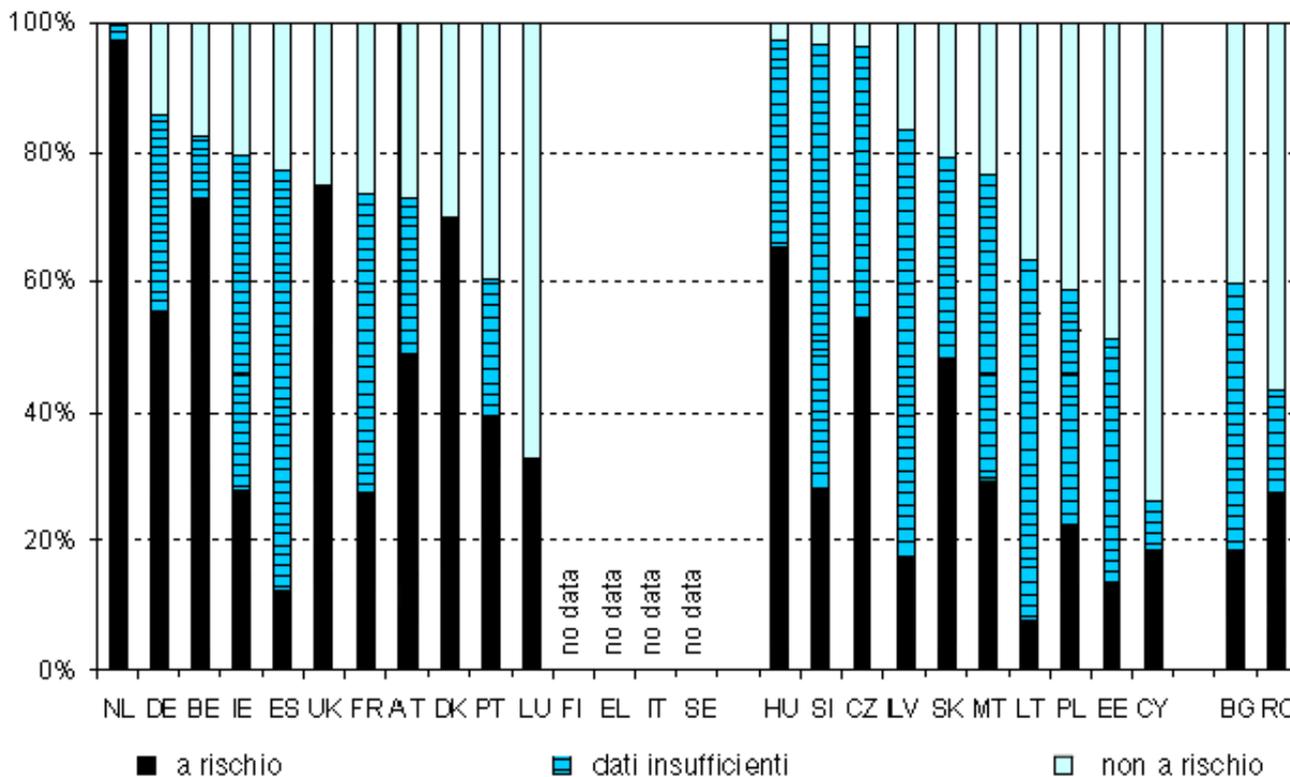


Fig. 1. Percentuale di corpi idrici superficiali, ripartiti per Stato membro, che rischiano di non conseguire gli obiettivi della direttiva quadro (dati ricavati dalle relazioni degli Stati membri; da: Commissione Europea, Bruxelles, 22.3.07 COM2007).

La situazione in Europa è evidentemente più grave di quanto si potesse immaginare. Tra le pressioni più rilevanti va segnalato l'inquinamento diffuso da fonti agricole. Nonostante, infatti, i passi avanti nell'applicazione della Direttiva sui nitrati, la relativa designazione delle zone vulnerabili è ancora lontana dall'essere ultimata. Non soddisfacente permane anche il trattamento delle acque reflue urbane, unitamente alla mancata designazione delle "aree sensibili" per proteggere le zone più vulnerabili dall'inquinamento da nutrienti.

Come parte dell'analisi ai sensi dell'articolo 5, gli Stati membri dovevano pervenire anche ad una prima valutazione degli impatti e delle pressioni delle cosiddette sostanze prioritarie ai sensi dell'allegato X e dei principali inquinanti ai sensi dell'allegato VIII. Il lavoro sin qui condotto risulta tuttavia inadeguato e insufficiente tenendo conto delle norme comunitarie già in vigore in materia. A ciò si aggiungono le modifiche fisiche a cui è stata sottoposta la gran parte degli ecosistemi acquatici dovute, in particolar modo, alla navigazione fluviale, alla produzione di energia idroelettrica, alla costruzione d'infrastrutture per la protezione contro le alluvioni, allo sviluppo di aree urbane e industriali. In particolare la Commissione evidenzia come, soprattutto nell'Europa meridionale, l'estrazione d'acqua superi la capacità di ricarica naturale, principalmen-

te a causa delle pratiche d'irrigazione agricola.

Per quanto riguarda nel complesso il rapporto ai sensi dell'articolo 5, come già evidenziato dall'indagine condotta da WWF e EEB (*European Environmental Bureau*), "l'analisi economica rappresenta il principale punto debole, in particolare per quanto riguarda l'individuazione adeguata degli usi e dei servizi idrici per la valutazione del grado del recupero dei costi" (Fig. 2) (WWF-EEB, 2006; COMMISSIONE EUROPEA, 2007b). Da tale indagine risulta che nella maggior parte dei casi le analisi economiche sono state sviluppate senza tener conto dell'analisi tecnica (individuazione delle pressioni, valutazione degli impatti, analisi del rischio). Ne consegue che nessuno dei rapporti esamina nel dettaglio il contributo al recupero dei costi dei servizi idrici da parte dei vari settori d'impiego e la coerenza con il principio "chi inquina paga". Inoltre, pochi distretti idrografici hanno coinvolto i vari portatori d'interessi in quanto fornitori di dati, informazioni o analisi; la maggior parte delle autorità competenti ha infatti condotto l'esercizio (e più in generale la completa preparazione del rapporto ai sensi dell'articolo 5) a tavolino, senza alcuna diretta partecipazione delle parti interessate.

Infine, tra gli elementi di valutazione della Commissione non poteva mancare la qualità del *reporting* da parte degli Stati membri basato su:

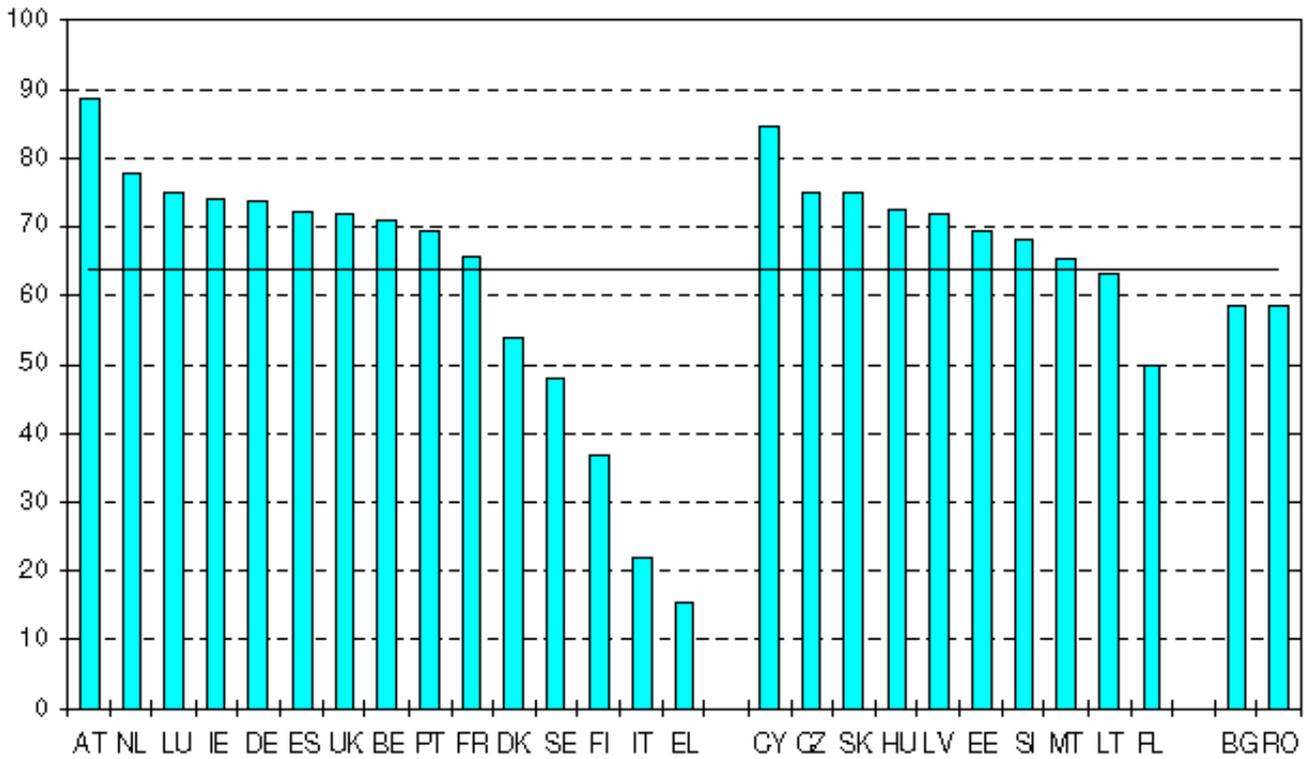


Fig. 2. Indicatore di prestazione per Stato membro riguardante la realizzazione dell'analisi ambientale ed economica –articolo 5 della direttiva quadro sulle acque– compresa la media per l'UE-27 (linea continua). I punteggi riferiti alla BG e alla RO sono ricavati da valutazioni preliminari (dati basati sulle relazioni degli Stati membri; da: Commissione Europea, Bruxelles, 22.3.07 COM2007).

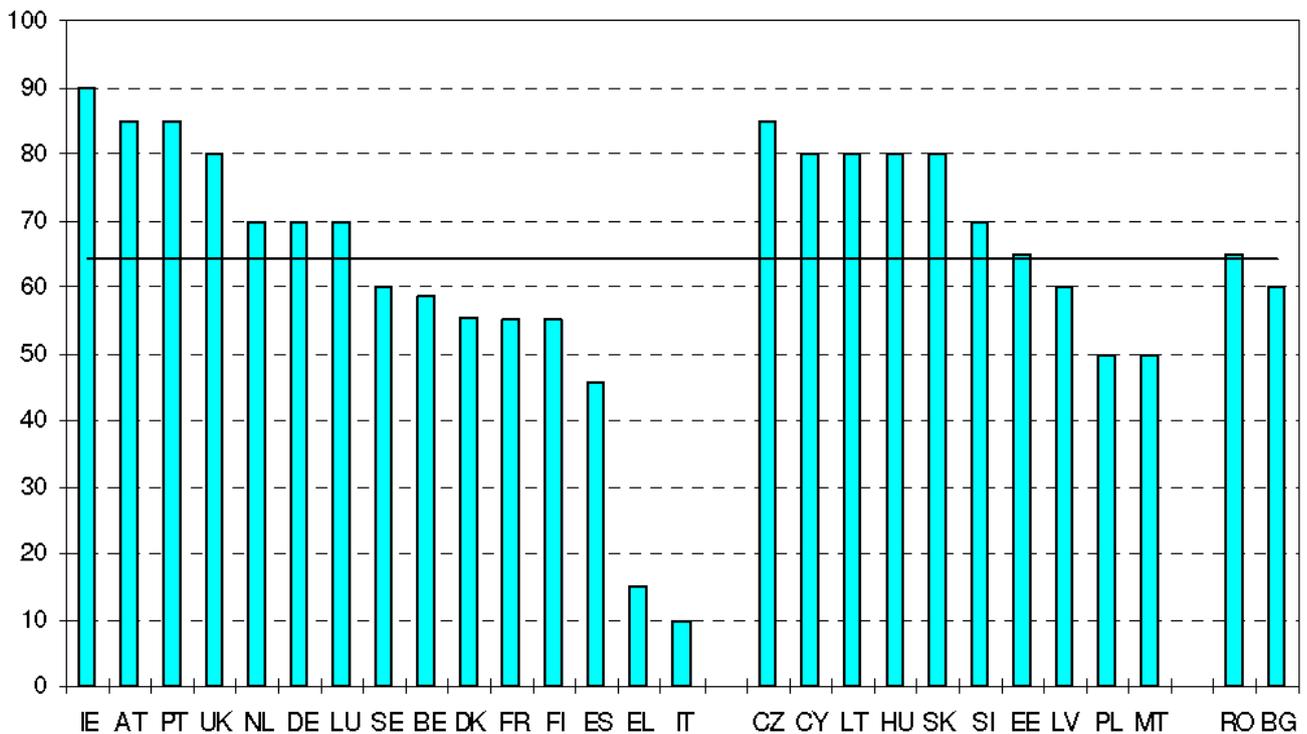


Fig. 3. Indicatore per Stato membro riguardante i risultati ottenuti nella comunicazione delle informazioni e media generale (linea continua) per l'UE-27 (dati basati sulle relazioni degli Stati membri; da: Commissione Europea, Bruxelles, 22.3.07 COM2007).

- inoltro del rapporto secondo scadenza;
- chiarezza e completezza del rapporto;
- esistenza di una “*gap analysis*, in caso di incompletezza”, e la messa a punto di una fase ricognitiva.

La figura 3, come le precedenti, si commenta purtroppo da sola, in particolar modo per quanto riguarda l'operato dell'Italia. Poiché gli Stati membri sono chiamati ad ultimare i Piani di gestione dei bacini idrografici entro il 2009 e a definire la politica tariffaria per le acque entro il 2010, la Commissione Europea ha avanzato una serie di raccomandazioni affinché il quadro che emerge da questo primo rapporto comunitario possa essere migliorato, ricordando che informare e consultare il pubblico durante la redazione dei piani è un obbligo, così come è un obbligo giustificare le misure ritenute economicamente più efficienti e necessarie, nonché le eventuali deroghe.

La Commissione invita dunque gli Stati membri ad ottemperare ai seguenti impegni.

1. “Superare i problemi e le carenze esistenti” (a cominciare dalla necessità di disporre di un sistema nazionale completo di valutazione e classificazione ecologica), riducendo sensibilmente carenze e dati mancanti.
2. “Integrare la gestione sostenibile delle acque in altre politiche settoriali”. In particolare si evidenzia “garantire che i progetti relativi alle infrastrutture e allo sviluppo umano sostenibile, che potrebbero causare un degrado dell'ambiente acquatico, siano sottoposti ad una opportuna valutazione d'impatto ambientale. A tal fine è determinante procedere al recepimento integrale della direttiva e all'applicazione corretta, trasparente e coordinata dell'articolo 4, paragrafo 7”. A questo proposito, il valore di strumento adattativo ai cambiamenti climatici dei Piani di gestione dei bacini idrografici è ampiamente riconosciuto non solo dalla Commissione Europea, ma anche da tutti gli Stati membri che seriamente hanno partecipato e contribuito alle conferenze internazionali sul tema.
3. “Valorizzare al massimo la partecipazione del pubblico”.

Per favorire, migliorare ed accrescere il processo di *reporting*, comunicazione e informazione è stato messo a punto il *Water Information System for Europe* (WISE). Ora ancora in fase embrionale, è destinato a divenire il sistema di riferimento entro il 2010 sia per la raccolta dati da parte degli Stati membri (già oggi è il *format* di riferimento per il *reporting*) che per la messa a disposizione e condivisione delle informazioni rivolte a tutti i cittadini europei. I partner del progetto WISE sono: Commissione Europea, European Environmental Agency, Joint Research Centre, Eurostat.

STATO DI ATTUAZIONE DELLA DIRETTIVA IN ITALIA

L'Italia, anche a seguito di una condanna da parte della Corte di Giustizia europea del 12 gennaio 2006 per la mancata trasposizione nella legislazione nazionale della Direttiva entro i termini prescritti, ha recepito la Direttiva 2000/60/CE solo il 3 aprile 2006 con il Decreto Legislativo n. 152, adottato a seguito della Legge 15 dicembre 2004, n. 308. Il recepimento però non appare in linea con quanto richiesto a livello comunitario, tanto che la Commissione Europea fece pervenire già nel dicembre 2006 una lettera di costituzione in mora a fronte del fatto che “sono state recepite solo in parte le disposizioni che stabiliscono le condizioni che gli Stati membri devono soddisfare qualora intendano derogare agli obiettivi ambientali e al calendario previsti dalla Direttiva”. Poiché da allora la situazione non è mutata, la Commissione, nel giugno 2007, ha provveduto ad inviare un parere motivato alle Autorità italiane, le quali sono tenute a rispondere entro due mesi.

La Commissione ha del resto espresso a più riprese il giudizio negativo sulla modalità di procedere dell'Italia; da ultimo: “Solo per l'Italia le responsabilità per la preparazione dei Piani di gestione di bacino idrografico non sono chiare. Ciò è confermato dal fatto che i resoconti previsti nell'ambito dell'applicazione dell'articolo 5 sono documenti scoordinati tra le diverse autorità all'interno del distretto idrografico”. E ancora: “Solo per l'Italia il raggruppamento di bacini idrografici per distretti appare essere illogico e non necessariamente in linea con gli orientamenti della Direttiva quadro acque. I bacini idrografici che si affacciano sui mari Tirreno ed Adriatico sono stati raggruppati insieme. Questo è il caso dei distretti dell'Appennino settentrionale, centrale e meridionale”. Tali criticità erano del resto già state ampiamente espresse, a più livelli, da varie associazioni ambientaliste, associazioni di categoria e altri soggetti. Ciò ha portato l'attuale Governo ad istituire il Comitato per la revisione del Decreto legislativo n. 152/06, con Decreto GAB/DEC/158 in data 12 giugno 2006 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. In circa dieci mesi di lavoro, per quanto riguarda la parte III (acque, difesa del suolo e desertificazione), il Comitato di revisione del Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare si è confrontato direttamente con le Regioni e, successivamente, ha avviato consultazioni con associazioni ambientaliste, associazioni di consumatori e associazioni di categoria sulla base di un documento di indirizzo per la modifica della parte III. L'attività procede tuttavia a rilento e con modalità discutibili, non solo in quanto a trasparenza e inclusioni dei vari portatori d'interessi, ma anche in riferimento alla

rispondenza agli obiettivi introdotti dalla Direttiva 2000/60/CE, come la procedura d'infrazione in corso a livello comunitario attesta.

INDICI AMBIENTALI E ATTIVITÀ DI MONITORAGGIO

Lo spirito della Direttiva 2000/60/CE per quanto concerne la valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici mette in primo piano la valutazione degli ecosistemi acquatici, più che una semplice analisi della qualità dell'acqua. Proprio per questo motivo uno dei passi previsti dalla Direttiva è l'individuazione delle tipologie di corpi idrici in accordo all'Allegato II. Questa importante classificazione permette di suddividere tutti i fiumi, i laghi, le acque di transizione e costiere accorpandoli in gruppi omogenei secondo delle caratteristiche fisiche comuni (es. tipo di substrato, altitudine, ampiezza del bacino). Per ognuna di queste categorie devono essere fissate delle condizioni di riferimento (Allegato II, 1.3) le quali devono possedere aspetti idromorfologici, chimici fisici e biologici (definite come elementi di qualità specifici) che rappresentano uno stato ecologico elevato (Allegato V). Per i laghi e i fiumi questi elementi di qualità specifici devono corrispondere totalmente o quasi totalmente a condizioni indisturbate. Il percorso di individuazione delle tipologie dei corpi idrici e delle condizioni di riferimento avrebbe dovuto concludersi, in accordo all'articolo 5, entro la fine del 2004.

Fino ad ora a livello italiano vi sono documenti che indicano modalità di individuazione per laghi e fiumi ma nulla di ufficiale si è concretizzato: non esiste ancora una tipizzazione reale per le acque interne italiane.

L'individuazione di tipologie e di condizioni di riferimento permettono di valutare lo stato di qualità dei corpi idrici, che viene definito come rapporto di qualità ecologica (normalmente chiamato EQR, *Ecological Quality Ratio*), calcolato rapportando "i valori di 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" (Allegato V, 1.4.1, iii).

I parametri biologici considerati dalla Direttiva, chiamati elementi di qualità biologica, comprendono le comunità più rappresentative che vivono all'interno degli ecosistemi acquatici. Ad esempio per i fiumi vanno monitorati (Allegato V, 1.2.1) il fitoplancton, le macrofite ed il fitobentos, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica. Questo significa che ogni Stato membro deve strutturare la propria attività di monito-

raggio in modo da comprendere tutti gli elementi di qualità biologica previsti dall'Allegato V.

L'attività di monitoraggio conforme alla Direttiva avrebbe dovuto partire all'inizio del 2007 (articolo 8.2). In Italia ciò non è avvenuto in quanto attualmente non vi sono metodi conformi alla Direttiva. Vi sono varie proposte di indici biologici, indicati da varie istituzioni universitarie e di ricerca, e il Ministero dell'Ambiente ha istituito gruppi di lavoro per definire nuovi metodi biologici, ma per ora si tratta solo di bozze che non hanno la veste dell'ufficialità. Definire nuovi metodi comunque non basta, in quanto vi deve essere una fase di sperimentazione e di taratura di metodiche che non hanno mai avuto applicazioni su ampia scala in Italia, alla quale va aggiunta una intensa opera di formazione dei tecnici delle Agenzie per l'Ambiente deputate istituzionalmente alla valutazione della qualità dei corpi idrici. Sicuramente questo significa che il ritardo accumulato dal nostro Paese relativamente agli aspetti di monitoraggio e stato della qualità delle acque superficiali non verrà facilmente recuperato in tempi brevi.

CONCLUSIONI E PROPOSTE

La situazione per un corretto recepimento della Direttiva 2000/60/CE e soprattutto per una sua adeguata applicazione, anche nel tentativo di recuperare i tempi almeno per la pubblicazione dei Piani di gestione di bacino idrografico entro il 2009, è oggettivamente preoccupante. Il recepimento della Direttiva avvenuto con il decreto legislativo n. 152/06, richiede, anche a seguito di quanto espresso dalla Commissione Europea, una sostanziale modifica a cominciare dall'identificazione dei bacini idrografici e dalla loro attribuzione ai relativi distretti idrografici.

La Commissione di revisione istituita dal Ministero dell'Ambiente della tutela del Territorio e del Mare ha ancora poco tempo per definire un articolato nuovo e conforme alla Direttiva 2000/60/CE, in quanto a fine anno scadono i termini previsti dalla Legge delega n. 308/04 per emendare la parte III (acque, difesa del suolo e desertificazione) del decreto legislativo n. 152/06.

Il documento di orientamento per la revisione della parte III, redatto dal Comitato ministeriale, è stato fortemente criticato da varie associazioni, quali il WWF Italia e il FAI (Fondo per l'Ambiente Italiano), in quanto si ritiene indispensabile garantire la centralità della pianificazione a scala di bacino idrografico che nel documento del Comitato ministeriale appare indebolita a favore di un maggior decentramento a livello regionale. Se ciò può essere condivisibile a livello di gestione e attuazione di interventi, altrettanto non si può dire per il livello di pianificazione che deve assolu-

tamente rimanere a scala di bacino. Inoltre, WWF e FAI chiedono che siano le Autorità di distretto, purtroppo ancora non istituite, a redigere i Piani di gestione di bacino idrografico, previsti dall'articolo 13 della Direttiva 2000/60/CE. Non conforme all'articolato della Direttiva è infatti l'ipotesi di più Piani regionali redatti singolarmente da ogni Regione all'interno del distretto idrografico di appartenenza. Diversamente, è necessario uno sforzo maggiore per integrare ed adeguare (e non viceversa) gli altri strumenti pianificatori (ad esempio i Piani regionali di Tutela delle acque) in relazione agli obiettivi qualitativi e quantitativi introdotti dalla Direttiva. Il documento del Comitato ministeriale è risultato carente anche sugli aspetti innovativi della Direttiva 2000/60/CE, soprattutto relativamente all'analisi economica (articolo 5) ed alla partecipazione attiva (articolo 14).

WWF Italia e FAI, in un documento congiunto, hanno espresso osservazioni all'impostazione della revisione della parte III da parte del Comitato, ritenendo necessario ribadire la centralità sia dei bacini idrografici sui quali si deve basare la gestione delle acque, che degli obiettivi ambientali (articolo 4) della Direttiva, che devono essere l'obiettivo primario dell'organizzazione amministrativa dei distretti idrografici (WWF ITALIA-FAI, 2007). Anche sulle parti relative all'articolo 14 (informazione e consultazione pubblica), WWF Italia e FAI hanno ritenuto il documento del Comitato di revisione non adeguato e richiedente ampie modifiche e reimpostazioni.

Vi è, infine, la necessità di integrare adeguatamente quanto previsto dal percorso di redazione del Piano di gestione di bacino idrografico con le procedure per la Valutazione Ambientale Strategica (V.A.S.). La V.A.S., prevista dalla Direttiva 2001/41/CE, infatti, prevede "l'elaborazione di un rapporto di impatto ambientale all'atto dell'elaborazione e dell'adozione dei piani e programmi, con l'obiettivo di garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente, lo svolgimento di consultazioni, la valutazione del rapporto ambientale e dei risultati delle consultazioni nell'iter decisionale e la messa a disposizione delle informazioni sulla decisione" (BENEDETTO, 2006). Il Piano di gestione di bacino idrografico (articolo 13 e allegato VII) è lo strumento indicato dalla Direttiva per il raggiungimento di specifici obiettivi ambientali (articolo 4) ed è basato su una serie di analisi approfondite (articolo 5), che prevedono peraltro "un esame dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sulle acque sotterranee"; pertanto la V.A.S. può essere adeguatamente integrata all'interno del percorso di partecipazione del Piano (articolo 14) che prevede momenti di informazione adeguata, consultazio-

ne e coinvolgimento.

Tutto ciò per rendere più armonioso un percorso di responsabilizzazione, indispensabile nelle decisioni di Piano, evitando la logica controproducente della "addizionalità" delle procedure che rischiano altrimenti di essere duplicate e vanificate, oltre che di allungare e rendere incontrollabili i tempi di attuazione. Dovrebbe essere infatti ormai del tutto evidente la necessità d'individuare alcune priorità d'azione che consentano di sbloccare l'attuale situazione italiana.

Innanzitutto, devono essere urgentemente identificati i bacini idrografici e attribuiti ai relativi distretti idrografici. Il WWF (WWF ITALIA, 2006a) ritiene fondamentale definire i distretti nell'ambito dei bacini idrografici individuati a seguito della legge sulla difesa del suolo, n. 183/89, per i quali sono già presenti, almeno per quelli nazionali, strutture ed esperienze consolidate. In tal modo si potrebbe avviare l'analisi per la definizione delle caratteristiche dei distretti idrografici e dell'impatto ambientale delle attività umane, l'analisi economica dell'utilizzo idrico e il registro delle aree protette presenti entro i distretti. Vi è, inoltre, la necessità di avviare le attività di monitoraggio previste dalla Direttiva e promuovere un'adeguata sperimentazione dei nuovi indici biologici cui deve aggiungersi, contemporaneamente, una decisa azione di formazione per dotarsi di soggetti sul territorio in grado di applicare le nuove metodologie.

Vi è quindi la necessità di un impegno straordinario, soprattutto da parte del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, affinché si possa recuperare il tempo perduto. Per questo il WWF Italia ha da tempo richiesto l'istituzione di una "task force" (WWF ITALIA, 2007), formata da provati esperti con solida esperienza anche internazionale, che possa supportare e collaborare con le direzioni preposte del Ministero dell'Ambiente e con il Comitato di revisione del Decreto legislativo n. 152/06. Ciò è tanto più necessario in quanto, oltre alla corretta ed urgente revisione di tale Decreto e all'adempimento degli obblighi della Direttiva 2000/60/CE –per cui l'Italia è già stata più volte sollecitata dalla Commissione europea ed è oggi sottoposta a due procedure d'infrazione–, è indispensabile partecipare alle diverse sessioni di lavoro promosse dalla Commissione Europea stessa per l'implementazione della Direttiva, affinché sia possibile un reale ed armonioso allineamento con le politiche ambientali europee in materia di gestione dell'acqua e del suolo.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia Lucia Ambrogi per il supporto alla parte normativa, Paola Sozzi per l'aiuto nella revisione dell'articolo.

BIBLIOGRAFIA

- BENEDETTO G., 2006. *Politica e ambiente: bilancio della legislatura 2001-2006*. Edizioni Ambiente, Milano, 153 pp.
- COMMISSIONE EUROPEA, 2007a. Commission staff working document, Accompanying document to the Communication from the Commission to the European Parliament and the Council "Towards Sustainable Water Management in the European Union" *First stage in the implementation of the Water Framework 2000/60/CE*, SEC(2007) 362. Bruxelles, 22.3.2007.
- COMMISSIONE EUROPEA, 2007b. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio: "Verso una gestione sostenibile delle acque nell'Unione europea" - *Prima fase dell'attuazione della direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE)* - [SEC(2007) 362] [SEC(2007) 363]. Bruxelles, 22.3.2007, COM 2007 128 definitivo.
- IPCC, 2007. *Fourth Assessment Report Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change*. Working Group III Contribution To The Intergovernmental Panel On Climate Change, IPCC Secretariat, c/o WMO, 7bis, Avenue de la Paix, C.P. n. 2300, 1211 Geneva 2, Switzerland. Disponibile su: www.ipcc.ch/SPM040507.pdf.
- WWF ITALIA, 2006a. *Acque, fiumi: l'Italia si prepara al peggio*. Dossier per la Giornata mondiale dell'acqua. Disponibile su: www.wwf.it/acque.
- WWF ITALIA, 2006b. *La partecipazione pubblica nel governo delle acque. Traduzione delle linee guida sulla partecipazione pubblica in relazione alla direttiva 2000/60/CE*, 60 pp. Disponibile su: www.wwf.it/acque.
- WWF ITALIA, 2007. *Acque 2007: l'emergenza siamo noi*. Dossier disponibile su: www.wwf.it/acque.
- WWF-EEB, 2006. *EU Water Policy: making economics work for the environment*. Survey of the economic elements of the Article 5 report of the EU Water Framework Directive.
- WWF ITALIA-FAI, maggio 2007. *Revisione dlgs.152/2006 - Parte 3° Distretti idrografici e acque. Osservazioni al Documento della Commissione di Studio*. Disponibile su: www.wwf.it/acque

RIFERIMENTI NORMATIVI

- DECRETO LEGISLATIVO 11 MAGGIO 1999, N.152. Testo aggiornato del decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152, recante: "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" a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n.258.
- DIRETTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- LEGGE 18 MAGGIO 1989, N. 183. Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo. Testo della legge n. 183/89 integrata con la legge n. 253/90, con il decreto legge n. 398/93 convertito con la legge n. 493/93, con la legge n. 61/94, con la legge n. 584/94.
- LEGGE 5 GENNAIO 1994, N. 36. Disposizioni in materia di risorse idriche.

Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE

Michele Scardi*, Lorenzo Tancioni

Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica s.n.c. – 00133 Roma

* Referente per la corrispondenza: Fax 06 62275147; mscardi@mcmlink.it

Riassunto

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE pone una serie di problemi tecnici e scientifici legati alla valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua sulla base di elementi di qualità biotici. Per ciò che riguarda i pesci non esistono metodi ampiamente accettati. Infatti, sono stati proposti diversi indici biotici per i fiumi europei ed italiani a tutt'oggi, ma nessuno ha acquisito una base di consenso tale da essere utilizzato in modo routinario come strumento di monitoraggio. Gli indici di più frequente applicazione in questo campo sono di tipo multimetrico, ma, per quanto possano essere localmente utili, essi non sono mai pienamente ottimizzati da un punto di vista computazionale e, in alcuni casi, le assunzioni su cui si basano possono non essere del tutto corrette. Per questo motivo si è cercato di affrontare il problema mediante un Sistema di Supporto Decisionale (DSS) basato su tecniche di Intelligenza Artificiale, ed in particolare su una rete neurale artificiale. Un'implementazione funzionante del DSS, basata su un'interfaccia utente *user-friendly* e denominata FIDESS (FISH-based DECISION Support System) è stata sviluppata per i corsi d'acqua dell'Italia Centrale. L'accuratezza della classificazione riferita ad un insieme di dati di test è decisamente elevata (66,7%), con gli errori di classificazione che non eccedono mai una singola classe di qualità. Il metodo sta partecipando alle procedure di intercalibrazione con i metodi degli altri paesi dell'UE ed è già stato comparato con successo con un indice sviluppato per i fiumi della Catalogna.

PAROLE CHIAVE: Comunità ittica / Direttiva Quadro sulle Acque / reti neurali / stato ecologico / fiumi / giudizio esperto / sistema di supporto decisionale

A method based on fish fauna and Artificial Intelligence techniques for evaluating river ecological status according to the Directive 2000/60/EC

The Water Framework Directive (2000/60/EC) raises a number of scientific and technical issues about the evaluation of ecological status of streams and rivers based on biotic quality elements. As far as fish fauna is concerned, no widely accepted methods are available. In fact, several biotic indices have been proposed for European as well as Italian streams and rivers so far, but none gained enough momentum as to be used for routine monitoring. Multimetric biotic indices are the most popular tools in this field, but, although sometimes locally useful, they are never fully optimized from a computational viewpoint. Moreover, in some cases the assumptions upon which they are based are not completely correct. Therefore, this problem was addressed by means of a Decision Support System (DSS) based on Artificial Intelligence techniques, namely on an artificial neural network. A working implementation of the DSS, wrapped into a user-friendly interface and named FIDESS (FISH-based DECISION Support System), was developed for Central Italy streams and rivers. The accuracy of the classification relative to a test data set is quite high (66,7%), while errors in classification never exceed a single quality class. This method is undergoing the intercalibration procedures together with other EU national methods and it has been already successfully compared with a biotic index developed for Catalonian rivers.

KEY WORDS: Fish assemblage / Water Framework Directive / neural networks / ecological status / rivers / expert judgment / decision support system

INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (EUROPEAN UNION, 2000) richiede che siano messi a punto dei metodi per la valutazione dello *stato ecologico* delle acque superficiali basati su *elementi di qualità* biotici. I popolamenti ittici possono giocare un ruolo importante fra questi ultimi, sia per le loro peculiarità biologi-

che ed ecologiche, fra cui la facilità di riconoscimento, l'integrazione delle risposte biotiche su scale spaziali più ampie di altri taxa ed i cicli vitali molto lunghi, sia per il loro valore iconico, che li associa alla qualità ambientale anche nella percezione di un pubblico non tecnico (TANCIONI *et al.*, 2005; SCARDI *et al.*, 2006;

TANCIONI *et al.*, 2006). Malgrado la Direttiva non indichi affatto il tipo di metodo da utilizzare e non menzioni mai la parola "indice", la valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici è stata generalmente impostata sull'uso di indici biotici. Ciò, d'altra parte, rispecchia anche quanto avvenuto in contesti extra-europei. La ragione della quasi generale scelta degli indici biotici come metodo di valutazione dello stato ecologico non è del tutto ovvia, ma è probabilmente legata al fatto che la maggior parte degli ecologi non ha un adeguato background per ciò che riguarda il trattamento statistico e matematico dei dati ed è quindi portata a premiare la semplicità di un metodo piuttosto che l'efficienza computazionale, che implica necessariamente il ricorso a tecniche percepite come troppo complesse o lontane dalla propria esperienza personale.

Negli ultimi anni sono stati proposti diversi indici biotici basati sui pesci, sia in Italia (ZERUNIAN, 2004; FORNERIS *et al.*, 2004, 2005) sia in altri paesi dell'UE. Tuttavia, l'approccio basato sugli indici può non rappresentare la risposta migliore al problema posto dalla Direttiva Quadro sulle Acque. Lasciando da parte le soluzioni che hanno un valore conservazionistico e che quindi rispondono alle istanze di altre Direttive europee (ad esempio la Direttiva Habitat), gli approcci mirati alla Direttiva Quadro sulle Acque, cioè alla valutazione della funzionalità degli ecosistemi, come gli indici derivati dall'IBI (Indice di Integrità Biotica) (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986; PLAFKIN *et al.*, 1989; OBERDOFF e HUGHES, 1992; MAIO *et al.*, 1996; KARR e CHU, 1999; LA PORTA *et al.*, 2001) o il recente EFI (*European Fish Index*) (FAME CONSORTIUM, 2004; PONT *et al.*, 2006), sono basati su un approccio multimetrico.

Quest'ultimo, per quanto concettualmente attraente, da un punto di vista pratico presenta dei limiti, sia per le proprietà intrinseche delle singole metriche che vengono composte in un indice, sia per la selezione delle metriche stesse, che può introdurre ridondanze dovute alla loro non indipendenza (es. specie litofile e specie intolleranti), sia per la mancanza di qualsiasi forma di ottimizzazione computazionale, sia per numerosi altri aspetti (REYNOLDS *et al.*, 1997). Un problema particolarmente serio è quello della risposta delle metriche alle alterazioni ambientali che, in teoria, deve essere lineare o almeno monotona e invece, nella pratica, è a volte non lineare e soprattutto non monotona (es. raramente la ricchezza specifica, che pure è una metrica frequentemente utilizzata, ha il suo massimo in condizioni totalmente imperturbate, in accordo con la teoria del disturbo intermedio). Tutto ciò, negli indici multimetrici attualmente in uso, porta inevitabilmente alla sovrasemplificazione di relazioni complesse e contemporaneamente non può prescindere da un elevato grado di soggettività, che si esprime, ad esempio, nella

selezione delle metriche o nella discretizzazione delle scale dei punteggi (scelta dei livelli soglia tra le classi di qualità), i quali non possono essere governati da altro se non dal giudizio esperto. Il fatto che in nessun settore applicativo in cui si debbano effettuare valutazioni o diagnosi critiche il ricorso a indici o altri metodi di valutazione analoghi abbia un ruolo prevalente sul giudizio esperto è sintomatico dei limiti citati in precedenza (si consideri l'esempio della diagnostica medica, in cui l'uso di indici è del tutto subordinato ed ancillare rispetto al giudizio esperto, che ha sempre un valore prevalente).

D'altra parte, la soggettività del giudizio esperto non può essere in alcun modo elusa nella valutazione dello stato ecologico ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, poiché il concetto stesso di stato ecologico rappresenta un'interpretazione umana della fenomenologia naturale e non una proprietà emergente di quest'ultima. Se si accetta questo principio, allora può essere vantaggioso porre *ab origine* proprio l'interpretazione umana, sotto forma di giudizio esperto espresso da più fonti, al centro dell'attenzione. L'uso ottimale di questa fonte di informazione, però, richiede l'adozione di approcci di nuova generazione, come quelli basati sull'uso di tecniche di Intelligenza Artificiale.

Per quanto non comuni nell'uso corrente, questi strumenti, ed in particolare le reti neurali artificiali, non sono comunque una novità assoluta in ecologia, poiché le loro applicazioni si sono andate moltiplicando nel corso dell'ultimo decennio, soprattutto per quanto riguarda la modellistica, l'analisi di gradiente ed il riconoscimento di patterns (SCARDI, 1996; LEK e GUEGAN, 1999; SCARDI e HARDING, 1999; SCARDI 2001). Anche nel campo specifico dello studio della fauna ittica degli ambienti lotici sono state realizzate numerose applicazioni, mirate soprattutto alla stima della fauna potenziale in base a descrittori ambientali (vedi ad esempio SCARDI *et al.*, 2004, 2005).

In quest'ottica, l'approccio proposto in questo lavoro si propone di associare i dati relativi ad un insieme di variabili ambientali ed alla composizione osservata del popolamento ittico ai giudizi esperti sullo stato ecologico dei siti di campionamento. Questi ultimi, ovviamente, devono essere formulati da un gruppo di valutatori indipendenti ed adeguatamente addestrati. Il metodo descritto in questo lavoro consente di generalizzare il giudizio esperto e di ricostruire, sulla base dell'informazione ambientale e di quella faunistica relativa all'ittiofauna, un giudizio sullo stato ecologico di qualsiasi nuovo sito, ottenendo il miglior giudizio di consenso basato sull'informazione disponibile. Ciò, in sostanza, corrisponde a mimare il più accuratamente possibile il comportamento di un gruppo di esperti umani.

MATERIALI E METODI

In tutte le applicazioni mirate alla previsione della struttura della fauna ittica ad oggi disponibili (vedi ad esempio SCARDI *et al.*, 2004, 2005), i descrittori ambientali sono stati utilizzati come elementi predittivi rispetto alla composizione di quest'ultima. Nell'applicazione presentata in questa sede, invece, sia i dati relativi ai descrittori ambientali, sia quelli relativi al popolamento ittico, vengono considerati come elementi predittivi, mentre una rete neurale ricostruisce in base ad essi la stima del giudizio esperto.

Tutte le reti neurali, inclusa quella utilizzata in questo caso (un *perceptron* multistrato) apprendono grazie alla presentazione di un adeguato numero di esempi, completi dei dati relativi ai descrittori predittivi e di quelli relativi ai descrittori da prevedere. Da un punto di vista pratico, ciò richiede che al momento del campionamento venga formulato un giudizio esperto relativo allo stato ecologico complessivo del sito in cui si procede alla raccolta dei dati biotici ed abiotici. È importante, in quest'ottica, che il giudizio esperto sia riferito allo stato ecologico generale, e non a quello specifico della fauna ittica. Quest'ultima, infatti, viene usata come chiave di lettura delle proprietà ecologiche complessive del biotopo analizzato, e quindi rappresenta lo strumento piuttosto che l'oggetto della valutazione. Per facilitare la formulazione del giudizio nei casi dubbi e per permettere l'uso di più valutazioni indipendenti per lo stesso sito, il giudizio esperto è codificato in termini di probabilità di assegnazione ad ognuna delle cinque classi di qualità e non come un singolo valore. Ad esempio, se il giudizio esperto è intermedio fra le classi "Buono" e "Sufficiente", vuoi per uno stato ecologico effettivamente intermedio fra le due classi, vuoi per il differente giudizio espresso da due esperti, sarà assegnato un valore del 50% a ciascuna delle due classi. In caso di incertezza nella valutazione, poi, ciascun esperto può graduare la classificazione di un sito in maniera appropriata, fino ad assegnare, come caso limite, una probabilità di appartenenza a ciascuna delle 5 classi di stato ecologico pari al 20% se la valutazione è indeterminata.

Questo approccio è stato collaudato realizzandone una prima implementazione per un insieme di dati relativi ai fiumi dell'Italia Centrale (bacino del Tevere ed altri bacini minori limitrofi), il quale includeva 62 campionamenti effettuati nel corso dell'estate 2005. Alle osservazioni di campo, complete dei relativi giudizi esperti, sono state affiancate anche osservazioni "virtuali". In pratica, per queste ultime si è chiesto agli esperti impegnati nell'esercizio di redigere delle nuove schede di campionamento per ogni sito studiato, modificando i dati relativi ai descrittori ambientali e/o quelli relativi alla fauna ittica e variando conseguentemente la

loro valutazione sullo stato ecologico. Si consideri, a titolo di esempio, il caso di un sito in cui non fossero stati rinvenuti stadi giovanili di nessuna specie nel campionamento reale: l'eventuale presenza di alcuni di questi ultimi avrebbe certamente indotto l'esperto a formulare un giudizio più positivo e tutto ciò può essere facilmente tradotto in un'osservazione virtuale, ma utilissima ai fini dell'esemplificazione del razionale che sottende la formulazione del giudizio esperto e, di conseguenza, utilissima ai fini dell'addestramento di una rete neurale capace di generalizzare efficacemente quanto appreso. È ovvio che il ruolo delle osservazioni virtuali è tanto più importante quanto più limitata è la base di dati di campo a disposizione, ma non è subordinato a quest'ultima, poiché esse trasferiscono alla rete neurale elementi di conoscenza essenziali per poter ricostruire le modalità di formulazione del giudizio esperto.

In un primo momento le 62 osservazioni di campo sono state affiancate da 78 osservazioni virtuali, per un totale di 140 osservazioni. Tuttavia si è riscontrato che i giudizi esperti formulati per questo insieme di osservazioni non erano distribuiti in maniera omogenea fra le 5 classi di stato ecologico, poiché quelle intermedie risultavano più frequenti rispetto a quelle estreme. Per evitare uno squilibrio eccessivo nella risposta della rete neurale indotta dalla maggior frequenza delle condizioni intermedie, sono state quindi generate altre osservazioni utilizzando come base le osservazioni reali relative alle classi meno rappresentate ed applicando una modesta perturbazione aleatoria ($\pm 10\%$) ai valori relativi alle sole variabili ambientali quantitative. L'obiettivo era quello di fare in modo che tutte le 5 classi di stato ecologico fossero rappresentate da non meno di 40 osservazioni. Per raggiungere questo obiettivo sono quindi state generate 79 nuove osservazioni virtuali.

Una volta allestito il data set di riferimento, solo un sottoinsieme dei dati disponibili, sia reali che virtuali, è stato utilizzato per l'addestramento della rete neurale (150 osservazioni), mentre un altro sottoinsieme (69 osservazioni) non è stato utilizzato a questo fine ed è stato invece riservato per un test *ex post* del sistema. Ciò è fondamentale per scongiurare risposte non ottimali della rete neurale, come la mancanza di capacità di generalizzazione, che può trasformare la rete neurale stessa in una memoria, capace di associare con precisione i casi noti ai relativi giudizi e al tempo stesso incapace di valutare correttamente casi anche solo leggermente differenti. Per ottimizzare l'uso dell'informazione disponibile, l'intero insieme dei dati è stato inoltre stratificato per classe di qualità assegnata in base al giudizio esperto ed in base all'altitudine, prima di dividere le osservazioni nei due sottoinsiemi appena menzionati. Ciò ha evitato che la composizione dei due sottoinsiemi fosse sbilanciata almeno per ciò che ri-

guarda questi due importanti criteri.

L'elenco dei descrittori predittivi utilizzati (ovvero quelli diagnostici, nell'ottica della previsione del giudizio esperto) è mostrato nella tabella I per ciò che riguarda quelli abiotici, mentre la tabella II mostra quelli biotici. Per ciò che invece concerne le specie ittiche, la lista utilizzata include solo 30 taxa sui 43 presenti nell'insieme delle osservazioni disponibili. Ciò risponde alla scelta di escludere le specie meno frequenti, presenti in meno del 5% delle osservazioni, poiché ritenute non informative ai fini della formulazione del giudizio su una base strettamente numerica. È evidente che alcune delle specie escluse possono avere un significato ecologicamente rilevante, ma va considerato il fatto che tale significato, per poter essere appreso dalla rete neurale, deve essere supportato da un'adeguata quantità di esempi (reali o virtuali). Le

Tab. I. Variabili ambientali utilizzate per la valutazione dello stato ecologico.

Variabile	Unità
Altitudine	m
Profondità	m
Correntini	superficie %
Pozze	superficie %
Raschi	superficie %
Flusso indistinto alla superficie	superficie %
Presenza zone umide connesse	0=no, 1=si
Barre di meandro e puntiformi o isole	0=no, 1=si
Massi	superficie %
Sassi e ciottoli	superficie %
Ghiaia	superficie %
Sabbia	superficie %
Limo e argilla	superficie %
Velocità del flusso	punteggio 0-5
Copertura vegetale in alveo	superficie %
Ombreggiamento	superficie %
Disturbo antropico	punteggio 0-4
Sbarramento a monte	se si, distanza in km (max=100), se no 100
Sbarramento a valle (0/1)	0=no, 1 =si
Lago a monte	se si, distanza in km (max=50), se no 50
Temperatura dell'acqua	°C
Torbidità	NTU
pH	
Conducibilità specifica	μS cm ⁻¹
Saturazione O ₂	%
Bacino versante	km (come radice quadrata della superficie)
Distanza sorgente	km

specie non esplicitamente considerate, tuttavia, sono computate nella ricchezza specifica, sia totale, sia relativa ai soli stadi giovanili.

L'architettura della rete neurale utilizzata è quella di un *perceptron* multistrato con un singolo strato nascosto, 59 nodi di input (ovvero quelli corrispondenti a 27 descrittori ambientali, 30 taxa, 2 ricchezze specifiche), 25 nodi nello strato nascosto e 5 nodi di output (corrispondenti alle probabilità di assegnazione a ciascuna delle 5 classi di stato ecologico). I nodi nascosti erano dotati di una funzione di attivazione sigmoide del tipo

$$f(x) = 1/(1 + e^{-x})$$

mentre i nodi di output erano dotati di una funzione di attivazione *softmax* (BRIDLE, 1990). Tale funzione fa sì che la somma degli output della rete neurale sia unitaria, coerentemente con la loro interpretazione probabilistica. L'architettura ottimale è stata determinata spe-

Tab. II. Lista delle specie utilizzate per la valutazione dello stato ecologico ed altri descrittori faunistici. Le specie più rare (presenti in meno del 5% delle osservazioni) non sono considerate esplicitamente, ma concorrono a determinare i valori di ricchezza specifica, sia totale che riferita ai soli stadi giovanili.

<i>Abramis brama</i>
<i>Alburnus alburnus alborella</i>
<i>Alosa fallax</i>
<i>Anguilla anguilla</i>
<i>Barbus plebejus/tyberinus</i>
<i>Carassius carassius</i>
<i>Chondrostoma genei</i>
<i>Cobitis taenia bilineata</i>
<i>Cyprinus carpio</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>
<i>Esox lucius</i>
<i>Gambusia holbrooki</i>
<i>Gasterosteus aculeatus</i>
<i>Gobius nigricans</i>
<i>Lampetra fluviatilis</i>
<i>Lampetra planeri</i>
<i>Leuciscus cephalus</i>
<i>Leuciscus lucumonis</i>
<i>Leuciscus souffia</i>
<i>Liza ramada</i>
<i>Mugil cephalus</i>
<i>Petromyzon marinus</i>
<i>Pseudorasbora parva</i>
<i>Rutilus rubilio</i>
<i>Rutilus rutilus</i>
<i>Salaria fluviatilis</i>
<i>Salmo trutta</i>
<i>Sander lucioperca</i>
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
<i>Tinca tinca</i>
Ricchezza specifica totale
Ricchezza specifica degli stadi giovanili

rimentalmente, facendo variare il numero dei nodi dello strato nascosto fra 10 e 50 e selezionando la soluzione migliore. Va segnalato tuttavia il fatto che questa caratteristica non sembra essere critica, poiché reti con architetture diverse nello strato intermedio hanno mostrato risposte molto simili in termini di accuratezza, non solo rispetto ai dati usati per l'addestramento, ma anche rispetto al sottoinsieme indipendente di dati di test.

Tutti i dati sono stati normalizzati in modo da ricadere nell'intervallo [0-1] prima dell'addestramento, mentre l'addestramento della rete è stato effettuato utilizzando l'algoritmo di gran lunga più diffuso, ovvero quello di *error back-propagation* (RUMELHART *et al.*, 1986), con un tasso di apprendimento costante pari a 0,9 ed un momento pari a 0,1. Durante l'addestramento, per favorire una corretta generalizzazione, ad ogni valore di input è stato aggiunto un rumore gaussiano compreso nell'intervallo [-0,01,+0,01]. Dopo l'addestramento, per valutare la conformità del giudi-

zio fornito dalla rete neurale con il giudizio esperto originale si è fatto ricorso alla statistica *kappa* pesata (COHEN, 1960; FLEISS *et al.*, 1969) per l'analisi della risposta discreta, ovvero della classificazione in 5 classi di stato ecologico, ed alla correlazione lineare di PEARSON (1896) per l'analisi della risposta continua, ottenuta come media ponderata delle probabilità di appartenenza a ciascuna delle 5 classi.

Per rendere il metodo facilmente fruibile da qualunque utente finale, è stata realizzata un'interfaccia utente grafica (GUI) in ambiente Microsoft Windows (Fig. 1). Questa GUI è stata dotata di *sliders* per consentire di variare in maniera interattiva il valore di tutte le variabili predittive, ad esclusione di quelle tassonomiche che, invece, hanno una codifica strettamente binaria. Infatti, facendo scorrere gli *sliders* è possibile osservare in tempo reale la variazione indotta nella classificazione dello stato ecologico e valutare nella maniera più intuitiva il ruolo dei diversi descrittori e la sensibilità del sistema alle loro variazioni.

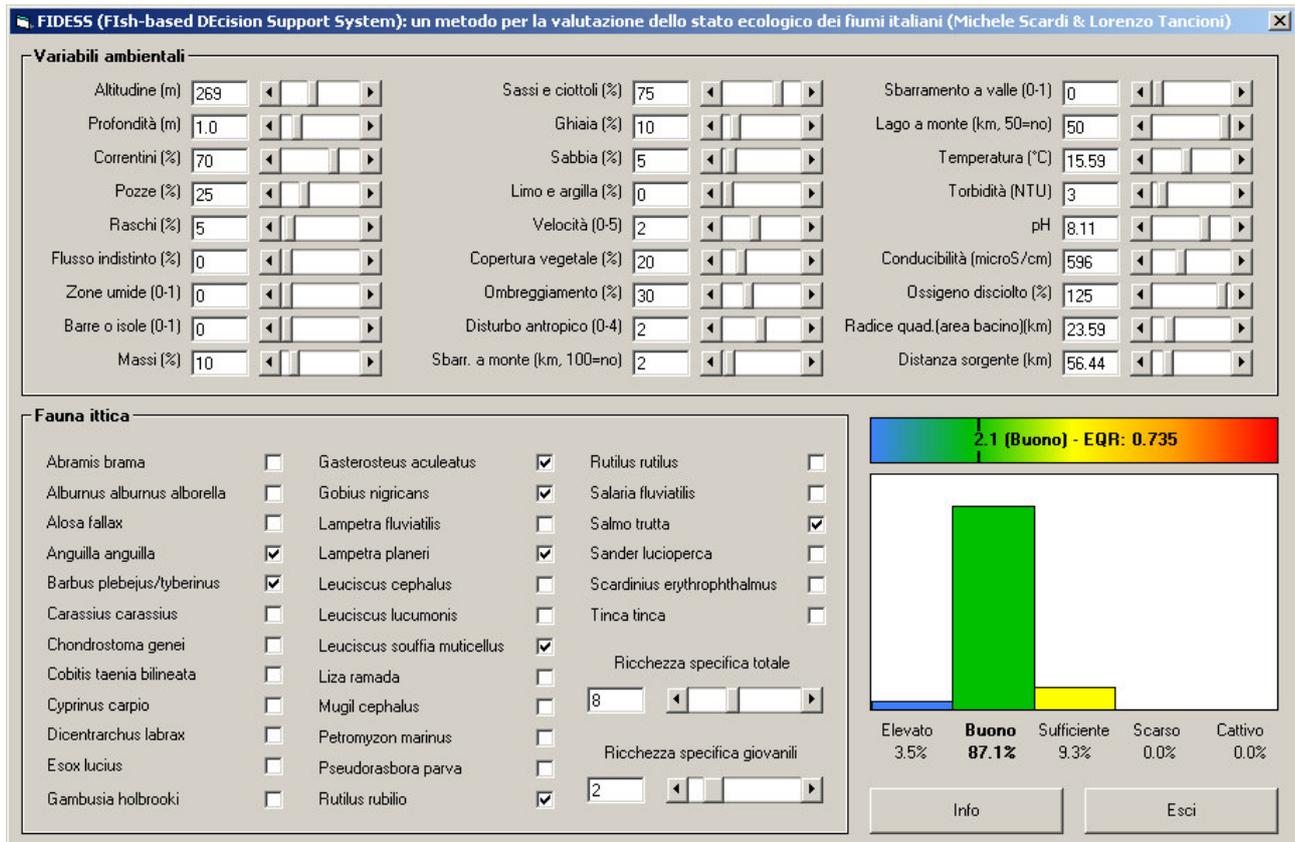


Fig. 1. L'interfaccia utente grafica (GUI) del sistema di supporto decisionale FIDEES (Fish-based Decision Support System). La classificazione viene aggiornata in tempo reale ad ogni variazione dei dati di input e quindi, agendo sugli sliders, è possibile esplorare la risposta del sistema alla variazione di ogni singola variabile. La classificazione è fornita in due forme: discreta, come probabilità di appartenenza a ciascuna classe di stato ecologico, e continua, sulla base di una media ponderata di tali probabilità. Quest'ultima esprime sia un punteggio da 1 a 5 (analogo alla classificazione discreta nella sua interpretazione), sia un Environmental Quality Ratio (EQR).

Una rappresentazione schematica dell'architettura dell'implementazione in software del sistema di supporto decisionale basato sulla rete neurale e sulla GUI, denominato FIDESS (*Fish-based Decision Support System*), è mostrata nella figura 2. La complessità strutturale del metodo, che si traduce in una rete neurale con ben 1630 connessioni sinaptiche, garantisce generalità e accuratezza delle valutazioni, ma è completamente trasparente per l'utente finale. Inoltre, la codifica dei dati e la decodifica dei risultati sono effettuate automaticamente ed in tempo reale dal sistema.

RISULTATI

Lo stato ecologico che viene stimato per ogni osservazione relativa ai descrittori ambientali ed alla lista di specie associate a questi ultimi è rappresentato mediante un vettore di 5 elementi, che traducono le probabilità di appartenenza del caso in esame a ciascuna classe. Le probabilità sono inoltre mostrate in forma grafica mediante un istogramma. Questo risultato è anche espresso in forma continua, sia come un punteggio compreso fra 1 (stato Elevato al 100%) e 5 (stato Cattivo al 100%), che viene calcolato come una media ponderata delle probabilità di appartenenza alle 5 classi di stato ecologico, sia come *Environmental Quality Ratio* (EQR). In quest'ultimo caso si tratta di un valore compreso fra 0, corrispondente al massimo

grado di alterazione, ed 1, che invece indica uno stato conforme alle condizioni di riferimento. Queste ultime, data l'impostazione del metodo, sono quelle basate implicitamente sull'insieme dei giudizi esperti su cui il metodo di valutazione è stato calibrato e non solo su un insieme di siti selezionati *a priori*. È importante, a questo proposito, ricordare che la Direttiva Quadro sulle Acque prevede la definizione delle condizioni di riferimento, oltre che utilizzando un insieme di siti, anche su base modellistica o mediante il giudizio esperto. In questo senso l'approccio da noi proposto realizza una sintesi di questi due ultimi criteri.

La valutazione dello stato ecologico richiede anche l'attribuzione di una classe discreta definita fra le 5 disponibili. Questa attribuzione può essere effettuata in due modi differenti, perché è possibile sia assegnare la classe che corrisponde al livello di probabilità più elevato (strategia *winner takes all*), sia arrotondare il punteggio continuo all'intero più vicino. Quest'ultima soluzione, però, sfavorisce le classi estreme a vantaggio di quelle intermedie ed è per questo motivo che in questa sede è stata utilizzata la prima.

Per valutare la capacità di una rete neurale di incorporare in maniera efficace l'informazione fornita nella fase di addestramento, si può fare riferimento ad una tavola di confusione, cioè ad una tavola di contingenza che mette a confronto le classi di stato ecologico assegnate in base al giudizio esperto con quelle fornite

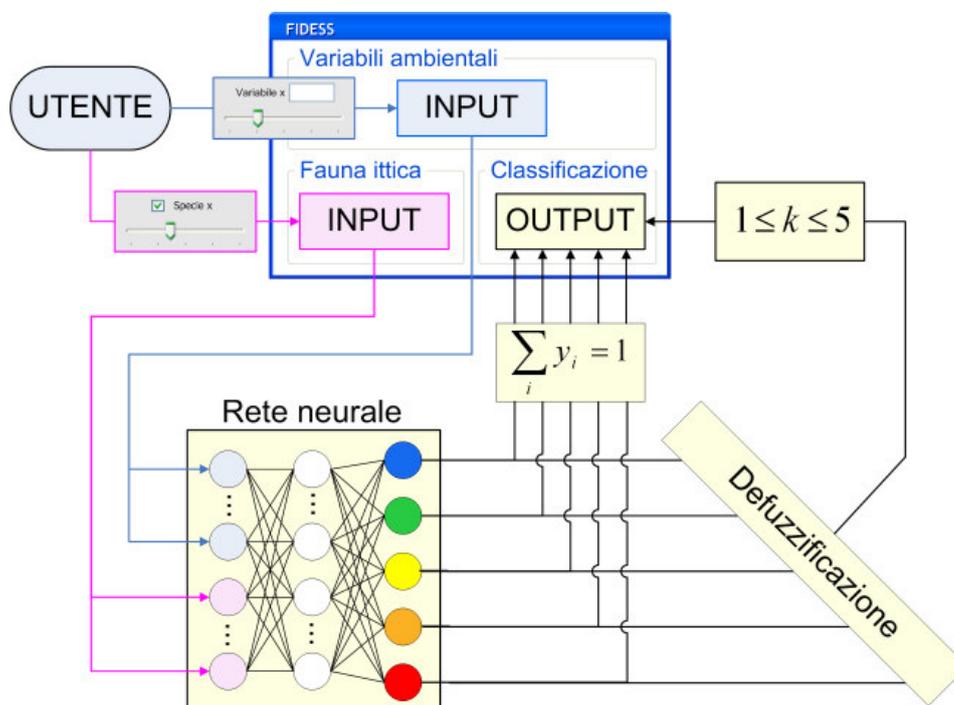


Fig. 2. Architettura dell'implementazione di FIDESS (Fish-based Decision Support System). La complessità del sistema è del tutto trasparente per l'utente finale, che interagisce con il sistema attraverso un'interfaccia utente grafica (GUI) semplice ed intuitiva.

dalla rete neurale stessa. Nella tabella III è mostrata la tavola di confusione relativa all'insieme di osservazioni utilizzate per l'addestramento, mentre quella relativa alle osservazioni utilizzate esclusivamente come test è riportata nella tabella IV. La prima tavola di confusione rende conto di quanto la rete neurale abbia appreso durante l'addestramento e la seconda fornisce una stima della capacità di generalizzazione dell'apprendimento. Nel primo caso le istanze correttamente classificate (CCI) sono il 73,5% del totale, mentre nel secondo sono il 66,7%, ovvero 2 su 3. Questa percentuale è certamente soddisfacente, data soprattutto la complessità del problema, ma è da considerarsi in una luce ancor più favorevole per il fatto che in nessun caso, né nell'insieme di osservazioni di addestramento, né in quelle di test, sono stati osservati scarti fra la classificazione basata sul giudizio esperto e quella fornita dalla rete neurale che fossero più grandi di una singola classe di stato ecologico.

Se le tavole di confusione e le CCI possono fornire informazioni utili da un punto di vista descrittivo, la valutazione del livello di accordo fra giudizio esperto reale e giudizio esperto stimato dalla rete neurale richiede invece una verifica più formale. Questa è stata effettuata applicando il test *kappa* (COHEN, 1960; FLEISS *et al.*, 1969) per confronti fra due criteri di classificazione basati su categorie ordinali multiple. In particolare, è stata utilizzata la forma pesata della statistica

kappa, che attribuisce un peso maggiore agli accordi relativi alle medesime categorie, seguiti da quelli relativi a categorie adiacenti nella tavola di confusione e così via. Il valore della statistica *kappa* per la tavola di confusione basata sull'insieme delle osservazioni di test è risultato pari a 0,775 che, secondo una scala empirica dei valori di *kappa*, può essere considerato come indicativo di un accordo "sostanziale". Ciò che più conta, tuttavia, è il fatto che è stato possibile rigettare l'ipotesi nulla di identità fra la statistica *kappa* osservata e quella corrispondente ad una classificazione causale delle osservazioni, ovvero l'ipotesi di una statistica *kappa* nulla ad un livello di probabilità superiore al 99,9%. Se si aggregano i dati relativi alle prime due classi, considerate come accettabili ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, e quelli relativi alle successive tre, insufficienti ai fini della stessa Direttiva, la statistica *kappa* sale fino a 0,826, per un livello di probabilità anche in questo caso superiore al 99,9%.

La formulazione del giudizio esperto originale e la sua ricostruzione mediante la rete neurale sono più articolate di quanto non possa essere reso dall'assegnazione di una specifica classe di stato ecologico. Un'analisi più approfondita dei risultati non può quindi prescindere da un confronto che prenda in considerazione le medie ponderate delle probabilità di appartenenza a ciascuna delle classi di stato ecologico in un caso e nell'altro. Se si confrontano i valori di tale

Tab. III. Matrice di confusione riferita ai dati di addestramento. Sono correttamente classificati il 73,5% dei casi, con un margine di errore che, nei rimanenti casi, non eccede una singola classe.

		Rete neurale					
		Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo	
Giudizio esperto	Elevato	19	21				40
	Buono	2	40	4			46
	Sufficiente		14	35	2		51
	Scarso			9	31		40
	Cattivo				6	36	42
		21	75	48	39	36	219

Tab. IV. Matrice di confusione riferita ai dati di test. I casi correttamente classificati sono il 66,7% e l'errore non supera una classe di qualità. La statistica *kappa* pesata, pari a 0,775 ed altamente significativa ($p > 99,9\%$), conferma l'accuratezza della ricostruzione del giudizio esperto.

		Rete neurale					
		Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo	
Giudizio esperto	Elevato	5	7				12
	Buono	2	15	1			18
	Sufficiente		5	6	2		13
	Scarso			2	11		13
	Cattivo				4	9	13
		7	27	9	17	9	69

media ponderata (espressa come un punteggio compreso fra 1 e 5) per il giudizio esperto originale e per l'output della rete neurale si nota un accordo molto buono, sia per le osservazioni utilizzate per l'addestramento, sia per quelle utilizzate per testare *ex post* la rete neurale (Fig. 3). In particolare, il valore del coefficiente di correlazione di Pearson è pari a 0,978 nel primo caso ed a 0,932 nel secondo, risultando in entrambi i casi altamente significativo ($p > 99,9\%$).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I vantaggi insiti nell'uso di una rete neurale come metodo di stima della composizione della fauna ittica per biotopi di cui siano noti i valori relativi ad un insieme di grandezze fisiche, chimiche e idromorfologiche erano già stati dimostrati nel recente passato da SCARDI *et al.* (2004, 2005). Questo approccio aveva fornito previsioni corrette in una frazione molto elevata dei casi analizzati (oltre il 91%) ed in prospettiva aveva un'ovvia rilevanza, oltre che ai fini dello studio della distribuzione spaziale della fauna ittica, anche in rapporto alla Direttiva Quadro sulle Acque. Infatti, se si confronta la fauna attesa con quella osservata e se, come esplicitamente previsto dalla Direttiva stessa, si considera la prima come espressione di una condizione di riferimento, allora si può facilmente ottenere un valore per il cosiddetto *Environmental Quality Ratio* (EQR), da utilizzare poi come base per la valutazione dello stato ecologico.

Quest'ultimo passaggio si può compiere, ad esempio, mediante il calcolo dell'indice di similarità di Jaccard, che altro non è se non la proporzione di specie comuni nelle due liste. In generale, questo approccio richiede (1) la scelta fra le decine di coefficienti disponibili di un coefficiente appropriato di similarità o distanza fra fauna osservata e fauna attesa, (2) la sua eventuale normalizzazione nell'intervallo $[0, 1]$ perché possa esprimere un EQR e (3) la discretizzazione della scala dell'EQR in intervalli corrispondenti alle 5 classi di stato ecologico (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo). È evidente che tutte queste scelte sono intrinsecamente soggettive, ma, al tempo stesso, determinanti al fine della formulazione del giudizio finale.

Per quanto nessun metodo possa prescindere da elementi di soggettività in una o più fasi del suo sviluppo e della sua applicazione, è possibile ridurre l'impatto degli elementi aleatori insiti in questa necessità se si pone la componente soggettiva a monte dello sviluppo della procedura di valutazione piuttosto che all'interno o a valle della stessa. In questo modo, e facendo leva su una strategia di valutazione plurima, basata sui giudizi formulati da più esperti in maniera indipendente per il medesimo sito, è possibile ottenere una stima del giudizio esperto "di consenso" sulla base della fauna

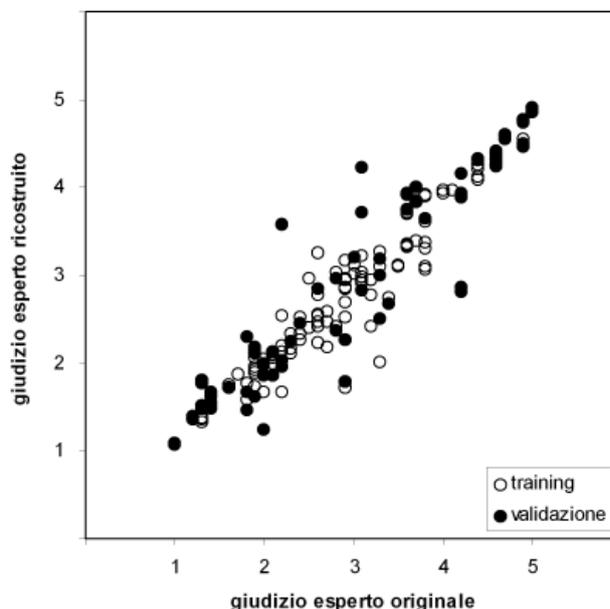


Fig. 3. Confronto fra giudizi esperti originali e ricostruiti da FIDESS in forma continua, cioè come media ponderata della probabilità di appartenenza a ciascuna classe di stato ecologico. Sono mostrati sia i dati di addestramento (cerchi bianchi, $r=0,978^{**}$) che quelli di test (cerchi neri, $r=0,932^{**}$).

ittica osservata e dei dati relativi alle variabili ambientali. In pratica, queste ultime definiscono il contesto ambientale entro cui viene valutata l'informazione contenuta nella composizione della fauna ittica, mentre il fatto di disporre di più di un giudizio rende conto dell'inevitabile margine di incertezza insito nella formulazione di un giudizio di qualità.

Il risultato ottenuto con questa prima applicazione ai fiumi dell'Italia Centrale, che ha un valore prettamente dimostrativo, potrà ovviamente essere migliorato con l'acquisizione di nuove osservazioni reali e "virtuali", con una revisione della lista dei parametri ambientali e delle specie considerate, con l'aggiunta di informazioni quantitative sulla fauna ittica e con un nuovo addestramento della rete neurale. Tuttavia, già in questa forma esso è sufficientemente accurato da avere un margine di errore che non supera in nessun caso una singola classe di stato ecologico. In particolare, se ci si concentra sulla separazione, critica ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, fra gli stati Elevato e Buono da una parte e quelli Sufficiente, Scarso e Cattivo dall'altra, si può notare (vedi Tab. 3 e Tab. 4) come i casi non correttamente classificati siano soltanto 18 su 219 (8,2%) per le osservazioni di addestramento e 6 su 69 (8,7%) per quelle di test. In entrambi i casi l'incertezza riguarda soltanto osservazioni attribuite ad uno stato Sufficiente in base al giudizio esperto e valutate come in uno stato Buono dalla rete neurale e viceversa. È

ovvio che una base di dati più ampia potrà migliorare ulteriormente l'accuratezza della ricostruzione del giudizio esperto operata dalla rete neurale.

In particolare, per ciò che riguarda le variabili utilizzate, alcune di esse, soprattutto fra quelle abiotiche, potrebbero essere escluse da applicazioni future, poiché giocano un ruolo marginale o strettamente contingente rispetto all'insieme dei dati utilizzati (ad esempio, la temperatura dell'acqua ha un valore diagnostico nel caso di un campionamento esclusivamente estivo in un'area geografica limitata, ma non è informativa altrimenti). Analogamente, alcuni descrittori potrebbero essere esclusi perché di difficile determinazione, come ad esempio la torbidità dell'acqua. Va anche precisato che un certo livello di approssimazione nella stima delle variabili ambientali è del tutto accettabile (ad esempio nella quantificazione delle granulometrie) e che una rete neurale correttamente addestrata non reagisce in maniera esagerata a piccole variazioni delle stesse. Viceversa, per rispondere in maniera più efficace a quanto indicato nella stessa Direttiva sulle Acque, è prevista l'introduzione di descrittori della fauna ittica di tipo quantitativo e demografico. In particolare, si prevede di integrare i descrittori qualitativi di presenza/assenza delle specie ittiche rilevate e la ricchezza specifica dei loro stadi giovanili (0+) con altri descrittori quantitativi che esprimano la densità delle specie ittiche.

In ogni caso va ribadita la centralità non soltanto di un'adeguata base di dati di campo, il cui ruolo è tanto ovvio quanto fondamentale, ma anche di uno sfruttamento ottimale dell'informazione fornita dal giudizio esperto. Ad esempio, il giudizio esperto dovrebbe sempre essere espresso in maniera indipendente dal maggior numero possibile di valutatori, e comunque in funzione dello stato ecologico complessivo (che è l'obiettivo del metodo) e non in funzione della composizione della fauna ittica (che è la chiave di lettura biotica, non l'obiettivo del metodo). Sempre sfruttando tutti i valutatori, inoltre, un'informazione aggiuntiva ma essenziale, può essere ottenuta mediante osservazioni virtuali, basate su scenari del tutto ipotetici o su una o più modifiche delle condizioni biotiche o abiotiche riscontrate in un sito e del relativo giudizio. L'uso di queste osservazioni virtuali, infatti, consente di trasmettere alla rete neurale la capacità di valutare correttamente anche sfumature relativamente marginali del quadro ecologico. Per questo stesso motivo, è opportuno (anche se non indispensabile) che, anche in una fase di applicazione routinaria del metodo, il giudizio esperto continui ad essere formulato da chi opera sul campo, in modo da consentire di riaddestrare periodicamente la rete neurale, migliorandone ulteriormente l'accuratezza.

Al di là dei dettagli sull'implementazione e sulle potenzialità del metodo, va ribadito il fatto che FIDESS si propone come un sistema di supporto decisionale e non come un metodo di valutazione assoluto. Infatti, coerentemente con la convinzione relativa alla centralità del giudizio esperto che informa il nostro lavoro, riteniamo che nessun metodo di valutazione, sia esso basato su un indice biotico o su una rete neurale, debba sostituire il giudizio esperto. Quest'ultimo, infatti, può essere utilmente affiancato dal giudizio ricostruito dalla rete neurale, che tuttavia deve essere considerato come un riferimento di consenso, utile per meglio focalizzare la valutazione esperta e per favorirne l'omogeneità.

Malgrado la differente impostazione, è stato interessante rilevare, nel corso delle procedure di intercalibrazione dei metodi adottati nei paesi dell'UE, come le valutazioni di FIDESS e quelle dell'indice catalano IBICAT (DE SOSTOA *et al.*, 2004) fossero assolutamente coerenti. I due metodi sono stati comparati su 46 siti dell'Italia Centrale, sfruttando la possibilità di applicare in un contesto ecologicamente differente il metodo catalano, che si basa su gruppi funzionali anziché sulla lista delle specie, solo parzialmente condivisa fra Italia e Catalogna (Fig. 4). La correlazione di rango di Spearman fra l'EQR prodotto da FIDESS ed il punteggio generato da IBICAT è risultata molto elevata ($r=0,764$) ed altamente significativa ($p>99,9\%$). Anche se si considera la classificazione discreta, ottenuta con l'assegnazione delle osservazioni alle 5 classi di stato ecologico, la corrispondenza fra i due approcci

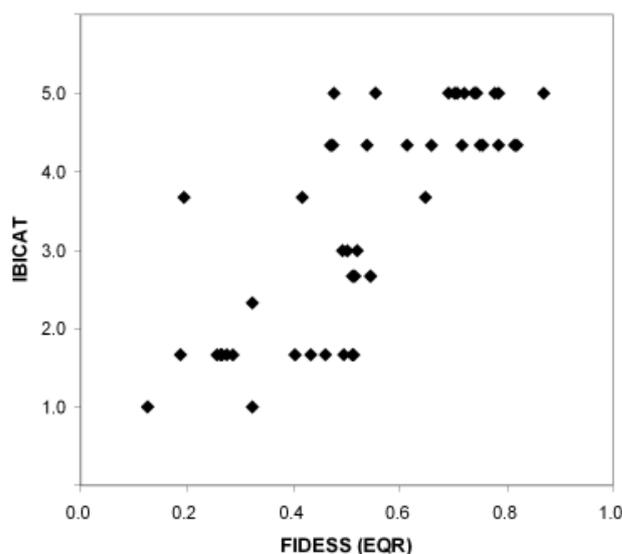


Fig. 4. Confronto fra la valutazione effettuata mediante FIDESS e mediante l'indice catalano IBICAT su 46 siti dell'Italia Centrale. La correlazione di rango di Spearman fra i due metodi è risultata molto elevata ed altamente significativa ($r=0,764^{**}$).

è buona, con soli 3 casi su 46 in cui si osserva una discrepanza che va oltre una singola classe di qualità. Questo risultato, insieme ad un sostanziale accordo sui criteri di pre-classificazione dei siti, ovvero sulla formulazione del giudizio esperto sullo stato ecologico degli stessi, apre la possibilità di una strategia convergente di valutazione per i Paesi mediterranei, pur nella diversità dei singoli metodi, che devono rispondere alle particolarità faunistiche, climatiche ed ambientali dei diversi Paesi.

In conclusione, se si accetta il principio, peraltro valido non solo in questo campo, che nessun metodo può essere al tempo stesso semplice, generale ed accurato, è ovvio che gli indici biotici, puntando sulla

semplicità computazionale, possono essere accurati, ma non generali (MILLER *et al.*, 1988), o generali, ma non accurati (ad esempio l'EFI). Per essere al tempo stesso accurato e generale, quindi, un metodo deve rinunciare ad essere computazionalmente semplice. FIDESS realizza esattamente questa strategia, rendendola trasparente all'utente finale grazie ad un'implementazione software intuitiva ed *user-friendly*. Contemporaneamente, però, questo approccio restituisce un ruolo centrale al giudizio esperto ed attinge il suo razionale non da una visione personalistica delle problematiche ambientali, ma dal contributo globale della collettività scientifica coinvolta nelle attività di monitoraggio passate e future.

BIBLIOGRAFIA

- BRIDLE J.S., 1990. Probabilistic interpretation of feedforward classification network outputs, with relationships to statistical pattern recognition. In: Fogleman Soulie F. and Herraault J. (eds.), *Neurocomputing: Algorithms, Architectures and Applications*. Springer-Verlag, Berlin: 227-236.
- COHEN J., 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.*, **20**: 27-46.
- DE SOSTOA A., CAIOLA N., CASALS, F., 2004. A new IBI (IBICAT) for local application of the E.U. Water Framework Directive. In: Garcia de Jalón D., Vizcaíno P. (eds.), *Aquatic Habitats: Analysis and Restoration*. IAHR, Madrid: 187-191.
- EUROPEAN UNION, 2000. Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23rd October 2000. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Official Journal PE-CONS 3639/1/00 REV 1*, 2000. European Union, Brussels.
- FAME CONSORTIUM, 2004. *Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive*. Version 1.1, January 2005, 92 pp. Disponibile su: <http://fame.boku.ac.at>.
- FLEISS J.L., COHEN J., EVERITT B.S., 1969. Large sample standard errors of kappa and weighted kappa. *Psychol. Bull.*, **72**: 323-327.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2004. Proposta di un indice ittico (II) per il bacino occidentale del Po. *Atti 10° Congresso nazionale AIIAD. Montesilvano (Pe)*, 2-3 Aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005. Proposta di un indice ittico (II) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **XXVI**: 3-39.
- KARR J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**: 21-27.
- KARR J.R., CHU E.W., 1999. *Restoring Life in Running Waters - Better Biological Monitoring*. Island Press Washington, D.C. Covelo California, 206 pp.
- 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*. Illinois Natural History Survey. Special Publication 5. Champaign, IL. 29 pp.
- LA PORTA G., LORENZONI M., CAROSI A., MEARELLI M., 2001. Definizione di un indice di integrità biologica per il bacino del Fiume Tevere. *Atti del XI Congresso Nazionale della SITE - Atti 25* (a cura di M. Falcucci e V. Hull). Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia 12-14 settembre 2001.
- LEK S., GUÉGAN, 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modeling, an introduction. *Ecol. Model.*, **120**: 65-73.
- MAIO G., RIGATTI LUCHINI S., CASTAMAN D., MOJETTA A., SALVIATI S., MARCONATO E, 1996. Prima applicazione ed adeguamento dell'Index of Biotic Integrity (IBI) in Provincia di Vicenza. *Atti del VI Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, Varese Ligure (SP), 6-8 Giugno 1996.
- MILLER D.L., HUGHES R.M., KARR J.R., LEONARD P.L., MOYLE P.B., SCHRADER L.H., THOMPSON B.A., DANIELS R.A., FAUSCH K.D., FITZHUGH G.A., GAMMON J.R., HALLIWELL D.B., ANGERMEIER P.L., ORTH D.J., 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for use in water resource management. *Fisheries*, **13**: 12-20.
- OBERDOFF, 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.
- PEARSON K., 1896. Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity and panmixia. *Philos. Trans. Royal Soc. London Ser. A*, **187**: 253-318.
- PLAFKIN J.L., BARBOUR M.T., PORTER K.D., GROSS S.K., HUGHES R.M., 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use*

- in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/4-891001.
- PONT D., HUGUENY B., BEIER U., GOFFAUX D., MELCHER A., NOBLE R., ROGERS C., ROSET N., SCHMUTZ S., 2006. Assessing the biotic integrity of rivers at the continental scale: a European approach using fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 70-80.
- REYNOLDS T.B., NORRIS R.H., RESH V.H., DAY K.E., ROSENBERG D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **16** (4): 833-852.
- RUMELHART D.E., HINTON G.E., WILLIAMS G.E., 1986. Learning representations by back-propagating errors. *Nature*, **323**: 533-536.
- SCARDI M., 1996. Artificial neural networks as empirical models of phytoplankton production. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **139**: 289-299.
- SCARDI M., 2001. Advances in neural network modeling of phytoplankton primary production. *Ecol. Model.*, **146** (1-3): 33-45.
- SCARDI M., HARDING L.W., 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecol. Model.*, **120** (2-3): 213-223.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2004. Previsione della composizione della fauna ittica mediante reti neurali artificiali. *Biologia Ambientale*, **18**: 1-8.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2005. Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: Lek S., Scardi M., Verdonchot P.F., Descy J.P. and Park Y.S. (eds), *Modeling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 114-129.
- SCARDI M., TANCIONI L., CATAUDELLA S., 2006. Monitoring methods based on fish. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds.), *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 135-153.
- TANCIONI L., SCARDI M., CATAUDELLA S., 2005. I pesci nella valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **41** (3): 399-402.
- TANCIONI L., SCARDI M., CATAUDELLA S., 2006. Riverine fish assemblages in temperate rivers. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds.), *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 47-69.
- ZERUNIAN S., 2004. Proposta di un indice dello stato ecologico delle comunità ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.

Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche

Sergio Zerunian

Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci - 04010 Maenza (LT); zerunians@virgilio.it

Riassunto

Viene proposto un aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI), elaborato dall'autore come strumento applicativo della Direttiva Acque 2000/60/CE. L'aggiornamento consiste nella semplificazione della tabella che porta a calcolare il valore dell'ISECI e nella modifica dei valori verso punteggi più alti. Viene inoltre motivata la scelta di un indice naturalistico-conservazionistico, come è l'ISECI, tenendo conto del dibattito attualmente in corso in Italia volto a individuare il metodo che avrà valenza nazionale e che dovrà essere utilizzato nel monitoraggio degli ecosistemi delle acque interne previsto dalla Direttiva.

PAROLE CHIAVE: Direttiva 2000.60.CE / comunità ittiche / indice dello stato ecologico / aggiornamento

First update of Fish Communities Ecological State Index

An update of Fish Communities Ecological State Index (ISECI), published by the author as an instrument for the Water Directive 2000/60/EC is proposed. The update consists in the simplification of the table which lead to calculate the ISECI score, and the values are modified to reach higher scores. The choice to use a naturalistic-conservationist index, like ISECI, is justified also considering the actual debate among Italian scientists to find out a national method to be utilized in monitoring inland waters ecosystems as the Directive provides for.

KEY WORDS: Directive 2000.60.EC / fish communities / ecological state index / update

PREMESSA

La Direttiva 2000/60/CE istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque tale da "impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico" (art. 1.a). Per la classificazione dello stato ecologico delle acque superficiali (fiumi, laghi, acque di transizione, acque costiere) individua tre tipologie di elementi qualitativi (allegato V): elementi biotici, elementi idromorfologici ed elementi chimico-fisici, questi ultimi due a sostegno dei primi. Risulta evidente il ruolo primario assegnato dalla Direttiva agli elementi biotici, per i quali vengono anche individuati i gruppi tassonomico-ecologici da prendere in considerazione:

composizione, abbondanza e biomassa del *fitoplankton* (non per i fiumi); composizione e abbondanza della *flora acquatica* (macrofite e fitobentos); composizione e abbondanza dei *macroinvertebrati bentonici*; composizione, abbondanza e struttura di età della *fauna ittica* (non per le acque costiere).

Tre anni fa, quando la Direttiva non era ancora stata recepita dal nostro Paese, ma era stato avviato il dibattito tecnico-scientifico relativo alla sua applicazione (vedi BALDACCINI e SANSONI, 2005), abbiamo proposto un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) per gli ecosistemi delle acque interne italiane (ZERUNIAN, 2004a). L'Indice soddisfaceva tutte le finalità e i contenuti della Direttiva, ma non poteva contare su una fase sperimentale necessaria a tararlo e

renderlo concretamente applicabile nelle varie realtà ecosistemiche presenti in Italia.

La sperimentazione dell'ISECI, così come di altri indici proposti sulla fauna ittica, doveva secondo noi essere avviata all'inizio del 2005 e concludersi entro il 2006 con la pubblicazione di un manuale operativo (ZERUNIAN, 2005). Il ritardo del Governo italiano nel recepimento della norma, avvenuto solo nel 2006, quasi tre anni dopo la scadenza fissata dalla Commissione Europea, e delle Istituzioni italiane competenti in materia di validazione delle metodologie da utilizzare nel monitoraggio ambientale, non hanno consentito il rispetto di questa ipotesi di lavoro. A tutt'oggi, la discussione sugli indici biotici da utilizzare nel monitoraggio ambientale delle acque interne italiane è ancora ferma alla fase teorica (vedi ad esempio SCARDI e TANCIONI, 2007, in questa monografia), e non è stata avviata alcuna sperimentazione; così la concreta applicazione della Direttiva Acque appare remota (vedi AGAPITO LUDOVICI, 2007, in questa monografia). Nel nostro Paese perdura uno stato di gestione insoddisfacente delle acque interne, che è una delle cause principali della perdita di biodiversità a livello di ecosistemi e di specie (SANSONI, 2007; ZERUNIAN, 2007, in questa monografia).

Singoli gruppi di lavoro hanno iniziato ad applicare indici sulla fauna ittica in alcune parti del territorio nazionale (vedi ad esempio FORNERIS *et al.*, 2006 per la parte occidentale del bacino del Po). L'ISECI è stato applicato in indagini faunistico-ecologiche riguardanti corsi d'acqua minori della Pianura Padana (ZERUNIAN e TURIN, 2004) ed è stato oggetto di una piccola ma significativa sperimentazione durante il III Corso sulla fauna ittica dei corsi d'acqua, organizzato dal Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale nel settembre 2006 nel Parco del Ticino. Alcune osservazioni critiche emerse durante il dibattito svoltosi a fine corso, che ha coinvolto corsisti ed esercitatori esperti, hanno creato le premesse per il primo aggiornamento dell'Indice oggetto della presente nota.

AGGIORNAMENTO DELL'ISECI

Vengono di seguito sintetizzate le principali critiche rivolte al metodo ISECI.

1. Risulta difficile individuare con chiarezza la *comunità ittica attesa* per una data stazione, elemento di partenza nell'applicazione dell'ISECI.
 2. Risulta difficile in stazioni poco diversificate dal punto di vista ambientale catturare l'intera *comunità ittica reale* di un tratto di corso d'acqua o di un'area lacustre e tutte le classi di età effettivamente presenti di ogni singola popolazione, queste ultime necessarie per valutare la *struttura di popolazione*. La comunità ittica reale determina l'ingresso orizzontale nella
- tabella per il calcolo del valore dell'ISECI; una valutazione sulla struttura di popolazione determina l'ingresso verticale nella stessa tabella.
3. Nella letteratura ittologica mancano riferimenti esauritivi circa le *specie ittiche aliene* nelle acque interne italiane, la cui presenza condiziona l'ingresso orizzontale nella tabella per il calcolo del valore dell'ISECI.
 4. In Italia esistono pochissimi siti dove è possibile catturare *Ciclostomi e Acipenseridi migratori*, la cui presenza condiziona l'ingresso orizzontale nella tabella per il calcolo del valore dell'ISECI.
 5. Non viene considerata la possibilità di ibridazione fra specie indigene e specie aliene del genere *Rutilus*; la presenza di popolazioni ibride condiziona l'ingresso verticale nella tabella per il calcolo del valore dell'ISECI.
 6. La tabella per il calcolo dell'ISECI è strutturata in modo da produrre nella gran parte delle situazioni punteggi molto bassi, a cui corrispondono troppo facilmente livelli insufficienti dello stato ecologico.
- Vengono forniti chiarimenti per ognuno dei 6 punti sopra esposti. Le osservazioni riportate nei punti 4, 5 e 6 ci hanno indotto a modificare la tabella che consente il calcolo del valore dell'ISECI.
1. La comunità ittica attesa deve essere individuata in modo specifico per ogni singolo corpo idrico e stazione di campionamento, prima di iniziare il monitoraggio. È evidente che questo lavoro, così come ogni altro nell'applicazione dell'ISECI e più in generale nel monitoraggio della fauna ittica, può essere fatto solo da personale esperto. Si suggerisce comunque 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 o area lacustre in esame (da mettere in relazione con le conoscenze sull'ecologia delle specie). Come riferimento circa le conoscenze sulla distribuzione e l'ecologia dei pesci indigeni nelle acque interne italiane può essere preso il volume di ZERUNIAN (2004b), pubblicato e distribuito gratuitamente dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (il volume può anche essere scaricato in formato pdf dal sito http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/pubblicazioni/qcn.asp).
 2. Ogni stazione di campionamento va scelta in modo da avere il massimo della diversificazione ambientale possibile, e risultare quindi realmente utile per monitorare l'intera comunità ittica di un certo tratto di

- corso d'acqua o di una certa porzione di un lago. Una "stazione" non dovrebbe essere intesa come un singolo punto, ma come un sito abbastanza ampio da comprendere tutti gli habitat presenti in un determinato tratto fluviale o in una determinata area lacustre.
- Un elenco completo delle specie ittiche aliene e di quelle transfaunanti nei fiumi e nei laghi d'Italia viene riportato in un altro articolo di questa monografia (NOCITA e ZERUNIAN, 2007), a cui si rimanda. Si tenga presente che le specie transfaunanti vanno considerate aliene a tutti gli effetti.
 - Tenendo conto che *Lampetra fluviatilis*, *Acipenser sturio* e *Huso huso* sono oggi considerati "estinti in Italia" (ZERUNIAN, 2007, in questa monografia), i Ciclostomi e gli Acipenseridi migratori sono stati tolti dalla tabella che porta al calcolo del valore dell'ISECI. Di conseguenza, queste specie non vanno nemmeno considerate nella valutazione della comunità ittica attesa.
 - Nelle note che guidano l'ingresso verticale nella tabella per il calcolo dell'ISECI, è stato inserito il genere *Rutilus*.
 - Già dalle prime applicazioni dell'ISECI era emerso che la tabella risultava "severa", producendo con troppa facilità e frequenza punteggi bassi; questi portavano a uno schiacciamento eccessivo verso i

Tab. I. Calcolo del valore dell'ISECI

COMPOSIZIONE DELLA COMUNITÀ (primo ingresso, orizzontale)		CONDIZIONE BIOLOGICA delle popolazioni indigene (secondo ingresso, verticale)			
Specie indigene	Specie aliene	A	B	C	D
Presenti tutte quelle attese	Assenti o con popolazioni non naturalizzate	16	15	14	13
	Presenti e naturalizzate una-due; Siluro ¹ assente	15	14	13	12
	Presenti e naturalizzate più di due o il Siluro ¹	14	13	12	11
Presenti la maggior parte (più del 50%) di quelle attese; tra le specie assenti solo taxa non endemici in Italia	Assenti o popolazioni non naturalizzate	13	12	11	10
	Presenti e naturalizzate una-due; Siluro ¹ assente	12	11	10	9
	Presenti e naturalizzate più di due o il Siluro ¹	11	10	9	8
Presenti la maggior parte (più del 50%) di quelle attese; tra le specie assenti taxa endemici in Italia ³	Assenti o popolazioni non naturalizzate	10	9	8	7
	Presenti e naturalizzate una-due; Siluro ¹ assente	9	8	7	6
	Presenti e naturalizzate più di due o il Siluro ¹	8	7	6	5
Presenti il 50% o meno di quelle attese	Assenti o popolazioni non naturalizzate	7	6	5	4
	Presenti e naturalizzate una-due; Siluro ¹ assente	6	5	4	3
	Presenti e naturalizzate più di due o il Siluro ¹	5	4	3	2

1) *Silurus glanis*

2) *Lampetra zanandrei*, *Acipenser naccarii*, *Rutilus rubilio*, *R. erythrophthalmus*, *Leuciscus souffia muticellus*, *Alburnus alburnus alborella*, *A. albidus*, *Chondrostoma soetta*, *Ch. genei*, *Barbus plebejus*, *B. meridionalis caninus*, *Cobitis taenia bilineata*, *Sabanejewia larvata*, *Salmo (trutta) marmoratus*, *S. (trutta) macrostigma*, *S. fibreni*, *S. carpio*, *Pomatoschistus canestrini*, *Knipowitschia panizzae*, *K. punctatissima*, *Padogobius martensii*, *Gobius nigricans*

A) Tutte le popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica (presente, frequente, abbondante o dominante). Popolazioni dei generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*, *Barbus* e *Rutilus* non ibride con popolazioni alloctone.

B) Tutte le popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica. Una o più popolazioni dei generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*, *Barbus* e *Rutilus* ibride con popolazioni alloctone.

C) La maggior parte (più del 50%) delle popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica.

D) Meno del 50% delle popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica.

livelli inferiori dello stato ecologico delle comunità ittiche prese in esame (ZERUNIAN e TURIN, 2004; TURIN, *com. pers.*). La tabella è stata quindi riorganizzata, in modo da produrre valori più alti e utilizzare appieno i 5 livelli di stato ecologico previsti dall'Indice.

Oltre alle considerazioni suddette, abbiamo voluto tenere conto di un altro elemento utile per una migliore valutazione della comunità ittica reale: la condizione, o meno, di popolazione "naturalizzata" (cioè in grado di autosostenersi nel tempo nel nuovo ambiente, in quanto capace di riprodursi) riguardante le specie aliene.

Vengono quindi riportate in forma aggiornata le tabelle che portano al calcolo del valore dell'ISECI (Tab. I) e alla sua conversione in livelli di stato ecologico (Tab. II).

CONSIDERAZIONI FINALI

Questo primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche rappresenta solo un piccolo passo avanti verso la messa a punto di un indice biotico applicabile alla fauna ittica italiana, capace di soddisfare quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE. Prima di un'adeguata sperimentazione, che

Tab. II. Conversione dei valori dell'ISECI in livelli di stato ecologico

Livelli di stato ecologico	Valore ISECI	Giudizio sintetico dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche ^(A)	Giudizio esteso dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche ^(B)	Colore ^(C)
I	≥ 14	Elevato	Composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Presenza di tutte, o quasi tutte, le specie indigene comprese quelle "sensibili". Strutture di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano solo eventuali segni minimi di alterazioni antropiche ed indicano la capacità di riprodursi e svilupparsi autonomamente	Azzurro
II	11-13	Buono	Lievi variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Presenza della maggior parte delle specie indigene comprese quelle "sensibili". Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano moderati segni di alterazioni attribuibili a impatti antropici e che, solo in alcuni casi, indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi autonomamente	Verde
III	8-10	Sufficiente	Composizione e abbondanza delle specie che si discostano moderatamente dalla comunità attesa. Presenza della maggior parte delle specie indigene comprese quelle "sensibili". Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano segni rilevanti di alterazioni che provocano l'assenza, o la presenza sostenuta artificialmente (mediante ripopolamento), di una parte delle popolazioni	Giallo
IV	5-7	Scadente	Evidenti variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano consistenti segni di alterazioni	Aranzone
V	2-4	Pessimo	Profonde variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano gravi segni di alterazione	Rosso

(A) Le prime tre definizioni secondo la Direttiva 2000/60/CE

(B) Descrizione dei primi tre livelli secondo la Direttiva 2000/60/CE, Tab. 1.2.1 dell'Allegato V, sintetizzato ed integrato

(C) Per la rappresentazione cartografica

pensiamo debba essere condotta in tutte le diverse realtà ecosistemiche presenti nel nostro Paese e supportata con congrui finanziamenti, l'ISECI va considerato come un *work in progress*.

Comunque, al di là dei futuri miglioramenti che potranno essere apportati all'Indice, riteniamo che la sua impostazione sia pienamente rispondente alle finalità della Direttiva. L'Indice è inoltre concettualmente semplice e di facile applicazione; ciò rappresenta, secondo noi, un ulteriore elemento a favore della concreta possibilità di una sua utilizzazione da parte dei soggetti che dovranno effettuare il monitoraggio delle acque interne mediante la fauna ittica.

L'ISECI è un indice naturalistico-conservazionistico. È "naturalistico" in quanto prevede conoscenze e metodiche proprie delle Scienze Naturali; non richiede quindi la disponibilità e la conoscenza di sofisticati strumenti e *software*. È "conservazionistico" in quanto tiene conto dei principi della conservazione della natura applicati all'ittiofauna delle acque interne; assumono così valori positivi la naturalità delle comunità ittiche (intesa come la normale ricchezza, determinata dalla presenza di tutte le specie indigene attese in relazione al quadro zoogeografico ed ecologico e dall'assenza di specie aliene) e la presenza di specie di grande importanza conservazionistica, come gli endemiti. L'approccio conservazionistico dell'Indice è in armonia con una delle più importanti norme in campo ambientale in vigore nell'Unione Europea: la Direttiva 92/43/CE (Direttiva "Habitat").

I valori su cui si basa l'ISECI sono diametralmente

opposti a quelli su cui si fonda il principio "ecologico-funzionale", che secondo alcuni dovrebbe ispirare l'attuazione della Direttiva 2000/60/CE nel nostro Paese (vedi ad esempio le posizioni espresse dall'Associazione Italiana degli Ittiologici delle Acque Dolci nella riunione del 2.12.2005). Secondo questo principio non è importante valutare la naturalità di una comunità ittica, ma solo la sua costituzione e articolazione in ruoli funzionali senza distinguere i taxa indigeni da quelli alieni. Così, secondo questo approccio, non c'è alcuna differenza se al vertice della piramide della biomassa di un lago d'acqua dolce c'è il Luccio (specie indigena) o il Persico trota (specie aliena); la presenza di un qualsiasi predatore è sufficiente per valutare positivamente la comunità. Facendo un paragone con le comunità biotiche dell'Appennino, è come dire che non c'è differenza se al vertice della piramide della biomassa c'è il Lupo o il Cane rinselvatichito. Ci auguriamo vivamente che il principio "ecologico-funzionale" non trovi spazio nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia, e in nessun altro Paese dell'Unione Europea.

RINGRAZIAMENTI

L'autore è grato ai corsisti e agli esercitatori che hanno dato vita al III Corso sulla fauna ittica dei corsi d'acqua, organizzato dal Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale nel settembre 2006 nel Parco del Ticino. In particolare si ringraziano i professionisti che hanno svolto il ruolo di esercitatori e che hanno raccolto le osservazioni critiche sull'ISECI: Maria Fabiana Bilò, Paolo Tito Colombari, Cesare Mario Puzzi, Andrea Romanò, Paolo Turin, Marco Zanetti.

BIBLIOGRAFIA

- AGAPITO LUDOVICI A., 2007. Stato di applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Europa e in Italia. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 21-29 (in questa monografia).
- BALDACCINI G.N., SANSONI G. (eds.), 2005. Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 248 pp.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006. Proposta di un indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po. *Atti X Con. naz. AIAD. Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- NOCITA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 93-96 (in questa monografia).
- SANSONI G., 2007. Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 5-20 (in questa monografia).
- SCARDI M., TANCIONI L., 2007. Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 31-41 (in questa monografia).
- 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, Quaderni Conservazione Natura n° 20, 257 pp. + CD.
- ZERUNIAN S., 2005. Ruolo della fauna ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro. In: Baldaccini G.N. e Sansoni G. (eds.). *Atti del Seminario "Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE"*, Trento, 12-13 febbraio 2004. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 61-69.
- ZERUNIAN S., 2007. Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 49-55 (in questa monografia).
- ZERUNIAN S., TURIN P., 2004. Prime considerazioni sui Pesci. In: Cerretti P., Hardersen S., Mason F., Nardi G., Tisato M., Zapparoli M. (eds.) *Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana*. Quaderni Conservazione Habitat, 3. Cierre Grafica Ed., Verona, 96 pp.

Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani

Sergio Zerunian

Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci - 04010 Maenza (LT); zerunians@virgilio.it

Riassunto

Viene ripercorsa la storia recente delle problematiche e delle politiche di conservazione dei pesci d'acqua dolce in Italia. Viene quindi riportato un aggiornamento della lista rossa di questo gruppo faunistico che, nel suo insieme, risulta gravemente minacciato da una serie di attività antropiche: alterazioni degli habitat, inquinamento delle acque, pesca eccessiva e illegale, introduzione di specie aliene. Vengono infine discussi alcuni documenti e norme capaci di invertire la tendenza negativa che vede impoverire, anno dopo anno, la biodiversità della fauna ittica: il Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani, la Direttiva Habitat 92/43/CE, la Direttiva Acque 2000/60/CE.

PAROLE CHIAVE: pesci d'acqua dolce / Italia / conservazione

Conservation issues for Italian freshwater fishes

The recent history of conservation issues and politics for Italian freshwater fishes is reviewed. An update of the Red List of this group is reported, as it is considered to be strongly endangered by a series of anthropic activities: habitat alteration, water pollution, excessive and illegal fishery exploitation, alien species introduction. Finally some documents and rules are discussed as they could be able to reverse the trend of yearly impoverishment of fish biodiversity: the General Action Plane for the conservation of Italian freshwater fishes, the Habitat Directive 92/43/EC, the Water Directive 2000/60/EC.

KEY WORDS: freshwater fishes / Italy / conservation

Base di ogni politica di conservazione della natura è la conoscenza del "materiale biologico" di cui si vogliono garantire la sopravvivenza e le normali dinamiche ecologiche ed evolutive. Tra la fine degli anni '80 e i primi anni '90 del Novecento si è giunti a una soddisfacente conoscenza e stabilizzazione del quadro sistematico riguardante i Pesci d'acqua dolce italiani (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987, 1990; GANDOLFI *et. al.*, 1991), tale da rappresentare un punto di riferimento per la loro gestione e conservazione. In tabella I viene riportato l'elenco dei Ciclostomi e dei Pesci Ossei indigeni in Italia, aggiornato dal punto di vista nomenclaturale (ZERUNIAN, 2004a).

Nel decennio 1992-2002 hanno preso corpo le problematiche di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce italiana. Alcuni lavori di carattere generale hanno contribuito in primo luogo a mettere a fuoco gli effetti

delle attività antropiche su specie, comunità ed ecosistemi, arrivando a concludere che molti taxa correverano il rischio di estinzione (ZERUNIAN, 1992; ZERUNIAN e TADDEI, 1996; ZERUNIAN, 1998, 2002).

In uno dei lavori citati (ZERUNIAN, 1998) sono stati applicati per la prima volta i criteri dell'IUCN per classificare in categorie di rischio tutte le specie componenti la nostra ittiofauna d'acqua dolce. Ben 5 specie sono risultate "in pericolo critico", 10 "in pericolo" e 12 "vulnerabili"; tra queste, che nel loro insieme costituivano le specie "minacciate", c'erano 6 specie endemiche e 6 subendemiche

Un lavoro di sintesi che racchiude tutte le conoscenze conservazionistiche sul gruppo in oggetto è il testo *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia* (ZERUNIAN, 2002). In

Tab. I. I Pesci d'acqua dolce d'Italia. Nella colonna centrale sono evidenziati in neretto gli endemiti e i subendemiti. Nell'ultima colonna è riportato un riferimento geografico relativo all'areale delle specie, semispecie e sottospecie endemiche o subendemiche: N, regioni del nord; C, regioni del centro; S, regioni del sud; I, regioni insulari; per i subendemiti il riferimento geografico è riportato fra parentesi.

CLASSE, ORDINE, Famiglia, <i>Genere e Specie</i>	NOME COMUNE	ENDEMITI (e SUBENDEMITI)
CYCLOSTOMATA		
PETROMYZONTIFORMES		
Petromyzontidae		
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	LAMPREDA DI MARE	
<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	LAMPREDA DI FIUME	
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	LAMPREDA DI RUSCELLO	
<i>Lampetra zanandreae</i> Vladykov, 1955	LAMPREDA PADANA	(N)
OSTEICHTHYES		
ACIPENSERIFORMES		
Acipenseridae		
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	STORIONE	
<i>Acipenser naccarii</i> Bonaparte, 1836	STORIONE COBICE	(N)
<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	STORIONE LADANO	
ANGUILLIFORMES		
Anguillidae		
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	ANGUILLA	
CLUPEIFORMES		
Clupeidae		
<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	ALOSA e AGONE	
CYPRINIFORMES		
Cyprinidae		
<i>Rutilus pigus</i> (Lacépède, 1804)	PIGO	
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	ROVELLA	C
<i>Rutilus erythrophthalmus</i> Zerunian, 1982	TRIOTTO	N
<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	CAVEDANO	
<i>Leuciscus souffia muticellus</i> Bonaparte, 1837	VAIRONE	N/C/S
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	SANGUINEROLA	
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	TINCA	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	SCARDOLA	
<i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1844)	ALBORELLA	(N/C)
<i>Alburnus albidus</i> (Costa, 1838)	ALBORELLA MERIDIONALE	S
<i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840	SAVETTA	N
<i>Chondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)	LASCA	N/C
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	GOBIONE	
<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	BARBO	(N/C/S)
<i>Barbus meridionalis caninus</i> Bonaparte, 1839	BARBO CANINO	N/C
Cobitidae		
<i>Cobitis taenia bilineata</i> Canestrini, 1865	COBITE	N/C
<i>Sabanejewia larvata</i> (De Filippi, 1859)	COBITE MASCHERATO	N
Balitoridae		
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	COBITE BARBATELLO	
ESOCIFORMES		
Esocidae		
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	LUCCIO	
SALMONIFORMES		
Salmonidae		
<i>Salmo (trutta) trutta</i> Linnaeus, 1758	TROTA FARIO e TROTA LACUSTRE	
<i>Salmo (trutta) marmoratus</i> Cuvier, 1817	TROTA MARMORATA	(N)
<i>Salmo (trutta) macrostigma</i> (Duméril, 1858)	TROTA MACROSTIGMA	(C/S/I)
<i>Salmo fibreni</i> Zerunian e Gandolfi, 1990	CARPIONE DEL FIBRENO	C
<i>Salmo carpio</i> Linnaeus, 1758	CARPIONE DEL GARDA	N
<i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)	SALMERINO	

(continua)

<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	TEMOLO	
GADIFORMES		
Gadidae		
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	BOTTATRICE	
CYPRINODONTIFORMES		
Cyprinodontidae		
<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	NONO	
ATHERINIFORMES		
Atherinidae		
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	LATTERINO	
GASTEROSTEIFORMES		
Gasterosteidae		
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	SPINARELLO	
Syngnathidae		
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1810	PESCE AGO DI RIO	
SCORPAENIFORMES		
Cottidae		
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	SCAZZONE	
PERCIFORMES		
Percidae		
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	PERSICO REALE	
Blenniidae		
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	CAGNETTA	
Gobiidae		
<i>Pomatoschistus canestrini</i> (Ninni, 1883)	GHIZZETTO CENERINO	N
<i>Knipowitschia panizzae</i> (Verga, 1841)	GHIZZETTO DILAGUNA	(N/C)
<i>Knipowitschia punctatissima</i> (Canestrini, 1864)	PANZAROLO	(N)
<i>Padogobius martensii</i> (Günther, 1861)	GHIZZO PADANO	(N)
<i>Gobius nigricans</i> Canestrini, 1867	GHIZZO DI RUSCELLO	C

questo volume sono state documentate, fra l'altro, numerose estinzioni locali avvenute in fiumi e laghi di ogni regione d'Italia; è stato quindi fatto un approfondimento delle cause di minaccia per l'ittiofauna d'acqua dolce nel nostro paese: al primo posto sono risultate le alterazioni degli habitat, seguite dall'inquinamento delle acque, dalla pesca eccessiva e illegale, dall'introduzione di specie aliene (vedi fig. 2 in NOCITA e ZERUNIAN, 2007, in questa monografia). La classificazione in categorie di minaccia, aggiornata rispetto al precedente lavoro del 1998, ha portato a 31 le specie minacciate (8 in pericolo critico, 9 in pericolo, 14 vulnerabili) e a 9 quelle a più basso rischio (una specie non veniva classificata per carenza di dati); è emerso quindi che, su un totale di 48 specie, solo 7 risultavano non a rischio.

A distanza di quattro anni è stato aggiornato il quadro di conoscenze relativo allo stato di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce italiana (ZERUNIAN, 2006). Rispetto alla precedente lista rossa (ZERUNIAN, 2002), tenendo conto dei dati riportati in varie pubblicazioni degli ultimi anni (NOCITA, 2002; NONNIS MARZANO *et al.*, 2003; ALESSIO *et al.*, 2004; CICCOTTI *et al.*, 2004; DEKKER, 2004; PICCININI *et al.*, 2004; PUZZI e IPPOLITI, 2004; PUZZI *et al.*, 2004; SALA *et al.*, 2004;

CIUFFARDI e BASSANI, 2005; RUFFO e STOCH, 2005; TURIN, 2005; TURIN e SALVIATI, 2005; CIUFFARDI e ARILLO, 2006), sono stati effettuati i seguenti cambiamenti:

1. lo Storione, lo Storione ladano e la Lampreda di fiume sono stati considerati estinti nelle acque interne italiane; la recente segnalazione di *Lampetra fluviatilis* in Liguria (CIUFFARDI, 2006) non è a nostro avviso da tenere in considerazione, trattandosi molto probabilmente di un errore di determinazione su esemplari attribuibili a *L. planeri*.
2. il Salmerino, in conseguenza della sua dubbia autoctonia in Italia, è stato spostato nella categoria "dati insufficienti".
3. l'Anguilla, il Triotto, l'Alborella, la Tinca, la Scardola e il Latterino, precedentemente considerati non a rischio, sono stati inseriti nella categoria "quasi a rischio".

La nuova lista rossa dei Pesci d'acqua dolce d'Italia, che tiene conto della più recente terminologia delle categorie adottata dall'Unione Mondiale per la Conservazione (IUCN, 2001), è riportata in tabella II. Per quanto riguarda i criteri dell'IUCN richiamati in tabella, abbiamo considerato l'entità della diminuzione in percentuale e nel tempo della consistenza delle popolazioni

Tab. II. Lista rossa dei Pesci d'acqua dolce d'Italia; per il significato delle lettere riportate nella seconda, terza e quarta colonna, si veda il testo. In neretto sono evidenziati gli endemiti e i subendemiti. L'Agone e l'Alosa rappresentano popolazioni con diversa ecologia della stessa specie *Alosa fallax*; la Trota fario e la Trota lacustre rappresentano ecotipi viventi in ambienti diversi dello stesso taxon *Salmo (trutta) trutta*.

	CRITERI IUCN	% AREALE ITALICO/TOTALE	MINACCE
ESTINTO in Italia (EX, Extinct)			
Storione	A	E	A2, A3, B6
Storione ladano	A	F	A2, A3, B6, B7
Lampreda di fiume	A	E	A2, A3
GRAVEMENTE MINACCIATO (CR, Critically Endangered)			
Lampreda di mare	A	E	A2, A3
Storione cobice	A	C	A2, A3, B6
Trota macrostigma	A, B	C	A2, A3, B5, B6, B7, B8
Carpione del Fibreno	A, B	A	A2, B6, B7, C1
Carpione del Garda	A, B	A	A3, B6, B7, B8, C1
MINACCIATO (EN, Endangered)			
Lampreda di ruscello	A	E	A2, A3, B7, B8
Lampreda padana	A	B	A2, A3, B7, B8
Agone	A, B	A	A3, B6
Trota fario (popolazioni indigene)	A	F	A2, A3, B5, B6, B8
Trota lacustre	A, B	F	A3, B5, B6, B8
Trota marmorata	A	B	A2, A3, B5, B6, B8
Temolo (popolazioni indigene)	A	F	A2, A3, B5, B6, B8
Panzarolo	A, B	B	A2, A3
Ghiozzo di ruscello	A, B	A	A2, A3, B7, B8
VULNERABILE (VU, Vulnerable)			
Alosa	A	E	A2, B6
Pigo	A	D	A2, A3, B6
Sanguinerola	A	F	A2, A3, B8
Savetta	A	A	A2, B6, B8
Lasca	A	A	A2, A3, B6, B8
Barbo canino	A	A	A2, A3
Cobite mascherato	A	A	A2, A3
Cobite barbatello	A	F	A2, A3
Luccio	A	F	A2, A3, B5, B6, B8
Nono	A, B	D	A2, B8
Spinarello	A, B	E	A2, A3, B8
Pesce ago di rio	A	E	A2
Scazzone	A	E	A2, A3, B7, B8
Cagnetta	A, B	C	A2, A3
Ghiozzo padano	A	B	A2, A3, B7
QUASI A RISCHIO (NT, Near Threatened)			
Anguilla	A	E	A2, B6
Rovella	A	A	A2, A3, B8
Triotto	A	A	A3, B8
Vairone	A, B	A	A2, A3
Alborella	A	A	A2, A3, B6, B8
Alborella meridionale	A	A	A2, B5, B8
Gobione	A		A2
Barbo	A	B	A2, B5, B7, B8
Tinca	A	E	A2, A3
Scardola	A	E	A2, A3, B8
Cobite	A	F	A2, A3, B5
Persico reale	A	F	A3, B6
Ghiozzetto cenerino	A	A	A3
Ghiozzetto di laguna	A	B	A3
Latterino	A	D	A3
A RISCHIO MINIMO (LC, Least Concern)			
Cavedano			
DATI INSUFFICIENTI (DD, Data Deficient)			
Bottatrice			
Salmerino			

(A) e poi l'estensione dell'areale e la sua frammentazione (B); per quanto riguarda la percentuale dell'areale italiano rispetto all'areale totale, con A si intende che la specie ha il 100% del suo areale in Italia, con B il 75-99%, con C il 50-74%, con D il 25-49%, con E il 5-24%, con F meno del 5%; per quanto riguarda le minacce, abbiamo considerato le alterazioni degli habitat, come ad esempio le artificializzazioni degli alvei fluviali e la costruzione di sbarramenti trasversali lungo i corsi d'acqua (A2), l'inquinamento delle acque (A3), l'inquinamento genetico (B5), la pesca eccessiva (B6), la pesca illegale (B7), la competizione o la predazione da parte di specie aliene (B8), le cause naturali (C1). Emerge un quadro decisamente peggiore rispetto al 2002, soprattutto perchè oggi una sola specie può essere considerata certamente non a rischio ("a rischio minimo" secondo l'IUCN). Si tratta del Cavedano, pesce dotato di una straordinaria valenza ecologica, capace di tollerare diverse tipologie di alterazioni ambientali e ampiamente distribuito nella gran parte delle regioni del nostro Paese.

In uno specifico lavoro, il *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani* (ZERUNIAN, 2003), sono stati individuati 8 taxa su cui concentrare gli sforzi conservazionistici nel nostro Paese: la Lampreda padana, lo Storione cobice, la Trota macrostigma, il Carpione del Fibreno, la Trota marmorata, il Carpione del Garda, il Panzarolo, il Ghiozzo di ruscello. La scelta di queste specie è stata effettuata tenendo conto di due requisiti: da una parte la loro appartenenza alle più alte categorie di rischio dell'IUCN, cioè quelle "gravemente minacciato" e "minacciato" (vedi Tab. II) e dall'altra l'essere endemiche o subendemiche in Italia (vedi Tab. I).

Dobbiamo rilevare che a tutt'oggi solo per lo Storione cobice e la Trota marmorata vengono portate avanti alcune iniziative con metodi scientifici, compresi interventi di ripopolamento e reintroduzione, capaci di allontanare il rischio dell'estinzione totale. Per gli altri sei pesci d'acqua dolce evidenziati nel 2003 non è in corso alcun programma conservazionistico degno di questo nome.

Nel Piano d'azione sono elencati 28 tipi di interventi di carattere generale capaci di migliorare lo stato di conservazione delle specie e delle comunità ittiche, raggruppati in sei categorie: attività di ricerca e di monitoraggio dell'ittiofauna; attività di sensibilizzazione, di educazione e di formazione in campo ambientale; interventi di ripristino ecologico; interventi di gestione delle specie e delle popolazioni; misure di tutela degli habitat; miglioramento della normativa, attività di controllo e di repressione degli illeciti. Rileviamo che solo alcune delle azioni proposte, e limitatamente a poche Regioni e Province, sono effettivamente in atto;

la maggior parte sono ignorate o disattese, e così le estinzioni locali continuano a colpire varie popolazioni dei fiumi e dei laghi di ogni parte d'Italia. È necessario che il *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*, per non risultare un mero esercizio teorico, venga concretamente adottato e applicato, dopo il necessario confronto fra le varie Amministrazioni dello Stato competenti in materia: Ministeri, Regioni, Province, eventuali Enti Parco.

Oltre alle pubblicazioni e ai documenti di valenza nazionale, esistono due importanti norme dell'Unione Europea che hanno finalità conservazionistiche per specie, habitat ed ecosistemi, che interessano ampiamente l'ittiofauna d'acqua dolce italiana: la Direttiva 92/43/CE e la Direttiva 2000/60/CE.

La Direttiva 92/43/CE "relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche", comprende un gran numero di ambienti e di specie ittiche delle acque interne; questa norma comunitaria, nota come Direttiva Habitat, è stata recepita nel nostro paese con il DPR n. 357/1997, aggiornato e integrato dal DPR n. 120/2003. Nell'Allegato II della Direttiva, che riguarda le "specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione", sono elencati 24 taxa di pesci d'acqua dolce indigeni in Italia: *Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri*, *Lampetra zanandreae*, *Acipenser sturio*, *Acipenser naccarii*, *Alosa fallax*, *Rutilus pigus*, *Rutilus rubilio*, *Leuciscus souffia muticellus*, *Alburnus albidus*, *Chondrostoma soetta*, *Chondrostoma genei*, *Barbus plebejus*, *Barbus meridionalis caninus*, *Cobitis taenia bilineata*, *Sabanejewia larvata*, *Salmo (trutta) marmoratus*, *Salmo (trutta) macrostigma*, *Aphanius fasciatus*, *Cottus gobio*, *Pomatoschistus canestrini*, *Knipowitschia panizzae*, *Gobius nigricans*. In primo luogo rileviamo che questo elenco, pur confermando l'importanza conservazionistica dei Pesci d'acqua dolce d'Italia, è lacunoso perché non comprende importanti endemismi a rischio di estinzione come il Carpione del Garda, il Carpione del Fibreno e il Panzarolo; come abbiamo già sostenuto in altre occasioni (ZERUNIAN, 2002, 2003), riteniamo necessaria una revisione dell'Allegato II della Direttiva affinché si arrivi a comprendere tutti gli endemiti italiani di grande importanza conservazionistica.

Com'è noto, per raggiungere gli scopi della Direttiva Habitat, gli Stati membri dell'Unione Europea hanno individuato una serie di Siti di Importanza Comunitaria (SIC). Per quanto riguarda l'Italia, l'individuazione dei SIC è avvenuta su base regionale e poi ratificata a livello nazionale (D.M. del 03/04/2000). Rileviamo che a tutt'oggi, nonostante l'iter normativo sia in gran parte completato, solo pochissime Regioni hanno co-

minciato a gestire concretamente con finalità di conservazione i SIC; così nella maggior parte di essi, e in particolare in quelli ricadenti in aree pianeggianti e collinari dove maggiore è l'impatto antropico, le minacce per la biodiversità non si sono affatto ridotte e non viene effettuato il previsto monitoraggio delle specie d'interesse comunitario. Nella sostanza, allo stato attuale, la Direttiva Habitat è, nel nostro Paese, solo un bel castello di carta.

La Direttiva 2000/60/CE istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque tale da "impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico". Concettualmente introduce importanti elementi innovativi, quali l'obbligo per gli Stati membri di monitorare lo stato ecologico dei fiumi, dei laghi, delle acque di transizione e delle acque costiere prendendo in considerazione, oltre ai parametri chimico-fisici, quattro gruppi di organismi viventi: il fitoplancton, la flora acquatica, i macroinvertebrati bentonici, la fauna ittica. Si prefigge infine un obiettivo ambizioso: il raggiungimento di uno stato ecologico "buono" in tutte le acque europee entro il 2015 (nell'Allegato V della Direttiva vengono specificati i valori biologici e chimico-fisici di riferimento per l'attribuzione del livello "buono").

L'ittiofauna riveste un ruolo importante nella Direttiva 2000/60/CE, ma è necessario giungere a una definizione precisa degli obiettivi e dei metodi di monitoraggio. È stato recentemente proposto un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) applicabile agli ecosistemi delle acque interne italiane (ZERUNIAN, 2004b; per un suo aggiornamento vedi ZERUNIAN, 2007, in questa monografia); l'ISECI, che rientra nel quadro del dibattito scientifico attualmente in corso sulle modalità tecniche di recepimento della

Direttiva (ZERUNIAN, 2005), ha però bisogno di essere sperimentato nelle diverse tipologie di acque interne. Pertanto è necessario investire energie per rendere l'ISECI, o eventuali altri indici relativi alla fauna ittica, uno strumento operativo concretamente utilizzabile da parte dei tecnici delle Regioni e delle Province d'Italia al fine di poter applicare puntualmente la Direttiva; non sembra però che gli Enti preposti abbiano ancora imboccato questa strada. Inoltre, nonostante la Direttiva dovesse essere recepita da tutti gli Stati dell'Unione Europea entro il 2003, l'Italia ha ottemperato a questo obbligo solo nel 2006 con lacune e impostazioni discutibili come ad esempio il raggruppamento dei bacini idrografici; ciò rappresenta un ulteriore freno per una seria applicazione della norma nella realtà italiana. Così, con il tardivo recepimento normativo e le difficoltà finora emerse nella sua applicazione, nel nostro paese la Direttiva non è neanche un bel castello di carta. È solo una speranza per il futuro.

In conclusione pensiamo che il *Piano d'azione*, la *Direttiva Habitat* e la *Direttiva Acque* possano rappresentare validi strumenti di conservazione per l'ittiofauna italiana, capaci di invertire la tendenza negativa in atto ormai da vari decenni. È necessario però un concreto impegno da parte delle competenti Amministrazioni dello Stato (Ministeri, Regioni, Province, Enti Parco, ecc.) verso una gestione "conservazionistica" dei fiumi, dei laghi e della loro fauna. Le conoscenze e gli strumenti, anche normativi, esistono. Mancano ancora una reale volontà politica e il coinvolgimento di importanti settori della società per giungere a una concreta tutela delle specie, degli habitat e degli ecosistemi più minacciati. I Pesci d'acqua dolce d'Italia, insieme agli ecosistemi fluviali e lacustri delle cui comunità biotiche sono elementi fondamentali, costituiscono importanti tessere del grande mosaico planetario di biodiversità, meritevoli di ogni possibile sforzo conservazionistico.

BIBLIOGRAFIA

- ALESSIO G., GANDOLFI G.L., BELLETTI E., 2004. Variazioni delle comunità ittiche e possibili cause determinanti, in acque della Lomellina (Pavese occidentale) e lombardo-piemontesi, intervenute nell'ultimo ventennio. *Atti IX Conv. naz. AIIAD, Biologia Ambientale*, **18** (1): 33-38.
- CICCOTTI E., MONFRINOTTI M., FURLANI A., CATAUDELLA S., 2004. Monitoraggio del reclutamento di anguilla (*Anguilla anguilla* L. 1758) in Italia tramite osservatori. *Atti IX Conv. naz. AIIAD, Biologia Ambientale*, **18** (1): 197-200.
- CIUFFARDI L., 2006. Pesci. In: Arillo A. e Mariotti M. (eds.). *Guida alla conoscenza delle specie liguri della Rete Natura 2000*. Regione Liguria, 510 pp.
- CIUFFARDI L., ARILLO A., 2006. La fauna ittica d'acqua dolce della Liguria: composizione attuale e lista rossa. *Atti XI Conv. naz. AIIAD*.
- CIUFFARDI L., BASSANI I., 2005. Segnalazione del successo riproduttivo della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia. *Biologia ambientale*, **19** (2): 15-16.

- DEKKER W., 2004. Status of the European eel stock and fisheries. In: Aida K., Tsukamoto K., Yamauchi K. (eds.). *Eel Biology*. Springer-Verlag, Tokio: 101-114.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987. I Pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. St. nat. Milano*, **128** (1-2): 3-56.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1990. I Pesci delle acque interne italiane: chiarimenti sulle critiche ad un nostro recente contributo. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Storia nat. Milano*, **131** (20): 293-307.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, XVI + 617 pp.
- IUCN, 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria*. IUCN Species Survival Commission.
- NOCITA A., 2002. *Carta ittica della Provincia di Firenze*. Prov. Firenze e Mus. St. Nat. "La Specola", 260 pp.
- NOCITA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 93-96 (in questa monografia).
- NONNIS MARZANO F., PASCALE M., PICCININI A., 2003. *Atlante dell'ittiofauna della Provincia di Parma*. Regione Emilia Romagna, 127 pp.
- PICCININI A., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., 2004. Il Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*): prove storiche della sua introduzione sul territorio italiano. *Atti IX Conv. naz. AIIAD, Biologia Ambientale*, **18** (1): 259-264.
- PUZZI C.M., IPPOLITI A., 2004. *Sperimentazione di tecniche di reintroduzione dell'Alborella* (*Alburnus alburnus alborella*) negli ambienti lacustri della Provincia di Varese. Regione Lombardia, Quad. ricerca n° 36, 53 pp.
- PUZZI C.M., IPPOLITI A., TRASFORINI S., 2004. Osservazioni sulla biologia riproduttiva della popolazione di Alborella, *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1884), del Lago Maggiore. *Atti IX Conv. naz. AIIAD, Biologia Ambientale*, **18** (1): 73-78.
- RUFFO S., STOCH F. (eds.), 2005. *Checklist e distribuzione della fauna italiana*. Mem. Mus. civ. St. nat. Verona, 2^a serie, Sez. Scienze della Vita n° 16, 307 pp. + CD.
- SALA L., GIANAROLI M., TONGIORGI P., 2004. Evoluzione storica e recente dell'ittiofauna modenese. *Atti IX Conv. naz. AIIAD, Biologia Ambientale*, **18** (1): 265-279.
- TURIN P. (ed.), 2005. *Le specie ittiche della Provincia di Rovigo. Carta ittica della Provincia di Rovigo, aggiornamento 2004*. Amm. Prov. Rovigo, 153 pp.
- TURIN P., SALVIATI S. (eds.), 2005. *La distribuzione della fauna ittica in Provincia di Verona. Carta ittica della Provincia di Verona*. Amm. Prov. Verona, 187 pp.
- ZERUNIAN S., 1992. La perdita di diversità nelle comunità ittiche delle acque dolci. In: Melandri G. e Conte G. (eds.) *Ambiente Italia 1992*. Lega per l'Ambiente / Vallecchi Ed., Firenze, pp. 156-169.
- ZERUNIAN S., 1998. Pesci d'acqua dolce. In: Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (eds.). *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma, 210 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*. Ministero dell'Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura n. 17, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004a. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura n. 20, 257 pp. + CD.
- 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., 2005. Ruolo della fauna ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro. *Atti Seminario nazionale C.I.S.B.A. "Classificazione ecologica delle acque interne - Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE"*, Trento (2004) (Baldaccini G.N. e Sansoni G. eds.). *Biologia Ambientale*, **19** (1): 61-69.
- ZERUNIAN S., 2006. I Pesci d'acqua dolce d'Italia: un grande patrimonio di biodiversità che rischia di scomparire. In: Fraissinet M. e Petretti F. (eds.). *Salvati dall'arca*. A. Perdisa ed., Ozzano Emilia: 611-630.
- ZERUNIAN S., 2007. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47 (in questa monografia).
- ZERUNIAN S., TADDEI A.R., 1996. *Pesci delle acque interne italiane: status attuale e problematiche di conservazione*. WWF Italia, Roma, 18 pp.

Il caso dell'Anguilla europea, tra gestione e conservazione

Eleonora Ciccotti

Dipartimento di Biologia, Università "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma; ciccotti@uniroma2.it

Riassunto

L'Anguilla europea, *Anguilla anguilla* L. 1758, è una specie marina di interesse internazionale, condivisa dai Paesi Europei e del bacino Mediterraneo. Per questa specie, esiste una diffusa preoccupazione in relazione ad un declino del reclutamento, osservato alla scala continentale, e alla contrazione delle catture di anguille adulte in molti sistemi idrografici. In relazione a questa situazione, il dibattito sulle possibili misure per salvaguardare lo stock di Anguilla europea è di estrema attualità, anche in relazione ad una serie di azioni intraprese a livello internazionale.

PAROLE CHIAVE: *Anguilla anguilla* / stock / gestione / conservazione

The status of the European eel stock in Italy, and considerations for its management and conservation

The European eel, *Anguilla anguilla* L. 1758, is recognised today as an international marine species and a shared resource among European and Mediterranean countries. For this species, major problems exist in relation to a continent-wide decline in recruitment observed in the course of the last decades, and to a contraction in adult eel capture fisheries. In relation to this situation, debate on the possible measures to protect the European eel stock is topical at present, also in relation to a series of steps undertaken by the European Community.

KEYWORDS: *Anguilla anguilla* / eel / stock / management / conservation

INTRODUZIONE

L'Anguilla europea, *Anguilla anguilla*, è una specie eurialina catadroma, il cui ciclo biologico è piuttosto complesso (Fig. 1). Si tratta di una specie marina, la cui area di riproduzione, unica, si trova molto distante dall'areale di distribuzione. Per questa specie è ormai ampiamente riconosciuta la necessità di intervento e di adozione di misure finalizzate alla gestione dello stock nonché alla sua conservazione. La portata del problema è da considerarsi alla scala europea, in quanto la specie è costituita da uno stock unico, distribuito in tutto il continente europeo oltre che sulle coste settentrionali dell'Africa, che si riproduce in Oceano Atlantico e per il quale è al momento accettata l'ipotesi di panmissia, sulla base della ridotta variabilità genetica alla scala geografica, confermata di recente (DANNEWITZ *et al.*, 2005). Lo sfruttamento da pesca dell'anguilla viene esercitato in tutto l'areale di distribu-

zione della specie e riguarda gli stadi giovanili e pre-adulti, ma la conservazione dello stock dipende dal reclutamento e dall'emigrazione dei riproduttori in mare. La pesca dell'anguilla è, nella maggior parte dei casi, una pesca a scala artigianale locale, mentre la trasformazione e la commercializzazione sono a scala più ampia, anche internazionale. L'allevamento dell'anguilla è praticato in molti Paesi, per una produzione a livello europeo che ammonta a circa 8.000 tonnellate. Qualunque sia la tecnologia di allevamento (estensiva, intensiva, iper-intensiva), la produzione dipende completamente dal seme selvatico, visto che la riproduzione artificiale, sebbene attuata a livello sperimentale, non va oltre la larva precoce.

Per questa specie migratrice, ormai riconosciuta come una risorsa condivisa tra i vari Stati europei e del bacino del Mediterraneo, esiste una diffusa preoccupazione

pazione in relazione ad un vistoso e prolungato declino del reclutamento diffuso in tutto il continente e alla contrazione delle catture di anguille adulte in molti sistemi idrografici interessati dalla pesca di questa specie (MORIARTY e DEKKER, 1997; ICES, 2001, 2002, 2004, 2006). Nel 1998 è stato dichiarato in sede comunitaria che “lo stock è oltre i limiti biologici di sicurezza”, e da allora ha avuto inizio il dibattito sull'identificazione di possibili linee per la gestione, sia in sede comunitaria che nell'ambito di organi tecnici.

In questo lavoro viene presentato un quadro aggiornato della situazione dell'anguilla riguardo alle modalità di sfruttamento, allo stato dello stock e alle azioni intraprese a vari livelli per identificare strategie di gestione e di conservazione.

IL CICLO BIOLOGICO

L'Anguilla europea (*Anguilla anguilla* L., 1758) è una specie catadroma eurialina che può essere definita altamente migratoria. Il suo ciclo biologico (Fig. 1), chiarito negli anni '20 dallo studioso danese Johannes Schmidt, è considerato unico in relazione all'ampiezza della migrazione riproduttiva degli adulti e della migrazione larvale. La riproduzione avviene nell'Oceano Atlantico (Fig. 2), e precisamente nel Mar dei Sargassi, dove Schmidt rinvenne le larve di dimensioni più piccole (SCHMIDT, 1922). Dopo la schiusa, le larve, denominate leptocefali, sono con tutta probabilità trasportate attraverso l'Atlantico dalla Corrente del Golfo: questa migrazione, passiva, ha una durata presunta di circa due anni, anche se studi più recenti compiuti sulla microstruttura di otoliti di ceche suggeriscono

che la migrazione possa avvenire anche in meno di un anno (LECOMTE-FINIGER, 1992; DESAUNAY e GUÉRAULT, 1997). Al limite della piattaforma continentale europea, i leptocefali compiono una vera e propria metamorfosi, divenendo ceche, piccole anguilline trasparenti. A questo stadio le anguille colonizzano le acque costiere e continentali di tutte le coste Atlantiche e Mediterranee; il loro passaggio attraverso lo stretto di Gibilterra, come anche la fuoriuscita degli adulti, non sono mai stati osservati. La “rimonta” delle ceche costituisce il reclutamento a tutti i sistemi idrografici, siano essi lagune costiere, estuari e fiumi, canali e piccoli corsi d'acqua, laghi e bacini artificiali. Il passaggio dal mare alle acque continentali avviene con un meccanismo chiamato “selective tidal transport”, STT (MCCLEAVE e WIPPELHAUSER, 1982): le ceche non sono ancora in grado di nuotare attivamente, non avendo ancora attivato la vescica natatoria, ma usano movimenti verticali per spostarsi nella massa d'acqua in estuario, approfittando così della marea montante che le trasporta attraverso l'estuario. Nel corso di questa fase le ceche vanno incontro ad una serie di cambiamenti fisiologici ma anche comportamentali, divenendo pigmentate e capaci di nuotare attivamente. La fase successiva, chiamata di anguilla gialla in relazione alla livrea che l'animale assume nel corso dell'accrescimento, ha una durata molto variabile, che va dai 3 agli 8 anni per i maschi e dai 5 ai 15 anni per le femmine. Il pattern di crescita è estremamente variabile proprio in relazione alla grande varietà di habitat che l'anguilla può colonizzare. La maturazione sessuale inizia mentre le anguille sono ancora nelle acque continentali, e lo sviluppo

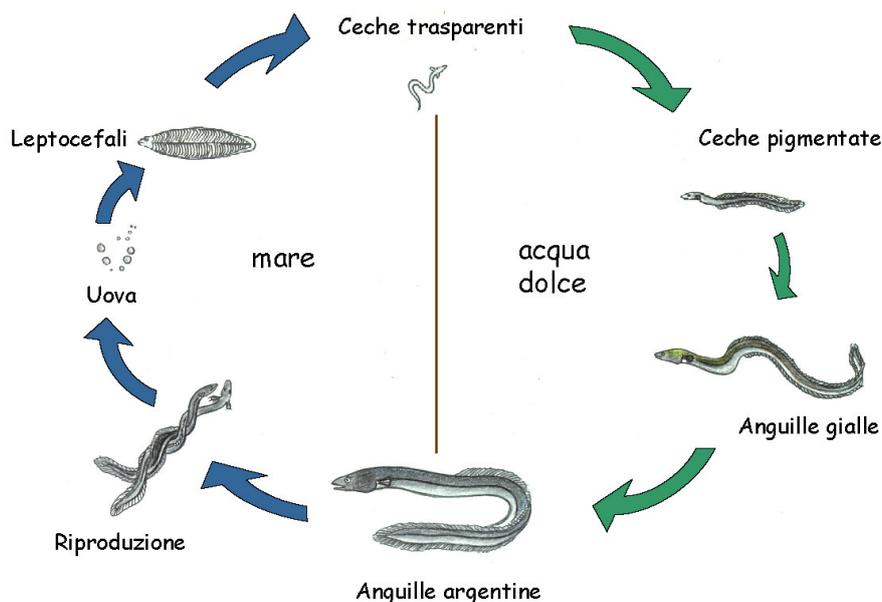


Fig. 1. Ciclo biologico dell'anguilla.

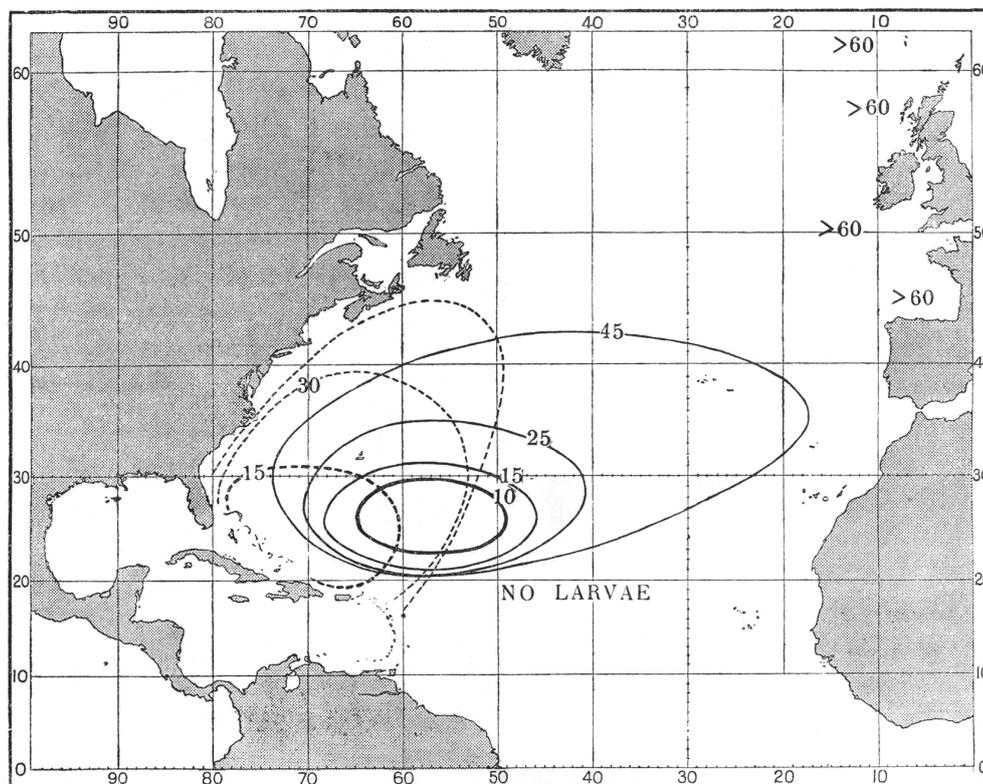


Fig. 2. Area di riproduzione e limite di distribuzione delle larve dell'Anguilla europea (linee continue) (da SCHMIDT, 1922).

delle gonadi va di pari passo con modificazioni a carico di vari organi e della livrea, tanto è vero che l'anguilla in questa fase è detta argentina. A questo stadio viene intrapreso, con la "smontata", il ritorno verso il mare, ma della migrazione in ambiente oceanico non si sa nulla, anche se si ritiene che l'anguilla deponga una sola volta. Quello descritto è il ciclo biologico accettato al momento, e questo implica che si tratta di uno stock unico, che dipende dall'emigrazione dei riproduttori dai vari bacini idrografici dell'intero areale di distribuzione. Quest'ultimo comprende tutta l'Europa, e l'intero bacino Mediterraneo, estendendosi quindi dalla Scandinavia al Nord Africa, e dal Mediterraneo orientale alle Azzorre.

Nel complesso, l'estrema uniformità genetica di questa specie ittica conferma la panmissia. Ultimamente questa ipotesi è stata riesaminata nel dettaglio, anche grazie all'uso di nuove tecniche di genetica e nuovi marcatori molecolari. Alla fine degli anni '90, alcuni studiosi canadesi avevano osservato, esaminando anguille provenienti da varie zone geografiche, alcune differenze (WIRTH e BERNATCHEZ, 2000), e avevano messo in dubbio la panmissia dell'anguilla. Indagini molto recenti, in realtà hanno evidenziato che ci sono differenze molto limitate tra le anguille provenienti dalle varie parti dell'areale di distribuzione, e che le

differenze in realtà sono più legate ad una scala temporale che non ad una scala spaziale (DANNEWITZ *et al.*, 2005). Quindi l'ipotesi di un'unica area di riproduzione appare confermata, e questo pone implicazioni importanti nell'ottica di impostare strategie per la gestione della specie, in quanto si tratta di una specie marina e altamente migratoria.

TIPOLOGIE DI SFRUTTAMENTO DELL'ANGUILLA

Lo sfruttamento da pesca dell'anguilla viene esercitato in tutto l'areale di distribuzione della specie, e riguarda gli stadi giovanili e pre-adulti (ceca, anguilla gialla in accrescimento, anguilla argentina non ancora matura sessualmente). La pesca di questa specie viene esercitata, come già accennato, in una grande varietà di ambienti (laghi, fiumi, estuari, lagune costiere) con una grande varietà di tecniche, che vanno da ami e reti di vari disegni, anche in relazione a tradizioni locali, al lavoriero tipico delle lagune. Le attività di pesca nei singoli paesi dipendono da un lato dalla disponibilità di anguille ai vari stadi e dall'altro dalle tradizioni di mercato o di consumo. Laddove vi è una intensa rimonta di ceche, come nei grandi estuari francesi del Golfo di Biscaglia, in Spagna e Portogallo, esistono situazioni di pesca di ceche a livello professionale,

dirette al commercio per il consumo diretto, ma anche per fornire seme ad allevamenti e per il ripopolamento. Le anguille gialle sono oggetto di pesca praticamente in tutta l'Europa e il Nord Africa, mentre la pesca dello stadio di argantina, catturato nel corso della migrazione verso il mare sia lungo il corso dei fiumi che nelle lagune costiere, avviene un po' ovunque, ma è più concentrata in Scandinavia e nelle lagune mediterranee.

La maggior parte della pesca professionale in Europa e nel bacino del Mediterraneo è di piccola scala. Le realtà di scala industriale sono rare; ad esse ammonta meno del 5 % delle catture a livello europeo (DEKKER, 2002a). Ha un ruolo importante anche la pesca ricreativa. La trasformazione e il commercio sono organizzati in compagnie di grandi dimensioni e operano alla scala internazionale (DEKKER, 2002a).

Per quanto riguarda più specificamente l'Italia (CICCOTTI *et al.*, 2000), la pesca nelle acque interne è presente nei principali fiumi e laghi della penisola. La maggior parte delle catture, per lo più anguille gialle, deriva dai grandi laghi alpini del Nord Italia, ma l'anguilla è una specie bersaglio anche in molti laghi vulcanici dell'Italia centrale e in alcuni fiumi. La pesca delle ceche è presente in Italia, e viene praticata quasi totalmente sulle coste Tirreniche dell'Italia centrale (Toscana, Lazio, Campania), presso foci di fiumi e canali. Si tratta sia di pescatori che operano a livello locale che di gruppi più organizzati, provenienti anche da altre regioni, soprattutto dalle marinerie Adriatiche, che raggiungono le aree di pesca con camion equipaggiati con ossigenatori, in modo da poter trasportare, anche per lunghi tratti, gli avannotti delle varie specie eurialine, tra cui l'anguilla. I pescatori locali sono generalmente singoli o riuniti in cooperative e sono equipaggiati con barche e strutture in grado di mantenere *in vivo* il pescato.

Il pattern di sfruttamento di anguilla più tipico in Italia e nel Mediterraneo è senza dubbio la pesca lagunare. La gestione delle lagune costiere è sempre stata basata sullo sfruttamento delle migrazioni stagionali delle specie eurialine, tra cui appunto l'anguilla, tra mare e laguna: la montata dei giovanili in ambiente lagunare, più idoneo nella fase dell'accrescimento, e il ritorno degli adulti verso il mare, in relazione a cambiamenti delle condizioni ambientali e alla riproduzione. Per sfruttare questi movimenti, si è assistito nel tempo ad un progressivo miglioramento dei metodi di gestione di questi ambienti e delle tecniche di pesca. In tutte le lagune costiere del Mediterraneo, dagli stagni sardi alle lagune del sud della Francia e del Nord Africa, è presente una pesca lagunare di tipo artigianale, mentre la gestione è relativamente semplice, e si basa per lo più sul reclutamento naturale. Le tecniche per la pesca

di anguille sono variabili, anche in relazione alle tradizioni locali, e vanno dalle nasse e bertovelli fino ai sistemi più complessi come le "paranze" utilizzate nella laguna di Lesina. La maggior parte delle catture di anguille, e in particolare di argentine, nelle lagune viene effettuata al lavoriero, uno sbarramento a forma di V situato nel canale di comunicazione tra mare e laguna, la cui struttura (forma, numero di camere), le cui dimensioni, i cui materiali (da canne a cemento e griglie di metallo) sono evolute nei secoli e differiscono tuttora da regione a regione e tra Paesi, in relazione a tradizioni locali ma anche al livello tecnologico raggiunto. Il principio su cui si basa il suo funzionamento, tuttavia, è sempre il medesimo: si tratta di una barriera che intercetta il pesce quando tenta di tornare al mare: nel caso dell'anguilla, la maggior parte delle catture ha luogo in inverno, in coincidenza con la "smontata".

Le produzioni di anguilla in ambienti lagunari dipendono in primo luogo dalla qualità dell'ambiente, in misura maggiore che dal livello del reclutamento. Questi sono i due aspetti che influenzano le scelte di gestione per quanto riguarda sia lo sforzo di pesca che le semine. Di conseguenza le produzioni possono essere estremamente variabili, dalle ridotte produzioni, 6 kg/ha, che si osservavano a Comacchio nella seconda metà degli anni '80 (CICCOTTI, 1997) fino ai 120- 300 kg/ha ottenuti nel lago di Monaci negli anni '80 (ARDIZZONE e CORSI, 1985) grazie a semine con ceche e piccole anguille gialle.

INTERAZIONI TRA PESCA E ALLEVAMENTO

Lo sfruttamento dell'anguilla su base colturale ha una lunga tradizione nell'intera area Mediterranea, proprio in relazione alla gestione delle lagune costiere. L'anguilla era un'importante specie commerciale fin dal 1300, periodo a cui risalgono le prime realtà di allevamento su base estensiva, nella laguna di Venezia e nell'area Nord-Adriatica, con la *vallicoltura*. Questa pratica ha molti elementi in comune con la gestione tradizionale delle lagune costiere, ma se ne differenzia per una gestione più attiva ed articolata, che include una gestione dell'ambiente acquatico basata sul controllo idraulico e sull'uso di semine di novellame (ARDIZZONE *et al.*, 1988; CICCOTTI *et al.*, 2000). Le famose *valli* di Comacchio raggiunsero l'apice della prosperità nel 1800 proprio grazie all'anguilla e alla sua industria di trasformazione. L'acquacoltura estensiva, e le produzioni vallive e lagunari italiane, giocarono un ruolo primario nel panorama produttivo europeo fino agli anni '70, quando l'intero settore fu colpito da una patologia, l'argulosi, causata dal parassita *Argulus gordanii*. Questo fatto, unito ad una aumentata domanda da parte del mercato, diede la spinta alle prime esperienze di allevamento intensivo, in sistemi all'aperto in

vasche in terra o in cemento, sulla scia dell'esperienza giapponese già ben consolidata. I fattori limitanti erano le tecnologie di svezzamento delle ceche, poco efficienti, e i tassi di conversione nella fase di ingrasso, oltre alla necessità di frequenti operazioni di selezione del prodotto. Nel corso degli anni '80, i progressi nella preparazione dei mangimi e miglioramenti delle tecniche di allevamento (nuove strutture produttive, trattamento delle acque, gestione delle patologie) migliorarono notevolmente i rendimenti, soprattutto in Italia. Le produzioni intensive mostrano un andamento crescente nel corso dell'ultima parte del 1900 (Fig. 4). Fino alla metà degli anni '90, il Paese principale produttore era l'Italia, con 3.000 t/anno, circa il 47 % della produzione europea totale (CICCOTTI *et al.*, 2000). Oggi i Paesi principali produttori sono Olanda e Danimarca, grazie a tecnologie di allevamento basate sul ricircolo e riscaldamento delle acque, che hanno portato le produzioni in questi paesi da 500 t/anno (1988) ad oltre 5.000 t/anno (CICCOTTI e FONTENELLE, 2001). Di fatto, quindi, l'acquacoltura europea dell'anguilla si è ormai del tutto spostata verso produzioni molto elevate, di tecnologia iper-intensiva ma con ridotti impatti sull'ambiente. Questa produzione dipende interamente dal seme selvatico, le ceche. È stato stimato che le necessità di ceche per il settore dell'allevamento europeo ammontino a circa 40 t/anno (MORIARTY e DEKKER, 1997).

STATO DELLO STOCK

Il quadro generale sullo stato dello stock di anguilla e sulle produzioni della pesca è quello di una diminuzione notevole del reclutamento (Fig. 3), diffusa in tutta Europa, (ICES, 2001, 2006; FEUNTEUN, 2002; MORIARTY e DEKKER, 1997) e di ridotte produzioni di anguille adulte (ICES, 2001, 2002), evidenziate sia da dati di pesca che da verifiche scientifiche.

La contrazione del reclutamento è documentata a partire dagli anni '80, grazie a serie storiche di dati di monitoraggio da tutta l'Europa, condotti con diverse metodologie (MORIARTY e DEKKER, 1997; DEKKER, 2002b), alcune delle quali coincidono con un monitoraggio della pesca professionale o di altri dati di tipo commerciale (export), alcuni parzialmente basati sulla pesca, e altri sono osservazioni indipendenti dalla pesca. Tutte le serie evidenziano un vistoso e prolungato declino del reclutamento diffuso in tutto il continente, (MORIARTY e DEKKER, 1997). Si osserva una notevole congruenza tra gli andamenti delle varie serie: nonostante la variabilità da sito a sito e tra gli anni, è stata evidenziata la significatività del trend decrescente e l'entità della diminuzione dagli anni '90 in poi (DEKKER 2002a, ICES, 2004). Non emerge nessun segnale di ripresa, in nessuna delle serie; anzi, dopo il minimo

storico toccato nel 2001, il 2005 ha mostrato livelli ancora più bassi (ICES, 2006). Va sottolineato che il monitoraggio del reclutamento di *Anguilla anguilla*, vista la natura del suo ciclo biologico, assume un significato duplice: al livello globale fornisce informazioni, seppure imprecise, sul successo della migrazione riproduttiva e della migrazione larvale in Oceano Atlantico, ma al tempo stesso costituisce un dato sull'effettivo reclutamento a livello locale, ovvero nel singolo bacino idrografico di riferimento.

Stime risalenti alla fine degli anni '90 (MORIARTY, 1996) quantificavano in 920 t/anno circa la cattura totale di ceche in Europa, stime più recenti non sono disponibili, ma considerando che i grandi estuari francesi del Golfo di Biscaglia (Loire, Gironde) mostrano catture notevolmente ridotte rispetto agli anni '90 (ICES, 2006), la produzione globale potrebbe ammontare oggi a assai meno della metà. Le catture da pesca di anguilla totali reali a livello europeo erano stimate in circa 22.000-30.000 t/anno (MORIARTY e DEKKER, 1997). Le catture europee di ceche costituiscono dunque più o meno il 2% del totale in termini di peso, ma sono oltre 2 miliardi di reclute in termini numerici (FEUNTEUN, 2002). Non esistono valutazioni relative alle catture di ceche in ambito Mediterraneo, anche se la pesca vi è praticata, almeno in Italia, tuttavia i livelli

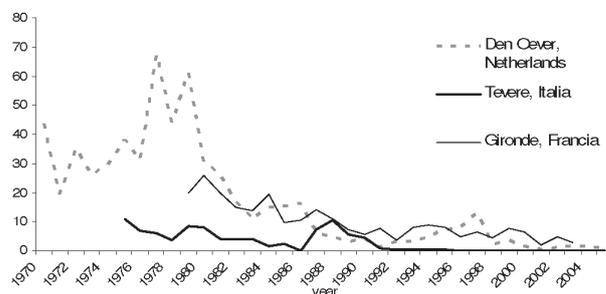


Fig. 3. Reclutamento di ceche in tre siti europei di monitoraggio (da ICES, 2006): Den Oever, The Netherlands (indice, linea tratteggiata); Gironde, France, Atlantico NO (CPUS, linea sottile); Tevere, Italia, Mediterraneo (catture, t, linea spessa).

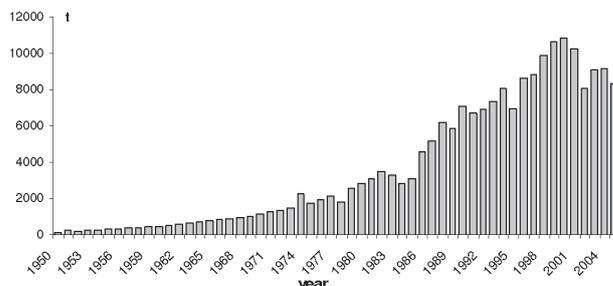


Fig. 4. Produzione da acquacoltura di anguille nei Paesi europei, periodo 1950-2005 (dati FAO, 2006).

di produzione sono assai più bassi rispetto a quelli dei paesi sul versante Atlantico. Tuttavia, il declino del reclutamento riportato per l'Europa trova conferma per quest'area, come dimostrano dati relativi al monitoraggio effettuato alla foce del Tevere, Lazio (CICCOTTI *et al.*, 2000; CICCOTTI, 2005).

Gli effetti del ridotto reclutamento sullo stock di anguille adulte non sono facilmente dimostrabili e necessiterebbero indagini di lungo termine alla scala dei singoli bacini idrografici, in molti dei quali, tra l'altro, vengono praticati ripopolamenti proprio per sostenere la pesca a livello locale. In molti ambienti si osservano cali anche consistenti nelle catture di anguille gialle ed argentine (MORIARTY e DEKKER, 1997), ma nel complesso la riduzione dello stock di anguille adulte è assai meno documentata, vista anche l'ampia gamma di

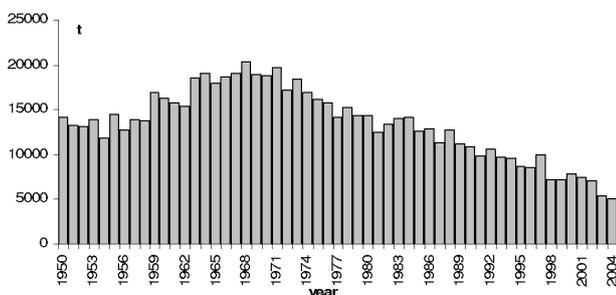


Fig. 5. Catture di anguilla nei Paesi europei, 1950-2004 (dati FAO, 2004).

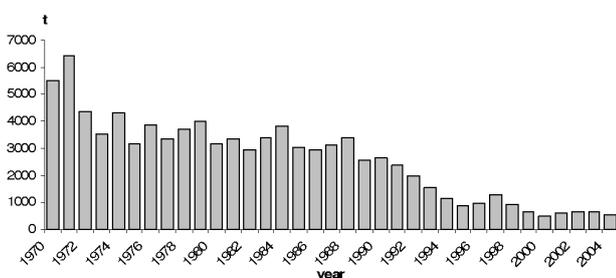


Fig. 6. Catture di anguilla in acque lagunari mediterranee 1950-2004 (dati FAO, 2004).

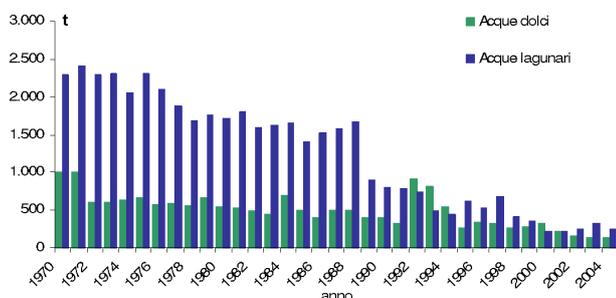


Fig. 7. Catture di anguille in Italia in ambienti lagunari e nelle acque interne (dati FAO, 2004).

situazioni ambientali e gestionali che si ritrovano nell'ambito dell'areale di distribuzione di questa specie (FEUNTEUN, 2002). Gran parte dell'evidenza su questo aspetto viene da casi di studio eterogenei per localizzazione geografica, tipologia di habitat, qualità ambientale, densità di popolazione, opzioni gestionali, e così via, mentre una meta-analisi è stata tentata solo in alcuni lavori (DEKKER, 2000a, 2000b; DEKKER, 2003), basati largamente sull'uso delle statistiche ufficiali di pesca. Tali tipologie di dati hanno il vantaggio di fornire serie storiche di dati anche lunghe, che possono essere utili per valutazioni comparative e per analizzare andamenti nel lungo termine; presentano tuttavia limiti per l'inaffidabilità dei sistemi di rilevamento e, dunque, per l'incompletezza e per le inesattezze che possono derivarne.

Nel complesso, anche se i dati di pesca non rispecchiano lo stato dello stock, si ritiene che possano dare un quadro almeno per quanto riguarda l'andamento nel lungo termine delle catture. L'esame delle catture di anguilla a livello europeo mostra in effetti un trend discendente già a partire dagli anni '70 (Fig. 5), e progressivamente più marcato negli ultimi 10 anni. Decisamente più evidente è la situazione di contrazione delle produzioni se si prendono in esame le catture relative alle lagune mediterranee (Fig. 6), il cui andamento è assolutamente congruente con quello relativo alle produzioni lagunari italiane (Fig. 7): le produzioni, che negli anni '70 ammontavano a circa 1.500 t/anno, si sono ridotte a 500 t/anno negli anni '90, fino a poco più di 200 t/anno negli ultimi 5 anni. Questo anche perché le produzioni di anguilla in ambiente lagunare risentono oggi non solo dei problemi di qualità ambientale su accennati, ma anche di cambiamenti nelle strategie gestionali. A causa della ridotta disponibilità di ceche e degli incrementi di prezzo, le semine di anguille sono state progressivamente abbandonate anche in ambienti vallivi, e questo fa preferire altre specie, visto anche il lungo ciclo che l'anguilla esibisce in questi ambienti.

Il decremento delle catture di anguille è, invece, assai meno evidente per le catture nelle acque interne, anche in Italia (Fig. 7), in quanto in questi ambienti, così come negli altri Paesi europei, vengono, o meglio venivano, effettuati ripopolamenti i cui effetti potrebbero essere ancora presenti, soprattutto in ambienti lacustri.

IMPATTI SULLO STOCK

Le ipotesi formulate come possibili spiegazioni di questa situazione sono molte, e il dibattito su questo argomento è molto intenso, spaziando da cause di origine naturale a conseguenze di impatti antropici. Tra le prime, l'ipotesi più accreditata è che vi sia una

dependenza tra il declino del reclutamento e un cambiamento nei pattern di circolazione oceanica (KNIGHTS, 2003; FRIEDLAND *et al.*, 2007). A sostegno di questa ipotesi vi è l'osservazione di un parallelo declino del reclutamento dell'Anguilla americana (*Anguilla rostrata*) in alcune parti del suo areale di distribuzione. Altre possibili cause di riduzione dello stock sono la predazione da parte di uccelli ittiofagi, soprattutto cormorani le cui popolazioni in Europa sono notevolmente incrementate, e la diffusione del nematode *Anguillicola crassus*. Questo parassita ha un ciclo i cui ospiti intermedi sono organismi che fanno parte della dieta di questa specie ittica, e allo stadio adulto si insedia nella vescica natatoria, organo particolarmente importante per l'anguilla, in relazione alla sua capacità natatoria necessaria per effettuare la migrazione fino all'areale di riproduzione. Questo nematode è comparso in Europa circa vent'anni fa –la contaminazione è avvenuta con materiale proveniente dall'Asia– e poi si è diffuso enormemente in tutta l'Europa in relazione ai trasferimenti per ripopolamento, tanto che si ritiene che non vi siano più popolazioni indenni, e i livelli di infestazione sono ormai molto elevati in tutte le popolazioni che sono state esaminate. L'infestazione da *Anguillicola crassus*, come anche l'infezione da rhabdovirus EVEX sono cause importanti di riduzione della efficienza natatoria delle argentine, e quindi delle loro capacità migratorie e riproduttive (SZÉKELY *et al.*, 2003, 2004). Con riferimento agli effetti diretti degli impatti di natura antropogenica, vi è senza dubbio un impatto del prelievo, difficile da quantificare, mentre è sicuramente importante l'impatto dovuto alla perdita di habitat. Quest'ultima, legata a bonifiche e a riduzioni dell'estensione di zone umide ed estuarine, è stata considerevole in tutta Europa, anche se graduale nel corso della seconda metà dello scorso secolo (ICES, 2001; FEUNTEUN, 2002), ma indubbiamente una larga parte degli habitat di acque interne in Europa è divenuta inaccessibile alle anguille a causa della costruzione di sbarramenti idroelettrici, dighe e altri ostacoli. Anche il degrado qualitativo degli habitat e la diffusione di contaminanti ha un ruolo, e questo aspetto è oggetto di numerose indagini recenti che hanno rilevato che l'accumulo di contaminanti, in particolare di PCB, ha conseguenze sulla qualità dei gameti, sulle uova e quindi sulla fertilità (PALSTRA *et al.*, 2005).

INTERAZIONI A LIVELLO GLOBALE

Dai tardi anni '90, l'anguillicoltura europea è stata coinvolta alla scala globale, in relazione alle crescenti interazioni con l'anguillicoltura asiatica, le cui produzioni ammontano a circa 180.000 t/anno, e per la globalizzazione che ha coinvolto le industrie di trasformazione ed il mercato. Un grande e rapido aumento

dell'acquacoltura cinese ha comportato innanzi tutto un incremento della domanda di ceche per l'industria asiatica, da ogni parte del mondo, e dall'Europa in particolare, vista anche la scarsità di ceche di *Anguilla japonica*. Fino alla metà degli anni '90, nonostante il ridotto reclutamento, la dipendenza del settore dell'allevamento dal seme selvatico non era considerato un problema, la domanda si attestava su quantità pari alle 40 t/circa. Nel momento in cui il mercato asiatico si è rivolto all'Europa, questo ha completamente destabilizzato lo scenario e i mercati, in primo luogo determinando un vertiginoso aumento dei prezzi che ha creato da subito problemi ai produttori europei. Seconda conseguenza è stata un notevole incremento dello sforzo di pesca sulle ceche da parte dei pescatori autorizzati, nonché un aumento della pesca illegale. Quindi, l'impatto sullo stock è stato duplice: da un lato un incrementato prelievo di ceche, dall'altro una riduzione della disponibilità di seme per le semine in ambienti naturali. In tutta Europa i ripopolamenti, effettuati da Amministrazioni, sono praticati per sostenere gli stock locali e la pesca, e questa è pratica comune soprattutto in Paesi del Nord Europa (Svezia, Irlanda, Danimarca, ma anche Francia). I prezzi più elevati hanno determinato una riduzione di queste pratiche un po' ovunque, ripercotendosi quindi sia sugli stock a livello locale che sulla pesca. Conseguenza secondaria è stata anche un eccesso di produzione, almeno inizialmente, in Asia che si è riflesso anche sul mercato Europeo.

AZIONI IN CAMPO

Appare evidente da quanto illustrato fin qui che l'anguilla è una risorsa per la quale è ormai ampiamente riconosciuta la necessità di intervento e l'adozione di misure finalizzate alla gestione dello stock nonché alla sua conservazione. A partire dalla fine degli anni '90, il dibattito sulle possibili linee di intervento è stato molto acceso, ha coinvolto diversi aspetti che vanno dalla valutazione della portata del problema nei suoi molteplici aspetti a livello scientifico, a livello politico e a livello di strategie possibili da mettere in campo ai fini della tutela dello stock, cercando di tutelare le attività economiche connesse al suo sfruttamento.

La portata del problema è da considerarsi alla scala europea, e più in particolare comunitaria, in quanto la specie è costituita da uno stock unico, distribuito in tutto il continente europeo, dove viene sfruttato e dove subisce una serie di impatti, e la cui conservazione dipende dal reclutamento e dall'emigrazione dei riproduttori al mare a partire da ogni singolo bacino. Il fatto che l'anguilla sia una specie catadroma, quindi, non limita alla fase marina il campo di applicazione delle misure comunitarie. Le peculiarità del ciclo biologico di questa specie, anzi, costituiscono elementi a soste-

gno della necessità di una strategia transnazionale di collaborazione in materia di gestione, come è ben evidente al punto 5 del documento "Verso un piano d'azione comunitario per la gestione degli stock di anguilla europea", che fa riferimento all'articolo 37 del trattato CE, e all'articolo 67 della Convenzione delle Nazioni Unite sul Diritto del Mare (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2003). Questo documento, riprendendo il parere dell'ICES (2002), illustra in modo esauriente la necessità di elaborare una strategia per la gestione e la tutela dello stock di questa specie, attraverso la definizione di una serie di obiettivi a livello locale e la loro trasposizione in iniziative concrete, inserite però all'interno di uno schema di riferimento di portata globale, viste le peculiarità biologiche e di sfruttamento di questa specie catadroma.

La pubblicazione di questo documento rappresenta un importante punto di arrivo in un percorso che ha visto crescere, a partire dalla seconda metà degli anni '90, la consapevolezza della necessità di intervento per questa specie con un processo che ha coinvolto il mondo scientifico, ma anche il mondo della pesca, le Amministrazioni e la pubblica opinione. È stata sottolineata con progressiva enfasi la necessità di identificare opportune linee per la gestione, discusse sia in sede comunitaria sia nell'ambito di organi tecnici (ICES, 2001, 2002, 2004, 2006). Tale discussione si è poi concretizzata nelle seguenti azioni:

- l'inserimento dell'anguilla, con il Regolamento N. 1581/2004, emendamento al regolamento N. 1639/2001, nell'elenco di specie interessate dal Programma di Raccolta dei Dati (Data Collection Framework, Regolamento N. 1543/2000);
- la pubblicazione, appunto, del documento "Verso un piano d'azione comunitario per la gestione degli stock di anguilla europea" (COM (2003) 573) che prelude all'invito ai Paesi Comunitari ad elaborare Piani di Gestione.

Alla pubblicazione di questo documento di orientamento ha fatto seguito un ampio dibattito, che ha riguardato i possibili obiettivi specifici, nonché le misure immediate da intraprendere per il ripristino dello stock, ma anche la tutela delle attività economiche legate alla pesca e all'allevamento. Va comunque sottolineato che tutte le parti in causa hanno concordato anche sul fatto che la migliore metodologia d'intervento consiste nel fissare obiettivi di gestione a livello comunitario, lasciando però agli Stati membri la libertà di scegliere le modalità di intervento per conseguire tali obiettivi. A questo scopo, nel 2005, è stato presentato dalla Commissione Europea il documento "Proposta per un Regolamento Europeo che stabilisce misure per il ripristino dello stock di Anguilla Europea" (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2005).

In termini di conservazione, l'obiettivo principale delle azioni di gestione è identificato nel consentire un adeguato livello di emigrazione di anguille argentine da ciascun bacino idrografico. Sono anche presi in considerazione possibili obiettivi a livello locale, con particolare riguardo a obiettivi in termini di reclutamento/sedentarizzazione/colonizzazione nonché di emigrazione, da raggiungere con una varietà di strumenti che vanno da limitazioni alla pesca ad azioni di restauro ambientale e di ripristino della viabilità sui corsi d'acqua. Lo strumento che è stato individuato a livello comunitario affinché tutti gli Stati membri interessati allo sfruttamento della risorsa "anguilla" possano partecipare al processo di ricostituzione dello stock di questa specie è costituito dai Piani di Gestione Nazionali, che ciascun Paese avrà l'obbligo di elaborare. La versione definitiva del Regolamento proposto nel 2005, dopo la revisione del Parlamento Europeo, è stata infatti approvata proprio di recente (giugno 2007).

Vi è un nodo cruciale, nella questione, costituito dall'esportazione di ceche di anguille verso Paesi extracomunitari, che è difficile da risolvere in relazione agli accordi mondiali per il commercio. Ma questo nodo potrebbe essere sciolto da un'altra azione in corso, che vede coinvolti diversi Paesi (Svezia, Germania per conto di Stati membri della Comunità) con l'appoggio di organizzazioni non governative e della stessa Comunità Europea, ovvero la proposta di inclusione dell'anguilla nell'elenco di specie all'annesso II (Appendice B) della CITES, inclusione che permetterebbe di regolamentare e controllare il commercio di anguilla e quindi anche di ceche.

CONCLUSIONI

La conservazione e la gestione dell'anguilla sono due aspetti di un problema di ampia portata, che chiama in causa questioni anche molto diverse che vanno dallo sfruttamento commerciale alla tutela di habitat naturali. Le possibili conseguenze del commercio alla scala internazionale aggiungono una dimensione globale al problema. Senza dubbio, quando si ha a che fare con una specie come l'anguilla, con un ciclo biologico così particolare, vi è una serie di incertezze riguardo sia alla fattibilità che alle possibilità di successo delle eventuali strategie di gestione. Il processo, iniziato molti anni fa con la presa di coscienza dell'esistenza di un problema, sta per portare ad un risultato, che vedrà ogni Paese coinvolto nella riflessione per l'elaborazione di una strategia ben precisa, con il fine comune di assicurare la conservazione dell'anguilla in un quadro di sostenibilità delle attività socio-economiche ad essa correlate.

In questo quadro, alcuni aspetti distintivi delle tipo-

logie di sfruttamento, ma anche delle tradizionali strategie di gestione, potrebbero dimostrarsi fattori chiave di questa riflessione, ad esempio a livello Mediterraneo. Le pratiche gestionali tipiche delle lagune costiere, unitamente alle loro caratteristiche ecologiche, in tutto il Mediterraneo ma soprattutto in Italia, hanno da sempre privilegiato il sostegno agli stock locali attraverso le semine, e questo ha consentito in passato di ottenere

alte produzioni, di anguille argentine, la cui emigrazione veniva poi drasticamente ridotta dal passaggio al lavoriero. Allora uno strumento possibile appare proprio il modello di gestione lagunare, basato sull'uso razionale delle ceche ancora disponibili localmente e sulla possibilità di quote di restituzione a livello locale, per contribuire all'emigrazione dei riproduttori verso il mare aperto.

BIBLIOGRAFIA

- ARDIZZONE G.D., CORSI F., 1985. Eel population structure, dynamics and fishing yield in a mediterranean coastal lagoon. *Oebalia*, **XI-2**, N.S.: 547-560.
- ARDIZZONE G.D., CATAUDELLA S., ROSSI R., 1988. *Management of coastal lagoon fisheries and aquaculture in Italy*. FAO Fisheries Technical Paper, 293, 103 pp.
- CICCOTTI E., 1997. Italy. In: Moriarty C. & W. Dekker (eds.), *Management of European eel fisheries*. *Fisheries Bulletin (Dublin)*, **15**: 91-100.
- CICCOTTI E., 2005. Interactions between capture fisheries and aquaculture: the case of the eel (*Anguilla anguilla* L., 1758). In: Cataudella S., Massa F., D. Crosetti (Eds.). *Interactions Between Capture Fisheries and Aquaculture: A Methodological Perspective*. Studies and Reviews, General Fisheries Commission for the Mediterranean, 78: 190-203.
- CICCOTTI E., BUSILACCHI S., CATAUDELLA S., 2000. Eel, *Anguilla anguilla* (L.), in Italy: recruitment, fisheries and aquaculture. *Dana*, **12**: 7-15
- CICCOTTI E., FONTENELLE G., 2001. A review of eel, *Anguilla anguilla*, aquaculture in Europe: Perspectives for its sustainability. *J. Taiwan Fish. Res.*, **9** (1-2): 27-43.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2003. *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Development of a Community Action Plan for the Management of European Eel*. COM (2003) 573 Final, 15 pp.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2005. *Proposal for a Council Regulation establishing measures for the recovery of the stock of European Eel. (Presented by the Commission)* COM(2005) 472 final, 11 pp.
- DANNEWITZ J., MAES G.E., JOHANSSON L., WICKSTRÖM H., VOLCHAERT F.A.M., JÄRVI T. 2005. Panmixia in the European eel: a matter of time? *Proc. Royal Society of London*, **272**: 1129-1137.
- DEKKER W. 2000a. The fractal geometry of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 109-121.
- DEKKER W. 2000b. A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 938-947.
- DEKKER W., 2002a. Status of the European eel stock and fisheries. Proceedings of the International Symposium 'Advances in Eel Biology', Tokyo (Japan), 28-30 September 2001, 237-254.
- DEKKER W. (Ed.), 2002b. *Monitoring of glass eel recruitment*. Report C007/02-WD, Netherlands Institute of Fisheries Research, Ijmuiden, 256 pp.
- DEKKER W. 2003. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel *Anguilla anguilla*?. *Fishery Management and Ecology*, **10**: 365-376.
- DESAUNAY Y., D. GUERALT, 1997. Seasonal and long-term changes in biometrics of eel larvae: a possible relationship between recruitment variation and North Atlantic ecosystems productivity. *J. Fish Biol.*, **51**: 317-339.
- FEUNTEUN E., 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): an impossible bargain. *Ecological Engineering*, **18**: 575-591.
- FRIEDLAND, K.D, MILLER M.J., KNIGHTS B., 2007. *Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel*. ICES Journal of Marine Science, Advance Access March 30, 2007, 12 pp.
- ICES, 2001. *Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels*. ICES C.M. 2002/ACFM:03.
- ICES, 2002. *Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels*. ICES C.M. 2003/ACFM:06.
- ICES, 2004. *Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels*. ICES C.M. 2004/ACFM:09.
- ICES, 2006. *Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels*. ICES C.M. 2006/ACFM:16.
- KNIGHTS B., 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *The Science of the Total Environment*, **310**: 237-244.
- LECOMTE-FINIGER L., 1992. Growth history and age at recruitment of European glass eels (*Anguilla anguilla*) as revealed by otolith microstructure. *Mar. Biol.*, **114**: 2054-2210.
- MCCLEAVE J.D., WIPPELHAUSER G.S., 1982. Behavioural aspects of selective tidal stream transport in juvenile American eels. *American Fisheries Society Symposium Series*, **1**: 138-150.
- MORIARTY C., 1996. The European eel fishery in 1993 and 1994. First report of a working group funded by the European Union Concerted Action AIR A94-1939. *Fisheries Bulletin (Dublin)*, **14**: 52 pp.
- MORIARTY C., DEKKER W. (Eds.), 1997. Management of Euro-

- pean eel fisheries. *Fisheries Bulletin (Dublin)*, **15**: 77-90.
- PALSTRA A., VAN GINNEKEN J. T., MURK A. J., VAN DEN THILLART J. M., 2005. Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften* DOI 10.1007/s00114-005-0080-z.
- SCHMIDT J., 1922. The breeding places of the eel. *Philosophical Transactions Royal Society*, **211**: 179-208.
- SZÉKELY CS., MOLNÁR K., MÜLLER T., SZABÓ A., ROMVÁRI R., HANCZ CS., BERCSÉNYI M., 2003. Comparative study of X-ray computed tomography and conventional X-ray methods in the diagnosis of swimbladder infection of eel caused by *Anguillicola crassus*. *Diseases of aquatic organisms*, **58** (2-3): 157-164.
- SZÉKELY CS., MOLNÁR K., RÁCZ, O., 2004. Radiodiagnostic method for studying the dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection and pathological status of the swimbladder in Lake Balaton eels. *Diseases of aquatic organisms*, **64** (1): 723-732.
- WIRTH T., BERNATCHEZ L., 2000. Genetic evidence against panmixia in the European eel. *Nature*, **409**: 1037-1040.

Marcatori molecolari e conservazione dell'ittiofauna delle acque dolci

Francesco Nonnis Marzano^{1*}, Milena Maldini¹,
Maurizio Penserini¹, Riccardo Papa^{1,2}, Gilberto Gandolfi¹

¹ Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università degli Studi di Parma, Viale G.P. Usberti 11/a – 43100 Parma

² Department of Animal Science, University of California, Davis (USA)

Referente per la corrispondenza: fax 0521 905657; francesco.nonnismarzano@unipr.it

Riassunto

Gli Autori presentano i risultati di quattro differenti studi, recentemente condotti per fini conservazionistici, sull'applicazione di marcatori molecolari del DNA a differenti specie di Salmonidi e Ciprinidi: (a) evidenza di casi di ibridazione intergenerica tra Ciprinidi Leuciscini (*Leuciscus cephalus* e *Rutilus rubilio*), esaminati mediante sequenziamento diretto di mtDNA; (b) valutazione del grado di introgressione apportato da ceppi atlantici di Trota fario (*Salmo trutta*) in popolazioni mediterranee, esaminata con la tecnica del DNA ricombinante RFLP; (c) analisi dei livelli di variabilità genomica di popolazioni di Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) caratterizzate da un elevato grado di consanguineità, mediante applicazione di marcatori AFLP; (d) caratterizzazione genetica, per mezzo di sette loci microsatellite, di differenti ecotipi migratori della forma anadroma di Trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*).

L'impiego delle tecniche della biologia molecolare rappresenta un approccio innovativo nello sviluppo di piani d'azione mirati alla riabilitazione delle naturali popolazioni autoctone presenti nei bacini d'acqua dolce. Tali metodi di indagine possono essere utilizzati sia da privati che da Enti gestori quali Parchi, Riserve e Amministrazioni provinciali, come strumento investigativo in ambito ittologico per garantire interventi gestionali applicati alle diverse situazioni ambientali.

PAROLE CHIAVE: AFLP / microsatelliti / citocromo b / RFLP / ripopolamenti

DNA molecular markers for the conservation of freshwater fish fauna

Innovative methodologies are nowadays requested in the management of autochthonous populations of fish. In particular, molecular genetics is a helpful tool for the selection of wild spawners to be used in breeding programs based on artificial insemination. In this paper, four different investigations concerning a molecular approach for the management of Salmonidae and Cyprinidae are presented: (a) intergeneric hybridization between *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* assessed by means of sequencing of mitochondrial gene *cyt b*; (b) introgression between Atlantic and Mediterranean strains of *Salmo trutta* investigated using RFLP on 16S rDNA and LDH-C1; (c) detection of genomic variability and population characterization of highly inbred *Salvelinus alpinus* by means of AFLP markers; (d) characterization of different run-timings of diadromous steelhead *Oncorhynchus mykiss* using polymorphic microsatellite loci.

Results are discussed in relation to their suitability in management programs for the recovery of natural populations ruled by public and private administrations.

KEY WORDS: AFLP / microsatellite / cytochrome b / RFLP / restocking

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni si è assistito ad un aumento della sensibilità verso i temi della conservazione e del sostegno ad endemismi e ad autoctonie faunistiche, sia nelle zone in qualche modo adibite alla protezione della fauna, sia nei territori dove caccia e pesca rappresentano attività ricreative o commerciali. In campo ittolo-

gico, questa maggiore sensibilità si deve oggi confrontare con evidenti situazioni di degrado che si stanno estendendo sul territorio nazionale a causa dell'introduzione e acclimatazione sempre più frequente di specie alloctone e della conseguente contrazione di areale e di consistenza delle popolazioni autoctone. Questi

elementi, uniti al peggioramento morfologico e qualitativo dei corsi d'acqua, hanno portato alla luce squilibri consistenti con ripercussioni dirette sulla pesca, comportando la necessità da parte dei gestori territoriali di sopperire alla scarsità di ittiofauna con l'introduzione di quantità sempre maggiori di materiale proveniente da allevamenti. Nonostante gli sforzi economici ed organizzativi, tali pratiche raramente consentono di esercitare un'azione efficace di sostegno alle popolazioni compromesse, essendo difficilmente rispettabili gli equilibri instauratisi nei processi di adattamento alle particolari situazioni ambientali. In alcuni casi questo tipo di azioni ha addirittura provocato il collasso delle popolazioni locali, a favore di ceppi o di specie estranee immesse massicciamente.

In una corretta strategia di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce, deve innanzi tutto essere considerato il ripristino di condizioni ambientali corrette per consentire lo svolgimento di naturali attività riproduttive dei taxa e, di conseguenza, non compromettere le loro potenzialità ecologiche. Gli interventi mirati al recupero delle popolazioni a rischio riguardano pertanto principalmente la gestione dei fiumi e dei laghi per il recupero delle condizioni naturali ed eventuale eradicamento delle specie alloctone, ma anche aspetti normativi e di ricerca applicata, capaci di definire piani di intervento particolareggiati per affrontare su basi scientifiche le diverse situazioni.

Nella gestione dei popolamenti ittici, particolare interesse viene sempre più rivolto alle tecniche della genetica molecolare, considerate un valido strumento per la caratterizzazione dei ceppi autoctoni da preservare. In tal modo individui selezionati su base genetica possono essere prelevati da ambienti naturali e collocati in strutture apposite per l'allevamento, al fine di costituire stock riproduttivi da impiegare in attività di ripopolamento o reintroduzione (ZERUNIAN, 2003; PENSERINI *et al.*, 2006).

In questo lavoro vengono presentati quattro differenti casi studio nei quali diverse tecniche molecolari sono state scelte per la caratterizzazione di popolamenti ittici, riferiti a specie di Salmonidi e Ciprinidi, in relazione alla problematica ecologica da affrontare. In particolare sono illustrate tecniche di genetica molecolare, quali sequenziamento diretto di mtDNA, applicazione di marcatori AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism) e microsatelliti (SSR - Simple Sequence Repeat; VNTR - Variable Number of Tandem Repeat), nonché analisi RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) su geni nucleari e mitocondriali.

Casi di ibridazione intergenerica tra Ciprinidi Leuciscini (*Leuciscus cephalus* e *Rutilus rubilio*) e livelli di introgressione tra forme diverse della stessa specie,

quali i ceppi atlantico e mediterraneo di *Salmo trutta*, sono stati esaminati rispettivamente mediante sequenziamento diretto di apotipi mitocondriali del gene citocromo b e applicazione degli RFLP sui geni LDH-C1* (nucleare) e 16S rDNA (mitocondriale) (MALDINI *et al.*, 2006a; PENSERINI *et al.*, 2006). L'analisi contestuale di marcatori nucleari e mitocondriali ha permesso di elaborare un indice di ibridazione da utilizzare nella selezione di riproduttori di trote mediterranee da avviare a pratiche ittiogeniche (PENSERINI *et al.*, 2006).

Al fine di identificare un ceppo idoneo di Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus* L. 1758) da utilizzare in progetti di conservazione del popolamento del Lago Santo Parmense (Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano), sono stati analizzati i livelli di variabilità genomica intraspecifica mediante lo studio dei marcatori AFLP in sei popolazioni provenienti da diverse aree dell'arco alpino (MALDINI e NONNIS MARZANO, 2006). Questo marcatore è stato inizialmente introdotto per lo studio di specie vegetali (ZABEAU e VOS, 1993; VOS *et al.*, 1995) e solo in tempi relativamente recenti è stato applicato anche a taxa animali (AJMONE-MARSAN *et al.*, 1997, GOMEZ-UCHIDA *et al.*, 2003; PAPA *et al.*, 2003; RAZZOLI *et al.*, 2003). Per il suo elevato grado di risoluzione nell'individuazione di profili molecolari (*fingerprinting* o impronta digitale molecolare) individuo-specifici, il metodo è particolarmente indicato nell'analisi di popolazioni caratterizzate da alti livelli di consanguineità.

Infine, nell'ultimo caso presentato, sette loci microsatellite sono stati impiegati per stimare la struttura genetica dei differenti ecotipi migratori (invernali / estivi) della trota Steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) (PAPA *et al.*, 2007), nel fiume Klamath (Nord California, USA).

MATERIALI E METODI

Esemplari analizzati nelle diverse aree di studio

Il reticolo idrografico del Parco Nazionale del Pollino (Basilicata e Calabria) è caratterizzato da tre bacini principali in cui sono presenti popolazioni di Ciprinidi Leuciscini. In particolare, nel fiume Sinni si è sviluppato un popolamento di ibridi intergenerici, definiti su base fenotipica, il cui inquadramento tassonomico è stato eseguito attraverso l'analisi di apotipi mitocondriali del gene citocromo b. L'analisi è stata condotta su un totale di 45 individui: 30 esemplari del Sinni e, come controlli, 8 Rovelle (*R. rubilio*) reperite nel bacino del Mercure-Lao e 7 Cavedani (*L. cephalus*) del torrente Raganello. È bene sottolineare che i tre bacini considerati sono tra loro separati dal massiccio montuoso del Pollino che funge da spartiacque. Ogni individuo analizzato è stato fotografato in modo da dispor-

re di un'immagine per la valutazione fenotipica. Inoltre sono stati esaminati 3 Cavedani catturati in Provincia di Parma e 2 Rovelle della provincia di Arezzo, utilizzati come ulteriori campioni di riferimento.

Il grado di introgressione, apportato dalla forma alloctona atlantica di *S. trutta*, è stato definito analizzando popolamenti selvatici presenti in zone torrentizie della provincia di Reggio Emilia, entro il Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano. In tale area sono state esaminate 12 stazioni per un totale di 73 soggetti campionati. Anche in questo caso gli esemplari catturati sono stati fotografati per la caratterizzazione fenotipica. Lo stesso tipo di studio è stato condotto inoltre su 95 individui parentali e appartenenti alla generazione F1, provenienti da un incubatoio di valle della provincia di Pescara.

L'analisi dei Salmerini alpini ha riguardato sette popolazioni naturali e di allevamento provenienti da bacini dell'arco alpino e dell'Appennino settentrionale per un totale di 125 esemplari: 24 dall'allevamento di Morgex (AO), 5 dal Lago di Cavazzo (UD), 19 dal Lago d'Iseo (BS), 5 dal Lago di Tovel (TN), 25 dal Lago Santo Parmense (PR), 10 dal Lago Boden (Germania) e 37 da Lago Sankt Wolfgang (Austria).

Il fiume Klamath negli Stati Uniti segna il confine tra gli Stati della California e dell'Oregon. Nasce dal monte Shasta e sfocia nell'Oceano Pacifico nella California Settentrionale. Nel suo bacino idrografico sono presenti popolazioni di trota Steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) costituite da forme anadrome ed altre stanziali. Sono stati analizzati 220 campioni prelevati, con metodo non invasivo (scaglie), da individui campionati tra gennaio 2000 e settembre 2002 all'interno della Yurok Tribal Fisheries dell'omonima riserva indiana.

Estrazione del DNA

Il DNA totale è stato estratto e purificato mediante l'utilizzo dell'AquaPure Genomic-DNA Kit (Bio-Rad Laboratories). Nelle specie di Salmonidi il tessuto prelevato e conservato in etanolo assoluto, era costituito dalla pinna adiposa o da scaglie, mentre nei Ciprinidi era rappresentato da parti di pinne pelviche, pettorali o caudali. I prelievi non hanno comportato il sacrificio degli animali.

Ciprinidi e sequenziamento dell'mtDNA

Il gene mitocondriale citocromo b è stato sequenziato, utilizzando *primer* specifici per Ciprinidi, che generano un amplicone di 664-pb (BRIOLAY *et al.*, 1998). Il DNA genomico è stato sottoposto a 30 cicli di amplificazione PCR in un volume di reazione di 25 μ L, con una temperatura di *annealing* di 55°C (MALDINI *et al.*, 2006a). Il prodotto dell'amplificazione, valutato mediante elettroforesi su gel d'agarosio (2%), è

stato purificato da banda di gel, utilizzando il GFX PCR DNA and Gel Band Purification Kit (Amersham-Biosciences).

Il sequenziamento diretto è stato effettuato impiegando il CEQ™ DTCS-Quik Start Kit (Beckman Coulter). In seguito alla reazione, il prodotto ottenuto è stato precipitato per mezzo di alcoli, acetato di sodio e glicogeno e reidratato in formamide per il caricamento sul sequenziatore automatico CEQ 8000 DNA Analysis System (Beckman Coulter). Le sequenze ottenute mediante elettroforesi capillare su gel di acrilamide, sono state analizzate utilizzando alcuni software quali, CLUSTALX, Sequencher e GENEDOC, nonché programmi di ricerca di omologia delle banche dati genomiche BLAST e FASTA.

Trote fario e analisi RFLP

In seguito ad una prima classificazione fenotipica, gli esemplari di *Salmo trutta* sono stati caratterizzati geneticamente mediante la tecnica di identificazione di polimorfismi di restrizione RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphisms) applicata su geni mitocondriali e nucleari. Tale tecnica consente di discriminare il genoma atlantico da quello mediterraneo, utilizzando come marcatore il polimorfismo di restrizione *RsaI*, sul gene mitocondriale 16S rDNA (NONNIS MARZANO *et al.*, 2003) e il polimorfismo di restrizione *BsII*, sul gene nucleare LDH-C1* (MCMEEL *et al.*, 2001), entrambi amplificabili tramite tecnica PCR. Queste endonucleasi producono frammenti di restrizione di differente peso molecolare a seconda del tipo di allele fissato (atlantico o mediterraneo). La visualizzazione ai raggi UV della corsa elettroforetica su gel agarosio, permette quindi di discriminare i due ceppi, identificando il genotipo di appartenenza e la linea di trasmissione materna degli individui esaminati relativamente all'aplotipo mitocondriale. Lo studio combinato dei risultati, ottenuti dall'utilizzo dei due marcatori molecolari, è in grado di definire il differente livello di ibridazione a seconda delle combinazioni fra gli aplotipi mitocondriali e gli alleli nucleari.

Salmerini alpini e AFLP

Negli AFLP il DNA genomico ad alto peso molecolare viene inizialmente sottoposto a restrizione con specifiche endonucleasi (*EcoRI* e *TaqI*), e successivamente ligato ad adattatori sintetici che rappresentano sequenze bersaglio per specifici *primer*. Sfruttando il principio della PCR è quindi possibile amplificare in modo selettivo i frammenti (marcatori AFLP) caratteristici di ogni individuo ed elaborare profili "fingerprinting" ottenuti sulla base di un consistente numero di bande (PAPA *et al.*, 2005; MALDINI *et al.*, 2006b). L'analisi AFLP è stata effettuata sui 125 campioni di

DNA estratto e purificato dagli esemplari di *S. alpinus*. Per ogni esemplare, sono state analizzate 5 differenti "primer combinations" (E32/T32; E32/T33; E33/T32; E33/T37; E40/T37) nell'amplificazione selettiva. Il prodotto di amplificazione è stato successivamente analizzato con sequenziatore automatico per acidi nucleici CEQ8000, unendolo ad una miscela di formamide deionizzata (Baker J. T., Phillipsburg N. J.) e di DNA standard size (CEQ DNA Size standard -600 Beckman-Coulter, Fullerton, CA). I risultati ottenuti dalle analisi dei cromatogrammi, eseguite mediante il "fragment analysis module", sono stati esportati nel software Genographer (vers. 1.6.0, Benham J.J., Montana State University 2001), dal quale si è ricavato un gel di elettroforesi virtuale, in cui le bande sono costruite sulla base dell'altezza del picco, della risoluzione e della mobilità (Fig. 1). La presenza/assenza dei frammenti ha permesso di definire la variabilità genetica intrapopolazione (calcolata in base alla percentuale dei loci polimorfici) e di elaborare indici di similarità BSI (Band Sharing Index) tra le popolazioni analizzate.

Trote Steelhead e microsatelliti

La variabilità genetica delle popolazioni di trote Steelhead del fiume Klamath, appartenenti a due differenti fasi migratorie (estivo ed invernale) (BUBSI *et al.*, 1996) è stata stimata mediante l'analisi di sette loci microsatellite. Dei 21 loci utilizzati durante lo screening, i sette prescelti (*OtsG85*, *OtsG253c*, *OtsG83b*, *OtsG249b*, *Omy1101*, *Omm1082*, *Omm1087*), sulla base del loro grado di variabilità, sono stati impiegati per l'analisi di 220 campioni appartenenti a tre differenti stagioni riproduttive (2000, 2001 e 2002).

I marcatori polimorfici sono stati analizzati su gel di poliaccrilamide mediante Molecular Dynamics 595 FluorImager (RODZEN *et al.*, 1998; PAPA *et al.*, 2007). I dati ottenuti sono stati elaborati utilizzando software bioinformatici quali ARLEQUIN (EXCOFFIER *et al.*, 1992), FSTAT (GOUDET *et al.*, 1996; GOUDET, 2001), TFP-GA (MILLER, 1997), GDA (LEWIS e ZAYKIN, 2002), GENETIX (BELKHIR *et al.*, 2000) e GENEPOP (RAYMOND e ROUSSET, 1995).

RISULTATI

Ciprinidi e sequenziamento dell'mtDNA

L'analisi del gene mitocondriale citocromo b è stata condotta sugli esemplari puri di Rovella (10) e di Cavedano (10) utilizzati come riferimento. L'allineamento dei due aplotipi mitocondriali ha rivelato una percentuale di similarità tra le due specie pari all'89% con soli 66 nucleotidi variabili su un totale di 600 bp (534 paia basi in comune). All'interno della stessa specie non è stata rivelata alcuna variabilità (100% di

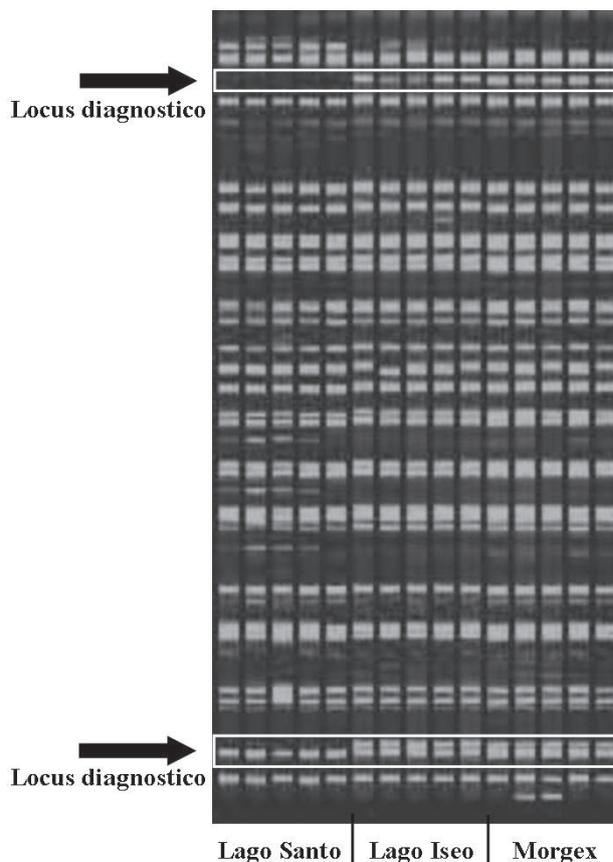


Fig. 1. Immagine di gel di elettroforesi virtuale derivante dalla conversione dei dati a fluorescenza ottenuti dalle analisi AFLP. Sono evidenziati i loci diagnostici che distinguono le differenti popolazioni di *Salvelinus alpinus*. In questo caso si noti la maggior affinità tra i Salmerini del Lago d'Iseo e di Morgex rispetto a quelli del Lago Santo sulla base della condivisione di loci diagnostici.

identità).

Successivamente sono state analizzate le 30 sequenze nucleotidiche del popolamento di ibridi del fiume Sinni. L'elaborazione delle sequenze e il loro allineamento hanno permesso di ricondurre le regioni esaminate alle due tipologie monomorfiche, ognuna specifica per la specie di Ciprinidi considerata come riferimento (Cavedano o Rovella). Le sequenze nucleotidiche degli ibridi sono risultate pertanto corrispondere a uno dei due aplotipi fissati (17 aplotipo Rovella e 13 Cavedano), presentando un contributo genetico a trasmissione matrilineare prossimo al 50% per entrambe le specie di Ciprinidi.

A conferma dei dati ottenuti, sono state prese in considerazione sequenze parziali del citocromo b depositate nelle banche dati genomiche e riferibili a specie filogeneticamente vicine (congeneriche) a quelle prese in esame. I nuovi allineamenti ottenuti con CLU-

STALX sono stati elaborati in alberi NJ (Neighbour Joining) visualizzati su TreeView. Anche in questo caso l'inquadramento tassonomico degli ibridi è risultato concorde con quello ottenuto in precedenza (Fig. 2).

Trote fario e analisi RFLP

La valutazione fenotipica delle trote esaminate in ambiente naturale non è risultata in accordo con i dati ottenuti dall'analisi dei marcatori LDH-C1* e 16S rDNA. Il fenotipo attribuito alla maggior parte degli esemplari è risultato infatti quello mediterraneo (74%), mentre i dati RFLP hanno rivelato una percentuale del ceppo autoctono pari al 21% (Tab. I), in netta divergenza rispetto alla precedente analisi fenotipica. La maggioranza degli esemplari, classificati come puri su base morfologica, si è rivelata in realtà appartenere al gruppo degli ibridi (64%) in cui i due genomi sono differen-

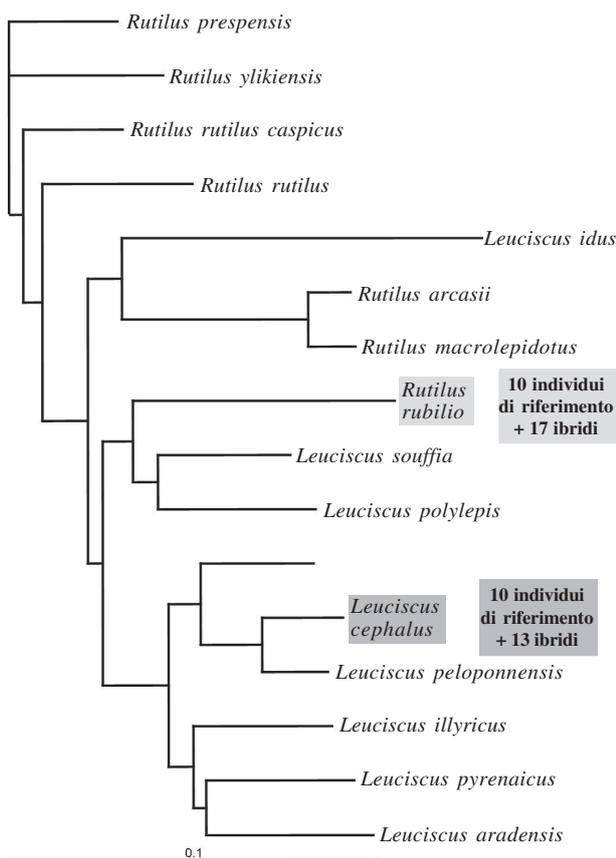


Fig. 2. Albero NJ visibile con il software TreeView costruito sulla base degli allineamenti CLUSTALX del gene Cyt b. Le specie di ciprinidi sono state scelte in base alla loro vicinanza filogenetica. Si può notare come il popolamento degli ibridi si distribuisca con gli aplotipi di *L. cephalus* (13 esemplari) e *R. rubilio* (17 esemplari).

temente combinati (Tab. I).

L'analisi combinata degli aplotipi mitocondriali e degli alleli nucleari permette di ottenere un indice di ibridazione per descrivere il grado di introgressione del genoma alloctono in una popolazione mediterranea (Tab. II). L'allele nucleare atlantico è indicato con *90, mentre l'allele nucleare mediterraneo è riportato come *100. Gli aplotipi 16S sono stati indicati A e M rispettivamente per la forma atlantica e quella mediterranea. Le combinazioni I e VI corrispondono alle due linee pure Atlantica (quindi con grado di ibridazione massimo) e Mediterranea (ibridazione nulla). Per quanto riguarda gli ibridi il differente grado di introgressione è descritto dalle combinazioni II, III, IV e V (ibridazione crescente passando dalla combinazione II alla V).

I dati ottenuti dalla sperimentazione in ambiente naturale hanno permesso di rilevare una importante presenza di soggetti ibridi che stanno sostituendo le popolazioni autoctone (alto grado di introgressione). Alla luce di ciò, l'approccio metodologico si presenta particolarmente adeguato in campo gestionale per la caratterizzazione di trote autoctone ad elevato grado di purezza, da utilizzare come novellame da ripopolamento. La tecnica infatti è stata applicata nella selezione di parchi trote della forma mediterranea da avviare alla carriera riproduttiva in un incubatoio della Provincia di Pescara arrivando alla selezione di un congruo numero di riproduttori appartenenti alla combinazione VI.

Tab. I. Percentuale di esemplari di Trota fario appartenenti ai diversi ceppi sulla base dell'analisi fenotipica o dell'analisi genetica. È evidente la netta discordanza dei due approcci.

Ceppo di appartenenza	Analisi genetica	Analisi fenotipica
Atlantico	15%	5%
Ibrido	64%	21%
Mediterraneo	21%	74%

Tab. II. Indice di ibridazione ottenuto dall'analisi combinata degli aplotipi mitocondriali con gli alleli dell'LDH-C1. La combinazione I ha indice di ibridazione massimo definito dalla presenza di soli alleli atlantici, la combinazione VI ha indice di ibridazione nullo per la presenza di soli alleli mediterranei.

Combinaz. n°	16s rDNA	LDH-C1	Indice
I	A	*90/*90	massimo
II	M	*90/*90	elevato
III	A	*90/*100	alto
IV	M	*90/*100	medio
V	A	*100/*100	basso
VI	M	*100/*100	nullo

Salmerini alpini e AFLP

La percentuale di loci polimorfici (loci variabili sul totale di bande esaminate) risultante dall'analisi AFLP, ha rivelato una bassa variabilità genetica nella popolazione di *S. alpinus*, presente nel Lago Santo Parmense (P=10%). I pochi riferimenti bibliografici su altre specie di Teleostei attestano i livelli di variabilità AFLP tra il 13% e il 62% in base alle caratteristiche ecologiche delle diverse specie.

Gli indici di similarità (BSI), ottenuti dal numero di marcatori condivisi con le altre sei popolazioni analizzate, hanno permesso di identificare i gruppi da impiegare in attività di ripopolamento per la conservazione del popolamento originario. In figura 1 è possibile osservare come alcuni marcatori altamente diagnostici consentano di verificare la maggiore affinità di un gruppo all'altro. In questo studio la popolazione tedesca e quella dell'allevamento di Cavazzo (UD) hanno rivelato bassi livelli di identità genetica con i Salmerini del Lago Santo. Una similarità del 62% inoltre ha permesso di escludere il popolamento del Lago d'Iseo come possibile ceppo di provenienza. Anche i Salmerini austriaci, per quanto presentino una maggiore identità genetica (85%) rispetto a quelli di Morgex (69%) ed Iseo, non sono tuttavia da ritenersi idonei per la reintroduzione. L'unica popolazione risultata compatibile con quella del Lago Santo Parmense, sulla base di parametri di similarità, è quella del lago di Tovel in Trentino. Purtroppo lo scarso numero di esemplari

provenienti da Tovel non ha consentito l'elaborazione di indici di similarità; tuttavia la condivisione di loci altamente diagnostici ha evidenziato una certa compatibilità tra le due popolazioni. La tecnica si è quindi rivelata efficiente anche alla luce dello scarso numero di esemplari disponibili.

Trote Steelhead e microsattelliti

L'analisi dei sette loci microsattellite condotta sulle trote Steelhead ha rivelato alti livelli di polimorfismo: da un minimo di 16 alleli per il locus *Omm1082* a un massimo di 25 per i loci *Ots85* e *Ots253c*, con una media di 21 alleli per locus. I range dei valori dell'eterozigosi attesa e osservata sono risultati rispettivamente 0,83-0,94 e 0,62-0,97.

I risultati sulla variabilità genetica hanno evidenziato una significativa differenziazione dei due gruppi caratterizzati da diversa stagionalità migratoria (estiva ed invernale). La determinazione di indici di distanza genetica, quali la distanza di Nei (1978) e i valori *Fst*, sono in accordo tra loro e compresi tra 0,0016 e 0,0271. Per quanto il grado di differenziamento tra i due gruppi non sia elevato, la separazione è risultata statisticamente significativa ($P < 0,001$), come peraltro è emerso dalla costruzione di alberi filogenetici UPGMA. In figura 3 è illustrato l'albero filogenetico in cui si individuano due differenti cluster, supportati dai valori di *bootstrapping*, con raggruppamenti migratori estivi ed invernali di diverse annate.

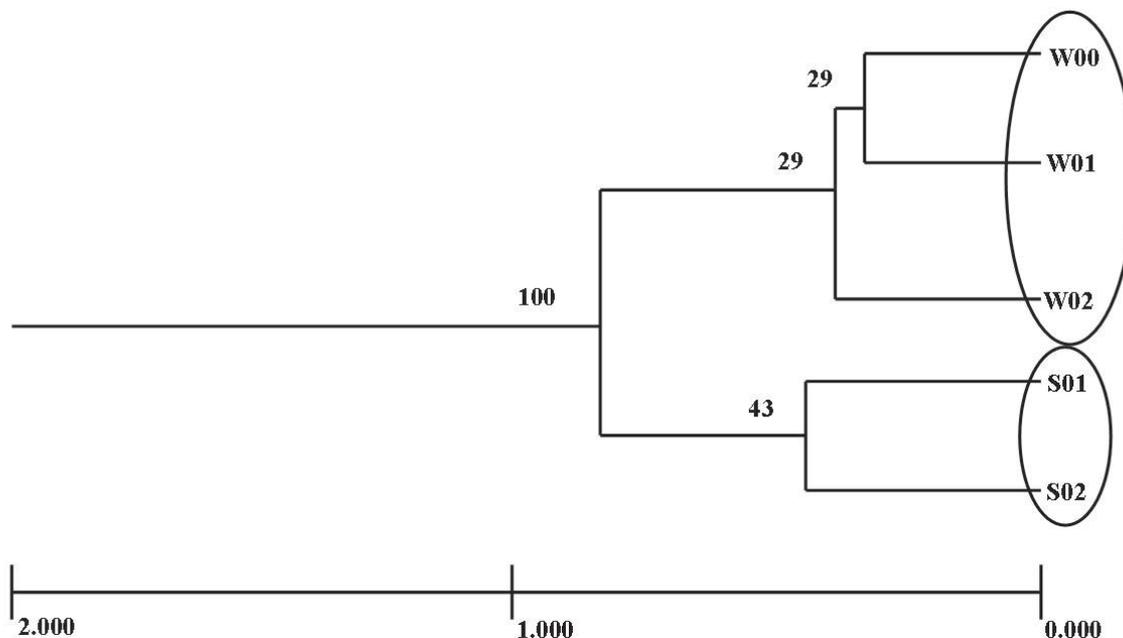


Fig. 3. Indici di distanza genetica (*Fst* e *Nei*) tra i due gruppi di trote Steelhead (*Onchorynchus mykiss*) caratterizzati da flussi migratori estivo (S) ed invernale (W), di diverse annate (2000, 2001, 2002). La separazione tra i due *run-timing* è identificata dal nodo supportato da un valore di *bootstrap* altamente significativo (100).

CONCLUSIONI

Le tecniche della biologia molecolare utilizzate nei quattro casi presi in esame si sono rivelate efficaci ai fini della gestione di differenti popolamenti ittici.

Nel Parco Nazionale del Pollino, la caratterizzazione genetica di un popolamento di Ciprindi del fiume Sinni, inizialmente attribuiti ad esemplari ibridi di non facile classificazione, ha consentito di rilevare la presenza di aplotipi del gene mitocondriale citocromo b appartenenti alle specie Cavedano e Rovella (*L. cepahalus* e *R. rubilio*). Circa metà degli esemplari ibridi campionati sono stati tipizzati geneticamente come appartenenti all'aplotipo Cavedano e l'altra metà all'aplotipo Rovella. Ciò presuppone che il popolamento sia presente da diversi anni, a conferma di quanto osservato da BIANCO e TARABORELLI (1985), che segnalavano un popolamento di presunti ibridi tra Cavedano e Rovella, nell'Italia meridionale, già negli anni '80.

Lo studio condotto sulle trote (*S. trutta*) in ambiente naturale, ha permesso di rilevare una importante presenza di soggetti ibridi che stanno sostituendo le popolazioni autoctone nell'alto Appennino reggiano. La forte introgressione emersa dall'analisi combinata dei due marcatori RFLP (LDH-C1* e 16S rDNA) può essere attribuita al fatto che i corsi d'acqua vengono continuamente ripopolati con avannotti provenienti da incubatoi di valle che utilizzano riproduttori ibridi o alloctoni. I risultati hanno consentito di elaborare un indice di introgressione, da impiegare nell'ambito di progetti gestionali mirati alla riabilitazione delle naturali popolazioni di trota mediterranea. L'applicazione di questo nuovo approccio metodologico potrà servire come strumento di indagine e

caratterizzazione di trote autoctone ad elevato grado di purezza nella selezione di parchi riproduttori da avviare a pratiche ittogeniche.

L'analisi AFLP effettuata sui Salmerini alpini (*S. alpinus*) del Lago Santo Parmense ha rivelato una bassa variabilità genetica. Questo risultato deve essere interpretato in relazione alle caratteristiche ecologiche della popolazione e in modo particolare a due aspetti fondamentali: il ridotto numero di esemplari che costituiscono il popolamento e la totale assenza di flusso genico per isolamento riproduttivo. Per ovviare a tale problema si è voluto impostare un programma di ripopolamento attraverso l'identificazione del ceppo geneticamente più compatibile con quello del Lago Santo sulla base della condivisione di marcatori AFLP. Alla luce dei dati ottenuti, sarà avviato un ciclo completo di produzione presso l'impianto ittogenico del lago utilizzando, insieme ai riproduttori locali, anche esemplari del Lago di Tovel.

L'applicazione di marcatori microsatellite per lo studio delle popolazioni di trote Steelhead appartenenti allo stesso bacino idrografico (fiume Klamath, California, USA) ha consentito di identificare un certo livello di differenziamento genetico tra due principali flussi migratori. In particolare gli individui catturati in tre annate successive e caratterizzati da migrazione estiva ed invernale sono risultati significativamente separati sulla base dell'elaborazione di indici di distanza genetica. Anche in questo gruppo sistematico l'analisi dei marcatori molecolari del DNA si è rivelata un utile strumento per la definizione di caratteristiche ecologiche su scala microgeografica da considerare nella programmazione di piani gestionali.

BIBLIOGRAFIA

- AJMONE-MARSAN P., VALENTINI A., CASSANDRO M., VECCHIOTTI-ANTALDI G., BERTONI G., KUIPER M., 1997. AFLP(TM) markers for DNA fingerprinting cattle. *Animal Genetics*, **28**: 418-426.
- BELKHIR K., BORSA P., CHIKNI L., RAUFASTE N., BONHOMME F., 2000. *Genetix 4.0, logiciel sous Windows™ pour la génétique des populations*. Laboratoire Genome, Population, Interactions, CNRS UMR 5000, University of Montpellier II, Montpellier.
- BIANCO P.G., TABORELLI T., 1985. Contributo alla conoscenza del genere *Rutilus* Rafinesque in Italia e nei Balcani occidentali (Pisces, Cyprinidae). *Bollettino Museo Regionale Scienze Naturali Torino* **3**: 131-172.
- BRIOLAY J., GALTIER N., BRITO R.M., BOUVET Y., 1998. Molecular phylogeny of Cyprinidae inferred from cytochrome b DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **9** (1): 100-108.
- BUBSI P.J., WAINWRIGHT T.C., BRYANT G.J., LIERHEIMER L.J., WAPLES R.S., WAKNITZ F.W., LAGOMARSINO I.L., 1996. *Status review of West Coast Steelhead from Washington, Idaho, Oregon, and California National Marine Fisheries*. Technical Memorandum NMFS-NWFSC-27, Seattle WA.
- EXCOFFIER L., SMOUSE P., QUATTRO J., 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, **131**: 479-491.
- GOMEZ-UCHIDA D., WEETMAN D., LORENZ H., GALLEGUILLOS R., RETAMAL M., 2003. Allozyme and AFLP analyses of genetic population structure in the hairy edile crab cancer setosus from the Chilean coast. *Journal of Crustacean Biology*, **23** (2): 486-494.
- GOUDET J., 2001. *FSTAT, a program to estimate and test gene*

- diversities and fixation indices (Version 2.9.3)*. Disponibile su: <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>.
- GOUDET J., RAJMOND M., DE MEEUES T., ROUSSET F., 1996. Testing differentiation of the bullhead *Cottus gobio*, across watersheds in Central Europe: evidence for two taxa. *Heredity*, **80**: 110-117.
- LEWIS P.O., ZAYKIN D., 2002. *Genetic data analysis: Computer program for the analysis of allelic data, Version 1.1*. Disponibile su: <http://www.lewis.eeb.uconn.edu/lewishome/software.com>
- MALDINI M., NONNIS MARZANO F., 2006. *Il Salmerino alpino del Lago Santo Parmense*. Provincia di Parma, Regione Emilia Romagna, 64 pp.
- MALDINI M., VAGHI M., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., PRIGIONI C., PERCUDANI R., 2006a. Ibridazione intergenerica tra i ciprinidi *Rutilus rubilio* e *Leuciscus cephalus* valutata mediante l'analisi di aplotipi mitocondriali. *Journal of Freshwater Biology – Quaderni ETP*, **34**: 63-67.
- MALDINI M., NONNIS MARZANO F., GONZÁLEZ FORTES G., PAPA R., GANDOLFI G., 2006b. Fish and seafood traceability based on AFLP markers: elaboration of a species database. *Aquaculture*, **261**: 487-494.
- McMEEL O.M., HOEY E.M., FERGUSON A., 2001. Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism, of the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1 *90 and *100 alleles. *Molecular Ecology*, **10**: 29-34.
- MILLER P.M., 1997. *Tools for population genetic analyses (TFPGA) 1.3: a Windows™ program for the analysis of allozyme and molecular population genetic data*. Department of Biological Sciences, Northern Arizona University. Flagstaff, Az. (disponibile al sito <http://marks.geneticssoftware.net/tfpga.htm>)
- NEI M., 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* **89**: 583-590.
- NONNIS MARZANO F., CORRADI N., PAPA R., TAGLIAVINI J., GANDOLFI G., 2003. Molecular evidence for introgression and loss of genetic variability in *Salmo (trutta) macrostigma* as a result of massive restocking of Apennine population (Northern and Central Italy). *Environmental Biology of Fishes*, **68**: 349-356.
- PAPA R., NONNIS MARZANO F., ROSSI V., GANDOLFI G., 2003. Genetic diversity and adaptability of two species of Mugilidae (Teleostei: Perciformes) of the Po river delta lagoons. *Oceanologica Acta*, **26** (1): 121-128.
- PAPA R., TROGGIO M., AJMONE-MARSAN P., NONNIS MARZANO F., 2005. An improved protocol for the production of AFLP markers in complex genomes by means of capillary electrophoresis. *Journal of Animal Breeding and Genetics*, **122**: 62-68.
- PAPA R., ISRAEL J.A., NONNIS MARZANO F., MAY B., 2007. Assessment of genetic variation between reproductive ecotypes of Klamath River Steelhead reveals differentiation associated with different run-timings. *Journal Applied Ichthyology*, **23**: 142-146.
- PENSERINI M., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., MALDINI M., 2006. Genotipi e fenotipi della trota mediterranea: metodologia di indagine molecolare combinata e selezione morfologica per l'identificazione di esemplari autoctoni. *Journal of Freshwater Biology – Quaderni ETP*, **34**: 69-75.
- RAYMOND M., ROUSSET F., 1995. GenePop (version 1.2): population genetic software for exact tests and ecumenism. *Journal of Heredity*, **86**: 248-249.
- RAZZOLI M., PAPA R., VALSECCHI P., NONNIS MARZANO F., 2003. AFLP to assess genetic variation in laboratory gerbils (*Meriones unguiculatus*). *Journal of Heredity*, **94** (6): 507-11.
- RODZEN J.A., AGRESTI J.J., TRANAH G., MAY B., 1998. Agarose overlay allow simplified staining of polyacrylamide gels. *Biotechnology*, **25**: 584.
- VOS P., HOGERS R., BLEEKER M., REIJANS M., VAN DE LEE T., HORNES M., FRITERS A., POT J., PELEMAN J., KUIPER M., ZABEAU M., 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research*, **23** (21): 4407-4414.
- ZABEAU M., P. Vos. 1993. *Selective restriction fragment amplification: a general method for DNA fingerprinting*. European Patent Publication 92402629 (Publication no. EP0534858A1).
- ZERUNIAN S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei pesci d'acqua dolce italiani*. Quaderni di Conservazione della Natura, 17. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi", 126 pp.

Metodi di ricerca e di gestione finalizzati alla conservazione della Trota marmorata

Alvise N. Lucarda

*Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Torino,
Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO); alvise.lucarda@unito.it*

Riassunto

Gli strumenti di indagine messi a disposizione dei ricercatori sono in continua e sempre più rapida evoluzione tecnica; tuttavia nell'affrontare le problematiche conservazionistiche e gestionali della fauna ittica autoctona dei corsi d'acqua è necessario utilizzare criteri interpretativi dei dati adeguati con approccio multidisciplinare. Prendendo a modello il caso della Trota marmorata e il fenomeno dell'ibridazione conseguente alle transfaunazioni di Salmonidi, attraverso la disamina dell'attuale stato di conservazione della naturalità dei corsi d'acqua e della fauna dulciacquicola autoctona, ma tenendo presenti le problematiche legate alla frammentazione amministrativa e conseguente disomogeneità gestionale dei bacini fluviali, si definiscono i principi guida di un'etica gestionale finalizzata alla conservazione e al recupero delle popolazioni originali delle specie ittiche autoctone. Vengono anche brevemente illustrate in termini generali le metodologie di studio e monitoraggio oltre a quelle interpretative dei dati e operative, mediante le quali è possibile elaborare strategie di gestione effettivamente finalizzate alla conservazione, rendendo compatibili anche quelle attività di sfruttamento della risorsa fiume che vengono considerate le maggiori responsabili del degrado in cui versano le popolazioni ittiche autoctone nel nostro Paese.

PAROLE CHIAVE: conservazione / Trota marmorata / ibridazione / biodiversità / strategie gestionali

Research and strategies for the management and conservation of Marble trout

Diagnostic and research tools for the investigation on wild fish populations rapidly improved in the last decades. In the same time, the conservation and the management of the autochthonous freshwater fishes became one of the main issue to face, due to the presence of allochthonous species and hybridisation but also water pollution and habitat loss in the natural freshwater environment. The harmful effects of fish restocking and inadequate fishing management contributes to determined the loss of endemic and autochthonous fish strains but also the increase of the genetic introgression in wild trout populations. Basing on the results of ten years studies across the range distribution of the marble trout, the guidelines for the recovery, conservation and the management of the original wild fish population are proposed. Sampling and monitoring methods, investigation tools and management strategies are suggested to make compatible fishing and other exploitative activities with the conservation of original wild fish populations.

KEY WORDS: conservation / Marble trout / hybridisation / biodiversity / freshwater management

INTRODUZIONE

Sono ormai ben conosciute tra gli addetti ai lavori le ragioni per cui è di fondamentale importanza conservare la biodiversità naturale negli ambienti acquatici. La conservazione della diversità ambientale è presupposto indispensabile affinché vi possano essere varietà di habitat e di nicchia ecologica, differenze sia in specie che tra popolazioni dovute a limitazioni dello scambio genico determinate da fattori di tipo ecologico o dalla presenza di ostacoli naturali che impediscono la panmissia tra gli individui.

Per poter conservare la biodiversità bisogna essere in grado di osservare non solo quelle differenze che a livello macroscopico possono essere facilmente dimostrabili e quindi poco discutibili, ma anche quelle evidenziabili solo in modo strumentale che, sebbene dimostrabili, possono diventare oggetto di discussione almeno quanto il metodo utilizzato per metterle in evidenza.

Negli anni il progresso scientifico ha messo a disposizione dei ricercatori strumenti sempre più sofisticati

per lo studio dei fenomeni biologici, ma la storia della ricerca degli ultimi decenni insegna che è necessario del tempo prima che i risultati ottenuti con un nuovo strumento, scientificamente approvato, vengano considerati sotto il profilo pratico ed applicativo. Nel campo ambientale, quasi sempre questo è il tempo richiesto dalla società affinché si accrescano sensibilità ecologista e grado di apprezzamento nei confronti di nuovi valori etici che trovano grado e tempo diverso di accreditamento in aree socioculturali diverse, spesso in stretta relazione con le capacità di promozione delle strutture formative e culturali delle Pubbliche Amministrazioni. È per questo motivo che in alcuni Paesi la realizzazione dei passaggi facilitati per la fauna ittica lungo i corsi d'acqua è una necessità imprescindibile, mentre in altri viene avvertita meno, così come in alcune Regioni viene ritenuto molto importante acquisire nel minor tempo possibile ed in modo estensivo l'indennità da malattie virali dei Salmonidi mentre in altre tale urgenza non viene quasi considerata necessaria.

Per quanto riguarda specificatamente la Trota marmorata, indipendentemente dalle problematiche di tipo idrografico del bacino fluviale e da quelle legate alla pesca dilettantistica, l'approccio strategico per la gestione delle forme endemiche ed autoctone con finalità conservazionistiche poggia su principi etici e su linee guida molto differenti tra Regione e Regione. Tali discrepanze, che in alcuni casi si configurano addirittura come indirizzi diametralmente opposti, sono presenti anche a livello interprovinciale o tra Enti che hanno finalità gestionali differenti, quali possono essere le Province e gli Enti che gestiscono aree protette. Anche nel recepimento di alcune recenti direttive europee promosse da Paesi membri in cui è più matura la sensibilità nei confronti delle problematiche ambientali, nel nostro Paese si è avuta prima un'applicazione di tipo politico-amministrativo e solo successivamente, ma non sempre, ha fatto seguito un'applicazione funzionale mossa da ragioni etiche e sensibilità conservazionistica. In taluni casi l'applicazione è stata il risultato di un forzato compromesso che non potrà mai produrre gli effetti ricercati dai principi ispiratori delle normative stesse. Per questo motivo si sono verificati casi in cui il concetto di conservazione della biodiversità è stato, di fatto, funzionalmente confuso con quello di omogeneizzazione delle diversità o con l'idea secondo cui sarebbe bene ricreare artificialmente nuova biodiversità dove questa è scomparsa o anche dove probabilmente non è mai esistita prima.

Altrettanto sovente i problemi sono riconducibili al fatto che la maggior parte dei corsi d'acqua, almeno della pianura padana, hanno decorso transprovinciale e per questo vengono sottoposti a strategie gestionali

diverse e frammentate, quando non con obiettivi contrapposti.

È evidente che questo ha dei riflessi estremamente importanti e sovente dannosi sulla fauna ittica che compie spostamenti e ciclo biologico non tenendo conto dei confini amministrativi, ma solo dei punti di discontinuità fluviale, siano essi naturali o meno. Non poi così rara è la situazione in cui a monte e a valle di un confine amministrativo, lungo uno stesso corso d'acqua ambientalmente omogeneo, si vengano a trovare rispettivamente un campo gara e una bandita di pesca. È quindi evidente che le strategie gestionali o il loro coordinamento tra gli Enti di gestione tengono spesso poco conto delle reali esigenze della fauna ittica o dello specifico aspetto vocazionale di un corso d'acqua, dovendo mediare esigenze di tipo socioculturale e politico. Piani gestionali approssimativi o sconsiderati, se protratti per diversi anni, possono anche produrre esiti irrecuperabili sotto il profilo conservazionistico.

Sebbene numerosi studi abbiano consentito di acquisire una buona conoscenza dei fenomeni biologici che avvengono nei corsi d'acqua, molto resta ancora da comprendere a livello dell'interazione tra le dinamiche dell'ambiente acquatico e quelle multirelazionali delle differenti componenti biologiche.

È infatti sempre presente il rischio di commettere grossolani errori quando ci si inoltra nel terreno sconnesso e minato della valutazione di se, come, quando e quanto, differenze evidenziate a vari livelli (morfologico, etologico, ecologico, biochimico, genetico ecc.) possano o debbano essere considerate significative o meno, casuali o adattative, meritevoli di attenzione conservazionistica oppure no. In questo lavoro, sulla base delle indicazioni generali tratte dai risultati di diversi studi eseguiti nell'ultimo decennio su quasi tutto l'areale della Trota marmorata, vengono evidenziate le problematiche gestionali comuni e riportati alcuni esempi relativi ad aspetti specifici di importanza rilevante. Si definiscono i principi guida su cui vengono elaborate soluzioni gestionali semplici ma ispirate al rispetto delle condizioni e della diversità che si sono venute a determinare nei nostri fiumi, sottolineando in modo inequivocabile la priorità del rispetto della diversità prodotta dell'evoluzione naturale su quella prodotta dall'uomo.

LA TROTA MARMORATA E L'IBRIDO CON LA TROTA FARIO

Studi morfometrici, osteologici e meristici condotti su popolazioni di trota di corsi d'acqua differenti (DOROFEEVA *et al.* 1991; LUCARDA 1994; DELLING *et al.* 2000) hanno confermato la presenza di caratteri morfologici che sono significativamente discriminanti tra le due semispecie *Salmo trutta trutta* e *Salmo trutta*

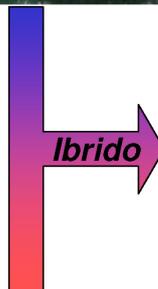
marmoratus. Osservazioni e studi sulla distribuzione, riproduzione e sul comportamento, rivelano che le due forme mostrano preferenze ecologiche e di microhabitat differenti (BUDA-DANCEVICH *et al.* 1982; LUCARDA 1994). La Trota marmorata, infatti, raggiunge dimensioni maggiori e presenta un periodo riproduttivo più breve e leggermente anticipato rispetto a quello della Trota fario (SALVIATI *et al.* 2000). Nei corsi d'acqua in cui le due semispecie sono compresenti, vengono trovati anche individui con caratteristiche cromatiche e morfologiche intermedie (LUCARDA *et al.*, 2004), cioè con marmoreggiatura di fondo e la caratteristica puntinatura rossa o nera tipica della livrea delle trote di ceppo allevato (Fig. 1) che vengono introdotte per la pesca sportiva (GRIDELLI, 1935, 1936; POMINI, 1939, 1940a, 1940b). Già le prime analisi genetiche eseguite sul DNA mitocondriale hanno supportato l'ipotesi che questi individui derivino dall'incrocio tra *S. t. trutta* e *S. t. marmoratus* (ARGENTON *et al.*, 1992; GIUFFRÀ *et al.*, 1994); ipotesi che fu in seguito confermata mediante studi sul DNA nucleare (BERREBI *et al.*, 2000; LUCARDA *et al.*, 2000), studi morfometrici (LUCARDA *et al.*, 2004; PANEBIANCO, 2005) e definitivamente da un esperimento di ibridazione geneticamente controllata tra le due forme, eseguita specificatamente in ambiente naturale (LUCARDA, dati non ancora pubblicati).

Gli individui fenotipicamente "ibridi" derivati dall'incrocio in natura, risultano geneticamente intermedi alle due forme parentali (CELEGATO, 1999; LUCARDA *et al.*, 2000), ma sono intermedi anche dal punto di vista

morfologico, sia morfometrico che meristico (LUCARDA, 1994; MARTINI, 2000) e significativamente distinguibili anche sulla base della forma del corpo rilevata mediante analisi d'immagine (LUCARDA *et al.*, 2004). In quest'ultimo studio è stato possibile distinguere in modo statisticamente significativo su base morfologica anche le popolazioni di Trota marmorata provenienti da bacini diversi, mentre in altri studi è stato possibile distinguerle su base genetica (LUCARDA, 1999) addirittura anche a livello intrabacino (CELEGATO, 1999) utilizzando loci nucleari altamente polimorfi. Appare quindi piuttosto chiaro che le popolazioni di Trota marmorata dei diversi bacini hanno acquisito nel tempo delle differenze che sono ancora evidenziabili in modo significativo nonostante il fenomeno dell'ibridazione diffusa con la Trota fario tenda ad omogeneizzarle tanto sotto il profilo morfologico quanto sotto quello genetico.

In sintesi, se l'interfecondità assunta come condizione per la definizione di specie, viene considerata anche ragione sufficiente per ritenere effimere tutte le differenze a livello intraspecifico in quanto in grado di scomparire anche solo dopo un evento riproduttivo, allora nessun problema deve porsi, tanto meno quello della conservazione della Trota marmorata, di fatto interfeconda con la Trota fario. Se invece si attribuisce importanza alla diversità acquisita attraverso un processo evolutivo, sia esso durato millenni oppure centinaia di anni, allora le differenze che si sono prodotte sia a livello macroscopico –quale la differenza fenotipica tra la Trota marmorata e la Trota fario– sia quelle non

Salmo trutta marmoratus



Salmo trutta trutta

Fig. 1. Dall'incrocio fra una Trota fario (*Salmo trutta trutta*) e una Trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) si generano individui che presentano caratteri fenotipici intermedi a quelli dei genitori (disposizione delle macchie e colorazione di livrea e opercolo).

rilevabili visivamente –le differenze morfologiche e genetiche tra diverse popolazioni della stessa semispecie– dovrebbero essere preservate anche se lo stato delle conoscenze attuali non ci consente di comprenderne appieno il significato.

Lo stato di compromissione in cui versano le popolazioni naturali di Trota marmorata di alcuni bacini è alquanto preoccupante sia in termini qualitativi che quantitativi, tanto da rendere necessarie misure di protezione e di recupero quanto mai urgenti. L'approccio maggiormente conservativo sarebbe sicuramente quello di recuperare le popolazioni originariamente presenti all'interno dei bacini, mediante programmi di supporto alla riproduzione naturale (incubatoi di valle) selezionando i soggetti che hanno mantenuto una maggiore purezza fenotipica e genetica. Tuttavia in alcuni casi, senza aver preventivamente effettuato una attenta valutazione per capire se risulta davvero impossibile il recupero dalle popolazioni residue all'interno di un bacino, si è ricorso all'immissione di Trota marmorata di diversa provenienza, quasi sempre prodotta in allevamento. Dal momento però che le popolazioni dei diversi bacini sono differenti e che oltretutto in allevamento viene inevitabilmente prodotta una forma di selezione che tende ad "addomesticare" il selvatico *marmoratus*, si pone il problema di valutare se queste operazioni gestionali siano o meno in linea con i principi conservazionistici della biodiversità o se, invece, producano la perdita della diversità morfologica e genetica tra le popolazioni all'interno della specie, con le imponderabili conseguenze che possono derivare da tale forzato processo di omogeneizzazione. Questo processo artificiale è esattamente contrario a quello naturale che nei millenni di evoluzione ha prodotto la diversità che ancora è possibile osservare tra le popolazioni di Trota marmorata che vivono separate nei diversi bacini.

MATERIALI E METODI

Per essere utili allo scopo, i metodi di campionamento, analisi e raccolta dati, oltre ai metodi interpretativi dei risultati, devono essere principalmente focalizzati ad individuare e quantificare le differenze a livello di ecosistema acquatico, di comunità biologica, di popolazione ittica –a livello fenotipico e genetico– prodotte dal succedersi degli eventi naturali. I metodi quindi devono essere in grado di distinguere in modo chiaro ed inequivocabile le differenze conseguenti alle manipolazioni degli ambienti e delle popolazioni ittiche prodotte dall'uomo.

Per lo studio delle popolazioni selvatiche, ma anche di quelle d'allevamento, si utilizza un metodo derivato da una continua evoluzione, tanto sotto il profilo strumentale quanto sotto il profilo interpretativo dei dati,

finalizzato alla comprensione della precisa problematica dell'ibridazione intraspecifica tra la Trota fario e la marmorata. L'approccio metodologico investigativo è di tipo multidisciplinare e prende in esame gli aspetti idrologici, ecologici, fenotipici (colorazione di livrea e opercolo, morfometria) e genetici, come pure il procedimento interpretativo dei risultati che prevede l'integrazione di diverse informazioni, mentre i suggerimenti gestionali sono rigorosamente ispirati ad un'etica conservazionistica. Tali procedure propongono di non agire nelle situazioni poco conosciute fintanto che non vengano ben definite da ulteriori studi e propongono invece di agire nei confronti delle differenze evidenziate nei lavori scientifici secondo due distinti principi: conservare le differenze che si sono prodotte per evoluzione naturale e rimuovere invece le differenze prodotte in modo artificiale che, nel caso delle popolazioni selvatiche di Salmonidi, sono principalmente le immissioni di semispecie o di ceppi di trota diversi da quelli originariamente presenti. Essendo consapevoli che gli strumenti di indagine evolvono in modo da cercare la risposta a quesiti sempre più avanzati e che saranno quindi in grado di portare in evidenza differenze attualmente non apprezzabili, i suggerimenti operativi proposti sono sempre comunque prudenzialmente conservativi.

Ricerca delle differenze e ordinamento

Nello studio delle popolazioni di trota gli ambiti in cui vengono ricercate le differenze sono:

- a) idrologico ambientale; raccolta dati che descrivono e distinguono la tipologia ambientale in cui vengono effettuati i campionamenti, per esempio torrente di montagna piuttosto che allevamento, in modo da sapere esattamente come interpretare i dati ottenuti da analisi quali quelle morfometriche o quelle genetiche. Questo è importante in quanto l'ambiente influisce in modo determinante sulle dimensioni, lo sviluppo e la dinamica delle popolazioni, come sullo sviluppo della forma dell'individuo. Più specificatamente, una trota cresciuta in acque fredde oligotrofe di un torrente alpino sviluppa una forma del corpo alquanto diversa rispetto a quella di una trota alimentata artificialmente e cresciuta in un lago o in una vasca di allevamento (D'ISEP, 2001). Analogamente, i dati genetici di un campione raccolto all'interno di un allevamento in cui sono presenti un numero fisso di riproduttori e la loro progenie, presentano una struttura sicuramente diversa da quelli di un campione raccolto in ambiente naturale, soprattutto se rappresentativo di un'area vasta, soggetta ad immissioni e a panmissia più o meno incompleta tra gli individui originari ed immessi o tra semispecie differenti;
- b) fenotipico; quasi tutte le popolazioni di Trota marmorata vivono in acque che, almeno in passato, sono

- state oggetto di immissione di Trota fario per la pesca sportiva; pertanto nel tempo si è assistito ad una progressiva comparsa di soggetti ibridi che presentano colorazioni e disposizione delle macchie sulla livrea intermedie tra la Trota fario e la marmorata. Studi morfologici e genetici eseguiti su un numero elevato di campioni attraverso tutto l'areale della Trota marmorata dimostrano che è possibile mettere in relazione il grado di ibridazione fenotipica con il grado di ibridazione genetica (LUCARDA *et al.*, 2000). Per verificare sperimentalmente l'ipotesi che caratteri fenotipici e genetici fossero correlati nell'ibrido tra la Trota fario e la Trota marmorata, per sei anni sono state eseguite diverse tipologie e cicli successivi di ibridazione controllata tra soggetti identificati mediante microchip di riconoscimento in ambiente naturale confinato, all'interno del Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi (LUCARDA, dati non ancora pubblicati). È stato così possibile definire quali caratteri fenotipici risultano i più fedeli indicatori del grado di ibridazione, a seconda della tipologia di incrocio (maschio/femmina, fario/fenotipi ibridi/marmorata), e definire un criterio di classificazione visiva dei soggetti sulla base dei caratteri cromatici, della disposizione delle macchie della livrea e dell'opercolo branchiale (LUCARDA, 2006). Fra la Trota fario e la Trota marmorata è possibile distinguere su base visiva 9 classi intermedie; qualsiasi studio che abbia l'obiettivo di stimare tipologia e grado delle differenze tra popolazioni di Trota marmorata non può prescindere da una precisa classificazione di tipo visivo effettuata sul campo al momento del campionamento;
- c) morfologico; l'occhio esperto e ben allenato, secondo criteri ben definiti, è in grado di rilevare differenze nella colorazione e nella disposizione delle macchie sull'opercolo e sulla livrea laterale della trota, ma con difficoltà innegabili soprattutto nei soggetti giovanili o in condizioni ambientali in cui i caratteri cromatici nei soggetti sono poco contrastati. Anche l'operatore più esperto però non è in grado di quantificare in modo preciso e oggettivo differenze nella forma del corpo degli animali come può invece fare un analizzatore d'immagine. Studi morfometrici e meristici su animale sacrificato avevano dimostrato che la Trota marmorata, la Trota fario e l'ibrido sono distinguibili sulla base della forma del corpo (LUCARDA, 1994; MARTINI, 2000), mentre basandosi su studi morfometrici eseguiti su immagini tratte da un gran numero di individui e mediante l'utilizzo della morfometria geometrica, si dimostra che è possibile mettere in relazione alcuni caratteri della livrea con la forma del corpo (D'ISEP, 2001; PANEBIANCO, 2005) tenendo debitamente conto dello stadio di sviluppo dell'animale e dell'ambiente in cui è cresciuto. Secondo il nostro protocollo di indagine dunque, nel corso dei campionamenti finalizzati allo studio del differenziamento tra popolazioni di trota, tutti i soggetti catturati su cui vengono effettuate le analisi genetiche sono anestetizzati per effettuare una ripresa video digitale o trarre la foto sul fianco, per la successiva analisi d'immagine ed analisi morfometrica.
- d) genetico; nel corso dei campionamenti con reti o mediante elettropesca, ai soggetti catturati e leggermente sedati per la ripresa video viene asportata in modo mini invasivo e non cruento una piccola porzione di tessuto dalla pinna anale, che viene sottoposto ad estrazione del DNA per specifiche analisi genetiche in laboratorio. Nei pesci d'acqua dolce e per lo studio dell'ibridazione nella trota come per lo studio della struttura di popolazione, vengono utilizzati marcatori mitocondriali (BERMINGHAM e AVISE, 1986; AVISE *et al.*, 1987; CAMPTON, 1987; KARAKOUSIS e TRIANTAPHYLIDIS 1988, 1990; APOSTOLIDIS *et al.*, 1996; APOSTOLIDIS *et al.*, 1997; BERNATCHEZ e DODSON 1991; BERNATCHEZ 2001; BERNATCHEZ *et al.*, 1992; BERNATCHEZ e OSINOV, 1995; BILLINGTON e HEBERT, 1991; GIUFFRÀ *et al.*, 1994, 1996, PRESA *et al.*, 1994; GARCÍA-MARÍN e PLA, 1996; SANZ *et al.*, 2006; MERANER *et al.*, 2007) e marcatori nucleari altamente polimorfi come i microsatellite (ESTOUP *et al.*, 1993, 1998; PRESA *et al.*, 1994; SLATKIN, 1995; PRESA e GUYOMARD, 1996; ANGER e BERNATCHEZ, 1997; CELEGATO, 1999; LUCARDA, 1999; LUCARDA *et al.*, 1999, 2000; BERREBI *et al.*, 2000). Nello studio delle popolazioni di trota possono essere utilizzati anche altri marcatori quali le proteine del siero (BATTISTELLA e PIZZUL, 2003), vitellogenine delle uova (BATTISTELLA e AMIRANTE, 1992; BONIVENTO *et al.*, 1997), *Random Amplified Polymorphic DNA-PCR* (NADALIN *et al.*, 1999, 2000, 2001) ed *Amplification Fragment Length Polymorphism* che sono stati utilizzati da altri autori. Il nostro gruppo si è orientato sulla ricerca e lo sviluppo dei marcatori microsatellite, testandone applicabilità, affidabilità e capacità informativa anche in esperimenti di incrocio geneticamente controllato sulla trota. Nello studio del fenomeno dell'ibridazione tra la Trota fario e la marmorata è stata anche messa a confronto la tecnica dell'AFLP che però, allo stadio finora da noi sviluppato, non ha prodotto alcun determinante contributo.
- Indipendentemente dal fatto che diverse metodiche di analisi forniscano o meno risultati analoghi in sede di interpretazione dei dati ottenuti, quello che è stato verificato essere sempre di importanza determinante nei nostri studi è il corretto campionamento e la precisa caratterizzazione del campione raccolto.

Campionamento e database

Per la realizzazione dei nostri lavori vengono raccolti ed analizzati un gran numero di campioni che quasi sempre pare sovradimensionato rispetto allo studio da svolgere. In diversi anni di ricerca si è potuto verificare a posteriori che per caratterizzare in modo corretto lo stato di una popolazione di Salmonidi selvatici, soprattutto se sottoposta a gestione alieutica, è molto più informativo definire la “tendenza” che lo “stato”; in altri termini si può affermare che un unico consistente campionamento è difficilmente più informativo di diversi piccoli campionamenti distribuiti nel tempo. Questo è dovuto sia alla biologia dei Salmonidi che in alcuni periodi sono maggiormente mobili rispetto ad altri, maggiormente catturabili a seconda dello stadio di accrescimento e distribuiti in modo diverso a seconda della stagione, ma può essere dovuto anche al periodo meteorologico, alla portata d’acqua, torbidità ecc.

Altro fattore di estrema importanza è la classificazione fenotipica che deve essere effettuata sulla base di un protocollo oggettivo e in modo da distinguere precisamente diverse classi fenotipiche intermedie nel caso dell’ibridazione tra la Trota fario e la Trota marmorata. È provato che si ottengono risultati scarsissimi elaborando dati ottenuti da campioni di inadeguata consistenza numerica, non tanto in termini di rappresentatività globale ma di rappresentatività rispetto alle diverse classi fenotipiche intermedie, generalmente chiamate “ibrido”.

Nelle popolazioni naturali, per effetto del numero di anni a cui risale il primo incrocio con la forma alloctona, per effetto inoltre della parziale sovrapposizione riproduttiva tra le due semispecie che non è uguale per tutti i corsi d’acqua e pure in uno stesso torrente può essere diversa di anno in anno, ma anche per effetto della particolare dinamica di popolazione e non ultimo per effetto del caso, si può rilevare la presenza di una complessa gamma di fenotipi intermedi derivati dall’incrocio casuale di genotipi a diverso grado di ibridazione con la forma alloctona.

Tutti i dati ottenuti confluiscono in un database che contiene le informazioni di tipo fenotipico, meristico (qualora disponibili), morfometrico e genetico raccolte nel corso dei diversi studi. A mano a mano che il database ha preso consistenza si è potuta constatare la determinante importanza strumentale del database stesso. Infatti, nel nostro approccio di studio, i risultati emergono solo dal confronto fra i dati ordinati in modo preciso in funzione dell’informazione che si intende ottenere. Pertanto lo stato di una popolazione non viene definito in termini assoluti ma, sulla base della consistenza e rappresentatività del campione raccolto, in termini relativi nei confronti delle popolazioni generalmente più prossime dal punto di vista geografico.

Un database consistente e ordinato consente inoltre di estrarre l’informazione più importante, che è la tendenza della popolazione nei confronti delle tendenze delle popolazioni vicine. Questo è possibile in due modi: il primo –più preciso– che necessita la raccolta di campioni nell’arco di diversi anni, il secondo –solitamente meno preciso– che prevede lo studio differenziato per classi d’età all’interno del campione raccolto in un unico momento. È evidente che nel secondo caso occorre disporre di un campione molto consistente ed è per questo che nei progetti di studio e ricerca che non comprendono almeno un triennio di campionamenti occorre che vengano raccolti e quindi analizzati molti campioni. Questo generalmente non è sufficiente ad escludere difficoltà non irrilevanti soprattutto in fase di integrazione dei dati, per esempio quando devono essere confrontati dati morfometrici tra individui di classe d’età e classe fenotipica differente in presenza di modelli di accrescimento allometrico non ben definiti per una determinata area e popolazione di salmonidi.

Trattamento ed analisi dei dati

I dati fenotipici, morfometrici e genetici (nucleari e mitocondriali) vengono trattati in due modi distinti e successivi, il primo singolarmente per tipologia del dato, ossia fenotipica, morfometrica e genetica e il secondo integrato considerando globalmente tutte le informazioni. La modalità secondo cui le diverse informazioni vengono integrate è frutto di diversi anni di esperienza e studio. In linea di massima, comunque, nei primi stadi di sviluppo (uovo, larva) si utilizza esclusivamente l’informazione genetica, fino al completamento del primo anno di età. Successivamente e progressivamente viene inserita anche l’informazione morfometrica e quindi quella fenotipica della colorazione di opercolo e livrea fino allo stadio di subadulto.

Nell’adulto l’informazione fenotipico-morfometrica e quella genetica assumono lo stesso peso con l’inserimento della variante legata al dimorfismo sessuale nell’età in cui questo effetto diventa manifesto (Fig. 2). Esistono delle eccezioni che sono state opportunamente calibrate nei casi particolari in cui, per esempio, devono essere poste a confronto popolazioni dei corsi d’acqua naturali e quelle “artificiali” prodotte e cresciute in allevamento. È evidente che in questi casi l’informazione morfometrica cede il passo a quella fenotipica e a quella genetica in quanto l’ambiente, in questo caso di esempio, influisce in modo determinante sullo sviluppo della forma del corpo e produce delle differenze che, pur essendo oggettivamente osservabili, possono regredire modificando l’ambiente o trasferendo i soggetti dall’ambiente artificiale a quello naturale o viceversa. I risultati delle elaborazioni, sia in



Fig. 2. L'integrazione dei dati cromatici della livrea, morfometrici e genetici, viene fatta tenendo conto dell'età e delle dimensioni dei soggetti campionati. In campioni di subadulto l'informazione genetica e quella fenotipica e morfometrica assumono lo stesso peso relativo. Nei soggetti adulti, dove esiste il dimorfismo sessuale, l'informazione morfometrica deve tener conto del sesso dei riproduttori. Nei campioni di giovani di trota le differenze a livello cromatico della livrea e morfometrico sono poco consistenti; pertanto, nell'integrazione dei dati, assume maggior peso l'informazione genetica che, a differenza di quella morfometrica e fenotipica, rimane inalterata nell'individuo per tutta la vita.

forma integrata che non, scaturiscono da una serie di confronti statistici effettuati sui dati di tipo uni e multi-variati. I modelli sviluppati sono di notevole complessità e ancora in fase di rifinitura, tuttavia possono essere chiaramente indicati i principi su cui si basano sia le metodiche di elaborazione quanto quelle interpretative.

Per quanto riguarda i dati fenotipici, dal protocollo di classificazione e di valutazione/quantificazione del fenotipo si ottiene attualmente ancora un dato di tipo qualitativo in quanto dall'elaborazione delle immagini è ancora difficile ottenere dati quantitativi precisi non condizionati dalla qualità fotografica dell'immagine stessa. Si sta lavorando per ottenere una più precisa quantificazione dei caratteri cromatici della livrea e dell'opercolo che siano indipendenti dalla qualità fotografica e, soprattutto, perfettamente ripetibili mediante un protocollo standard di analisi d'immagine.

I dati morfometrici devono essere trattati preliminarmente per risolvere problemi di tipo posturale dell'animale ripreso, ma l'utilizzo di un preciso protocollo di ripresa video ha consentito negli ultimi anni di superare anche questo tipo di ostacolo. Il dato morfometrico presenta però un altro tipo di problema, quello di essere fortemente legato allo stadio di sviluppo dell'animale e condizionato dalle caratteristiche ambientali in cui l'animale è cresciuto. Se questo rappresenta sicuramente una importante sorgente di variazione che può essere quantificata, può anche rappresentare una fonte di variabilità fuorviante se non corretta-

mente gestita nel momento in cui i dati devono essere interpretati. Per la maggior parte degli ambienti e per quasi tutte le tipologie fenotipiche nell'areale in cui sono presenti la Trota marmorata e la fario (tutta la gamma degli "ibridi" intermedi) sono stati costruiti modelli standard di accrescimento allometrico sui quali vengono confrontati i caratteri morfometrici dei soggetti studiati. Quanto anzidetto serve a capire i motivi per cui l'interpretazione dei dati morfometrici richiede un approccio statistico e, quindi, un numero congruo di dati raccolti, solitamente molto elevato.

I dati genetici sono quelli solitamente maggiormente trattati da diversi gruppi di ricerca nello studio delle popolazioni di Salmonidi ed anche quelli maggiormente discussi, in quanto pare possano anche portare ad interpretazioni differenti a seconda del campione raccolto e delle metodologie di analisi utilizzate per produrre i dati grezzi. Per quanto riguarda i dati ottenuti dalle analisi del DNA mitocondriale, solitamente della regione di controllo (D-loop), non esistono molti dubbi in campo interpretativo, in quanto è riconosciuto il limite informativo determinato dall'eredità matrilineare del genotipo mitocondriale che consente di rilevare l'introggressione genetica e di stimarne la tendenza nel tempo senza permettere però di quantificarla in modo preciso. In alcuni casi il DNA mitocondriale è anche in grado di mettere in chiara evidenza la transfaunazione di ceppi di Trota marmorata tra bacini diversi. Diverso è invece il caso del trattamento dei dati nucleari, so-

prattutto se caratterizzati da elevato polimorfismo. Per stabilire se due popolazioni di trota sono o meno differenziate dal punto di vista genetico, i dati ottenuti dalle analisi vengono utilizzati per la stima di distanze genetiche mediante estimatori che dovrebbero essere applicati in assenza di violazione di alcuni assunti quali l'equilibrio di H-W e l'esclusione di *Linkage disequilibrium* tra i loci ma soprattutto sempre riferiti a popolazioni ideali. Proprio la differenza, talvolta enorme, esistente tra una popolazione ideale ed il campione tratto da una popolazione di Salmonidi in un corso d'acqua in cui vi sono immissioni di individui di allevamento, ibridazione non sempre bidirezionale, migrazione, spostamenti consistenti in termini di numero di soggetti e di distanza percorsa, attività di pesca selettiva, ripopolamenti e transfaunazioni eseguiti fino a tempi recenti, ma anche molti altri fattori, può produrre risultati che non riflettono la reale situazione di una popolazione, mascherare le reali ed originarie differenze esistenti tra due popolazioni poste a confronto o metterle in evidenza di artificiali quando non sono presenti o non erano presenti in origine.

Una volta individuate e stimate le differenze tra popolazioni o campioni di studio, il problema maggiore si pone in termini interpretativi. L'approccio utilizzato è quello di:

- verificare preliminarmente la rappresentatività del campione raccolto. Secondo la nostra esperienza, la mancanza di rappresentatività—spesso erroneamente data per scontata— rappresenta il fattore che maggiormente costringe ad usare il condizionale quando si espongono i risultati e formulano interpretazioni. Questo aspetto, nel caso dello studio delle popolazioni soggette ad ibridazione, riguarda in particolar modo i dati genetici che, molto spesso, vengono ottenuti da campioni raccolti nell'ambito di un solo campionamento effettuato da personale diverso, aggiungendo pertanto la soggettività nella classificazione dei pesci catturati;
- stabilire, sulla base dei dati disponibili e di come sono strutturati, il modello di integrazione dei dati fenotipici, morfometrici e genetici più opportuno e conservativo per effettuare il confronto tra i diversi campioni raccolti. Per la corretta elaborazione statistica può essere necessario raggruppare i dati, perdendo così livelli di variabilità anche preziosi dal punto di vista interpretativo su cui poter effettuare confronti e rilevare differenze. Per esempio, l'esiguità numerica del campione può rendere necessario eseguire i confronti non tra 9 classi fenotipiche intermedie fra la Trota fario e la marmorata, ma solo tra 5 o anche solo tra 3 classi (es.: marmorata, ibrido e fario), negando così la possibilità stessa di rilevare il grado di corrispondenza tra fenotipo, morfotipo e genotipo che è un'informazione importantissima per interpretare correttamente i risultati. In altri casi può essere necessario raggruppare tutte le classi d'età nel medesimo campione fenotipico, perdendo la possibilità di verificare se negli ultimi anni la tendenza della popolazione è di aumentare l'ibridazione oppure se il grado di purezza è in fase di recupero. È anche chiaro che il risultato ottenuto dal confronto tra campioni disomogenei risulta artificioso o poco informativo; per esempio, se si confronta un campione ben strutturato per classi fenotipiche e classi d'età con uno mal strutturato, costringendo al raggruppamento dei dati per effettuare il confronto statistico, è quasi certo che le differenze realmente presenti saranno praticamente non evidenziabili;
- portare in evidenza le differenze. Molto spesso le differenze tra le popolazioni, importanti dal punto di vista gestionale, hanno un orientamento diverso e meno riduttivo di quello che può essere rilevato dall'applicazione di uno studio genetico sugli indici di fissazione tra popolazioni, eterozigosità o la presenza di alleli fissati. L'argomento è molto complesso, ma si ritiene utile presentare e discutere nella sezione successiva almeno un esempio reale a titolo esplicativo per far comprendere l'importanza che riveste il modo in cui vengono elaborati i dati sulla valutazione a finalità gestionale e conservazionistica dello stato delle popolazioni;
- multidisciplinarietà ed integrazione dei dati. Sperimentando per diversi anni su una popolazione ibrida prodotta artificialmente sotto controllo genetico in ambiente naturale si è potuto verificare, da un lato, le modalità secondo cui fenotipo, morfologia e genotipo possono essere correlati e, dall'altro, il significato delle situazioni in cui, diversamente, vi è mancanza di correlazione tra questi diversi approcci valutativi riguardo le differenze tra soggetti, campioni o popolazioni. Il risultato delle nostre esperienze conferma di anno in anno quanto sia indispensabile utilizzare un approccio multidisciplinare nello studio delle popolazioni soggette ad ibridazione; ciò è stato recentemente provato anche dalle esperienze dei colleghi francesi che hanno utilizzato il medesimo approccio nello studio dell'ibridazione tra la Trota fario di ceppo mediterraneo e quella di ceppo atlantico nell'alta Savoia francese (CAUDRON *et al.*, 2006). L'utilizzo di tipologie diverse di valutazione della variabilità tra popolazioni—proprio per il fatto di non essere sempre necessariamente correlate tra loro— fornisce informazioni di importanza determinante proprio sotto il profilo gestionale. Inoltre rappresenta uno strumento indispensabile per la corretta valutazione delle "popolazioni" degli allevamenti, in cui alle difficoltà di una conduzione precisa e puntuale degli impianti vi è da

aggiungere l'intervento dell'uomo mirato al miglioramento fenotipico, al "reinsanguamento" con selvatici e all'incremento della produttività che, per la nostra esperienza, quasi sempre portano a creare degli "artifici" che, sulla base dei soli dati delle analisi genetiche interpretati in maniera classica, conducono a conclusioni imprecise (anche ammesso che in un allevamento vi siano le condizioni per poter applicare in modo ineccepibile gli strumenti di analisi ed interpretazione dei dati utilizzati nella genetica di popolazione classica);

- verificare nuovi strumenti investigativi. Il progresso mette a disposizione sempre nuove metodiche e nuovi strumenti di analisi, non solo biomolecolare, che devono essere verificati su strumenti che già forniscono indicazioni ripetibili e solide quando applicate in contesti ben conosciuti. Alcune tecniche possono fornire non solo indicazioni accessorie e di supporto, ma anche proporre nuove possibilità applicative che devono, però, essere poste al vaglio di confronto con gli strumenti noti in quanto a livello analitico possono anche essere prodotte o mascherate delle differenze per artefatto, scarsa ripetibilità o incostante sensibilità del metodo di analisi.
- riconoscere la sorgente di variabilità o di mascheramento delle differenze. Si tratta del nodo cruciale nel campo dello studio con finalità conservazionistica delle popolazioni naturali gestite e per la formulazione di opportune strategie gestionali. Nel nostro approccio di studio e di interpretazione, dopo aver definito gli strumenti di indagine multidisciplinare adeguati ed aver portato in evidenza le differenze presenti, si procede ad individuare e poi discernere le sorgenti di variabilità naturali presenti in origine da quelli artificiali determinati dall'intervento umano. Volendo ridurre all'estrema sintesi la procedura che porta alla formulazione di indicazioni gestionali, nei preliminari interventi di studio si vanno a caratterizzare lo stato e la tendenza delle popolazioni soggette ad ibridazione, quindi si individuano le deviazioni determinate dall'uomo che rappresentano un'insidia per la conservazione del ceppo autoctono. Successivamente, nelle proposte gestionali, si definiscono le linee strategiche di intervento per rimuovere le aberrazioni prodotte in passato, impedire la progressione in futuro e mettere le popolazioni naturali nelle condizioni di poter recuperare uno stato pregresso e di potersi auto-mantenere. Per ottenere tale scopo, oltre ad essere necessario un approccio multidisciplinare, non è ovviamente sufficiente disporre di un campione analogo a quello comunemente analizzato per lo studio della struttura genetica di popolazioni. Sono necessari, infatti, campionamenti distribuiti nel tempo e nello spazio, estesi a tutte le categorie degli

"ibridi" e comprensivi di campioni raccolti dai soggetti immessi che possono determinare ibridazione. Il metodo necessita successivamente della definizione del più probabile quadro fenotipico-morfometrico-genetico presente prima dell'intervento dell'uomo. Questo è possibile disponendo di un esaustivo e ricco database che consenta di contestualizzare le popolazioni nell'area di studio in una più ampia. Tale quadro risulta il più delle volte supposto sulla base di ragionevoli ipotesi non in contrasto con la logica del progressivo differenziamento tra le popolazioni in relazione alla rispettiva distanza idrografica e la presenza di sbarramenti o aree che riducono il flusso migratorio tra una popolazione e l'altra, ciò che in termini più tecnici viene definito riduzione del flusso genico tra popolazioni. Definito il quadro ipotetico più probabile, si valutano le differenze rispetto al quadro presente, sia a livello globale che specifico, utilizzando distanze relative adimensionali e rapportate al quadro generale di una più ampia area che comprende l'area di studio.

- individuare le più probabili cause responsabili dell'attuale quadro deviato rispetto a quello supposto originario, a livello globale e poi a livello specifico. Sulla base della struttura naturale del bacino idrografico, tenuto conto delle modificazioni successivamente apportate quali la presenza di sbarramenti e di regimazioni regolate dei flussi, nonché delle potenzialità autoconservative delle popolazioni residue, si definisce un piano globale strategico di mantenimento, recupero e di una eventuale ricostituzione delle popolazioni presenti.
- formulare i suggerimenti gestionali specifici a livello di micro-area finalizzati alla conservazione delle forme autoctone e dei ceppi presenti in origine. Questo viene fatto sulla base del piano generale a livello di macro-area (bacino o più bacini compresi all'interno di un territorio riferibile ad una sola unità di gestione), tenuto conto delle dimensioni e della struttura delle aree vocate, della presenza di stazioni ittiogeniche (incubatoi di valle o impianti ittici) e delle loro potenzialità produttive ma anche delle esigenze di pesca,

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'esperienza di questo gruppo di ricerca è stata fatta su popolazioni naturali di *Salmo trutta* dell'arco alpino attraverso buona parte dell'areale di distribuzione della Trota marmorata nell'ambito di collaborazioni in diversi progetti molti dei quali a finalità applicativa. Campioni sono stati raccolti in una decina d'anni di studio nei bacini idrografici e lacustri del Piemonte e Valle d'Aosta, Lombardia, Trentino e Veneto. Sono stati utilizzati anche i dati ricavati da un campione

gentilmente concesso dall'Ente Tutela Pesca della Regione Friuli Venezia-Giulia, raccolto presso i propri impianti di produzione a marmorata. Campioni di trota provenienti dal bacino dell'Isonzo sono stati gentilmente forniti anche da colleghi sloveni; inoltre, sono stati raccolti molti campioni in allevamenti di trota distribuiti su tutto l'areale della Trota marmorata.

La classificazione su base visiva preliminare basata su un numero non troppo esiguo di classi fenotipiche intermedie tra la Trota marmorata e la Trota fario risulta di importanza determinante, in quanto consente di verificare se esiste linearità tra i risultati ottenuti dalle analisi fenotipiche, morfometriche e genetiche. A parte pochissimi casi in ambiente naturale, in cui si è verificato a posteriori che la popolazione studiata nel corso d'acqua era supportata da immissioni di materiale ittico prodotto in allevamento (FORNERIS e LUCARDA, 2006), generalmente la presenza di discrepanza tra l'informazione genetica e quella fenotipica si trova nello studio dei campioni raccolti negli impianti di allevamento. La comparsa di fenotipi piuttosto diversi dai fenotipi parentali, con livrea non mista tra quella di marmorata e quella di fario, ma spesso a mosaico, cioè con una parte del corpo a fenotipo marmorata e un'altra parte a fenotipo fario, è un fenomeno ben conosciuto e riferito da diversi operatori che si sono occupati di riproduzione artificiale di Trota marmorata in impianti a ciclo chiuso o semi-chiuso. Pur non essendo possibile dare una spiegazione supportata da riscontri scientifici riguardo il fenomeno descritto, nella nostra esperienza tali evidenze non si sono mai verificate in ambienti naturali in cui vi è naturale ibridazione tra le due semispecie ed assenza di immissioni, portandoci a concludere che quando si verifica tale condizione in un campione tratto da un corso d'acqua naturale è molto probabile che la popolazione sia soggetta a ripopolamenti con Trota marmorata prodotta in allevamenti. È quindi molto probabile che l'osservazione di tale evento sia legata all'attività di semplice selezione fenotipica operata tra i riproduttori che non sono stati sottoposti ad appropriata selezione su base integrata (fenotipica e genetica).

In studi morfometrici eseguiti su campioni appartenenti a popolazioni naturali, le curve di accrescimento allometrico degli individui classificati "ibridi" sulla base dei caratteri cromatici della livrea, risultavano intermedie a quelle delle due forme pure, *S.t.trutta* e *S.t.marmoratus*, per tutte le variabili studiate (LUCARDA *et al.*, 2004). Questo evidente riscontro non è stato confermato nello studio di campioni provenienti da "popolazioni" di allevamento. In individui adulti mantenuti in vasche di allevamento ed alimentati artificialmente, in quanto utilizzati come riproduttori nelle campagne ittiogeniche per i fiumi Tagliamento e Isonzo, si

è riscontrato che il corpo assume una forma che maggiormente si avvicina a quella della Trota fario, fenomeno presente, seppur in modo meno marcato, anche in pesci catturati in tratti di corso d'acqua ad alveo canalizzato. È possibile che l'ambiente artificiale, il tipo di alimentazione, la sovra densità come altre condizioni "artificiali" costituiscano fattori di selezione contro una forma del corpo più adatta a vivere negli ambienti naturali e selvatici, dove agisce la sola selezione naturale. È importante sottolineare che la selezione sui fenotipi effettuata in allevamento potrebbe accompagnarsi ad una selezione sui genotipi, a favore di quelli più "domestici" magari presenti per precedenti introgressioni con la Trota fario allevata e a scapito di quelli selvatici adattativi. Tale situazione potrebbe portare alla perdita dei caratteri di rusticità che sono prerogative degli animali selvatici che sopravvivono alla selezione naturale.

Nonostante esistano evidenze che un perseverante e ben controllato lavoro di ripopolamento delle acque naturali, partendo da materiale prodotto in allevamento a ciclo chiuso o semi-chiuso ed associato a misure restrittive della pesca, sia in grado negli anni di portare alla ricostituzione delle popolazioni selvatiche (BATTISTELLA e PIZZUL, 2003; ZIDARIC, 2003), in diverse altre situazioni piuttosto simili si sono osservati risultati controversi. Le soluzioni alternative sono gli incubatoi di valle (FORNERIS *et al.*, 1988, 1990), possibilmente associati ad ampie vasche naturalizzate o a corsi d'acqua confinati dove poter mantenere un piccolo parco riproduttori a bassa densità e ad alimentazione naturale. Con la riproduzione artificiale di individui selezionati e muniti di marcatura di riconoscimento individuale, in incubatoio di valle è possibile supplire alla mancanza dei siti di frega ed effettuare gli opportuni incroci tra individui selezionati, ovviando al problema dell'ibridazione con la Trota fario che avverrebbe in natura quando quest'ultima viene immessa a scopo di pesca sportiva. Il ripopolamento diretto dei corsi d'acqua o l'accrescimento in aree controllate partendo da avanzotti a sacco vitellino riassorbito consente di rilasciare in ambiente animali che non hanno avuto l'imprinting del mangime artificiale e che, nella nostra esperienza sperimentale, presentano una fitness in ambiente naturale, tra il primo e il secondo anno d'età, superiore di 37,4 volte rispetto a quelli cresciuti in vasche di allevamento e alimentati artificialmente (dati non pubblicati). Oltretutto nelle nostre esperienze l'incubatoio di valle è una struttura che può essere avviata con investimenti irrisori, consentendo una produttività impareggiabile in rapporto ai costi di esercizio. Inoltre, cosa non di poco conto, l'incubatoio di valle – a differenza degli impianti a ciclo chiuso – non presenta problematiche particolari di gestione del parco riproduttori legate alle restrizioni

richieste dalle recenti normative sanitarie (COSTANZI, 2003; GENTILI, 2003).

Anche nello studio delle differenze tra popolazioni naturali o selvatiche si è potuto constatare come sia imprescindibile la suddivisione dei soggetti campionati in classi fenotipiche distinte secondo criteri oggettivi e un protocollo di classificazione ben definito. A livello morfometrico emerge chiaramente che le differenze tra le diverse classi morfologiche intermedie aumentano se i campioni sono tratti da popolazioni di trota di bacini idrografici diversi, rivelando cioè un differenziamento morfologico su base idrografica analogamente a quanto avviene per quello a livello genetico nucleare.

In merito alla consistenza numerica del campione da raccogliere per avere informazioni corrette, nella nostra esperienza si è verificato che è necessario un campione vario e molto numeroso. In rarissimi casi, analizzando un sottocampione scelto in modalità random tra quelli raccolti, si giungeva a conclusioni uguali a quelle ottenute analizzando il campione completo. Importantissima non è solo la consistenza numerica globale, ma come è distribuita tra le diverse categorie fenotipiche intermedie, cioè quelle degli "ibridi".

Anche quando si deve caratterizzare un campione tratto da una generazione di riproduzione in allevamento, derivata da un pool di riproduttori, è molto più informativo ai fini dell'impostazione del criterio di selezione, raccogliere ed analizzare un campione costituito da pochi individui di tutte le categorie fenotipiche piuttosto che un elevato campione tratto in modo casuale tra i soggetti. È cioè molto più importante riuscire a definire in modo preciso la relazione esistente tra fenotipo espresso e genotipo degli individui, piuttosto che poter determinare in modo preciso le frequenze alleliche presenti.

Occorre tener presente che, ai fini della conservazione della maggior purezza del ceppo allevato, la selezione va fatta sullo stock dei riproduttori che sono la sola vera e unica sorgente della variabilità presente nella progenie, sia essa endogena naturale o esogena per la presenza di soggetti provenienti da altri distretti geografici o portatori di genotipo esotico della Trota fario per ibridazione.

Si è provato più volte a rielaborare dati genetici prodotti in modo preciso, ma senza una corretta attribuzione fenotipica del campione, con il risultato di non riuscire a far emergere minimamente un'evidenza che, invece, compare molto chiara solo analizzando i dati con le informazioni fenotipiche disponibili. Nella quasi totalità dei casi in cui viene richiesto lo studio dello status delle popolazioni selvatiche con finalità gestionali, la raccolta seriale dei campioni è certamente quella che fornisce l'informazione più completa. Innanzitutto perché nei corsi d'acqua maggiori il cam-

pionamento effettuato in un singolo momento può facilmente non essere rappresentativo e, in secondo luogo, perché non è possibile individuare in modo corretto la tendenza della popolazione.

In passato è capitato di studiare la popolazione di un corso d'acqua che transita attraverso due province diverse che attuano due indirizzi gestionali diversi. Inizialmente le popolazioni di Trota marmorata e di ibrido delle due province erano ad uno stato di ibridazione molto simile e potevano essere considerate un'unica popolazione, anche se, proprio per una diversa gestione della pesca, vi era una differente presenza di Trota fario, dato accessorio di tipo ecologico emerso in fase di campionamento. A distanza di diversi anni le popolazioni di Trota marmorata, pur mantenendo una base comune, sono risultate piuttosto diverse dal punto di vista sia genetico che morfologico: nella popolazione con maggior consistenza di Trota fario si osservava chiaramente un aumento dell'ibridazione, mentre nell'altra si osservava la comparsa di nuovi genotipi introgressi di Trota marmorata, caratteristici di altri bacini, verosimilmente presenti per immissione. È quindi evidente che, per poter formulare le corrette indicazioni gestionali ai fini della conservazione delle popolazioni originariamente presenti, è indispensabile avere anche dati accessori a quelli genetici, quali –nel caso della Trota fario e della Trota marmorata– la struttura ecologica delle popolazioni ed i rapporti numerici esistenti tra le due semispecie. Nello studio delle popolazioni e per la formulazione di corrette indicazioni gestionali, è indispensabile l'integrazione delle informazioni morfometriche e genetiche con quelle ottenute dalle piramidi dei numeri dei soggetti, riferite alla struttura di popolazione per classi d'età e distinte per ogni semispecie e categoria fenotipica intermedia. In altri termini è necessario integrare gli studi ecologici di dinamica di popolazione con quelli genetici e morfometrici. È ben chiara nell'esperienza dell'ittologo-ecologo, soprattutto negli ecosistemi acquatici di maggior complessità, la discrepanza che sovente emerge tra la dinamica di una popolazione ittica rilevata a seguito di un monitoraggio pluriennale e quella supposta sulla base della struttura di popolazione rilevata al primo campionamento. Questo è dovuto tanto alle peculiarità biologiche e riproduttive dei Salmonidi quanto a fattori imponderabili, oltre ai ben conosciuti fattori legati alla rappresentatività del campionamento.

Per l'ittologo-ecologo-genetista-morfologo sono presenti gli stessi problemi a livelli di complessità interpretativa, ovviamente proporzionati, in quanto la disponibilità di molti dati richiede investimenti notevoli, tempi lunghi e costi elevati. Eliminando alcune competenze e riducendo le quantità di input si semplificherebbe alquanto il lavoro ottenendo risultati molto spesso

solidi ed apparentemente convincenti, come quando si trattano solo i dati genetici e li si processa secondo i canoni classici della genetica della popolazione. Le misure di distanza genetica e gli indici di fissazione, l'eterozigotità, il polimorfismo allelico, i loci "diagnostici" e i "private alleles" tanto usati dai genetisti per definire se e quanto campioni più o meno rappresentativi di popolazioni divergono, nella nostra esperienza applicata potrebbero essere correttamente impiegati in un numero di casi molto esiguo, ma soprattutto possono anche condurre ad erronee conclusioni se non viene attentamente valutato il contesto interpretativo.

Il nostro gruppo si è orientato su formulazioni statistico-matematiche che integrano dati di origine diversa, calibrate anche mediante prove empiriche e validate su prove sperimentali ed applicate. Questo approccio prescinde da qualsiasi ordine di grandezza dei valori di distanza e consente di effettuare valutazioni sempre e solo in termini relativi senza stabilire a priori valori soglia di tipo arbitrario. In ogni caso, nella nostra esperienza, solo monitorando di continuo o verificando a distanza di anni l'evoluzione della popolazione, è possibile capire quali erano i complessi fattori di cui si doveva necessariamente tener conto per interpretare in modo corretto i dati genetici.

Negli ultimi anni, disponendo di database sempre più consistenti, si sta valutando la possibilità di mettere in relazione la colinearità delle informazioni che derivano dai dati fenotipici, genetici e morfometrici con il grado di influenza dell'uomo sulle popolazioni di Salmonidi. È stato infatti osservato che nelle popolazioni protette ed indisturbate, seppur ibridate, in poche generazioni si stabilisce una relazione piuttosto solida tra dati ecologici, genetici, morfometrici e fenotipici, fenomeno che invece non accade nelle popolazioni sottoposte ad immissioni, ripopolamento e tanto meno nelle "popolazioni" di allevamento. Sembra quindi che le popolazioni di Salmonidi maggiormente disturbate dalla presenza antropica presentino una maggior discrepanza tra i dati e le indicazioni fornite dalle diverse discipline di studio. Anche questa evidenza potrebbe avere interessanti sviluppi futuri, soprattutto nell'ambito interpretativo dei dati per la definizione delle strategie manageriali da proporre agli enti di gestione.

In merito all'importanza di portare correttamente in evidenza le differenze tra popolazioni, di poter distinguere quelle di origine naturale da quelle di origine artificiale e di giungere ad una corretta interpretazione dei dati, si riporta un esempio pratico, realizzato su campo.

In un importante corso d'acqua, a seguito della costruzione di uno sbarramento invalicabile si era determinata di fatto la presenza di due popolazioni di trota separate. Pur essendo presente ibridazione storica con

la Trota fario, le due popolazioni di Trota marmorata si presentavano differenziate solamente sotto il profilo delle frequenze alleliche, una differenza che dal punto di vista gestionale potrebbe anche non essere ritenuta di particolare importanza a livello di uno stesso bacino, se simili sono anche la tipologia ed il grado di introgressione con la semispecie alloctona. In seguito, le due popolazioni sono state soggette ad immissioni ed ibridazioni con trote di ceppo diverso. Le semplici analisi genetiche hanno evidenziato un cospicuo differenziamento tra le due popolazioni, nelle quali risultavano oltretutto presenti alleli fissati, rispettivamente provenienti dai due diversi ceppi di trota immessi, situazione che avrebbe indotto qualunque genetista a formulare un certo tipo di suggerimento gestionale. Una analisi approfondita su un numero elevato di campioni, non solo di Trota marmorata ma anche dei soggetti introdotti, strutturati per classe fenotipica e per classe d'età, integrando dati genetici con quelli fenotipici e soprattutto morfometrici, ha consentito di comprendere il meccanismo che stava alla base dell'artificiale differenziamento tra le due popolazioni, di riconoscere la componente esogena di differenziamento e quindi di formulare il provvedimento gestionale più opportuno. Questo è risultato però totalmente diverso da quello che sarebbe stato inizialmente proposto sulla base delle sole analisi genetiche effettuate su di un campione pur cospicuo ma non adeguatamente rappresentativo e soprattutto privo di informazioni complementari quali quelle fenotipiche e morfometriche. Ciò precludeva quindi la possibilità di comprendere lo stato derivato delle due popolazioni.

Analogamente gli stessi principi valgono per situazioni opposte in cui, di fronte ad uno stato di ibridazione profonda e protratta da diversi anni, il destino gestionale di popolazioni diverse in origine deve essere mantenuto distinto, sebbene si configuri una situazione di artificiale carenza di differenze a livello genetico e morfologico determinate da ibridazione con lo stesso ceppo di trota immesso in vaste aree e quantità elevate. Questa situazione è molto comune nelle popolazioni selvatiche di Trota marmorata a causa delle consistenti immissioni di Trota fario di allevamento effettuate da molti anni per la pesca sportiva.

L'esempio proposto indica anche quanto i cosiddetti "loci genetici diagnostici" perdano quasi totalmente il loro significato nel caso di studio delle popolazioni selvatiche interessate da ibridazione, così come il significato di "allele fissato", in quanto è invece molto più importante ai fini conservazionistici e gestionali riconoscere e saper ben distinguere le differenze che erano presenti naturalmente in origine da quelle prodotte in modo artificiale per immissioni e transfaunazioni operate dall'uomo. La gestione a finalità conser-

vazionistica ha proprio lo scopo di ostacolare la progressione dell'ibridazione in atto nelle popolazioni selvatiche e di conservare e recuperare le popolazioni originarie, non quelle attualmente presenti che – in molti casi – sono il risultato di un insieme di individui a diverso grado di ibridazione, quindi non sempre totalmente e uniformemente ibridato proprio in conseguenza alle immissioni che, diversamente da quanto solitamente ritenuto dagli enti di gestione, sono di difficile controllo sia in termini quantitativi sia, soprattutto, qualitativi.

Per avere informazioni utili alla gestione delle popolazioni soggette ad ibridazione, nella maggior parte dei casi i soli dati genetici non sono sufficienti per la corretta comprensione dello status di una popolazione e del contesto in cui si trova, soprattutto se i dati non consentono di riconoscere e distinguere la componente di variabilità naturale da quella artificiale prodotta da immissioni e transfaunazioni. Ciò è possibile, spesso solamente in parte e talvolta associato ad elevato grado di incertezza, solo disponendo di ampi database estesi all'areale distributivo delle specie in studio e comprensivi della caratterizzazione di molti allevamenti che producono materiale da immissione nelle acque pubbliche, con la possibilità quindi di effettuare un gran numero di confronti e test di assegnazione sulla base di modelli predittivi che hanno una base statistica.

Si sta cercando di definire l'ipotetico e più probabile quadro distributivo dei morfo-genotipi per tutto l'areale della Trota marmorata. Per la definizione del quadro ipotetico a livello particolare sono necessari lo studio e l'analisi di un numero ingente di dati, nonché un lavoro di elaborazione molto impegnativo. Si ritiene questo tipo di approccio uno strumento indispensabile per poter correttamente confrontare le singole situazioni studiate con il quadro presunto e poter così stimare il grado di deviazione delle popolazioni selvatiche reali. Inoltre può consentire di ottenere una più chiara dimensione degli effetti della transfaunazione che, in alcuni casi, hanno prodotto differenze macroscopiche rispetto a quelle che è in grado di produrre la natura per mezzo dell'evoluzione.

Una volta individuate le cause delle deviazioni artificiali delle popolazioni dal quadro ipotetico atteso, i suggerimenti gestionali conseguono direttamente, in quanto constano di azioni che tendono a riportare le popolazioni vicine alla situazione ideale supposta sulla base di considerazioni che tengono conto delle dinamiche demografiche dei Salmonidi, delle caratteristiche dei bacini idrografici e delle distanze geografiche. Gli indirizzi su cui operare a livello specifico locale, vengono invece suggeriti tenendo conto degli obiettivi conservazionistici definiti a livello generale (solitamente di bacino), sulla base della situazione delle popola-

zioni circostanti, delle potenzialità produttive degli impianti di valle o di allevamento disponibili, ma soprattutto sulla base della struttura del bacino idrografico di competenza territoriale dell'ente.

Per meglio chiarire il concetto, quando vengono rilevate differenze non autogene tra popolazioni selvatiche anche a livello microgeografico, come nel caso di introggressione di genotipi estranei di Trota marmorata o di Trota fario di allevamento, si devono identificare unità distinte di gestione non per il fatto che in questi distinti contesti devono essere conservate le differenze esistenti, ma bensì per il fatto che queste distinte popolazioni selvatiche richiedono interventi gestionali diversi nelle modalità, nei tempi e negli obiettivi.

A titolo di esempio pratico, se sono presenti due aree di un fiume separate da una diga in cui a monte è presente una situazione fortemente introggressa con genotipi di Trota marmorata provenienti da altri bacini mentre a valle tale condizione non è presente, è importante che tale situazione non venga preservata come potrebbe suggerire il genetista sprovveduto, per il semplice fatto che esistono delle oggettive differenze. Il quadro complessivo deve invece essere correttamente compreso e devono essere indicate due linee di intervento distinte, che portino la situazione a monte della diga ad essere il più possibile circoscritta, mentre la popolazione di Trota marmorata a valle deve essere posta nelle condizioni di incrementare numericamente e qualitativamente in modo rapido, per fornire soggetti da traslocare per la ricostruzione della popolazione originaria anche nella zona a monte.

Una gestione invece impostata sulla conservazione della situazione evidenziata, porterebbe a far aumentare le dimensioni del problema, ripresentandolo a distanza di tempo con maggiori difficoltà di soluzione. Al contrario, una gestione che ritiene di non dover tener conto di tali differenze porterebbe nel tempo al mescolamento tra le popolazioni a monte e quella a valle della diga, producendo una irrecuperabile perdita del ceppo originariamente presente in entrambe le aree. Queste pertanto non possono essere considerate gestioni a finalità conservazionistica; il problema di fondo rimane sempre quello della corretta comprensione dell'origine delle differenze evidenziate negli studi.

È principalmente per questo motivo che sovente si suggerisce con insistenza di intervenire rapidamente sulle situazioni deviate, in quanto con il tempo e dopo diverse generazioni di incrocio che produce il mescolamento genetico, le situazioni diventano difficilmente ripristinabili. Per far comprendere la natura del mescolamento genetico si è fatto ricorso all'esempio del mescolamento tra vini tipici locali: ogni zona geografica ha il proprio vino D.O.C. così come ogni bacino ha la propria Trota marmorata D.O.C.; una volta che i

vini come le trote sono state mescolati diventa impossibile tornare a separare ed apprezzarne la differente essenza originaria.

Sulla base dell'esperienza, però, per certi aspetti quasi inspiegabilmente ma sfortunatamente non in tutti i casi, le popolazioni autoctone selvatiche presentano capacità di recupero che possono essere ben superiori a quelle attese. Ciò spiegherebbe anche il fatto per cui, a fronte di decenni di immissioni massive di Trota fario, la Trota marmorata non sia ancora scomparsa. Questo potrebbe significare che fortunatamente solo una minima parte degli sforzi di immissione ha successo. Sono però stati osservati casi in cui le semine anche di materiale ittico alloctono hanno avuto un forte successo, soprattutto nei piccoli torrenti in cui si è continuato a praticare le immissioni per diversi anni ed in contesti limitati in cui si è potuto raccogliere un dato descrittivo robusto. Questo dovrebbe valere anche per le semine di Trota marmorata prodotta in allevamento ed alimentata artificialmente, fatto che è stato ampiamente verificato in diversi nostri studi (dati non ancora pubblicati). È anche per questo motivo che nei suggerimenti gestionali si propongono sempre, salvo rare eccezioni, le semine degli avannotti prima che inizino ad essere alimentati artificialmente, si sconsiglia l'alimentazione artificiale dei riproduttori e si propone con entusiasmo l'incubatoio di valle in alternativa agli impianti a ciclo chiuso.

Sulla base delle nostre esperienze, in attesa che maturi una differente cultura della pesca, si rileva ancora uno scollamento piuttosto profondo tra esigenze politiche di gestione della fauna ittica ed esigenze conservazionistiche. Anni di forzata convivenza sulle stesse acque di queste esigenze diverse hanno prodotto un diffuso malcontento tra i pescatori e la progressiva degenerazione delle popolazioni autoctone. Anche se negli ultimissimi anni alcune popolazioni hanno mostrato una buona ripresa numerica, la maggior parte delle popolazioni presenta una diffusa e progressiva perdita dell'originaria identità morfologico-genetica che, in molti casi, potrebbe anche essere già irrecuperabile.

In linea generale pare pertanto molto più proficuo suddividere le aree di competenza in modo netto tra quelle destinate alla pesca e quelle maggiormente vocate alla protezione delle forme autoctone in cui si effettua una gestione ai soli fini protezionistici. Questo può consentire di recuperare e mantenere l'originalità delle popolazioni autoctone almeno a livello di bacino, quando in realtà in diversi casi e per la complessità degli stessi, sarebbe invece opportuno salvaguardare la diversità a livello di frazioni dello stesso, quindi di sottobacino, come sicuramente nel caso dello Stura, del Pellice, della Dora, del Ticino, del Sarca, dell'Adige, del Brenta, del Piave e molto probabilmente anche in

altri casi. Questa strategia consentirebbe sicuramente di rallentare il processo introgressivo da parte di genotipi alloctoni (Trota fario di immissione) e da parte di quelli non originari (Trota marmorata di bacini idrografici diversi) consentendo inoltre di disporre in futuro delle popolazioni originali conservate con cui ripopolare i tratti precedentemente sfruttati ai soli fini della pesca. Progressivamente, a mano a mano che evolverà la cultura della pesca e dell'ambiente, si dovrebbe rendere possibile il recupero delle popolazioni originali di Trota marmorata, anche in termini numerici e su aree sempre più vaste dove in origine era l'unico salmonide presente.

CONCLUSIONI

Metodi di studio ed interpretativi dei dati finalizzati alla gestione devono essere principalmente rivolti a riconoscere e quantificare quanto a livello di ecosistema, di comunità, di popolazione, a livello fenotipico e genetico, è riconducibile alla manipolazione dell'uomo e quanto invece prodotto dall'evoluzione naturale. Questa posizione sarebbe certamente discutibile, se si considerasse l'uomo anch'esso organismo e quindi parte integrante dell'ambiente e con la possibilità di influenzare con la sua presenza l'evoluzione degli ecosistemi antropizzati. Si tratta solo se accettare o meno il compromesso della ecocompatibilità, cioè se agire sull'ambiente in modo da rispettare il principio secondo cui sarebbe necessario lasciare alle generazioni successive la stessa situazione che è stata lasciata dalle generazioni precedenti, cercando magari nel contempo di comprenderla prima di averla distrutta o irreversibilmente modificata.

Allo stato delle attuali conoscenze si ritiene di non aver motivo di dubitare che vi siano state valide ragioni di tipo ecologico e idrogeologico a determinare la presenza di popolazioni geneticamente strutturate nei Salmonidi autoctoni. Si ritiene anche che le modificazioni ambientali antropiche (dighe, sbarramenti, briglie, invasi artificiali, canalizzazioni, rettifiche e spianature) abbiano interferito con la naturale dinamica di differenziamento tra le popolazioni, in alcuni casi rallentandone il processo (canalizzazioni, by-pass, ecc) in altri casi accelerandolo (dighe e sbarramenti artificiali).

L'attuale stato di differenziamento tra le popolazioni, però, è solo in parte attribuibile a queste cause, perché molto più determinanti e deleterie sono state le transfaunazioni per la gestione della pesca, prima fra tutte l'immissione di Trota fario e poi il trasferimento di Trota marmorata tra bacini diversi. Entrambi questi fenomeni hanno determinato un confondersi della differenza non solo a livello genetico ma anche a livello fenotipico. Occorre capire che quando si effettua una

immissione che produce ibridazione, la popolazione risultante non solo sarà più vicina a quella da cui sono stati presi i pesci immessi, ma risulterà anche più lontana dalla popolazione di origine.

Le significative differenze fra popolazioni di Trota marmorata dei diversi distretti idrografici, evidenziate in recenti studi dalle finalità applicative e gestionali in tutte le regioni dell'areale distributivo, danno maggior forza e significato alle differenze già riscontrate sia a livello genetico (LUCARDA, 1999; SIMONATO, 2001) che morfologico e meristico (MARTINI, 2000), e dovrebbero essere tenute in considerazione nei piani di gestione e conservazione dei patrimoni ittici autoctoni.

L'esistenza di differenze apprezzabili, siano esse frutto di un isolamento tra le diverse popolazioni o degli effetti della selezione naturale e dell'adattamento all'ambiente, rappresenta di per sé motivo sufficiente perché debbano essere mantenute e conservate, soprattutto alla luce del fatto che l'attuale livello di comprensione dei fenomeni biologici ha dei limiti determinati da disponibilità strumentali e che in futuro potrebbero essere superati. Per certi versi sorprende che le differenze siano ancora apprezzabili nonostante le pratiche di transfaunazione di ceppi di Trota marmorata tra diversi fiumi e diversi bacini che dissipano queste

diversità, continuino ad essere eseguite con sprovveduta disinvoltura. Dovrebbe essere ormai risaputo che nel materiale ittico destinato alle immissioni, per errore o meno, vi è un alto rischio che sia contenuto ben altro di quanto si crede, producendo così espansione del fenomeno dell'ibridazione e omogeneizzazione delle diversità originariamente presenti, minando inoltre le potenzialità autoconservative delle forme autoctone.

L'estrema sintesi della gestione ai fini protezionistici è quella che indirizza al mantenimento e potenziamento delle situazioni ben conservate e alla circoscrizione o rimozione delle situazioni create artificialmente che rappresentano un'insidia alla conservazione delle popolazioni d'origine e della biodiversità. Infatti, come più volte dimostrato con mezzi, conoscenze e tecnologie che consentono di monitorare in modo efficiente dinamiche anche complesse, la conservazione della biodiversità naturale mantenendo sotto controllo la diversità artificiale non sono attività sempre compatibili, soprattutto se insistono sulla medesima area. Le situazioni di forzata convivenza e di compromesso tendono a sfuggire di mano o riescono solo a posporre i problemi, ripresentandoli a distanza di tempo in uno stato di ulteriore degrado e talvolta già in stato di irrimediabile compromissione.

BIBLIOGRAFIA

- ANGER B., BERNATCHEZ L., 1997. Complex evolution of a salmonid microsatellite locus and its consequences in inferring allelic divergence from size information. *Mol. Bio. Evol.*, **14** (3): 230-238.
- APOSTOLIDIS A.P., KARAKOUSIS Y., TRIANTAPHYLIDIS C., 1996. Genetic differentiation and phylogenetic relationship among Greek brown trout (*Salmo trutta* L.) populations as revealed by RFLP analysis of PCR amplified mitochondrial DNA segments. *Heredity*, **77**: 608-618.
- APOSTOLIDIS A.P., TRIANTAPHYLIDIS C., KOUVATSI A., ECONOMIDIS P.S., 1997. Mitochondrial DNA sequence variation and phylogeography among *Salmo trutta* L. (Greek Brown trout) populations. *Molecular Ecology*, **6**: 531-542.
- AVISE J. C., ARNOLD J., BALL R. M., BERMINGHAM E., LAMB T., NEIGEL J. E., REEB C. A., SAUNDERS N. C. 1987. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematic. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **18**: 489-522.
- ARGENTON F., BARGELLONI L., PATARNELLO T., COLOMBO L., BORTOLUSSI M., 1992. Risk of introgressive hybridization between *fario* and *marmoratus* morphs of *Salmo trutta* in north-eastern Italy as evidenced by mitochondrial DNA analysis. *Riv. Ital. Acquacoltura*, **27**: 119-126.
- BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1992. Applicazione della tecnica elettroforetica per uno studio sulle vitellogenine di *Salmo trutta fario* e *Salmo trutta marmoratus*. *Atti 4° Convegno A.I.I.A.D.*: 399-404.
- BATTISTELLA S., PIZZUL E., 2003. Indagini genetiche su *Salmo trutta marmoratus* (Cuvier, 1817) a supporto delle popolazioni naturali: risultati sulla distribuzione nel Friuli-Venezia Giulia. In: *Atti Convegno Rovereto Salmonidi Alpini: Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti*: 47-56.
- BERMINGHAM E., AVISE J.C., 1986. Molecular zoogeography of freshwater fishes in the Southern United States. *Genetics*, **113**: 939-966.
- BERNATCHEZ L., OSINOV A., 1995. Genetic diversity of trout (genus *Salmo*) from its most eastern native range based on mitochondrial DNA and nuclear gene variation. *Molecular Ecology*, **4**: 285-297.
- BERNATCHEZ L., GUYOMARD R., BONHOMME F., 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*, **1**: 161-173.
- BERNATCHEZ L., 2001. The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*, **55** (2): 351-379.
- BERNATCHEZ L., DODSON J.J., 1991. Phylogeographic structure in mitochondrial DNA of the lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in North America and its relationship to

- Pleistocene glaciations. *Evolution*, **45**: 1016–1035.
- BERREBI P., POVZ M., JESENSEK D., CATTANEO-BERREBI G., CRIVELLI A.J., 2000. The genetic diversity of native, stocked and hybrid population of marble trout in the Soa River, Slovenia. *Heredity*, **85**: 277-287.
- BILLINGTON N., HEBERT P.D. 1991. Mitochondrial DNA diversity in fishes and its implications for introductions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**: 80-94.
- BONIVENTO P., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1997. Selezione di una popolazione pura di trota marmorata mediante studi biochimici e genetici. *Quaderni E.T.P.*, **26**: 1-14.
- BUDA-DANCEVICH M., PARADISI S., SILLANI L., SPECCHI M., 1982. Osservazioni preliminari sulla distribuzione di alcune specie ittiche del Friuli-Venezia Giulia. *Quaderni Ente Tutela Pesca, Udine, Riv. Limnol.*, **5**, 24 pp.
- CAMPTON D.E., 1987. Natural Hybridisation and Introgression in Fishes. In: Ryman N, Utter F. (eds.) *Population Genetics and Fisheries Management*, University of Washington Press, Seattle: 161-192.
- CAUDRON A., CHAMPIGNEULLE A., LARGE A., 2006. Etats et caractéristiques des populations autochtones de truite commune identifiées en Haute-Savoie et qualité globale des milieux. In: *Identification sauvegarde et réhabilitation des populations de truites autochtones en Vallée d'Aoste et en Haute-Savoie. Rapport final*. AA.VV.; 55-117.
- CELEGATO B., 1999. *Utilizzo dei marcatori microsatelliti nello studio della genetica di popolazione di Salmo trutta L. a livello micrografico*. Tesi di laurea in Scienze Biologiche. Università di Padova.
- COSTANZI C., 2003. Ripopolamento delle acque pubbliche: disposizioni sanitarie. In: Atti Convegno Rovereto *Salmonidi Alpini: Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti*: 57-64.
- DELLING B., CRIVELLI A.J., RUBIN J.F., BERREBI P., 2000. Morphological variation in hybrids between *Salmo marmoratus* and alien *Salmo* species in the Volarja stream, Soa River basin, Slovenia. *Journal of fish Biology*, **57**: 1199-1212.
- D'ISEP E., 2001. *Utilizzazione dell'analisi d'immagine per lo studio morfometrico di Salmo trutta trutta, Salmo trutta marmoratus (Cuvier, 1817) e del loro ibrido in ambiente naturale*. Tesi di laurea in Scienze Forestali ed Ambientali, Università di Padova, a.a.2000-2001.
- DOROFEEVA E.A., VUKOVIC T., SERATLIC D., 1991. Osteological features of the endemic balkan marble trout, *Salmo marmoratus* Cuv. (Salmonidae). *Journal of Ichthyology*, **31**: 113-121.
- ESTOUP A., ROUSSET F., MICHALAKIS Y., CORNUET J.M., ADRIAMANGA M., GUYOMARD R., 1998. Comparative analysis of microsatellite and allozyme markers: a case study investigating microgeographic differentiation in brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology*, **7**: 339-353.
- ESTOUP A., SOLIGNAC M., HARRY M., CORNUET J., 1993. Characterization of (GT)(n) and (CT)(n) microsatellites in two insect species: *Apis mellifera* and *Bombus terrestris*. *Nucleic Acids Research*, **21** (6): 1427-1431.
- FORNERIS G., PALMEGIANO G.B., ALESSIO G., 1988. Sperimentazione per unità produttive molecolari di allevamento per il recupero e la conservazione di specie autoctone –*Salmo trutta* e *Salmo marmoratus*– in provincia di Torino. *Ambiente e risorse*, **2**: 39-42.
- FORNERIS G., BADINO G., LODI E., 1990. Carta ittica relativa al territorio della regione piemontese. Regione Piemonte. Vol. **I**: 153-180.
- FORNERIS G., LUCARDA A.N., 2006. Caratteristiche genetiche delle popolazioni di trota in Valle d'Aosta. In: *Individualizzazione salvaguardia e riabilitazione delle popolazioni di trota autoctone in Valle d'Aosta e in Alta Savoia*. AA. VV.: 163-185.
- GARCIA-MARIN J.D., PLA C. 1996. Origins and relationships of native populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Heredity*, **77**: 313-323.
- GENTILI G., 2003. Problemi e prospettive del controllo sanitario rispetto alle esigenze di tutela dei salmonidi autoctoni. In: Atti Convegno Rovereto *Salmonidi Alpini: Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti*: 65-74.
- GIUFFRA E., BERNATCHEZ L., GUYOMARD R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding genes sequences variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* from northern Italy. *MOLECULAR ECOLOGY*, **3**: 161-171.
- GIUFFRA E., GUYOMARD R., FORNERIS G., 1996. Phylogenetic relationships and introgression patterns between incipient parapatric species of Italian brown trout (*Salmo trutta* L. complex). *Molecular Ecology*, **5**: 207-220.
- GRIDELLI E., 1935. Le trote della Venezia Giulia. *Note Ist. Biol. Marina Rovigno*, **16**, 10 pp.
- GRIDELLI E., 1936. I pesci d'acqua dolce della Venezia Giulia. *Boll. Soc. Adriat. St. Nat.*, **35**: 7-140.
- KARAKOUSIS Y., TRIANTAPHYLIDIS C.D., 1988. Genetic relationship among three Greek brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, **35**: 279-285.
- KARAKOUSIS Y., TRIANTAPHYLIDIS C., 1990. Genetic structure and differentiation among Greek brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. *Heredity*, **64**: 297-304.
- LUCARDA A.N., 1994. *Osservazioni sulla biologia, ecologia e distribuzione di Salmo (trutta) marmoratus (Cuvier, 1817) nel Fiume Brenta*. Tesi di laurea in Scienze Biologiche. Università di Padova.
- LUCARDA A.N., 1999. *Studio della genetica di popolazione di Salmo (trutta) marmoratus (Cuvier, 1817)*. Tesi di Dottorato di Ricerca. Università di Bologna.
- LUCARDA A.N., BARGELLONI L., PATARNELLO T., 1999. Caratterizzazione genetica di popolazioni di *Salmo (trutta) marmoratus* (Cuvier, 1817) mediante l'uso di marcatori genetici nucleari: risultati preliminari. *Quaderni ETP*, **28**: 1-5.
- LUCARDA A.N., FORNERIS G., PATARNELLO T., PASCALE M., 2000. Studio di genetica di popolazione della trota marmorata, trota fario e dei fenotipi ibridi nel bacino del fiume Pellice (Piemonte, Italia). *Quaderni ETP*, **29**: 13-22.
- LUCARDA A.N., D'ISEP E., FORNERIS G., 2004. Utilizzo dell'analisi d'immagine per uno studio morfometrico su *Salmo trutta trutta, Salmo trutta marmoratus* e sul loro "ibrido". *Biologia Ambientale*, **18** (1): 167-180.
- LUCARDA A.N., 2006. Atlante fotografico dei fenotipi delle

- trote del reticolo della Valle d'Aosta. Note Tecniche. In: *Individuazione, salvaguardia e riabilitazione delle popolazioni di trota autoctone in Valle d'Aosta e in Alta Savoia*. AA. VV.: 263-270.
- MARTINI M., 2000. *Caratterizzazione morfometrica e meristica di Salmo trutta marmoratus, Salmo trutta trutta e del loro ibrido naturale*. Tesi di laurea in Medicina Veterinaria. Università di Padova.
- MERANER A., BARIC S., PELSTER B., DALLA VIA J., 2007. Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia*, **579**: 337-349.
- NADALIN G., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1999. Considerazioni preliminari di DNA nucleare come merker genetico per la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*). *J. Freshwater Biol., Quaderni E.T.P.*, **28**: 13-16, 1999.
- NADALIN G., ANDREON M., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 2000. Random Amplified Polymorphic DNA as a genetic marker to characterize a Salmonidae group. *J. Freshwater Biol., Quaderni E.T.P.*, **29**: 13-16.
- NADALIN G., ANDREON M., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 2001. Random Amplified Polymorphic DNA come tecnica per la caratterizzazione di un gruppo di salmonidi. *J. Freshwater Biol., Quaderni E.T.P.*, **30**: 1-3.
- PANEBIANCO D., 2005. *Utilizzo dell'analisi d'immagine per lo studio della variabilità morfologica in popolazioni naturali di Salmo trutta marmoratus (Cuvier, 1817)*. Tesi di laurea in Scienze Naturali, Università di Torino, a.a. 2004-2005.
- POMINI F.P., 1939. Studi sullo sviluppo delle trote italiane. Stadi larvali e primi stadi postlarvali della trota del Piave. *Arch. Zool. Ital.*, **27**: 407-428.
- POMINI F.P., 1940a. Il problema biologico dei *Salmo*. *Arch. Zool. Ital.*, **28**: 421-481.
- POMINI F.P., 1940b. La livrea delle trote ed il reale significato del loro polimorfismo. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat.*, **79**: 69-84.
- PRESA P., KRIEG F., ESTOUP A., GUYOMARD R., 1994. Diversity and genetic management of brown trout: analysis of the polymorphism of allozymic and microsatellite loci. *Genetic Selection Evolution*, **26**: 183-202.
- PRESA P., GUYOMARD R., 1996. Conservation of microsatellites in three species of salmonids. *Journal of Fish Biology*, **49**, 1326-1329.
- SALVIATI S., MARCONATO E., MAIO G., MARCONATO A., LUCARDA N. A., 2000. Studio sulla popolazione di trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) del fiume Brenta in Provincia di Vicenza. *Natura Vicentina*, **4**: 49-68.
- SANZ N., CORTEY M., PLA C., GARCIA-MARIN J.L., 2006. Hatchery introgression blurs ancient hybridization between brown trout (*Salmo trutta*) lineages as indicated by complementary allozymes and mtDNA markers. *Biological Conservation*, **130**: 278-289.
- SIMONATO M., 2001. *Studio della variabilità genetica mitocondriale in popolazioni italiane di Salmo trutta*. Tesi di laurea in Scienze Biologiche. Università di Padova.
- SLATKIN M., 1995. A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics*, **139**: 457-462.
- ZIDARIC B., 2003. L'esperienza slovena di allevamento e ripopolamento per la tutela attiva delle popolazioni di trota marmorata. In: *Atti Convegno Rovereto Salmonidi Alpini: Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti*: 75-82.

L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia

Annamaria Nocita^{1*}, Sergio Zerunian²

¹ Museo di Storia Naturale, Università degli Studi di Firenze, Via Romana 17 – 50125 Firenze

² Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci – 04010 Maenza (LT)

* Referente per la corrispondenza: nocita@unifi.it ; a.nocita@passaggiperpesci.it

Riassunto

Il ritmo con cui specie aliene di pesci d'acqua dolce stanno invadendo l'Italia è in aumento, e molte specie indigene subiscono per questo conseguenze negative. Il problema non è limitato alle specie esotiche, poiché è rilevante anche il fenomeno della transfaunazione di specie indigene all'interno del territorio nazionale. Esistono infatti in Italia due regioni ittiogeografiche e i pesci oggetto di transfaunazione, alcuni dei quali endemici nel nostro paese, devono essere considerati invasivi come le specie esotiche. In Italia centrale ci sono due casi ben noti: la competizione tra *Rutilus rubilio* (indigeno) e *Rutilus erythrophthalmus*; quella tra *Gobius nigricans* (indigeno) e *Padogobius martensii*.

Per i pesci esotici la situazione nelle regioni settentrionali è abbastanza ben conosciuta, con 38 specie attualmente censite, di cui più del 50% naturalizzate. Per quanto riguarda le altre regioni, ci sono decisamente meno informazioni; il quadro è in rapida trasformazione per la capacità di molti alieni di colonizzare con successo fiumi e laghi in breve tempo.

Scopo di questa nota è fare il punto della situazione attuale in Italia, con qualche elemento di novità per le regioni centrali e meridionali; ciò rappresenta un primo passo verso l'attivazione di un auspicabile programma nazionale sulle specie aliene nel nostro Paese.

PAROLE CHIAVE: pesci d'acqua dolce / Italia / specie aliene / transfaunazioni

Alien fish fauna in Italian rivers and lakes

The rate to which alien freshwater fishes are invading Italian water courses is increasing and many native species are showing signs of suffering. The problem is limited not only to exotic fishes, but also transfaunation of indigenous species inside the national territory is relevant. In fact, in Italy there are two main ichthyogeographic regions and these fishes, some of them are endemic, must be considered invasive like the exotic ones.

In Central Italy, there are two well studied cases: the competition between *Rutilus rubilio* (native) and *Rutilus erythrophthalmus*, and between *Gobius nigricans* (native) and *Padogobius martensii*.

For exotic fishes, the situation in the North of the country is quite well known with 38 species (more than 50% is naturalized). There is much less information on the other areas where alien fishes have sometimes become successfully established over wide areas in a short time.

The aim of this work is to assess the present situation in Italy, with a particular interest to the Centre and to the South, and it is the first step of a national program on alien species in our country.

KEY WORDS: freshwater fishes / Italy / alien species / transfaunation

L'ittiofauna d'acqua dolce indigena in Italia si compone, considerando l'insieme dei Ciclostomi e dei Pesci Ossei, di 48 taxa (vedi ZERUNIAN, 2004). A questi si aggiungono da diversi secoli specie aliene: il primo pesce non indigeno che ha costituito popolazioni vitali in acque libere è stato la Carpa, *Cyprinus carpio*, anche

se è piuttosto difficile stabilire l'epoca in cui questa si è naturalizzata (HOFFMAN, 1994); la specie era sicuramente presente sul territorio italiano nel XVI secolo (BIANCO e KETMEIER, 2001). Dopo di essa il Carassio dorato, *Carassius auratus*, ha fatto la sua comparsa nel XVII secolo (WELCOMME, 1988). Le due specie, en-

Tab. I. Le specie ittiche aliene nelle acque dolci italiane. In neretto sono indicate le specie naturalizzate che presentano un'ampia distribuzione nel nostro paese. Con l'asterisco sono evidenziate le specie che non sembrano in grado di costituire popolazioni vitali nelle nostre acque dolci. Nella colonna "Distribuzione" c'è un riferimento alle regioni italiane dove la specie è presente: N, regioni del nord; C, regioni del centro; S, regioni del sud; I, regioni insulari. Nell'ultima colonna è indicato il motivo dell'immissione: 1= commerciale; 2= pesca sportiva e professionale; 3= lotta e controllo biologico; 4= accidentale.

CLASSE, ORDINE, Famiglia, <i>Genere e Specie</i>	Distribuzione	Immissione
OSTEICHTHYES		
ACIPENSERIFORMES		
Acipenseridae		
<i>Acipenser transmontanus</i> Richardson, 1836*	N	1
ANGUILLIFORMES		
Anguillidae		
<i>Anguilla rostrata</i> (Lesueur, 1817)*	N	1
CYPRINIFORMES		
Cyprinidae		
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	2, 4
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	2, 4
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	2, 4
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	1
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	N / C / S / I	1
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	N	2, 4
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	N / C / S / I	1, 2
<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	N / C	4
<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)	N / C	4
<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Valenciennes, 1844)*	N / C	1, 2, 3
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)*	N / C	1, 2, 3
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1836)*	N / C	1, 2, 3
<i>Pachychilon pictum</i> (Heckel e Kner, 1858)	N	4
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	N	2, 4
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	C	2, 4
<i>Barbus graellsii</i> Steindachner, 1866	C	4
Cobitidae		
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	N	4
SILURIFORMES		
Siluridae		
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	N / C	2, 4
Ictaluridae		
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	N / C / S / I	2, 4
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)*	N	2, 4
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	N / C	2, 4
Claridae		
<i>Clarias gariepinus</i> , Burchell 1822 *	N / C	2, 4
SALMONIFORMES		
Salmonidae		
<i>Salmo (trutta) trutta</i> Linnaeus, 1758 (ceppo atlant.)	N / C / S / I	1, 2
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	N	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)*	N / C / S / I	1, 2
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (Walbaum, 1792)*	N	1, 2
<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	N / C / S	1, 2
<i>Coregonus oxyrhynchus</i> (Linnaeus, 1758)	N	1, 2
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758) (ceppo danub.)	N	2
ATHERINIFORMES		
Atherinidae		
<i>Odontheistes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	C	1, 2
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae		
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	N / C / S / I	3
PERCIFORMES		
Percidae		
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	1, 2
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	N / C	4
Centrarchidae		
<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	N / C / S / I	1, 2
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	N / C / S / I	4
Cichlidae		
<i>Oreochromis niloticus</i> Greenwood, 1960	N	4

trambe originarie dell'Asia, sono oggi ampiamente diffuse nel territorio italiano. Nel 1897 nel Nord Italia, in località imprecisata, è stata la volta di *Micropterus salmoides*, e nel 1900, nel Lago di Comabbio, di *Lepomis gibbosus* (TORTONESE, 1975; WELCOMME, 1988); entrambe le specie sono originarie del Nord America. All'inizio del secolo scorso è poi stato introdotto il Pesce gatto, *Ameiurus melas*, anch'esso del Nord America, e intorno alla metà del Novecento, nell'Adda, il Siluro europeo, *Silurus glanis* (MANFREDI, 1957).

Negli ultimi 25 anni l'aumento del numero di alieni nelle nostre acque è cresciuto notevolmente, e oggi le specie ittiche provenienti da altri paesi sono 38 (Tab. I). Il fenomeno è stato più volte descritto e aggiornato nel corso degli anni (BIANCO, 1990; GANDOLFI *et al.*, 1991; GANDOLFI e ZERUNIAN, 1993; ZERUNIAN, 1998, 2002, 2003) soprattutto per quanto riguarda le regioni settentrionali e, in parte, di quelle centrali; tuttavia mancavano fino ad oggi dati certi sulle regioni meridionali e sulle isole maggiori, che vengono riportati nella tabella I. Tra le più recenti immissioni che hanno dato origine a popolazioni naturalizzate in Italia settentrionale c'è *Aspius aspius*, di cui si hanno notizie a partire dal 2000. Per quanto riguarda l'Italia centrale, *Blicca bjoerkna* e *Rhodeus sericeus* sono stati catturati nel 2004 nel bacino del Fiume Arno nei pressi di Firenze (NOCITA, 2007); si tratta della prima segnalazione per queste due specie in un tributario del Mar Tirreno. Nel medesimo bacino sono stati catturati, e sono ormai certamente naturalizzati da quasi 10 anni, *Ictalurus punctatus* e *S. glanis* (NOCITA, 2002).

tus e *S. glanis* (NOCITA, 2002).

Oltre all'immissione di pesci alieni, in Italia è presente il fenomeno della transfaunazione: specie originariamente distribuite in alcune aree del territorio na-



Fig. 1. In relazione alla distribuzione dei pesci d'acqua dolce, in Italia possono essere riconosciute due distinte regioni zoogeografiche: la Regione Padana e la Regione Italico-peninsulare (da ZERUNIAN, 2002).

Tab. II. Specie oggetto di transfaunazione in Italia. Nella colonna "Area di origine": **PR**, Regione Padana; **IPR**, Regione Italico-peninsulare (vedi Fig. 1). Nella seconda colonna è riportato un riferimento geografico all'area di immissione (vedi didascalia Tab. I). Nella terza colonna è indicato il motivo dell'immissione (vedi didascalia Tab. I).

Genere e Specie	Area d'origine	Distribuzione	Immissione
<i>Rutilus pigus</i>	PR	C	2
<i>Rutilus rubilio</i>	IPR	N/I	4
<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	PR	C/S	4
<i>Alburnus alburnus alborella</i>	PR	C/S	2, 4
<i>Chondrostoma soetta</i>	PR	C	2
<i>Chondrostoma genei</i>	PR	C	4
<i>Gobio gobio</i>	PR	C	4
<i>Barbus meridionalis caninus</i>	PR	C	4
<i>Sabanejewia larvata</i>	PR	C	4
<i>Thymallus thymallus</i>	PR	C	2
<i>Perca fluviatilis</i>	PR	C/S/I	2
<i>Pomatoschistus canestrini</i>	PR	C/S	4
<i>Knipowitschia panizzae</i>	PR	C	4
<i>Padogobius martensii</i>	PR	C	4
<i>Gobius nigriscans</i>	IPR	C	4

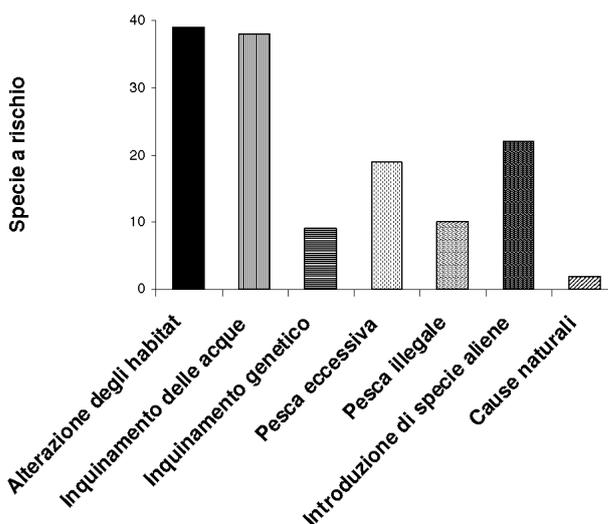


Fig. 2. Incidenza delle diverse cause di minaccia per i pesci d'acqua dolce italiani. L'introduzione di specie aliene è una delle principali, dopo l'alterazione degli habitat, l'inquinamento delle acque e la pesca. In molti casi per una specie concorrono diversi tipi di minacce (da ZERUNIAN, 2002, aggiornato).

zionale che sono state immesse, quasi sempre accidentalmente, in altre aree appartenenti a regioni ittiogeografiche diverse. L'Italia infatti presenta una situazione particolare per quanto riguarda la biogeografia dei pesci d'acqua dolce: il territorio nazionale può essere suddiviso in due distinte regioni, la Regione Padana e la Regione Italico-peninsulare (Fig. 1). Complessivamente le specie transfaunate sono 14, tra cui alcuni endemiti (Tab. II). Questi taxa devono essere considerati alieni a tutti gli effetti e producono seri problemi alle specie indigene. Accenniamo a due dei casi studiati.

Il primo caso riguarda i Ciprinidi *Rutilus rubilio*, indigeno nella Regione Italico-peninsulare, e *Rutilus erythrophthalmus*, originario della Regione Padana e immesso accidentalmente a partire dagli anni '20 del Novecento in alcuni bacini dell'Italia centrale e meridionale. Negli ambienti lacustri, come ad esempio il Lago di Bracciano, e nei tratti dei corsi d'acqua dove la corrente è meno veloce, la specie aliena ha soppiantato quella indigena (ZERUNIAN, 1984).

Il secondo caso riguarda i Gobidi *Gobius nigricans*, indigeno nell'Italia centrale tirrenica, e *Padogobius martensii*, originario della Regione Padana e immesso accidentalmente a partire dagli anni '80 del Novecento in alcuni corsi d'acqua del Lazio e della Toscana

(ZERUNIAN e GANDOLFI, 1986; NOCITA, 2002). Nel Fiume Amaseno, ad esempio, in pochi anni dall'immissione la specie aliena ha colonizzato il tratto a monte dove vive *G. nigricans*, producendo la sua forte rarefazione probabilmente perché più territoriale e aggressiva (ZERUNIAN e TADDEI, 1996).

I Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia sono minacciati da varie attività antropiche. L'analisi del fenomeno, compiuta e aggiornata negli ultimi anni (ZERUNIAN, 1998, 2002, 2006), ha evidenziato le principali cause di minaccia: alterazioni degli habitat, inquinamento delle acque, pesca condotta in modo eccessivo o illegale, introduzione di specie aliene, inquinamento genetico (Fig. 2). Nel Piano d'azione generale per conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani (ZERUNIAN, 2003), viene individuata una serie di azioni capaci di contrastare e mitigare le cause di minaccia.

Questa prima descrizione del fenomeno delle specie aliene e transfaunanti rappresenta la base di un programma di ricerca che dovrebbe essere concretizzato con il supporto del Ministero dell'Ambiente. La conoscenza degli alieni, e l'individuazione di misure di controllo dei loro effetti negativi sulla biodiversità, rientrano infatti nelle finalità della Direttiva Habitat 92/42/CE.

BIBLIOGRAFIA

- BIANCO P.G., 1990. Vanishing freshwater fish in Italy. *Journ. Fish Biol.*, **37** (Suppl. A): 235-237.
- BIANCO P.G., KETMEIER V., 2001. Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. *Journ. Fish Biol.*, **59** (Suppl. A): 190-208.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Min. Ambiente / Ist. Poligr. e Zecca dello Stato, Roma. XVI+616 pp.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1993. Pesci delle acque interne italiane. *Acc. Naz. Lincei, Contr. Centro Linceo Interdisc. "B. Segre"*, **86**: 163-187.
- HOFFMAN R.C., 1994. Remains and verbal evidence of carp (*Cyprinus carpio*) in medieval Europe. In: W. Van Neer (ed.). Fish Remains Working Group. *Annales du Musée Royale de l'Afrique Centrale, Sciences Zoologiques*, Tervuren, **274**: 139-150.
- MANFREDI P., 1957. Cattura di un *Silurus glanis* nell'Adda presso Lecco. *Natura*, **48**: 28-30.
- NOCITA A., 2002. *Carta ittica della Provincia di Firenze*. Prov. Firenze, Ass. Agric. Caccia e Pesca - Mus. St. Nat., Univ. Firenze, Sez. Zool. "La Specola", 260 pp.
- NOCITA A., 2007. La fauna ittica del bacino dell'Arno. *Biol. Ambientale*, **21** (2): 97-105 (in questa monografia).
- TORTONESE E., 1975. *Ostheichthyes II*. Fauna d'Italia vol. XI. Calderini ed., Bologna, XVIII+636 pp.
- WELCOMME R.L., 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fish. Tech. Pap. n° 294, 318 pp.
- ZERUNIAN S., 1984. Il problema sistematico dei *Rutilus* italiani (Pisces, Cyprinidae). *Boll. Mus. civ. St. nat. Verona*, **11**: 217-236.
- ZERUNIAN S., 1998. Pesci d'acqua dolce. In: Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (eds.). *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma, 210 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*. Min. Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, Quad. Cons. Natura n° **17**, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Min. Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, Quad. Cons. Natura n° **20**, 257 pp. + CD.
- ZERUNIAN S., 2006. I Pesci d'acqua dolce d'Italia: un grande patrimonio di biodiversità che rischia di scomparire. In: Fraissinet M. e Petretti F. (eds.). *Salvati dall'Arca*. A. Perdisa ed., Ozzano Emilia: 611-630.
- ZERUNIAN S., GANDOLFI G., 1986. Considerazioni sui Gobidi d'acqua dolce presenti nel basso Lazio (Pisces, Gobiidae). *Riv. Idrobiol.*, **25**: 69-80.
- ZERUNIAN S., TADDEI A.R., 1996. Competizione tra specie indigene e specie introdotte: il Ghiozzo di ruscello e il Ghiozzo padano nel Fiume Amaseno (Osteichthyes, Gobiidae). *Atti VI Conv. naz. A.I.I.A.D.*, Varese Ligure: 443-450.

La fauna ittica del bacino dell'Arno

Annamaria Nocita

Museo di Storia Naturale, Università degli Studi di Firenze, Via Romana 17 – 50125 Firenze; nocita@unifi.it; a.nocita@passaggiiperpeschi.it

Riassunto

La fauna ittica attuale del bacino dell'Arno è in gran parte composta da specie aliene, mentre quelle indigene sembrano in contrazione, ad eccezione di *Leuciscus cephalus*, che ben si adatta a condizioni estreme ed evidentemente alla competizione più spinta. Alcune notizie storiche ci permettono di ricostruire quale fosse lo scenario in passato ed anche di fare un'ipotesi su quelle che potrebbero essere le cause che possono aver promosso un cambiamento anche radicale. L'attuale e recente normativa vigente in Toscana che considera la gestione e la tutela della fauna ittica non promuove poi un miglioramento delle condizioni, offrendo anche segnali negativi in fatto di rispetto delle specie ittiche tipiche di queste acque.

PAROLE CHIAVE: pesci d'acqua dolce / bacino dell'Arno / specie indigene e aliene / cambiamenti ambientali

Fishes of Arno River

The freshwater fishes of Arno watershed are mostly alien species, and the native ones appear to be suffering, except *Leuciscus cephalus* which is well adapted to hard condition and, clearly, to the most strong competition. Some historical data give us the chance to investigate the background and to formulate some hypothesis about the causes which have led to this change. The actual and recent Tuscan rules on fishery and freshwater fishes conservation don't try at all to improve their condition, giving negative signal for the respect of freshwater species typical of these courses.

KEY WORDS: freshwater fishes / Arno watershed / alien and native species/ habitat changes

INTRODUZIONE

Il bacino dell'Arno possiede un territorio piuttosto composito con presenza di ambienti diversificati, dalla complessa idrografia e una certa varietà geologica e climatica. Il risultato è una quantità di ambienti diversi, ovviamente colonizzato da tante specie ittiche con diverse caratteristiche ecologiche. Alcune di esse sono totalmente o quasi totalmente scomparse, come lo Storione e le lamprede, ed altre si sono estremamente rarefatte, come il Ghiozzo dell'Arno, in gran parte a causa del disturbo antropico. In contrasto, una serie piuttosto preoccupante di nuove specie si è stanziata nei corsi d'acqua di questo bacino, in particolare negli ultimi anni. Le tracce di queste specie, sia autoctone che alloctone, sono state

ritrovate grazie a documenti storici, segnalazioni verbali e, soprattutto, grazie ai reperti conservati nel Museo di Storia Naturale di Firenze. La normativa vigente in Toscana contrappone una delle più conservative leggi a tutela della biodiversità (L.R.T. 56/2000) e in particolare delle specie autoctone, a leggi e regolamenti di pesca piuttosto "permissivi" in fatto di approccio con le specie alloctone.

È pur vero che in alcuni casi un certo impoverimento della fauna ittica autoctona si deve probabilmente imputare anche ai cambiamenti climatici, che è possibile ipotizzare anche solo grazie all'ossevazione dei dati pluviometrici relativi all'area, riferiti al presente e a quaranta anni fa.

MATERIALI E METODI

Sono stati utilizzati i dati relativi alle presenze/assenze e, ove disponibili, anche quelle di abbondanza, delle specie di tutto il bacino dell'Arno. Si tratta per lo più di dati pubblicati in forma di Carta Ittica provinciale o di studi relativi ad aree specifiche dalla fine degli anni Novanta al presente, come quella della Provincia di Siena, di Firenze, di Pistoia, di Arezzo e lo studio riguardante le specie protette della Provincia di Prato, integrati con dati inediti dell'autrice raccolti a mezzo di elettropesca nel corso di due progetti di ricerca ("Ricerca sull'ittiofauna del Padule di Fucecchio" del 2004, ed "Estensione all'interno del bacino del Fiume Arno del calcolo del Deflusso Minimo Vitale su base biologica (BioDeMiv)" del biennio 2006-2007), entrambi commissionati al Museo di Storia Naturale di Firenze rispettivamente dal Centro R.D.P. Padule di Fucecchio e dall'Autorità di Bacino del Fiume Arno.

A questi sono stati affiancati i dati riguardanti le principali caratteristiche geografiche, geologiche, idrografiche, idrologiche e climatiche del bacino considerato (fonte dei dati: Autorità di Bacino del Fiume Arno).

Area di studio

Il bacino dell'Arno, da un punto di vista amministrativo, si trova per il 98,4% della propria superficie totale in Toscana ed il resto in Umbria e, da un punto di vista

geografico, viene suddiviso in sei bacini imbriferi: Casentino (883 km²), Val di Chiana (1368 km²), Val d'Arno superiore (984 km²), Sieve (843 km²), Val d'Arno medio (1383 km²), Val d'Arno inferiore (2767 km²) (Fig. 1).

L'area è delimitata a nord e nord-est dall'Appennino Tosco-Emiliano, mentre a sud troviamo un'ampia depressione interrotta solo da basse colline: la quota media di tutta l'estensione territoriale è di 353 m s.l.m. Le maggiori vette si trovano in Casentino –dove i terreni ad alta pendenza superano il 35%– ove, presso il Monte Falterona (1385 m.s.l.m.), nasce il Fiume Arno. A sud si trova la Val di Chiana che, al contrario, è costituita da terreni pianeggianti per quasi la metà della propria area. Il Fiume Sieve è il più importante affluente dell'Arno, confluendovi in riva destra, e scorre in un bacino costituito per un terzo da terreni montuosi, mentre gran parte del restante territorio è collinare. Ancora in destra orografica si trovano alcuni modesti corsi: i torrenti Mugnone e Terzolle, che come l'Arno attraversano la città di Firenze, poi Bisenzio e Ombrone Pistoiese, tutti originanti dall'Appennino, il Canale dell'Usciana ed Emissario di Bientina. In sinistra orografica si trovano i torrenti Greve, Pesa, Elsa, Egola ed Era. Tutti questi corsi si trovano in una vasta depressione tettonica che ha determinato una pianura alluvionale che, nella parte distale del bacino dell'Arno, si raccorda ad un'ampia piana costiera.

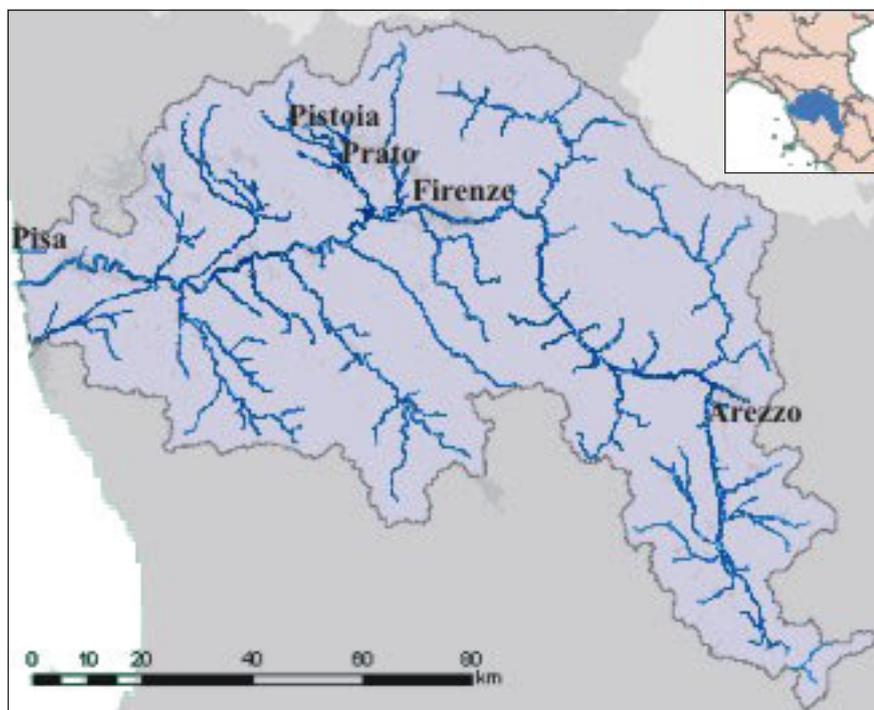


Fig. 1. Il bacino dell'Arno.

Le formazioni geologiche che caratterizzano il bacino dell'Arno sono prevalentemente permeabili (marne, calcarei) e nel complesso le rocce sono fortemente erodibili. L'erosione in alveo è stata favorita soprattutto dalla riduzione degli apporti solidi dai versanti riconducibile sia a rimboschimenti sia alla costruzione di vari invasi che trattengono gran parte del sedimento, a cui si aggiunge il prelievo di materiali di fondo, come ghiaie o sabbia.

La temperatura media annua diminuisce progressivamente procedendo dal mare verso l'interno della vallata. Il tipo pluviometrico nel bacino del fiume Arno può essere classificato sub-litoraneo-appenninico nelle parti più elevate del bacino e marittimo nella fascia più prossima alla costa tirrenica. I dati riguardanti le misure pluviometriche giornalieri dal 1960 al 2003 rilevati dalle stazioni di monitoraggio ricadenti nel bacino del fiume Arno, elaborati in modo da restituire le medie mensili per ogni anno, confermerebbero un'evidente netta e significativa diminuzione tra le precipitazioni medie annue del periodo 1960-1972 e quelle del periodo 1993-2003: una riduzione media a livello di bacino di circa 160 mm/anno che risulta particolarmente marcata nell'area centro settentrionale del bacino. I deflussi sono caratterizzati da due massimi (dicembre-marzo) e da un minimo assoluto (agosto). Il deflusso totale medio annuo dell'intero bacino è pari a circa 3 miliardi di m³, con una portata media di 90 m³/sec a San Giovanni alla Vena.

RISULTATI

Nel seguito vengono discusse le principali specie indigene e alloctone, elencate in tabella I. Tra queste ultime sono considerate sia quelle esotiche sia quelle trasfaunate nel distretto ittiogeografico a cui appartiene il bacino idrografico considerato. Delle principali specie vengono espone anche tutte le notizie storiche fino ad oggi reperite che permettono di ricostruirne la distribuzione in epoche diverse, oltre a quella attuale, ed eventualmente l'anno di introduzione nelle acque del bacino dell'Arno.

Le specie autoctone

Tra le specie ormai scomparse dal bacino del Fiume Arno si possono citare *Lampetra fluviatilis* e *Petromyzon marinus*. Esistono infatti numerose prove della presenza di queste due specie nel periodo a cavallo tra Ottocento e Novecento (VANNI, 1991). La prima fu catturata a più riprese nel Torrente Mugnone nel 1887, nei pressi di Firenze, e nel Padule di Fucecchio nel 1886; la seconda fu invece pescata sia nel tratto vallivo dell'Ombrone Pistoiese tra il 1908 e il 1912, sia nel Fiume Arno a Firenze nel 1880 e a Castelfranco di Sotto nel 1872, in Provin-

cia di Pisa. Non è possibile sapere quando la specie ha smesso di risalire l'Arno, ma è possibile ipotizzare che tra le cause che impediscono la risalita ci sia sicuramente la costruzione di numerosi sbarramenti trasversali lungo il corso dell'Arno; vi è un'unica segnalazione di una "Lampreda a macchie" (forse *P. marinus*), catturata nel 2000 nel tratto fiorentino del Fiume Arno. Al momento non vi sono dati sufficienti per delineare la distribuzione della specie nel bacino dell'Arno più prossimo al mare. *Alosa fallax* ha sicuramente fatto parte della fauna ittica del Fiume Arno e era venduta al mercato del pesce di Firenze alla fine dell'Ottocento (NOCITA e VANNI, 2001) e giungeva numerosa a Firenze dal mare fino a 25-30 anni or sono: anche in questo caso, come per altre specie qui analizzate, è stata fatale, per l'impedimento alla risalita, l'interruzione del *continuum* fluviale, ed in particolare la costruzione di una pescaia presso il Ponte all'Indiano, a Firenze. *Acipenser sturio*, nell'Ottocento era sicuramente distribuito nel distretto tosco-laziale (BERNINI e VANNI, 1995), ma non esistono invece prove dirette della sua presenza nel bacino analizzato, dato che non sono stati per ora ritrovati documenti che ne attestino la presenza. Esiste tuttavia una memoria storica di questa specie nel Fiume Arno (BRUNETTI, com. pers.) la cui ultima cattura risalirebbe infatti al 1946.

Date le caratteristiche morfologiche, altimetriche e idrologiche di questo bacino, il Barbo (*Barbus tyberinus*) può essere considerato a pieno titolo la specie che meglio si adegua all'ambiente appenninico. La sistematica di questa specie è tuttora piuttosto dibattuta; tuttavia, tenendo conto in questa sede delle considerazioni di BIANCO (1995a) riguardo alla revisione delle specie appartenenti a questo genere, si possono annoverare ben tre specie alloctone (*Barbus plebejus*, *Barbus barbus* e *Barbus caninus*). Sempre secondo la medesima analisi sistematica, solo *B. tyberinus* dovrebbe essere autoctono nel bacino considerato. Vi sono in effetti consistenti popolazioni riferibili a *Barbus* sp. anche se una sopravvalutazione della zona a Salmonidi nel nostro territorio, operata allo scopo di permettere l'immissione di Trote fario, ha in qualche modo usurpato gran parte dei tratti vocati ai Ciprinidi reofili.

Padogobius nigricans (= *Gobius nigricans*) è un endemismo del distretto Tosco-Laziale, la cui presenza nel bacino dell'Arno viene segnalata praticamente ovunque, fino a quote massime di 500-600 m s.l.m. In Val Bisenzio è possibile riscontrarne la presenza anche a quote più elevate (fino a 700 m s.l.m. circa); alcune popolazioni occupano siti vicini (nell'ordine delle decine di metri) a quelle di *Cottus gobio*, senza mai sovrapporsi. In quest'area inoltre non è mai stata riscontrata

Tab. I. Elenco sistematico delle principali specie d' acqua dolce presenti nel Bacino dell' Arno.

Famiglia	Specie	Nome comune
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla
Cyprinidae	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758) *	Abramide
	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758) *	Alborella
	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758) *	Barbo europeo
	<i>Barbus caninus</i> Bonaparte, 1839 *	Barbo canino
	<i>Barbus plebejus</i> (Bonaparte, 1839) *	Barbo padano
	<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839 °	Barbo tiberino
	<i>Blicca bjorkna</i> (Linnaeus, 1758) *	Blicca
	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) *	Carassio dorato
	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758) *	Carassio comune
	<i>Chondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839) *	Lasca
	<i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840 *	Savetta
	<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Valenciennes, 1844) *	Carpa erbivora o Amur
	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758) *	Carpa
	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758) *	Gobione
	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Cavedano
	<i>Leuciscus lucumonis</i> (Bianco, 1983) °	Cavedano etrusco
	<i>Leuciscus souffia</i> (Risso, 1826)	Vairone
	<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842) *	Pseudorasbora o Cebacek
	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776) *	Rodeo
	<i>Rutilus erythrophthalmus</i> (Zerunian, 1982) *	Triotto
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Rovella	
<i>Rutilus pigus</i> (Lacépède, 1804) *	Pigo	
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) *	Rutilo o Gardon	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus 1758)	Scardola	
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Tinca	
Cobitidae	<i>Cobitis taenia</i> (Linnaeus, 1758) *	Cobite
	<i>Sabanejewia larvata</i> (De Filippi, 1859) *	Cobite mascherato
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820) *	Pesce gatto comune
	<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) *	Pesce gatto punteggiato
Siluridae	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758) *	Siluro
Esocidae	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	Luccio
Salmonidae	<i>Salmo (trutta) trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trota fario
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) *	Trota iridea
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) *	Gambusia
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) *	Persico sole
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802) *	Persico trota
Percidae	<i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758) *	Sandra o Lucioperca
Gobiidae	<i>Padogobius bonelli</i> (Bonaparte, 1846) *	Ghiozzo padano
	<i>Padogobius nigricans</i> (Canestrini, 1867)	Ghiozzo dell' Arno
Petromyzontidae	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Lampreda di fiume
	<i>Petromyzon marinus</i> (Linnaeus, 1758)	Lampreda marina
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Spinarello
Clupeidae	<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	Cheppia
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) *	Gambusia
Cottidae	<i>Cottus gobio</i> (Linnaeus 1758)	Scazzone

* specie alloctona

° specie dalla posizione sistematica incerta

la presenza dell'alloctono *Padogobius bonelli* (= *Padogobius martensii*) che, invece, è presente ormai ovunque in simpatia con la specie autoctona. Il Ghiozzo dell'Arno è invece completamente scomparso dal Fiume Arno nel tratto al di sotto della confluenza con il Fiume Sieve, dove era molto comune fino a qualche decennio fa. Questa osservazione non farebbe che confermare l'estrema sensibilità della specie alla qualità delle acque, dato che il tratto in questione ricade in un'area fortemente antropizzata con abbondante presenza di scarichi fognari.

Un discorso a parte merita proprio *Cottus gobio* che si trova confinato unicamente nell'alta Val Bisenzio e nel Bacino dell'Ombrone Pistoiese a quote comprese tra 300 e 800 m s.l.m. Da un punto di vista strettamente ecologico, i fattori limitanti la diffusione in aree con caratteristiche altitudinali simili, come per esempio il bacino del Fiume Sieve, è probabilmente da mettere in relazione con il chimismo delle acque (NOCITA, 2007), ma le ragioni dell'estrema frammentazione dell'areale di distribuzione di questa specie sono ancora in via di approfondimento; non è escluso che, vista la scarsissima mobilità e di conseguenza la capacità di fuga degli animali da tratti in temporanea crisi idrica, si possa presumere che i corsi dove è presente debbano necessariamente essere di tipo perenne. La piccola specie stenoecia si trova sempre associata con esemplari di *Salmo (trutta) trutta* di chiara immissione ed appare in contrazione (BARBARESI *et al.*, 2005), dato che in molti tratti o interi corsi d'acqua è ridotto a popolazioni non strutturate o addirittura composte di pochissimi esemplari.

Sempre a proposito di *Salmo (trutta) trutta*, essa viene seminata praticamente ovunque ad opera degli Uffici Pesca, anche in zona collinare, essendo questa specie considerata autoctona per tutta la Toscana, sia sul versante adriatico che su quello tirrenico, e quindi anche per il bacino idrografico qui considerato. In realtà le prove storiche della sua presenza nell'areale toscano esistono solo per alcune zone: BATINI (1975) riporta che Maria Cristina di Lorena (1565-1636), madre di Cosimo II de' Medici, rimasta vedova di Ferdinando I, trascorreva qualche mese l'anno nel casino granducale di Seravezza (nella Versilia settentrionale), dove si occupava sovente della pesca delle trote, e che, nel 1603, pescò nel Torrente Veza una trota di notevole taglia (13 libbre toscane) che fu ricordata posizionando a Ruosina, paesino presso il luogo della cattura, un cippo con una trota marmorea raffigurante l'esemplare. E per ritornare al Bacino dell'Arno, nel Casentino, il REPETTI nel suo Dizionario Geografico (1835) ricorda che nel XV secolo, in occasione della festa di S. Giovanni Battista, venivano pagate all'Opera di S. Maria del Fiore 25 libbre di trote

provenienti dal Casentino. Altre testimonianze storiche come quella del Papa Enea Silvio Piccolomini (1405-1464) e che riguardano il Monte Amiata, sono probabilmente da riferirsi a *Salmo (trutta) magrostigma* Duméril 1858 (NELLI *et al.* 1998). Si considerano in questo contesto solo le specie distinte su base morfologica, sorvolando per ora sugli studi avviati al fine di una distinzione più efficace e corretta eseguita su base genetica (NONNIS MARZANO *et al.*, 2003), che indicherebbe invece l'esistenza di un ceppo atlantico e di un ceppo mediterraneo tra le trote ora presenti lungo la penisola italiana. La sporadica presenza di *Oncorhynchus mykiss* nei corsi collinari e montani fa pensare che occasionalmente animali di questa specie si trovino accidentalmente frammisti alle Trote fario. Non sono mai state riscontrate tracce della riproduzione di questa specie nel bacino dell'Arno.

Rutilus rubilio (Rovella o "Boga" come viene chiamata nel comprensorio fiorentino) è distribuita ovunque nelle zone collinari, mentre nel corso d'acqua principale del bacino si trova unicamente a monte di Firenze.

Scardinius erythrophthalmus è presente su tutto il territorio in analisi, nei corsi d'acqua a basse quote, ma soprattutto nei piccoli e grandi invasi: la recente Carta Ittica della Provincia di Arezzo (Provincia di Arezzo, 2006) ne riporta la cattura negli invasi di Levane, La Penna, Montedoglio, Calcione, oltre che nel Canale Maestro della Chiana. Le segnalazioni a carico del restante bacino sono soprattutto per il Fiume Arno.

Leuciscus cephalus sembra invece l'unica specie a non subire, o quasi, i cambiamenti ambientali: a memoria storica i cavedani (o "Lasche" come vengono chiamati i giovani di questa specie nei dintorni di Firenze) sono stati sempre molto abbondanti. Fino a qualche decennio fa venivano pescati negli affluenti di Firenze e trasportati dentro una zucca svuotata nelle stradine dei paesi e venduti ancora freschi. Tuttavia la preferenza di questa specie, soprattutto degli adulti, per velocità dell'acqua piuttosto elevate (RAMBALDI *et al.*, 1997) spiega la sua distribuzione soprattutto nei tratti dei corsi d'acqua a portata elevata e quindi, oltre che nel Fiume Arno, è facile rinvenirne consistenti popolazioni nei tratti vallivi di tutti i suoi affluenti.

Anguilla anguilla, una volta piuttosto comune in tutto il bacino, vede una considerevole contrazione dell'areale di distribuzione: non è raro imbattersi in corsi d'acqua pedemontani soprannominati "Fosso delle Anguille" dove ormai non sopravvive che qualche sparuto Ciprinide. La ragione di questa rarefazione è da ricondurre prevalentemente al problema della continuità fluviale, spesso interrotta da fitte serie di briglie che vengono costruite ovunque per ovviare al problema dell'erosione dell'alveo, e quindi del suo abbassamen-

to. Queste strutture impediscono la risalita degli animali che sono ormai confinati in tratti vallivi, quando non vengono reintrodotti di proposito dalle Amministrazioni provinciali per tentare di ripristinarne le popolazioni. Questa specie ha rivestito per il territorio dell'Arno un'importanza economica davvero notevole, soprattutto per l'area del Padule di Fucecchio dove in epoca medicea venivano tesi i retoni attraverso il callole del Ponte di Cappiano, per catturarne ingenti quantità durante il ritorno all'Arno, e quindi al mare, attraverso il canale Usciana (MENDUNI, 2006). La cattura delle ceche (o "Cee" come si dice a Pisa) era anch'essa un'attività economica piuttosto redditizia, anche se limitata ad un breve periodo dell'anno, e veniva praticata soprattutto a Bocca d'Arno, presso Pisa, fino alle porte della città. Questo tipo di pesca è ora vietata dalla legge vigente (Decreto Regionale n. 54/2005 - Regolamento di attuazione della legge regionale n. 7/2005, Gestione delle risorse ittiche e regolamentazione della pesca nelle acque interne).

Infine, pur non rientrando negli scopi di questo lavoro, si segnalano alcune specie di pregio che vengono catturate nelle acque salmastre: *Dicentrarchus labrax*, *Solea vulgaris*, *Lithognathus moryrus*, *Sparus auratus* sono infatti presenti nel tratto terminale del Fiume Arno, prima del suo sbocco nel Mar Tirrenico.

Le specie alloctone

Nel 1998, nell'Arno fiorentino, fu catturato per la prima volta un esemplare di poche decine di centimetri di *Silurus glanis* (Nocita, 2001), ed ora la specie è ora ampiamente distribuita sia nel corso principale sia in alcuni suoi affluenti.

L'introduzione di questa specie è stata in parte accidentale –dovuta alla pratica delle semine di "pesce bianco" (una mescolanza di ciprinidi di varie specie dentro cui spesso si trovavano anche entità non desiderate) molto in voga negli anni Ottanta e Novanta presso le nostre Amministrazioni– e, in parte, sicuramente volontaria ad opera di semine non autorizzate. È presente anche nell'invaso di Bilancino, sul Fiume Sieve, con esemplari di taglia ragguardevole, insieme ad altri poco graditi ospiti come la Cozza zebra, *Dreissena polymorpha* (LORI e CIANFANELLI, 2006). Secondo questi autori, l'invaso di Bilancino risulterebbe ospitare anche *Acipenser transmontanus*, ma al momento la notizia non è supportata da alcuna segnalazione o cattura e si riferisce probabilmente a un progetto di qualche anno fa che prevedeva l'inserimento di tale specie nel piccolo bacino artificiale, come incentivo alla pesca sportiva.

Pseudorasbora parva è comparsa nel Fiume Arno, in pieno centro cittadino a Firenze, già nel 1994 (VANNI *et al.*, 1997). Alcune segnalazioni ne riportavano la

presenza fin dall'inizio degli anni Novanta, in Provincia di Arezzo; attualmente è diffusa nei principali affluenti come il Fiume Sieve, Torrente Elsa e Torrente Pesa (NOCITA, 2002). La specie pare in continua diffusione e, sempre in provincia di Arezzo, è stata catturata lungo tutto il corso dell'Arno, oltre che nel Torrente Nievole in provincia di Pistoia (PASCALÉ, 2003). Non vi sono notizie recenti sulla distribuzione in provincia di Siena, ma la carta ittica relativa a questo territorio ne segnala la presenza alla fine degli anni Novanta (LORO, anno di pubblicazione sconosciuto), ma fuori dal bacino dell'Arno.

Sempre più spesso si possono ritrovare esemplari delle specie *Rutilus erythrophthalmus* e *R. rutilus*: il primo è stato pescato in più occasioni in Provincia di Firenze (NOCITA, 2002), mentre il secondo è stato di recente catturato in provincia di Arezzo.

Cobitis taenia è considerata estranea alla fauna ittica del versante tirrenico (BIANCO, 1993), ma la sua alloctonia per la stessa area della penisola non è da tutti riconosciuta (ZERUNIAN, 2004). A prescindere dal fatto che si tratti di una specie transfaunata o no, essa risulterebbe presente nell'Italia centro-occidentale almeno a partire dal 1889, anno in cui ne furono catturati tre esemplari in provincia di Latina, a Terracina (NOCITA e VANNI, 1999). Non si hanno notizie certe sull'anno e il luogo dell'eventuale introduzione della specie nelle acque del bacino dell'Arno, ma è probabile che essa sia avvenuta a più riprese, data l'abitudine di utilizzarla come esca viva per pesci predatori. *Sabanejewia larvata* è stata rinvenuta unicamente nei pressi di Torrita di Siena (Arezzo).

Nell'ultimo quinquennio, due nuove specie esotiche hanno fatto il loro ingresso nelle acque toscane e proprio nel Bacino dell'Arno: *Rhodeus sericeus* (Fig. 2) e *Blicca bjorkna* (Fig. 3). La prima è stata ritrovata nel 2004 durante un campionamento nel Torrente Marina, alle porte di Firenze, dove convivono in un breve tratto di questo corso, anche altri due estranei alla fauna d'acqua dolce: *Anodonta* sp. e *Procambarus clarkii* (NOCITA, dati inediti). Il grosso bivalve è probabilmente utilizzato dal Rodeo per la riproduzione. *Blicca bjorkna* è stata invece catturata per la prima volta nel 2004 nel Padule di Fucecchio (NOCITA, dati inediti) e non vi sono al momento dati sulla sua presenza al di fuori di quest'area umida. *Lota lota* è per ora presente solo in acque private.

È da considerarsi estremamente localizzata, grazie alla scarsa idoneità del territorio, la presenza di *Gambusia holbrooki*, rinvenuta infatti solo nel Padule di Fucecchio nel 2004 (NOCITA, dati inediti) e presso Arezzo (PROVINCIA DI AREZZO, 2006).

Per quanto riguarda invece gli "ospiti" di vecchia data è interessante segnalare che ad oggi non sono stati

ritrovati ancora documenti che attestino la presenza di *Cyprinus carpio* in Toscana prima del 1835, anno in cui fu segnalata proprio nel Bacino dell'Arno a Bientina (REPETTI, 1835), con il nome di "Reina" come tuttora viene chiamata in Toscana. La sua comparsa nei corsi d'acqua sarebbe molto più tardiva di quanto indicato da più autori per il territorio nazionale (BALON, 1969; BIANCO, 1995b), così come puntualmente espresso da Ippolito Salviani (1514-1572), nel suo *Aquatilium Animalium Historiae* (1558). Nel testo compare infatti la seguente citazione, letteralmente tradotta "... trovata sia in Gallia e sia in Germania ma non in Etruria e Umbria, per quel che sono le nostre conoscenze..." intendendo l'attuale Toscana come parte dell'Etruria. La Carpa appare essere ampiamente diffusa nel bacino dell'Arno, viene catturata ovunque a bassa quota e raggiunge taglie considerevoli.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Per quanto riguarda la normativa vigente in Toscana, il Decreto 3792 del 2006 (Bollettino Ufficiale Re-



Fig. 2. *Rhodeus sericeus*, esemplare catturato nel Torrente Marina, Calenzano (FI). Foto S. Bambi.



Fig. 3. *Blicca bjorkna*, esemplare pescato in Padule di Fucecchio. Foto G. Pini.

gione Toscana n. 36) riporta un elenco di specie di fauna ittica a rischio o meritevoli di tutela con ben due specie esotiche, *Micropterus salmoides* e *Cyprinus carpio* che, sempre secondo questo elenco, sarebbero appartenenti sia al distretto Padano-Veneto che a quello Tosco-Laziale; non è dato sapere ovviamente, trattandosi di un testo legislativo, su cosa si basi questa considerazione di appartenenza. I piani faunistici prevedono spesso norme che disciplinano la presenza di specie alloctone ma ritenute di pregio, al fine di gestirne la presenza sul territorio ed evitare che esse prendano il sopravvento su specie autoctone, ma in questo caso la normativa è andata ben oltre arrivando a considerarle patrimonio faunistico. È importante sottolineare che il messaggio intrinseco di questo testo è del tutto fuorviante rispetto alle finalità conservazionistiche che una regolamentazione regionale in materia di gestione ittiofaunistica dovrebbe imporre e insinua addirittura, con una totale noncuranza della normativa nazionale, una naturale accettazione della fauna alloctona, transfaunata o esotica che sia. Infatti le specie dell'area padana transfaunate nel distretto tosco-laziale, e quindi da considerare aliene a tutti gli effetti, vengono prese in considerazione anch'esse come se fossero da tutelare nella parte di distretto padano-veneto appartenente amministrativamente alla Toscana, che vede invece tali bacini (Setta, Reno, Lamone, Montone) ricadere in una zona montana dove specie di ambiente planiziale come *Chondrostoma genei*, *Chondrostoma soetta* e *Rutilus pigus* semplicemente non possono vivere. Che dire poi degli errori di attribuzione del distretto ittiogeografico d'appartenenza, come quello della specie d'acqua salmastra *Platichthys flesus*? La Passera è infatti frequente in acque litorali e salmastre dell'area adriatica e risale in acque fluviali (GANDOLFI *et al.*, 1991).

È pur vero che un segnale di "apertura" verso le specie alloctone vi era stato con il già citato Regolamento sulla pesca n. 54/2005, dove il Persico trota viene riportato (insieme al Persico reale) tra le specie su cui si applicano limiti di cattura: ne è infatti vietata la pesca dal 1 maggio al 30 giugno e degli esemplari sotto i 30 cm. Come dire che deve crescere abbastanza per potersi riprodurre e mantenere popolazioni vitali, ossia vi era già in questo primo documento una forma di protezione occulta. Ciò appare tanto più grave se si pensa che i mezzi di eradicazione o di controllo delle specie aliene non sono ancora stati messi perfettamente a punto e quindi occorrerebbe maggiore cautela nel dare questo tipo di messaggio che, oltretutto, a volte porta a situazioni di non ritorno come nel caso di estinzioni di intere popolazioni locali.

Diversa invece era stata l'interpretazione di "protezione" della Legge Regionale n. 56/2000 che nasce in

attuazione della Direttiva Comunitaria e della normativa nazionale, e rappresenta la prima legge regionale italiana in materia di tutela della biodiversità in cui tutte le funzioni relative sono affidate alla Province (o Enti Parco), comprese le attività di studio, monitoraggio e sensibilizzazione. Nel testo e nei suoi allegati vengono individuate le priorità di intervento ed elencate in modo dettagliato e inequivocabile le specie animali e vegetali da considerare meritevoli di protezione. Inoltre viene dato seguito ad altri importanti testi normativi come la Deliberazione n. 1148 del 2002, contenente le "Indicazioni tecniche per l'individuazione e la pianificazione delle aree di collegamento ecologico (L.R.T. n. 56/2000). Informazioni a livello regionale sugli effetti della frammentazione sull'ittiofauna".

La fauna ittica del bacino idrografico dell'Arno appare dunque in evoluzione: le cause che spiegano il cambiamento sono in gran parte da imputare alle modifiche che l'uomo apporta all'ambiente fluviale, a volte utilizzandolo come cava per il prelievo degli inerti, a volte costruendo sbarramenti tali da trasformarlo in

una sorta di strada a senso unico e, in altri casi ancora, considerando che debba essere popolato solo da animali che abbiano un interesse sportivo od economico. Tuttavia il bacino dell'Arno è anche sottoposto ad una sua intrinseca evoluzione, dovuta a una sua dinamica morfologica e probabilmente a cambiamenti climatici, e questo non può che riflettersi su una diversa composizione, consistenza e distribuzione della fauna ittica locale.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano gli enti che, grazie ai loro finanziamenti, hanno permesso la raccolta delle informazioni sul campo ed in particolare l'Ufficio Pesca della Provincia di Firenze, l'Autorità di Bacino del Fiume Arno e il Centro R.D.P. Padule di Fucecchio. Un sentito ringraziamento inoltre al Dott. G. Pini che ha realizzato il database con i dati di presenza/assenza delle specie ittiche. Infine, la mia riconoscenza va a coloro che, a vario titolo, contribuiscono continuamente ad aggiornare le informazioni relative all'ittiofauna di tutta la Toscana.

BIBLIOGRAFIA

- BALON E.K., 1969. Studies on the wild carp *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. I. New opinions concerning the origin of the carp. *Prace Laboratdria rybkstva*, **2**: 99-120.
- BARBARESI S., FRATINI S., NOCITA A., 2005. Studio sulla presenza e distribuzione, in Provincia di Prato, delle specie di pesci e crostacei tutelate dalla legge regionale n. 56/2000. In: Elisabetta Fancelli (Ed.), *Biodiversità in Provincia di Prato 2: Molluschi, Pesci e Crostacei*, Provincia di Prato, Montepulciano, Le Balze: 117-174.
- BATINI G., 1975. *Domenica dove*. Firenze, Bonechi, 380 pp.
- BERNINI F., VANNI S., 1995. Cataloghi del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze - Sezione di Zoologia "La Specola". XIV Osteichthyes Acipenseriformes. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B*, **102**: 1-2.
- BIANCO P.G., 1993. L'Ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. *Biogeographia*, **17**: 427-485.
- BIANCO P.G., 1995a. A revision of the *Barbus* species (Cypriniformes: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **6** (4): 305-324.
- BIANCO P.G., 1995b. Factors affecting the distribution of fishes especially in Italy. *Cybium*, **19**: 241-259.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle Acque Interne Italiane*. Roma, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, XVI + 617 pp.
- LORI E., CIANFANELLI S., 2006. New records of *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) from Central Italy. *Aquatic Invasions*, **1** (4): 281-283.
- LORO R., (anno di pubblicazione sconosciuto). *Carta ittica provincia di Siena*. AL.SA.BA. Grafiche, Siena, 135 pp.
- MENDUNI G., 2006. *Dizionario dell'Arno. Viaggio attraverso la vita, la storia, i personaggi del fiume e della sua terra*. Edizioni Aida, Firenze, 442 pp.
- NELLI L., RADI M., CASTELLINI A., LEONZIO C., 1998. Sulla endemicità di *Salmo trutta* L. nella Toscana meridionale, *Atti Società toscana di Scienze naturali, Memorie, Serie B*, **105**: 73-81.
- NOCITA A., 2001. *I Pesci dell'Arno fiorentino*. Provincia di Firenze, 42 pp.
- NOCITA A., 2002. *Carta Ittica della Provincia di Firenze*. Assessorato Agricoltura Caccia e Pesca. e Museo di Storia Naturale, [6] + 254 pp.
- NOCITA A., 2007. Distribuzione di *Cottus gobio* nell'area pratese e fiorentina. XI Congresso Nazionale, Associazione Italiana Ittiologia Acque Dolci, Treviso, 31-1 aprile 2006. *Quaderni ETP*, **34**: 317-320.
- NOCITA A., VANNI S., 1999. Cataloghi del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze, CVI. Actynopterigi, Cypriniformes. *Atti Soc. tosc. Sci. Nat. Mem.*, Serie B, **106**: 115-130.
- NOCITA A., VANNI S., 2001. Cataloghi del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze - Sezione di Zoologia

- “La Specola”. XX. *Actynopterygii Lepisosteiformes, Amiiformes, Elopiformes e Clupeiformes*. *Atti Soc. tosc. Sci. Nat. Mem., Serie B*, **108**: 1-6.
- NONNIS MARZANO F., CORRADI N., PAPA R., TAGLIAVINI J., GANDOLFI G., 2003. Molecular evidence for introgression and loss of genetic variability in *Salmo (trutta) macrostigma* as a result of massive restocking of Apennine populations (Northern and Central Italy). *Environmental Biology of Fishes*, **68**: 349–356.
- PASCALE M., 2003. *Carta ittica della Provincia di Pistoia*. Amministrazione provinciale di Pistoia, 168 pp.
- PROVINCIA DI AREZZO, 2006. *Carta Ittica della Provincia di Arezzo*. PLAN, Firenze, 224 pp.
- 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*: 99-104.
- REPETTI E., 1835. *Dizionario Geografico Fisico Storico della Toscana*. Coi tipi di A. Tofani, IV, Firenze, 625 pp.
- VANNI S. 1991. Cataloghi del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze - Sezione di Zoologia “La Specola”. X. Cephalochordata e Agnatha Cephalaspidomorfa.. *Atti Soc. tosc. Sci. Nat. Mem., Serie B*, **98**: 293-298.
- VANNI S., NOCITA A., FORTINI N., 1997. Sulla presenza di *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in Toscana (Actinopterygii, Cypriniformes, Cyprinidae). *Atti Mus. Stor. nat. Maremma*, **16**: 73-74.
- ZERUNIAN, 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Quaderni Conservazione Natura, 20. Ministero Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, 257 pp.

Stato di conservazione della popolazione di Lampreda di mare nel bacino del Magra-Vara (Provincia della Spezia)

Luca Ciuffardi*, Enrico Monaci, Andrea Balduzzi, Mario Mori, Attilio Arillo

Università degli Studi di Genova, Dip.Te.Ris; Corso Europa 26, 16132 Genova

*Referente per la corrispondenza: luca.ciuffardi@unige.it

Riassunto

Il lavoro illustra i risultati della ricerca, intrapresa dall'Università degli Studi di Genova, dalla Provincia della Spezia –Polizia Provinciale Sez. Faunistica– e dal Parco Naturale Regionale di Montemarcello Magra, volta all'accertamento dello stato di conservazione della popolazione di *Petromyzon marinus* nel bacino spezzino del Magra-Vara. Attraverso l'interpolazione dei dati relativi al campionamento degli ammoceti, al censimento delle aree di frega e all'analisi granulometrica dei siti di infossamento, lo studio ha permesso di evidenziare la presenza di una popolazione giovanile ben strutturata, localizzata soprattutto nei substrati a matrice sabbiosa distribuiti lungo il tratto intermedio del Fiume Vara.

PAROLE CHIAVE: *Petromyzon marinus* / Fiume Magra-Vara / stato di conservazione

The conservation status of Sea lamprey population in the Magra-Vara basin (Province of La Spezia, NW Italy)

In order to verify the local conservation status of Sea lamprey, a population of this species was studied in the Magra-Vara river by monitoring ammocoetes and breeding areas. Granulometric analysis were also carried out in the river bottom. Results show the presence of a well structured juvenile population that seems to be linked especially to sandy river bottoms of the intermediate stretch of the Vara river.

KEY WORDS: *Petromyzon marinus* / Magra-Vara river / conservation status

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni in Italia non era più stato accertato nessun evento riproduttivo di Lampreda di mare, *Petromyzon marinus*; i pochi riproduttori catturati alla foce di alcuni fiumi italiani sono stati considerati individui isolati, con limitate possibilità di raggiungere i siti idonei alla frega (ZERUNIAN, 2004).

Nel dicembre 2004, tuttavia, nelle acque interne della Provincia della Spezia sono stati rinvenuti 112 esemplari di Lampreda di mare tra cui 33 ammoceti, a testimonianza del successo riproduttivo della specie nel bacino del Fiume Magra (CIUFFARDI e BASSANI, 2005).

In virtù dell'importanza del ritrovamento, l'Univer-

sità degli Studi di Genova, la Provincia della Spezia –Polizia Provinciale Sez. Faunistica– e il Parco Naturale Regionale di Montemarcello Magra hanno intrapreso una ricerca finalizzata all'accertamento dello stato di conservazione della popolazione di *Petromyzon marinus* nel bacino spezzino del Magra-Vara, al fine di poter così pervenire alla formulazione di un idoneo piano di tutela e conservazione.

Nel presente lavoro vengono illustrati i risultati finali della ricerca e, in particolare, vengono analizzati sia alcuni parametri che potrebbero influire sulla distribuzione della popolazione giovanile di Lampreda di mare

lungo i Fiumi Magra e Vara, sia i dati relativi al monitoraggio della risalita dei riproduttori e al censimento dei siti di frega.

MATERIALI E METODI

I campionamenti delle popolazioni giovanili sono stati effettuati, tra ottobre 2005 e giugno 2006, presso 18 stazioni scelte in maniera casuale nell'ambito di 78 siti caratterizzati da fondali sabbiosi o fangosi (Fig. 1), substrati indicati in letteratura come potenzialmente idonei all'infossamento e alla vita delle larve (ZANANDREA, 1955; HOLCÍK, 1986; MAITLAND, 2003; ZERUNIAN, 2004).

La cattura degli ammoceti è stata eseguita su superfici note mediante l'impiego di un elettrostorditore spallabile a batteria a corrente continua pulsata; al fine di scongiurare la possibilità di immobilizzazione delle larve nel sedimento (HARVEY e COWX, 2003) lo strumento è sempre stato azionato attraverso l'alternanza di fasi "acceso" (20 secondi circa) – "spento" (5

secondi circa), per un tempo totale di campionamento pari a 5 minuti. Gli ammoceti catturati sono stati immediatamente determinati e misurati come lunghezza totale (LT) presso il luogo di cattura, quindi reimmessi nuovamente in libertà.

La determinazione delle larve è stata condotta sulla base delle peculiarità fenotipiche di ciascun esemplare, in virtù dei seguenti caratteri discriminanti tra stadi giovanili individuati da vari autori (GARDINER, 2003; HARDISTY *et al.*, 1970; HOLCÍK, 1986; POTTER e OSBORNE, 1975):

- *Petromyzon marinus*: nell'ammocete la parte superiore del cappuccio boccale nonché le regioni preoculari e prebranchiali presentano un'intensa pigmentazione scura; in particolare la colorazione della struttura labiale superiore tende a sbiadire solo nella porzione più bassa e distale, dove l'animale può apparire relativamente depigmentato. A partire dall'area più scura del cappuccio boccale la pigmentazione si estende verso la regione branchiale, dove

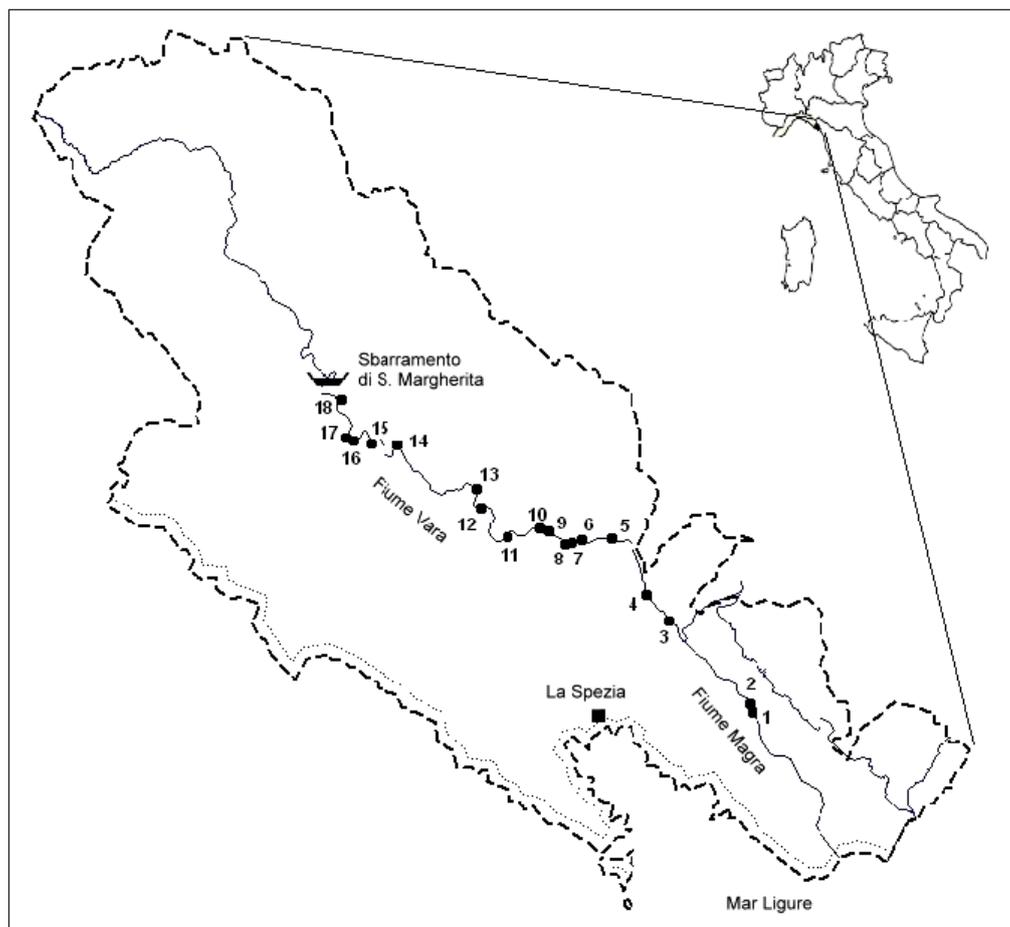


Fig. 1. Stazioni del bacino spezzino dei Fiumi Magra e Vara in cui sono state monitorate la presenza e le taglie degli ammoceti di *Petromyzon marinus*.

rimane comunque confinata al di sopra delle aperture respiratorie. Nella porzione caudale la colorazione scura tende a scendere profondamente lungo i fianchi, fino a sfiorare la base della superficie ventrale; la pigmentazione interessa inoltre anche la lamina della pinna caudale, e può coinvolgere anche la porzione posteriore della seconda pinna dorsale.

- *Lampetra* spp.: la larva manifesta una colorazione del cappuccio orale assai meno estesa rispetto a quella di *Petromyzon marinus*, tanto da presentare le due porzioni laterali e distali della struttura labiale superiore piuttosto chiare e pressoché depigmentate; a differenza di quanto si può riscontrare negli ammoceti di Lampreda di mare, inoltre, nella regione del capo la colorazione rimane concentrata attorno al cappuccio boccale, senza raggiungere la zona branchiale. Anche nella porzione caudale la pigmentazione risulta meno estesa rispetto a quella di *Petromyzon marinus*: il colore scuro rimane infatti confinato al dorso e ai fianchi dell'ammocete, lasciando così una fascia chiara e depigmentata lungo tutta la parte ventrale compresa tra l'ano e l'apice posteriore del corpo. Analogamente, anche la seconda pinna dorsale e la caudale sono caratterizzate da una colorazione limitata, concentrata in una zona sottile adiacente alla struttura corporea.

Presso alcuni siti di campionamento (stazioni n. 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17 e 18) sono stati prelevati campioni di substrato. Per ciascun campione l'esame della granulometria è stato effettuato mediante una fase preliminare di pesatura del sedimento asciutto con una bilancia di precisione ($\pm 0,01$ g), seguita da una successiva separazione ad umido della frazione grossolana da quella pelitica (attraverso l'impiego di un setaccio con luce netta della maglia pari a 0,063 mm). Una volta riarsciugata, la frazione grossolana è stata quindi pesata (in modo da determinare, per differenza, la percentuale di frazione fine) e setacciata attraverso l'impiego di una batteria di setacci a maglia quadrata. La batteria contenente il campione è stata posta su di un setacciatore Giuliani IG/1, in grado di inclinarsi e scuotere l'intera batteria. Completata la setacciatura è stato recuperato e pesato il contenuto di ciascun setaccio, al fine di ottenere le percentuali delle diverse classi granulometriche. L'analisi della componente pelitica, infine, è stata condotta mediante l'impiego di un sedigrafo SediGraph 5100 della Micromeritics, attraverso l'esame di un campione di frazione fine disciolto in 100 mL di esametafosfato di sodio in soluzione allo 0,05 %.

L'osservazione dei riproduttori in risalita nonché la ricerca delle zone di frega sono state condotte tra i mesi di marzo e luglio 2006 lungo l'intero corso spezzino dei Fiumi Magra e Vara (nel tratto a valle dello sbarramento insormontabile di Santa Margherita, po-

sto a 51,5 km dalla foce). Per ogni sito di frega è stata georeferenziata la posizione e sono stati raccolti dati relativi al periodo di osservazione, al numero di freghe avvistate e alla temperatura dell'acqua.

RISULTATI

Le attività di campionamento hanno permesso di catturare e misurare 263 giovani di *Petromyzon marinus*, di cui 8 avevano già assunto le caratteristiche fisiche tipiche dello stadio adulto. I dati raccolti durante le attività di campo sono riportati in tabella I.

Il rapporto tra esemplari e superfici monitorate ha permesso di stimare un valore di densità media degli stadi giovanili pari a 8,3 individui/m². Sebbene gli 8 esemplari già metamorfosati mostrassero una lunghezza media pari a $144,8 \pm 8,6$ mm, dai valori rilevati si può evincere la presenza di individui, ancora allo stadio larvale, di lunghezza addirittura superiore ai 180 mm (Tab. I).

L'analisi di confronto, eseguita mediante il test parametrico di correlazione di Pearson (FOWLER e COEHN, 1993), tra le lunghezze delle larve di *Petromyzon marinus* e la distanza dalla foce durante i campionamenti primaverili (effettuati nei mesi di aprile, maggio e giugno nel tratto compreso tra 25 e 50 km dalla foce) ha permesso di accertare che le taglie degli animali aumentano significativamente procedendo da valle verso monte (Fig. 2). Al contrario, lo stesso confronto tra lunghezza media delle larve e distanza dalla foce, effettuato nei campionamenti autunno-invernali nel tratto compreso tra 10 e 30 km dalla foce, ha rivelato, per questa stagione e questo tratto di fiume, una significativa tendenza alla diminuzione della taglia degli animali procedendo da valle verso monte (Fig. 3).

Nel bacino spezzino del Magra-Vara l'attività di risalita degli adulti di *Petromyzon marinus* e di allestimento dei siti di frega è stata osservata soltanto nel mese di maggio (soprattutto nella seconda metà del mese; Fig. 4), con valori di temperatura dell'acqua compresi tra 15,0 e 19,4 °C (temperatura media pari a $17,3 \pm 1,4$ °C). Dall'esame complessivo dei dati si può osservare come il maggior numero di siti riproduttivi sia concentrato nel tratto intermedio del Fiume Vara, approssimativamente compreso tra 21 e 32 km dalla foce (Fig. 5).

Dall'analisi dei dati relativi ai sedimenti, infine, è stato possibile accertare, nei siti di infossamento degli ammoceti, un valore granulometrico medio pari a $0,370 \pm 0,182$ mm, compreso nel range tipico delle sabbie. L'esame delle percentuali di presenza di ghiaia, sabbia, limo e argilla all'interno dei campioni esaminati ha permesso inoltre di pervenire alla composizione media del substrato di infossamento degli ammoceti illustrata in figura 6.

DISCUSSIONE

In seguito ai campionamenti effettuati, nell'ambito del bacino spezzino del Magra-Vara è stato possibile accertare la presenza di una popolazione giovanile di Lampreda di mare ben strutturata, tale da far supporre che il successo riproduttivo della specie sia stato continuo negli ultimi 5-6 anni. CIUFFARDI *et al.* (2007)

identificano per la popolazione degli ammoceti del bacino Magra-Vara sei diverse coorti, per cui è possibile dedurre una fase di infossamento larvale lunga fino a 6 anni. In virtù della presenza di esemplari che avevano già assunto le caratteristiche fisiche tipiche dello stadio adulto, appare tuttavia possibile evincere come la metamorfosi degli ammoceti possa già com-

Tab. I. Dati relativi ai campionamenti eseguiti per monitorare le popolazioni giovanili di *Petromyzon marinus* presenti nel bacino spezzino dei Fiumi Magra e Vara.

Stazione	Corso d'acqua	Distanza da foce (km)	Data	Metamorfosati	Ammoceti	Densità (ind/m ²)	Range delle LT rilevate (mm)	LT media (mm)
1	Magra	10,0	Ottobre 05	1 (145 mm)	7	0,5	67 - 145	116,9 ± 27,2
2	Magra	10,5	Ottobre 05	5 (140-158 mm)	1	0,2	135 - 158	146,7 ± 8,2
3	Vara	19,4	Ottobre 05	1 (137 mm)	8	0,9	35 - 145	109,9 ± 36,2
4	Vara	21,1	Ottobre 05	1 (131 mm)	21	2,2	38 - 147	82,8 ± 40,3
5	Vara	25,4	Giugno 06	0	0	0	/	/
6	Vara	27,0	Giugno 06	0	46	46,0	46 - 150	72,8 ± 26,2
7	Vara	27,4	Febbraio 06	0	8	2,7	45 - 140	70,0 ± 31,6
8	Vara	27,6	Febbraio 06	0	17	0,3	42 - 152	97,7 ± 40,8
9	Vara	29,0	Giugno 06	0	20	20,0	52 - 170	98,4 ± 34,9
10	Vara	29,3	Giugno 06	0	13	13,0	92 - 161	120,2 ± 19,0
11	Vara	31,6	Giugno 06	0	8	2,0	79 - 155	106,8 ± 26,7
12	Vara	34,7	Maggio 06	0	21	9,3	41 - 164	86,4 ± 33,5
13	Vara	36,1	Maggio 06	0	27	27,0	57 - 133	86,4 ± 23,3
14	Vara	41,9	Maggio 06	0	25	12,6	62 - 171	113,3 ± 31,3
15	Vara	44,7	Aprile 06	0	9	3,0	61 - 133	99,0 ± 22,9
16	Vara	46,5	Aprile 06	0	14	6,2	65 - 181	115,1 ± 33,4
17	Vara	46,7	Aprile 06	0	8	2,3	81 - 188	142,3 ± 40,9
18	Vara	49,4	Aprile 06	0	2	0,9	124 - 125	124,5 ± 0,7

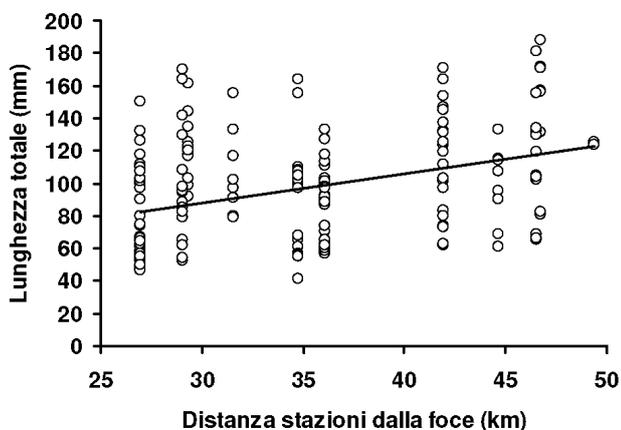


Fig. 2. Confronto tra le lunghezze delle larve di *Petromyzon marinus* monitorate in primavera e la distanza dalla foce dei siti di campionamento (N = 193; R = 0,377; P < 0,01).

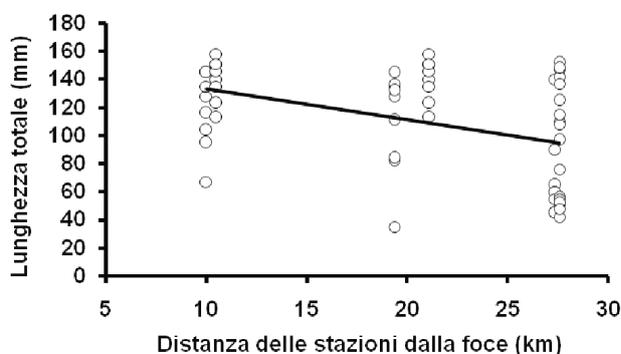


Fig. 3. Confronto tra la lunghezza media degli ammoceti monitorati in autunno-inverno e la distanza dalla foce dei siti di campionamento (N = 58; R = 0,417; P < 0,01).

piersi a partire dal quarto-quinto anno di vita (Ciuffardi *et al.*, 2007); questa considerazione sembrerebbe confermare quanto evidenziato da Maitland (2003), secondo cui *Petromyzon marinus* manifesterebbe una durata della fase larvale variabile, ma comunque mediamente pari a circa 5 anni.

Dall'analisi delle tendenze primaverili, relative alla diminuzione della taglia delle larve procedendo da monte verso valle, sembrerebbe possibile evincere una maggior presenza di esemplari appartenenti alle coorti più giovani nel tratto intermedio del Fiume Vara (indicativamente compreso tra 25 e 35 km dalla foce) rispetto a quanto osservabile tra gli ammoceti presenti nel tratto alto (oltre i 40 km dalla foce). L'abbondanza di larve estremamente giovani nel tratto intermedio del Fiume Vara potrebbe a sua volta risultare correlata con la graduale rarefazione del numero delle freghe registrata, procedendo da valle verso monte, a partire da circa 32 km dalla foce.

A differenza di quanto emerso dall'esame dei dati primaverili, l'analisi di confronto tra la lunghezza delle larve di *Petromyzon marinus* monitorate in autunno-inverno e la distanza dalla foce dei siti di campiona-

mento ha permesso di accertare una generale tendenza all'aumento della taglia degli animali procedendo da monte verso valle. Questo andamento potrebbe essere in relazione con l'approssimarsi stagionale degli esemplari più grandi verso il tratto inferiore del bacino, da dove, una volta terminata la metamorfosi, intraprendono la migrazione verso il mare.

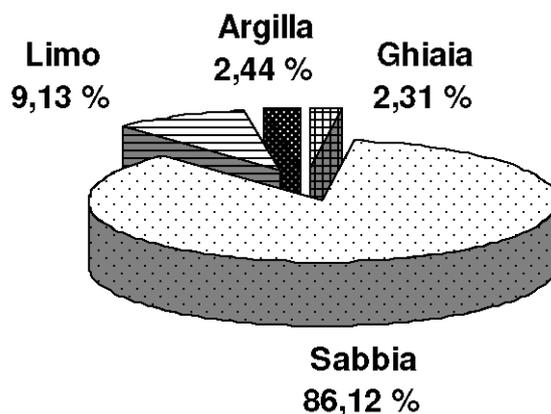


Fig. 6. Composizione granulometrica del substrato di infossamento degli ammoceti.

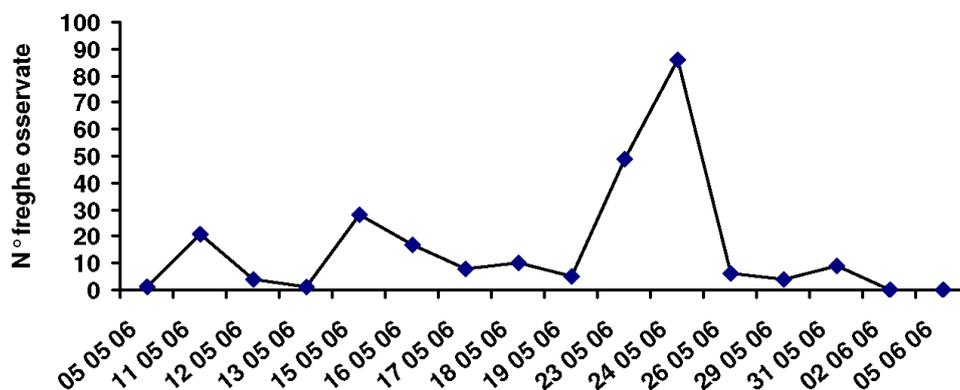


Fig. 4. Andamento delle attività di allestimento dei siti di frega durante la primavera 2006.

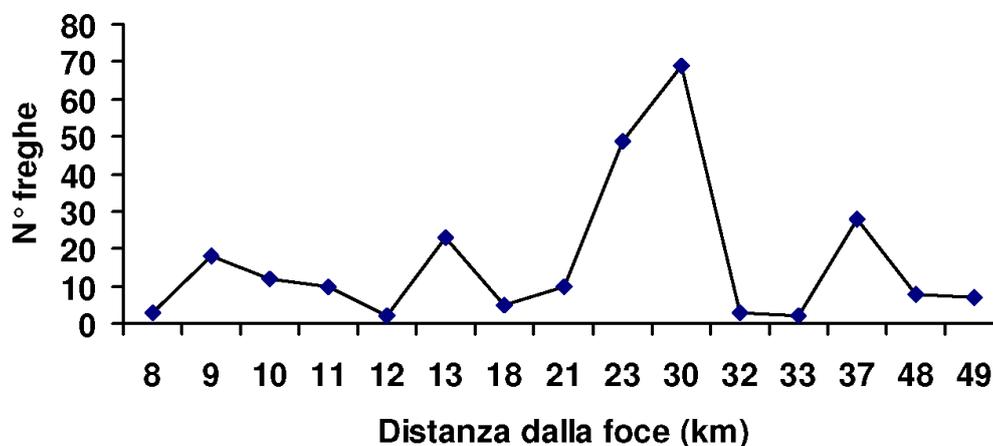


Fig. 5. Confronto tra il numero di freghe osservate e la relativa distanza dalla foce.

Lo studio dei sedimenti, infine, parrebbe evidenziare una netta preferenza degli ammoceti verso ambienti caratterizzati da substrati di infossamento a matrice prettamente sabbiosa, a discapito di habitat fangosi a granulometria estremamente fine.

CONCLUSIONI

La presente ricerca ha permesso di apportare nuove conoscenze circa una specie, come *Petromyzon marinus*, il cui attuale stato di conservazione risulta pesantemente minacciato, sia a livello ligure che nazionale (ZERUNIAN, 2003; CIUFFARDI e ARILLO, 2007).

Dallo studio emerge come nel bacino spezzino del Magra-Vara sia presente una popolazione giovanile di Lampreda di mare ben strutturata, ma con valori di densità appena soddisfacenti. In particolare, se paragonati con le numerose descrizioni raccolte durante il periodo di studio e basate sulla memoria storica dei pescatori locali, i risultati attuali permettono di evidenziare un forte declino della popolazione rispetto alla realtà presente sino alla metà del secolo scorso.

Fortunatamente l'elevata qualità ambientale complessiva degli ambienti fluviali del Magra e del Vara (attualmente ricompresi nel Parco Naturale Regionale di Montemarcello-Magra e sottoposti a vigilanza da parte della Polizia Provinciale della Spezia Sez. Faunistica) ha permesso la conservazione di una popolazione di *Petromyzon marinus* sufficientemente "vitale", ancora capace di riprodursi regolarmente negli ultimi anni.

Proprio per quel che riguarda le aree di frega, la ricerca ha permesso di accertare come il tratto intermedio del Fiume Vara (approssimativamente compreso tra 20 e 35 km dalla foce) costituisca la porzione di corso d'acqua maggiormente vocata al successo riproduttivo della specie e al reclutamento delle sue classi giovanili. Questo dato, particolarmente importante da un punto di vista conservazionistico, permetterà di adottare, in un prossimo futuro, una prima serie di fondamentali misure gestionali finalizzate alla salvaguardia e all'incremento di *Petromyzon marinus* nel bacino spezzino dei Fiumi Magra e Vara.

BIBLIOGRAFIA

- CIUFFARDI L., ARILLO A., 2007. La fauna ittica d'acqua dolce della Liguria: composizione attuale e categorie regionali IUCN. *Atti 11° Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Treviso, 31 marzo e 1 aprile 2006. Quaderni ETP*, **34**: 145-150.
- CIUFFARDI L., BASSANI I., 2005. Segnalazione del successo riproduttivo della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia. *Biologia Ambientale*, **19** (2): 15-16.
- CIUFFARDI L., DELL'OMODARME E., VASSALE S., MORI M., 2007. Risultati preliminari relativi al monitoraggio delle popolazioni di Petromizontidi in Provincia della Spezia. *Atti 11° Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Treviso, 31 marzo e 1 aprile 2006. Quaderni ETP*, **34**: 151-158.
- FOWLER J., COEHN L., 1993. *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Muzzio Editore, Padova, 240 pp.
- GARDINER R., 2003. *Identifying Lamprey. A Field Key for Sea, River and Brook Lamprey*. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 4. English Nature, Peterborough, 28 pp.
- HARDISTY M.W., POTTER I.C., STURGE R., 1970. A comparison of the metamorphosing and macrophthalmia stages of the lampreys *Lampetra fluviatilis* and *L. planeri*. *J. Zool. London*, **162**: 383-400.
- HARVEY J., COWX I., 2003. *Monitoring the River, Brook and Sea Lamprey. Lampetra fluviatilis, L. planeri and Petromyzon marinus*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 5, English Nature, Peterborough, 33 pp.
- HOLCÍK J., 1986. Petromyzontiformes. *The Freshwater Fishes of Europe*. AULA-Verlag Wiesbaden, Vol. 1/I: 95-116.
- MAITLAND P.S., 2003. *Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough, 52 pp.
- POTTER I.C., OSBORNE T.S., 1975. The systematics of larval lampreys. *J. Zool. Lond.*, **176**: 311-329.
- ZANANDREA G., 1955. Vita e costumi di vertebrati senza mascella e mandibola: le lamprede. *La Civiltà Cattolica*, **I**: 289-299, Quaderno 2511.
- 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., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Quad. Cons. Natura, 20, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 257 pp.

Caratterizzazione di lamprede di bacini dei versanti tirrenico e adriatico dell'Italia centrale con analisi del DNA mitocondriale

James Tagliavini^{1*}, Gilberto Gandolfi¹, Isabella La Fata¹, Sergio Zerunian²

¹ Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma. Parco Area delle Scienze 11/a - 43100 Parma

² Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci - 04010 Maenza (LT)

* Referente per la corrispondenza: james.tagliavini@unipr.it

Riassunto

Vengono riportati dati preliminari sulla caratterizzazione di aplotipi mitocondriali di lamprede stanziali di due popolazioni dell'Italia centrale, desunti dall'analisi di sequenze parziali dei geni citocromo ossidasi I (COI) e citocromo B (Cyt b). I campioni provengono da due popolazioni dei versanti adriatico e tirrenico: fiume Aterno-Pescara in Abruzzo e fiume Fibreno in Lazio; quest'ultimo corso d'acqua ospita la specie *Lampetra planeri*. L'assenza di variabilità mitocondriale osservata suggerisce una molto probabile conspecificità tra gli individui delle due popolazioni ed un loro probabile recente isolamento riproduttivo.

PAROLE CHIAVE: *Lampetra planeri* / DNA mitocondriale / tassonomia molecolare / Fiumi Fibreno ed Aterno

Mitochondrial DNA characterization of lampreys resident in Tirrenic and Adriatic basins of Central Italy

Preliminary results about characterization of mitochondrial haplotypes of non-parasitic lampreys resident in Central Italy, based on partial sequences of genes cytochrome oxidase subunit I (COI) and cytochrome B (Cyt b), are shown. Samples come from two populations of Adriatic and Tirrenic basins: Aterno-Pescara River (Abruzzi) and Fibreno River (Lazio), respectively. Sequences alignments and phylogenetic tree highlight identity between Aterno lampreys, Fibreno lampreys and the ones from Tirrenic basins (belonging to *Lampetra planeri*), and only one mitochondrial haplotype for all samples. Therefore, we can reasonably suppose that individuals of two population are conspecific, and that reproductive isolation among analyzed *L. planeri* individuals occurred recently.

KEY WORDS: *Lampetra planeri* / mitochondrial DNA / molecular taxonomy / Fibreno and Aterno Rivers

INTRODUZIONE

Nelle acque interne italiane sono presenti due specie di lamprede stanziali, non parassite: *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) e *Lethenteron zanandreaei* (VLADYKOV, 1955). La loro prevalente distribuzione geografica attuale è identificabile in bacini a Sud della catena appenninica per *Lampetra planeri* ed a Nord del fiume Po per *Lethenteron zanandreaei*. L'isolamento riproduttivo fra le due specie è assicurato dallo spartiacque Appenninico, dall'assenza di forme "sorelle" migratrici parassite di *L. zanandreaei* e dall'assenza, in Adriatico, della specie sorella parassita, migratrice di *L. planeri*, *Lampetra fluviatilis*; l'isolamento ha fissato alcune

differenze genetiche che consentono di caratterizzare popolazioni di diversa origine, ma rimane discutibile l'assegnazione al genere *Lethenteron* della Lampreda padana. Tale assegnazione, che era basata principalmente su modeste differenze del pattern di dentizione e sul numero medio di miomeri (VLADYKOV e FOLLETT, 1967; VLADYKOV e KOTT, 1979; BIANCO, 1986 e, con riserve, HOLCIK, 1986), è stata messa in discussione da BAILEY (1980), POTTER (1980), NELSON (1994) e, recentemente, da ZERUNIAN (2002) sia sulla base di dati genetici (TAGLIAVINI *et al.*, 1994, 1996) che su considerazioni zoogeografiche.

Sono attualmente note due popolazioni del versante adriatico dell'Appennino, quella del Fiume Potenza nelle Marche e quella del Fiume Aterno-Pescara in Abruzzo (vedi ZERUNIAN, 2004).

Vista la sua collocazione geografica, la popolazione marchigiana potrebbe costituire un plausibile relitto post-glaciale di *L. zanandrei* (va ricordato che il fiume Potenza è stato affluente appenninico del Po anche durante l'ultima glaciazione pleistocenica). Meno immediata invece risulta essere un'assegnazione di specie su base paleogeografica per la popolazione abruzzese. Su base morfomeristica la specie rappresentata sarebbe *L. planeri* e, nel caso, la popolazione dell'Aterno-Pescara costituirebbe l'unica rappresentante nota di Lampreda di ruscello nel versante adriatico della penisola italiana (vedi ZERUNIAN, 2004).

In questa nota vengono riportati i primi risultati dell'analisi genetica mitocondriale di due popolazioni dell'Italia centrale (Fig. 1): quella del Fiume Fibreno (Lazio, versante tirrenico), già attribuita a *L. planeri* (ZERUNIAN, 1988), e quella del Fiume Aterno (Abruzzo, versante Adriatico), con lo scopo di contribuire alla soluzione dei seguenti problemi:

1. la popolazione del Fiume Aterno-Pescara è realmente classificabile come *L. planeri*, o si tratta della popolazione più meridionale di *L. zanandrei*?
2. se si tratta di *L. planeri*, qual è il grado di somiglianza genetica con la popolazione più prossima del versante tirrenico, cioè quella del Fiume Fibreno? Il risultato di questa comparazione potrebbe chiarire se la popolazione ha un'origine recente (naturale, da una popolazione del versante tirrenico, attraverso fenomeni di captazione di acque da un versante all'altro dell'Appennino in zone carsiche, o artificiale, per introduzioni antropiche databili a partire dall'Epoca Romana e legate all'interesse alimentare che la specie rivestiva in passato), oppure relativamente antica; in quest'ultimo caso potrebbe costituire anch'essa relitto di popolazioni residenti durante il periodo di crisi di salinità del Mediterraneo, per esempio.

MATERIALI E METODI

Campioni ed estrazione del DNA totale

I campioni erano costituiti da frammenti di tessuto (pinna caudale o frammenti di pelle e muscolo dorsale conservati in etanolo >70%) di soggetti catturati in tempi diversi, provenienti dal Fiume Fibreno (4 individui) e Fiume Aterno (4 individui). Questi sono stati confrontati con alcuni esemplari già classificati con certezza, provenienti: dall'alto corso del Fiume Tevere, loc. Sigillo - Umbria (2 individui, *L. planeri*); dalla Roggia Lama, loc. Carmignano - Padova (1 individuo, *L. zanandrei*).

Il DNA totale è stato estratto da ciascun campione attraverso solubilizzazione dei tessuti con SDS-ProteinasiK ed estrazione con fenolo-cloroformio, secondo protocolli convenzionali (MANIATIS *et al.*, 1982).

Amplificazione con PCR e sequenziamento di sequenze mitocondriali

I DNA totali sono stati impiegati come templati per reazioni di amplificazione con PCR di due regioni mitocondriali: la prima, compresa fra il gene tRNA^{THR} e parte del gene citocromo b (Cytb) (vedi Fig. 2), la seconda, interna al gene citocromo ossidasi I (COI). Le reazioni, condotte in un volume di 15 µL ciascuna, impiegavano rispettivamente i primers 15926(*forward*)/15149(*reverse*), disegnati da KOCHER *et al.* (1989) ed L6860 (5'-ggc tt(ct) gg(gc) aac tga ctt gta cc 3') e H7993 (5'-cat gta gtg ta(ag) gca tct ggg tag tc-3'), primers degenerati, disegnati da allineamenti di COI di pesci disponibili in banche dati di DNA (YAMAZAKI *et al.*, 2003). I sequenziamenti sono stati realizzati impiegando il primer 15149 per la regione Cyt b e H7993 per quanto riguarda la regione COI ed utilizzando il servizio di sequenziamento della ditta MWG Biotech (Germania).

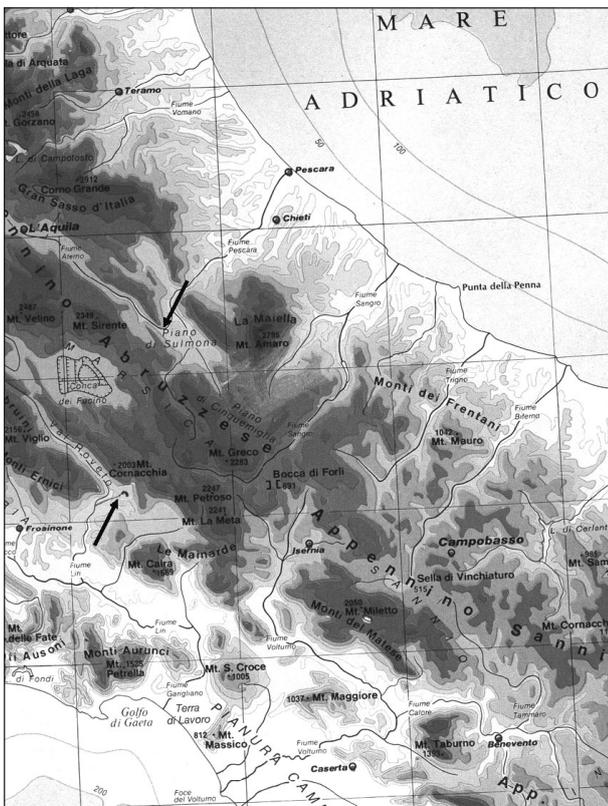


Fig. 1. Stazioni di campionamento (freccie) nel Fiume Fibreno (Lazio, versante tirrenico) e nel Fiume Aterno (Abruzzo, versante adriatico).

Allineamenti delle sequenze ed analisi fenetiche

Gli allineamenti sono stati condotti con CLUSTALW (THOMPSON *et al.*, 1994), verificando manualmente eventuali incertezze, mentre le analisi fenetiche sono state condotte impiegando programmi contenuti in MEGA 3.0 (KUMAR *et al.*, 2004). In particolare, sono state calcolate le distanze genetiche impiegando l'algoritmo di Kimura 2D, mentre gli alberi filogenetici sono stati realizzati impiegando l'opzione Neighbor-Joining. Nelle analisi sono state utilizzate sequenze di altri petromizontiformi disponibili in banche dati di DNA, i riferimenti dei quali sono riportati nella didascalia della figura 3.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Tutti i campioni analizzati hanno prodotto frammenti PCR di dimensioni corrispondenti alle attese: circa 700 paia basi (bp) per gli amplificati contenenti parte del gene Cyt b e circa 1100 bp per quelli relativi al gene COI; stime dell'efficienza di amplificazione e delle dimensioni degli amplificati sono state condotte con elettroforesi su gel di agarosio prima di procedere con il sequenziamento.

Gli allineamenti delle sequenze hanno evidenziato i seguenti risultati.

1) **Cyt b**. Sono state considerate 384 bp del gene, sia delle 11 sequenze originali prodotte con campioni italiani, sia con sequenze di *Petromyzon marinus*, *L.*

fluviatilis, *Lethenteron japonicum*, *Lethenteron kessleri* recuperate in banche dati di DNA. Non sono state impiegate sequenze relative alla regione non codificante II ed a tRNA poiché gli allineamenti mostrano alcune ambiguità in corrispondenza di sequenze molto ripetute. Il confronto a coppie delle sequenze prodotte da campioni di *L. fluviatilis*, lamprede dei fiumi Aterno, Fibreno, Tevere, ha mostrato il 100% di identità. La regione considerata evidenzia il solo aplotipo mitocondriale e non esclude una molto probabile cospecificità fra i soggetti dell'Aterno e quelli del Fibreno. Confronti a coppie con soggetti di specie diversa hanno evidenziato il 97,7% di identità (9 sostituzioni di base su 384 bp) con *L. zanandreae* di Roggia Lama (PD), 93,7% di identità con *L. japonicum* e *L. kessleri* (stessa identità, ma diversi aplotipi) e 86,5% di identità con *P. marinus*.

2) **COI**. Sono state considerate 740 bp del gene, sia di 10 sequenze originali prodotte con campioni italiani, sia con sequenze di *P. marinus*, *L. fluviatilis*, *L. japonicum*, *L. kessleri*, recuperate in banche dati di DNA. Il confronto a coppie delle sequenze prodotte da campioni di lamprede dei fiumi Aterno, Fibreno, Tevere, ha mostrato il 100% di identità. Anche in questo caso si ha il solo aplotipo mitocondriale e ciò rafforza l'ipotesi di cospecificità fra i soggetti dell'Aterno e quelli del Fibreno. Confronti a coppie con soggetti di specie diversa hanno evidenziato il 99,6%

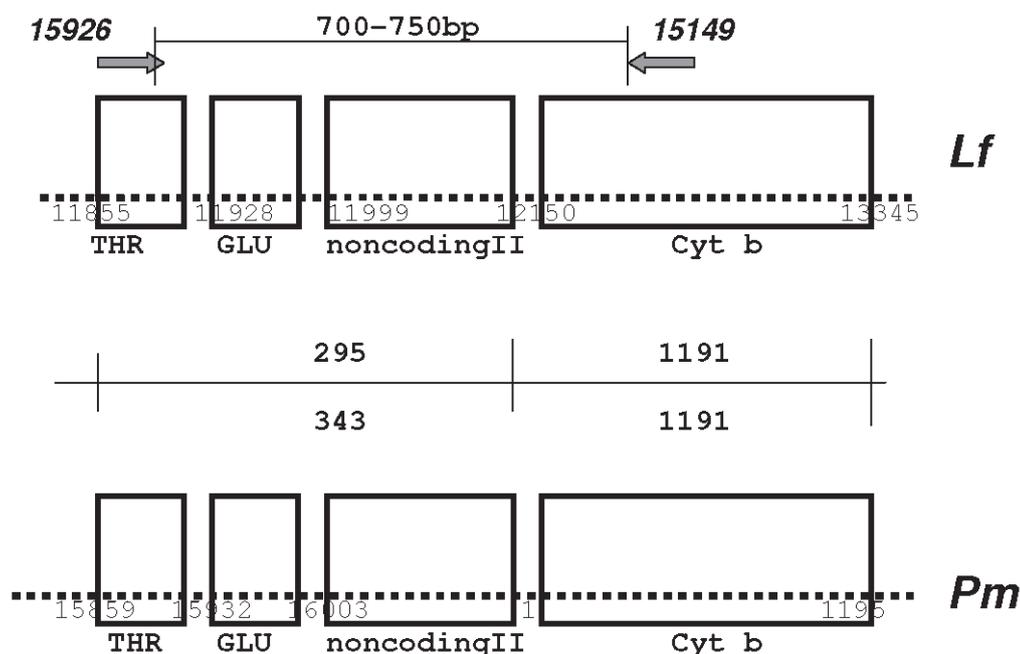


Fig. 2. Regione mitocondriale amplificata con la coppia di primere 15926-15149 in *L. fluviatilis* (*Lf*) (accession number Y18683) ed in *Petromyzon marinus* (*Pm*) (accession number NC 001626). La lunghezza variabile del frammento amplificato è dovuta alla presenza di sequenze ripetute presenti nella regione non codificante II. THR e GLU sono geni codificanti tRNA, mentre i numeri evidenziati sotto le strutture geniche corrispondono alla numerazione delle basi riportate in banca dati di DNA.

di identità (3 sostituzioni su 740 bp) con *L. fluviatilis*, 97,2% di identità (21 sostituzioni di base su 740 bp) con *L. zanandreaei* di Roggia Lama (PD), 93,1% di identità (51 sostituzioni su 740 bp) con *L. japoni-*

cum, 93,1% di identità con *L. kessleri* (51 sostituzioni su 740 bp) e 87,7% di identità con *P. marinus* (91 sostituzioni su 740 bp).

Le distanze genetiche secondo Kimura 2 D, desunte

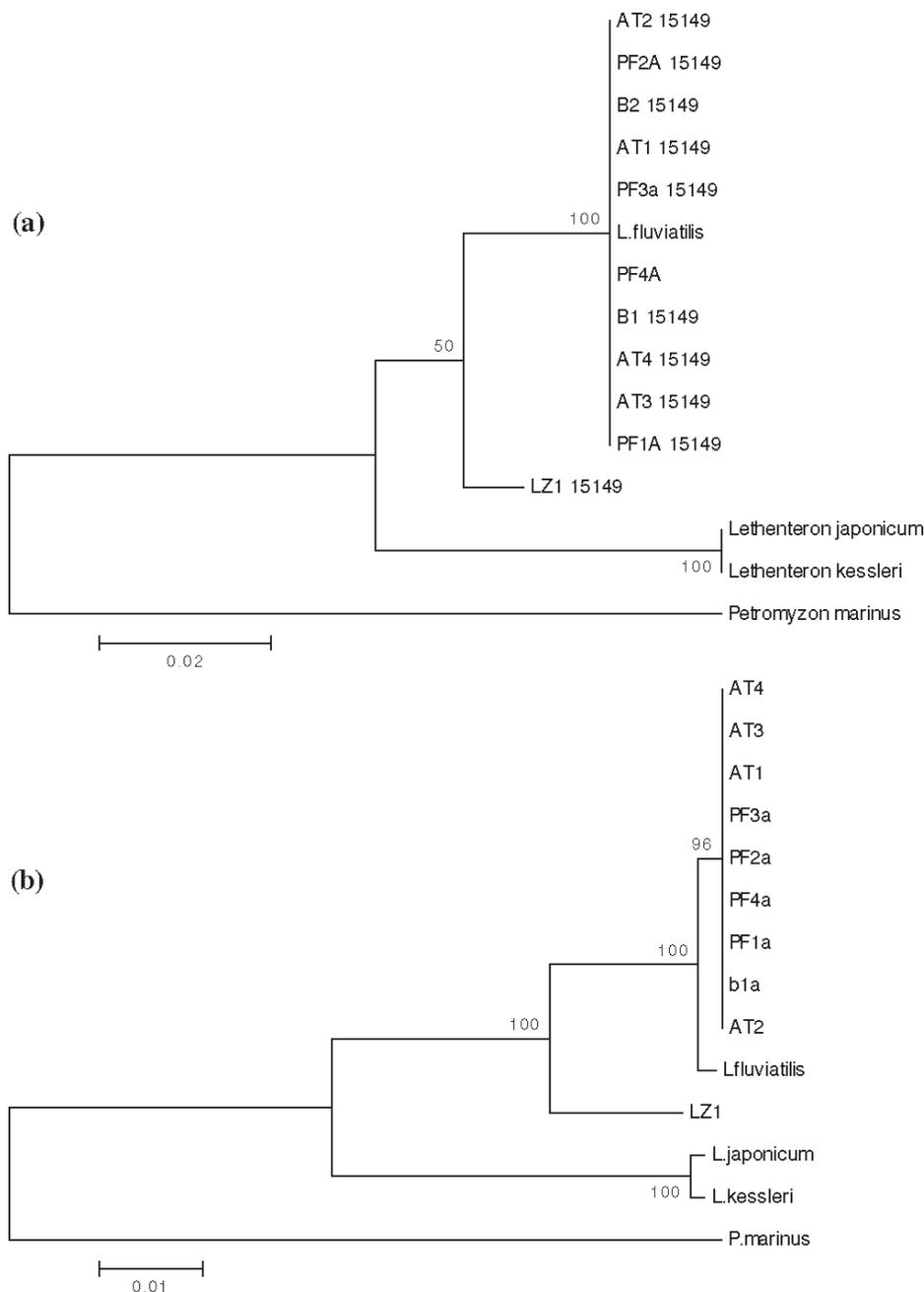


Fig. 3. Alberi di consenso costruiti con *Neighbor-Joining* da matrici di distanza genetica ottenute con Kimura 2D da dati relativi a 15 sequenze parziali dei geni Citocromo b (a), e 14 sequenze parziali di Citocromo ossidasi I (b). I numeri ai nodi sono valori di *bootstrap* per 100 replicazioni.

AT—campioni del fiume Aterno, B—campioni dell'alto Tevere, PF—campioni del fiume Fibreno, LZ1 è un campione di lampreda padana (*L. zanandreaei*). *P. marinus* (NC 001626), *L. fluviatilis* (Y18683), *L. japonicum* (*Cyt b* AB220174, *COI* AB198747), *L. kessleri* (*Cyt b* AB220175, *COI* AB198752) sono acquisite da banche dati di DNA; le sigle a lato della denominazione della specie costituiscono i numeri d'accesso alle banche dati.

sia dai confronti fra sequenze di Cyt b che da confronti di sequenze COI, sono state impiegate per la costruzione di alberi filogenetici. La figura 3 riporta gli alberi di consenso generati con MEGA 3 impiegando l'opzione Neighbor-Joining. Le tipologie d'albero sono concordanti e confermano quanto intuibile attraverso la valutazione di identità di sequenze con i confronti a coppie.

CONCLUSIONI

Rispetto alle ipotesi formulate nell'introduzione di tale lavoro, nonostante il limitato numero di soggetti analizzati, in via preliminare possiamo concludere che: 1. i soggetti analizzati del Fiume Aterno presentano

sequenze mitocondriali identiche a quelle di altre *L. planeri* di bacini tirrenici;

2. la presenza di un unico aplotipo mitocondriale caratteristico di tutti i soggetti di *L. planeri* analizzati depone a favore di un recente isolamento riproduttivo non sostenuto da specie sorelle migratrici.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano le Direzioni delle Riserve Naturali Regionali Lago di Posta Fibreno (Regione Lazio) e Gole di San Venanzio (Regione Abruzzo) per aver autorizzato i campionamenti, il Dr. Lino Ruggieri e il Sig. Antonio Lecce per aver collaborato nel lavoro sul campo; la sig.ra Francesca Davoli (Università di Parma) per aver collaborato nelle attività di laboratorio.

BIBLIOGRAFIA

- BAILEY R.M., 1980. Comments on the classification and nomenclature of lampreys- an alternative view. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**:1626-1629.
- BIANCO P.G., 1986. *Lethenteron zanandreaei* (Vladikov, 1955). In: Holcik J. (ed.). *The freshwater fishes of Europe*, vol. 1, pt. 1. AULA-Verlag, Wiesbaden: 237-246.
- BLOCH M.E., 1784. *Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands*. Dritter Theil, Berlin, pp 73-108.
- HOLCIK J., 1986. *Petromyzontiformes. The freshwater fishes of Europe*. AULA-Verlag, Wiesbaden. Vol.1, Part I.
- KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PAABO V., VILLABLANCA, F. X., WILSON A.C., 1989. Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **86**: 6196-6200.
- KUMAR S., TAMURA K., NEI M., 2004. MEGA3: Integrated software for Molecular Evolutionary Genetics Analysis and sequence alignment. *Briefings in Bioinformatics*, **5**: 150-163.
- MANIATIS T., FRITSCH E.F., SAMBROOK J., 1982. *Molecular cloning- a laboratory manual*. Cold Spring Harbor Lab. Press.
- NELSON J.S., 1984. *Fishes of the world*. Wiley, New York, XV + 523pp.
- POTTER I.C., 1980. The Petromyzontiformes with particular reference to paired species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 1595-1615.
- TAGLIAVINI J., TIZZI R., CONTERIO F., MARIOTTINI P., GANDOLFI G., 1994. Mitochondrial DNA sequences in three genera of Italian lampreys. *Boll. Zool.*, **61**: 331-333.
- TAGLIAVINI J., CONTERIO F., MARIOTTINI P., GANDOLFI G., 1996. Variabilità mitocondriale di lamprede non parassite italiane. *Ateneo Parmense, Acta Nat.*, **29**: 47-55.
- THOMPSON J.D., HIGGINS D.G., GIBSON T.J., 1994. Clustal W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Res.*, **22**: 4673-4680.
- VLADYKOV V., 1955. *Lampetra zanandreaei*, a new specie of lamprey from Northern Italy. *Copeia*, **3**: 215-223.
- VLADYKOV V.D., FOLLETT W.I., 1967. The teeth of lampreys (Petromyzontidae) their terminology and use in a key to the Holarctic genera. *J. Fish. Res. Board Can.*, **24**: 1067-1075.
- VLADYKOV V.D., KOTT E., 1979. Satellite species among the Holarctic lampreys. *Can. J. Zool.*, **57**: 860-870.
- YAMAZAKI Y., GOTO A., NISHIDA M., 2003. Mitochondrial DNA sequence divergence between two cryptic species of *Lethenteron*, with reference to an improved identification technique. *J. Fish Biol.*, **62**: 591-609.
- ZERUNIAN S., 1988. *I Pesci del Lago di Posta Fibreno: ecologia, faunistica, biologia e pesca*. Comune di Posta Fibreno (Lazio), 93 + IX pp. + 3 tavv.
- 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., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura, 20, 257 pp. + CD.

Prime considerazioni sulla popolazione del genere *Salmo* presente nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio (Fiume Aterno, Abruzzo)

Sergio Zerunian^{1*}, Lino Ruggieri²

¹ Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci – 04010 Maenza (LT)

² Ecogest s.a.s., Via De Albentis 20 – 64100 Teramo

* Referente per la corrispondenza: zerunians@virgilio.it

Riassunto

Le conoscenze sui *Salmo* del versante adriatico della penisola italiana sono scarse e frammentarie. Nel 2006 è stato effettuato un campionamento di trote nel Fiume Aterno, all'interno di un'area protetta regionale. Lo studio morfologico degli esemplari catturati ha portato a identificare un fenotipo presumibilmente indigeno, del tutto sovrapponibile a *Salmo ghigi* descritta da Pomini nel 1941. Anche alla luce di dati genetici (analisi condotta da altri ricercatori sugli stessi esemplari oggetto della presente indagine), viene discussa la possibilità di rivalutare il taxon "ghigi" come semispecie del complesso *Salmo trutta* indigena in un'area delle regioni centro-orientali dell'Italia peninsulare.

PAROLE CHIAVE: *Salmo trutta* / Fiume Aterno / Abruzzo / popolazione indigena

Preliminary considerations on the *Salmo* population of the "Gole di San Venanzio" Regional Natural Reserve (Aterno River, Abruzzo)

The knowledge on *Salmo* taxa of the Adriatic side of the Italian peninsula are scarce and fragmented. In 2006 a sampling of trout in the Aterno River has been carried out, inside a regional protected area. The morphological study of the sampled specimens has lead to identify a presumable indigenous phenotype, which totally overlaps to *Salmo ghigi* described by Pomini in 1941. Also considering the genetic data (conducted by other researchers on the same specimens), the authors discuss the chance to revalue the taxon "ghigi" as semispecies of the complex *Salmo trutta* indigenous in an area of the Central-Eastern part on the Italian peninsula.

KEY WORDS: *Salmo trutta* / Aterno River / Abruzzo / native population

INTRODUZIONE

I Fiumi Aterno e Pescara, con i relativi affluenti, costituiscono il principale sistema idrografico della Regione Abruzzo e uno dei più importanti dell'intero versante adriatico dell'Italia peninsulare (Fig. 1). Il Fiume Aterno è l'asse portante della Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio, istituita con Legge della Regione Abruzzo n. 84/1998. Dei 6 km circa del corso d'acqua all'interno della Riserva, 4 km scorrono incassati in un canyon difficilmente accessibile per l'uomo. Ciò ha permesso il mantenimento nel tempo di

un ambiente relativamente selvaggio e incontaminato, dove vivono diverse specie animali e vegetali di interesse conservazionistico. L'importanza della Riserva per quanto riguarda la flora, la fauna, gli habitat e il paesaggio, è sancita dalla designazione dell'intero territorio come Sito Natura 2000 IT 7110096 "Gole di San Venanzio".

Per quanto riguarda l'ittiofauna, una recente indagine di carattere generale sull'ambiente fluviale ha messo in evidenza la presenza di 6 specie presumibilmente

indigene (*Lampetra planeri*, *Salmo trutta*, *Barbus plebejus*, *Rutilus rubilio*, *Leuciscus cephalus*, *Tinca tinca*), evidenziando la necessità di compiere approfondimenti di tipo tassonomico e zoogeografico su alcuni taxa (RUGGIERI e DI MATTEO, 2004).

Di particolare interesse risulta la presenza di trote con una peculiare livrea, comunque classificabili nel complesso *Salmo trutta*. Pescatori sportivi locali di provata esperienza e conoscenza storica distinguono nettamente gli individui considerati autoctoni dalla Trota

fario, *Salmo (trutta) trutta*, comunemente utilizzata per i ripopolamenti. Il tratto di fiume in cui vengono riscontrati con maggiore frequenza gli individui presumibilmente indigeni è proprio quello delle Gole di San Venanzio, tratto che sembra non essere stato oggetto di alcun ripopolamento.

Un altro elemento di notevole interesse di cui tenere conto, scaturito da un'indagine ittiologica della prima metà del Novecento, consiste nella descrizione di un Salmonide effettuata su esemplari del Fiume Sagitta-

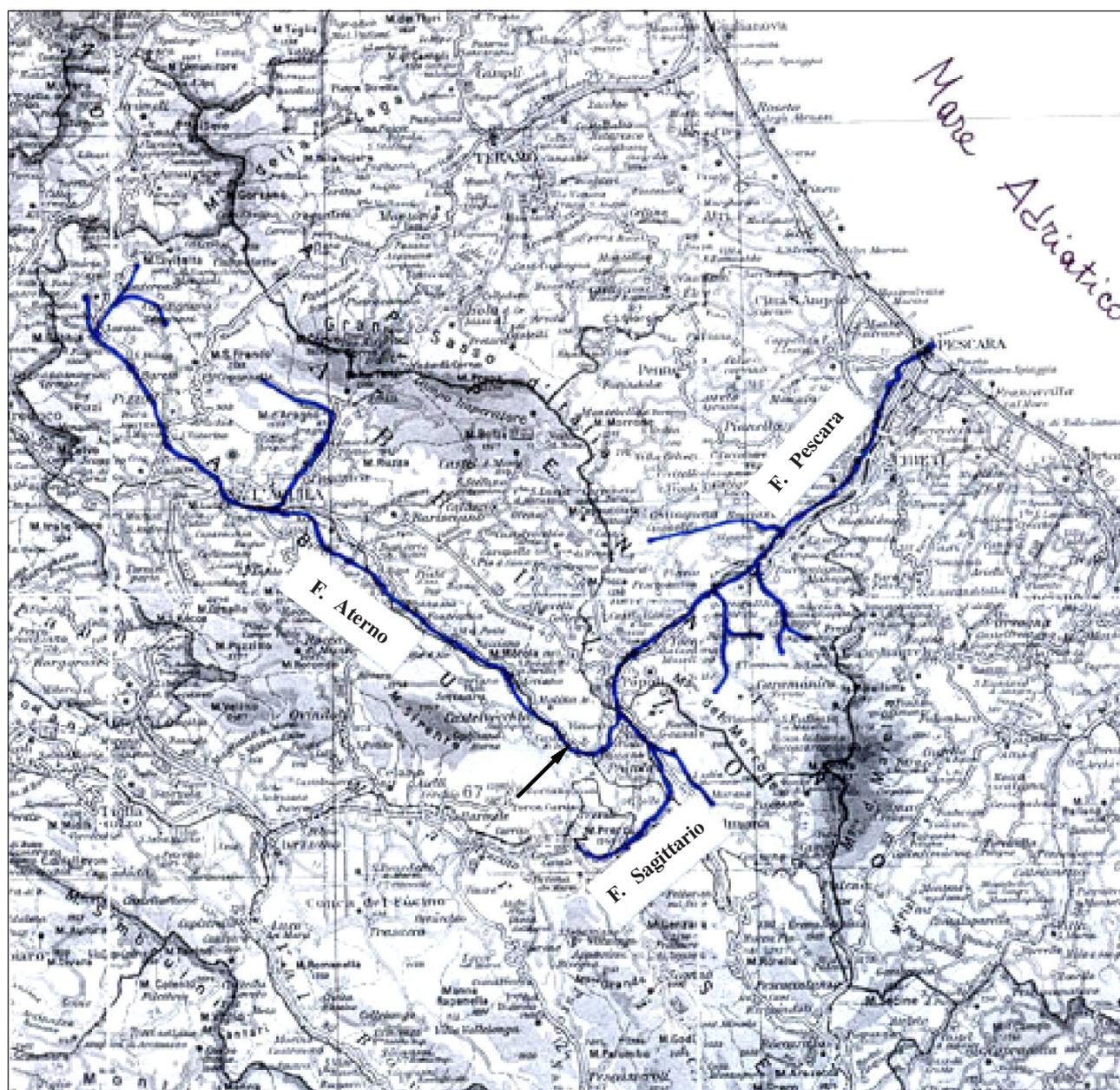


Fig. 1. Il sistema idrografico dei Fiumi Aterno e Pescara, uno dei più importanti del versante adriatico dell'Italia peninsulare. La freccia indica il canyon presente all'interno della Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio, dove è stato effettuato il campionamento.

rio, affluente dell'Aterno-Pescara (Fig. 1): *Salmo ghigi* Pomini, 1941. Anche se questo taxon successivamente non è stato considerato valido (TORTONESE, 1970), resta l'importante testimonianza di una popolazione molto probabilmente indigena nel bacino dell'Aterno-Pescara con peculiari caratteristiche fenotipiche.

In generale, la questione di eventuali Salmonidi indigeni nel versante adriatico della penisola italiana è di grande interesse zoogeografico. La scarsità dei dati in proposito ha infatti lasciato aperta un'evidente lacuna per questa parte d'Italia (GANDOLFI *et al.*, 1991).

Nel corso del 2006 l'Ente gestore della Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio ha promosso un'indagine finalizzata ad apportare un contributo alla conoscenza dei Salmonidi presenti nell'area protetta. La ricerca, comprendente analisi fenotipiche (riportate in questo lavoro) e analisi genetiche (GRATTON *et al.*, 2007), è stata condotta su esemplari catturati nel tratto del Fiume Aterno ricadente all'interno della Riserva.

MATERIALI E METODI

Nell'estate 2006, in corrispondenza del periodo di magra, è stata organizzata la risalita del tratto del Fiume Aterno che scorre nelle Gole di San Venanzio, con lo scopo di catturare esemplari di trota presenti nel corso d'acqua. La risalita e il campionamento hanno avuto luogo il giorno 11 luglio 2006. Il gruppo di lavoro era costituito da personale della Riserva, pescatori sportivi locali, gli autori del presente articolo e personale dell'Università di Roma "Tor Vergata" (incaricato dell'analisi genetica). Mediante elettropesca

sono stati catturati 26 esemplari classificabili con certezza nel genere *Salmo*, aventi lunghezza totale compresa fra 4,2 e 42 cm (1-835 g).

Su tutti gli esemplari catturati, dopo idonea anestesia, sono state eseguite fotografie per la successiva analisi della livrea e sono stati rilevati alcuni parametri biometrici (lunghezza totale e peso); sono state quindi prelevate 5-6 scaglie nella regione latero-dorsale (per la possibile determinazione dell'età) e un frammento di pinna dorsale per l'analisi genetica. Quattro esemplari, di cui tre adulti e un giovane, sono stati sacrificati e conservati in idoneo liquido fissativo (formalina al 10%); gli altri 22 sono stati rilasciati nel luogo di cattura.

Su 21 dei 26 esemplari catturati è stata compiuta una dettagliata analisi degli elementi che nel loro insieme costituiscono la livrea. Sono stati esclusi i 5 esemplari giovani di lunghezza totale minore o uguale a 10 cm; la livrea dei giovani infatti risulta simile nei vari taxa del genere *Salmo* e, per questo, di scarsa utilità nelle indagini tassonomiche. Sono stati presi in esame 14 caratteri, riportati di seguito (Fig. 2):

1. presenza/assenza (p/a) di una grande macchia nera sul preopercolare;
2. p/a di una o più medio-grandi macchie nere sull'opercolare;
3. p/a di medie macchie nere con alone chiaro;
4. p/a di medie macchie colorate (rosso, arancio o bruno) con alone chiaro;
5. p/a di piccole macchie nere senza alone;
6. p/a di piccole macchie colorate (rosso, arancio o bruno) senza alone;

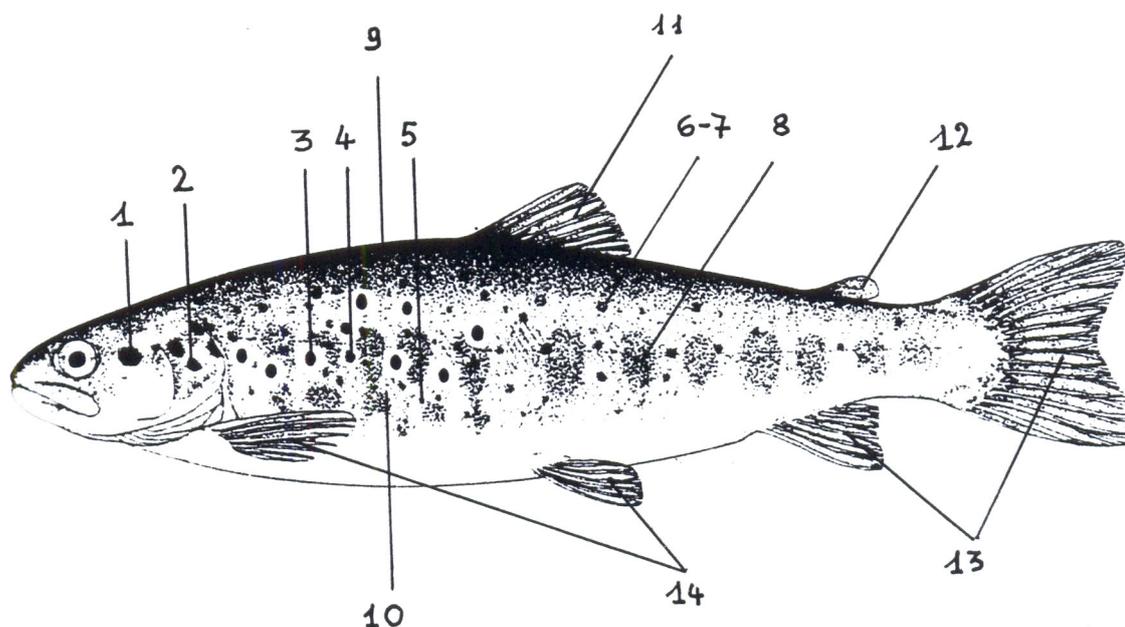


Fig. 2. I caratteri della livrea presi in esame.

7. colore delle eventuali macchie dei punti 4 e 6;
8. p/a di grandi macchie ellissoidali grigiastre (tipo macchie "parr");
9. colore di fondo della regione dorsale;
10. colore di fondo della regione latero-ventrale;
11. colore della pinna dorsale;
12. colore della pinna adiposa;
13. colore delle pinne caudale ed anale;
14. colore delle pinne pettorali e ventrali.

Sui tre esemplari adulti conservati in formalina, a cui sono stati assegnati i numeri 1, 2 e 4 in relazione alla sequenza di campionamento, sono stati rilevati 19 caratteri morfometrici (Lt, Ls, LPC, DmPD, Amax, Amin, Lcp, Lpro, dor, Lpso, DmPV, LPD, LPP, LPV, LbPA, LPA, lbc, Dino, lmax: per il significato delle abbreviazioni vedi GANDOLFI *et al.*, 1991) e 6 caratteri meristici (numero di scaglie lungo la linea laterale; numero di raggi nelle pinne dorsale PD, caudale PC, pettorali PP, ventrali PV, anale PA).

Da uno dei tre esemplari adulti conservati in formalina (il n. 4) è stato estratto ed esaminato il vomere.

RISULTATI

La popolazione di trote presente nelle Gole di San Venanzio mostra una consistente variabilità fenotipica. È possibile evidenziare tre "tipi", ai quali in prima istanza può essere assegnato un nome convenzionale: a) FENOTIPO "GHIGI", sovrapponibile a *Salmo ghigi* descritta da POMINI nel 1941 su esemplari del Fiume Sagittario; b) FENOTIPO "MACROSTIGMA", sovrapponibile in parte a *Salmo (trutta) macrostigma* (vedi ZERUNIAN, 2004); c) FENOTIPO "FARIO", sovrapponibile almeno in parte alla forma di torrente di *Samo (trutta) trutta* (vedi ZERUNIAN, 2004). In figura 3 viene riportato, su base esclusivamente qualitativa, il grado di attribuzione

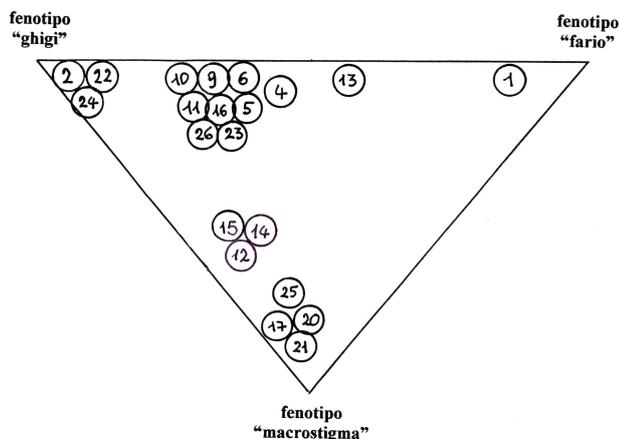


Fig. 3. Gradiente di attribuzione dei 21 esemplari esaminati ai tre fenotipi "ghigi", "macrostigma" e "fario"; all'interno dei cerchietti è riportato il numero di riferimento di ciascun esemplare.

dei 21 esemplari esaminati ai tre fenotipi.

Consideriamo di particolare interesse il fenotipo "ghigi", che potrebbe risultare tipico e peculiare della popolazione indigena nel complesso idrografico costituito dai Fiumi Aterno-Pescara e relativi affluenti; tale fenotipo è mostrato in modo chiaro da tre degli esemplari esaminati: i numeri 2 (vedi Fig. 4), 22 e 24. Altri 9 esemplari (i numeri 4, 5, 6, 9, 10, 11, 16, 23, 26) mostrano comunque una livrea vicina a quella tipica. Con riferimento ai 14 caratteri presi in esame, gli elementi rilevati caratterizzanti il fenotipo "ghigi" sono mostrati nella tabella I.

Un esemplare (il n. 1, catturato nella parte terminale delle gole) mostra la maggior parte dei caratteri della Trota fario; altri 10 esemplari possono essere collocati in situazione intermedia lungo l'asse "ghigi"- "fario". Si tratta probabilmente di ibridi, frutto della riproduzione fra individui caratterizzati dal fenotipo "ghigi" e individui di Trota fario introdotti per fini alieutici. L'introduzione della fario è avvenuta certamente in tratti diversi da quello in cui sono stati eseguiti i campionamenti; ciò non toglie che successivamente può esserci stato il contatto fra gli individui alloctoni e gli individui presumibilmente indigeni (che occupano prevalentemente il tratto delle Gole di San Venanzio).

Un ultimo gruppo, costituito da 4 esemplari (i numeri 17, 20, 21 e 25), mostra una livrea almeno in parte sovrapponibile a quella della Trota macrostigma; altri 3 (i numeri 12, 14 e 15) si collocano in posizione intermedia lungo l'asse "ghigi"- "macrostigma". Nessuno degli esemplari esaminati presenta però con chiarezza i caratteri fenotipici della Trota macrostigma. Anche in questo caso si può supporre il fenomeno dell'ibridazione con individui di origine alloctona.

Tab. I. Elementi caratterizzanti il fenotipo "ghigi".

carattere	presenza/assenza, (numero e regione interessata), colore
1	si
2	si (1-2)
3	no
4	no
5	si (80-180 nella regione cefalica e dorso-laterale)
6	si (40-100 nella regione laterale)
7	rosso carminio
8	no
9	grigio-verdastro chiaro
10	giallo molto chiaro
11	giallo-verdastro, con piccole macchie nere
12	giallo-verdastro, talvolta con piccole macchie rosse
13	giallo-verdastro
14	giallo chiaro-verdastro



Fig. 4. L'esemplare n. 2 del campionamento presenta in modo chiaro tutti i caratteri fenotipici attribuiti da Pomini a *Salmo ghigi*. (Foto A. Di Matteo)

Nella tabella II vengono riportati i valori relativi ai 25 caratteri rilevati sui tre esemplari conservati in formalina.

I valori dei tre esemplari rientrano negli intervalli di variazione noti per il complesso *Salmo trutta*. Particolare attenzione va comunque rivolta all'esemplare n° 2 che, in base all'analisi della livrea, presenta in modo chiaro tutti i caratteri del fenotipo "ghigi" (Fig. 4).

Per quanto riguarda il vomere dell'esemplare n. 4, sono stati osservati complessivamente 13 denti, di cui 5 sulla testa dell'elemento osteologico e 8 sullo stelo dello stesso; la loro disposizione è alternata. Anche questo carattere, così come i caratteri morfometrici e meristici, rientra nel quadro noto per il complesso *Salmo trutta*.

DISCUSSIONE

L'attuale presenza nelle Gole di San Venanzio di trote caratterizzate da un fenotipo peculiare, che nel precedente paragrafo abbiamo chiamato "ghigi" e descritto in modo particolareggiato, rappresenta un elemento di grande interesse faunistico. Anche se la maggior parte degli individui campionati sembra aver subito introgressione genica con altre forme alloctone del complesso *Salmo trutta*, la popolazione mostra interessanti elementi che la contraddistinguono da altre esaminate con le stesse metodologie. Ciò è confermato dall'analisi genetica eseguita da GRATTON *et al.* (2007):

Tab. II. Caratteri morfometrici (cm) e meristici rilevati sui tre esemplari adulti conservati in formalina.

Carattere	Esemplare n° 1	Esemplare n° 2	Esemplare n° 4
Lt	32,2	35,9	33,8
Ls	27,7	30,8	29,4
LPC	4,5	5,1	4,4
DmPD	12,5	14,7	13,5
Amax	7,0	8,5	7,3
Amin	2,8	3,5	3,0
Lcp	6,9	8,6	6,5
Lpro	1,9	2,7	1,4
dor	1,4	1,5	1,4
Lpso	3,9	4,6	4,2
DmPV	15,1	17,9	16,3
LPD	4,7	5,6	4,9
LPP	5,2	5,8	5,2
LPV	3,9	4,7	3,8
LbPA	3,1	3,4	3,0
LPA	4,6	5,7	4,8
lbc	3,3	3,4	2,6
Dino	2,3	3,0	2,4
lmax	4,4	5,1	4,2
N° scaglie linea lat.	111	112	114
Numero raggi PD	12	11	11
Numero raggi PC	19	19	19
Numero raggi PP	12	13	13
Numero raggi PV	8	9	8
Numero raggi PA	9	10	8

i profili genotipici nucleari individuali (microsatellite e LDH-C1), analizzati attraverso l'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze e messi a confronto con altri appartenenti a tre diverse popolazioni dell'Italia centrale (Lago di Posta Fibreno, popolazione naturale del versante tirrenico classificata come *Salmo (trutta) macrostigma*; Fiume Ninfa, popolazione naturale del versante tirrenico classificata come *Salmo (trutta) macrostigma*; Jenne, allevamento di trote di origine atlantica classificabili come *Salmo (trutta) trutta*), confermano la peculiarità della popolazione del Fiume Aterno – San Venanzio (Fig. 5). Secondo gli autori dell'indagine genetica citata, la popolazione di trote delle Gole di San Venanzio potrebbe essere “rappresentativa di un pool genico adriatico fortemente differenziato rispetto a quelli delle popolazioni tirreniche”. L'esistenza nel bacino dell'Aterno-Pescara di trote indigene di ceppo mediterraneo è stata riscontrata recentemente anche da altri autori (MARCONATO *et al.*, 2006).

L'ipotesi dell'autoctonia delle trote dell'Aterno-Pescara, di cui la piccola popolazione delle Gole di San Venanzio potrebbe costituire un nucleo “relitto”, è documentata in modo chiaro nel testo di COSTA (1850) sulla fauna del Regno di Napoli; le prime introduzioni di Salmonidi in Abruzzo risalgono infatti solo alla fine dell'Ottocento (DE AMICIS, 1897).

La presenza di esemplari con fenotipi diversi dal

“ghigi”, per i quali può essere ipotizzata l'ibridazione con la Trota fario e con la Trota macrostigma (entrambe a nostro avviso di origine alloctona), evidenzia un parziale “inquinamento genetico” della popolazione indigena. Questa ipotesi è confortata dai risultati di analisi genetiche (GRATTON *et al.*, 2007; MARCONATO *et al.*, 2006).

CONCLUSIONI

Alla luce delle attuali conoscenze, la popolazione di *Salmo* presumibilmente indigena nel tratto delle Gole di San Venanzio del Fiume Aterno non risulta classificabile in nessuno dei taxa noti dell'ittiofauna italiana (vedi: GANDOLFI *et al.*, 1991; ZERUNIAN, 2004). Si pone quindi la questione di dare ad essa una collocazione sistematica.

Il quadro che emerge dai dati rilevati, e in particolare dall'analisi della livrea (elemento tassonomico molto importante nelle varie forme del complesso *Salmo trutta* presenti nell'area mediterranea, separatesi in tempi piuttosto recenti dell'ordine di grandezza di poche decine di migliaia di anni), porta ad alcune conclusioni e ipotesi di estremo interesse faunistico.

1. Nel tratto del Fiume Aterno che scorre nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio, e in particolare nella parte interessata dalle gole, vive una popolazione relitta di un Salmonide indigeno nell'area

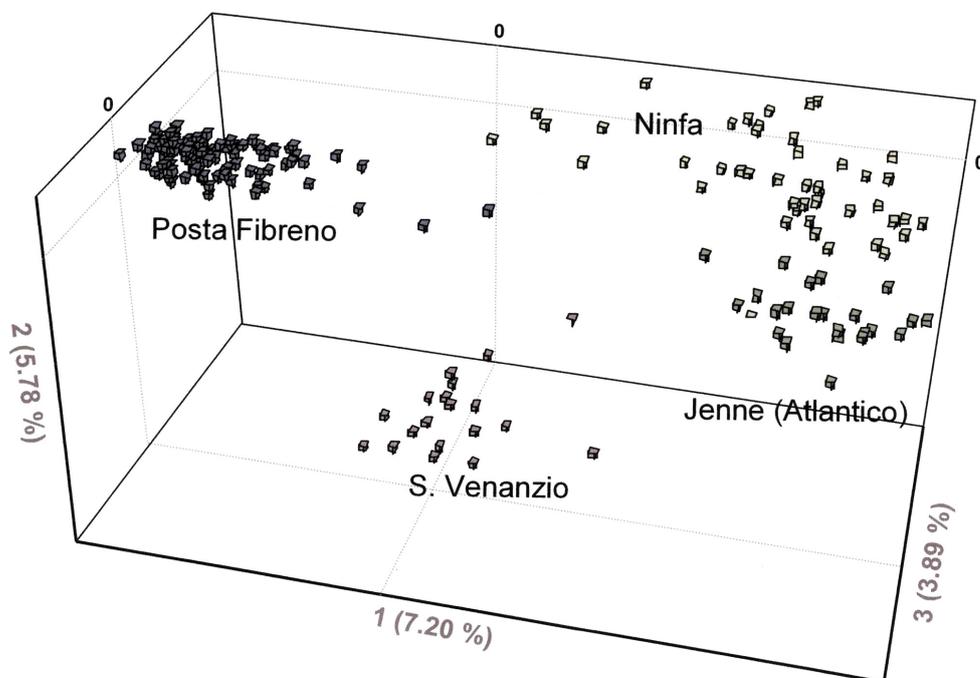


Fig. 5. Comparazione fra i genotipi nucleari individuali della popolazione delle Gole di San Venanzio con altre popolazioni del genere *Salmo* eseguita mediante l'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze su profili genotipici in 10 loci nucleari, 9 loci microsatellite e LDH-C1 (da GRATTON *et al.*, 2007).

peninsulare medio-adriatica; questo taxon potrebbe costituire un endemismo dell'area suddetta.

2. I caratteri della livrea della popolazione di San Venanzio risultano ampiamente sovrapponibili con quelli di *Salmo ghigi*, descritta da Pomini nel 1941.
3. I caratteri della livrea della popolazione di San Venanzio sono sovrapponibili solo in minima parte con quelli di *Salar dentex* Heckel, 1858 (successivamente attribuita al genere *Salmo*), descritta su materiale della Dalmazia e supposta sinonimo con priorità di descrizione e nomenclatura rispetto a *Salmo ghigi* (TORTONESE, 1970).
4. Il taxon indigeno, e probabilmente endemico, nel versante medio-adriatico della penisola italiana potrebbe costituire la quarta semispecie del complesso *Salmo trutta* presente nel nostro paese; tenendo conto dell'unicità genotipica della popolazione delle Gole di San Venanzio (GRATTON *et al.*, 2007) e della sua distanza sia rispetto ad altre forme classificabili come *Salmo (trutta) macrostigma* (popolazioni del Fiume Fibreno e del Fiume Ninfa) e *Salmo (trutta) trutta* (ceppo atlantico di allevamento), essa potrebbe essere classificata come *Salmo (trutta) ghigi* Pomini, 1941.

Il grande interesse rivestito dalla popolazione del complesso *Salmo trutta* presente nella Riserva Regionale Gole di San Venanzio rappresenta una valida

motivazione per portare avanti programmi di ricerca e azioni gestionali finalizzate in primo luogo alla sua conservazione. Anche per definire in modo certo la posizione sistematica della popolazione, sarebbe auspicabile il proseguimento della ricerca articolato nel modo seguente:

1. indagine faunistica e genetica sull'intero sistema idrografico dell'Aterno-Pescara, necessaria per individuare altri nuclei attribuibili al presunto taxon *ghigi*;
2. indagini come al punto 1 estese a tutte le acque del territorio abruzzese;
3. indagini sulla consistenza e la dinamica di popolazione;
4. indagini sulla biologia riproduttiva, utili anche per fini gestionali riguardanti la regolamentazione dell'attività alieutica;
5. indagini eco-etologiche, finalizzate ad evidenziare eventuali caratteri biologici del taxon in oggetto discriminanti rispetto alle altre semispecie del complesso *Salmo trutta* presenti in Italia.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori vogliono ringraziare l'Ente Gestore della Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio, nella persona del Sindaco di Raiano Sig. Enio Mastrangioli, e il Direttore della Riserva Dr. Angelo Di Matteo per aver favorito e finanziato l'indagine.

BIBLIOGRAFIA

- COSTA O.G., 1829-1850. *Fauna del Regno di Napoli. Pesci, parte I*. Stabilimento Tipografico F.lli Azzolino, Napoli.
- DE AMICIS V., 1897. Allevamento artificiale di trote praticato per iniziativa privata in Alfedena negli anni 1894-1897. *Giorn. ital. Pesca e Acquicoltura*, Roma, **6**: 178-180.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ministero Ambiente e Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, XVI + 617 pp.
- GRATTON P., ALLEGRUCCI G., SBORDONI V., 2007. Caratterizzazione genetica della popolazione. In: *Indagini sulle trote presenti nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio*. Amaltea ed., Raiano, 47 pp.
- HECKEL J., 1858. *Salar dentex*. In: Heckel J. und Kner R. *Die Sgsswasserfische der Pstreichischen Monarchie*. Leipzig, Verlag von Wilhem Engelmann.
- MARCONATO E., KETMAIER V., RIVA M.A., BUSATTO T., MAIO G., SALVIATI S., RECCHIA F., COLANTONI A., BASILAVECCHIA A., DIFELICE P.L., 2006. Identificazione, conservazione e recupero del popolamento autoctono di trota di torrente nella provincia di Pescara. *Atti 10° Conv. naz. AIIAD., Biologia Ambientale*, **20** (1): 109-115.
- POMINI F.P., 1941. Ricerche sui *Salmo* dell'Italia peninsulare. La trota del Sagittario (Abruzzi): *Salmo ghigi* (n. sp.). *Atti Soc. Ital. Sci. Nat.*, **80**: 33-48.
- RUGGIERI L., DI MATTEO A., 2004. *Riserva Naturale Gole di San Venanzio. Ambiente fluviale*. Amaltea ed., Raiano, 67 pp.
- TORTONESE E., 1970. *Osteichthyes, parte I* (Fauna d'Italia, vol. X). Calderini ed., Bologna, XIII + 545 pp.
- ZERUNIAN S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Quad. Cons. Natura, 20. Ministero Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, 257 pp. + CD.

