

## **UC Merced**

### **Biogeographia - The Journal of Integrative Biogeography**

#### **Title**

Evoluzione temporale delle comunità ittiche del bacino umbro del fiume Tevere

#### **Permalink**

<https://escholarship.org/uc/item/4bd4k24n>

#### **Journal**

Biogeographia - The Journal of Integrative Biogeography, 28(1)

#### **ISSN**

1594-7629

#### **Authors**

Carosi, Antonella  
Ghetti, Lucia  
Pedicillo, Giovanni  
et al.

#### **Publication Date**

2007

#### **DOI**

10.21426/B6110076

Peer reviewed

# Evoluzione temporale delle comunità ittiche del bacino umbro del fiume Tevere

ANTONELLA CAROSI, LUCIA GHETTI\*,  
GIOVANNI PEDICILLO\*\*, MASSIMO LORENZONI\*\*

*Provincia di Terni, Servizio Programmazione Ittico-Faunistica,  
via Plinio il Giovane 21, 05100 Terni (Italy); e-mail: faunaittica@provincia.terni.it*

*\*Regione dell'Umbria, Servizio Programmazione Forestale,  
Faunistico Venatoria ed Economia montana,*

*via M. Angeloni, 06124 Perugia (Italy); e-mail: cacciapesca@regione.umbria.it*

*\*\*Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale, Università di Perugia,  
via Elce di Sotto, 06123 Perugia, (Italy); e-mail: lorenzon@unipg.it*

Key words: Tiber River, alien species, fish communities, Qualitative Integrity coefficient, biodiversity

## SUMMARY

Fish populations in the Tiber River have been manipulated by man since ancient times. The presence of exotic species has undoubtedly had a serious impact on the original composition of fish populations; indeed, most species currently found in the Tiber are allochthonous. The aim of this research was to assess the evolution of the fish populations decline from a qualitative standpoint, with particular regard to the reduction in local populations of endemic species. The study involved 92 stretches of water in the Umbrian portion of the Tiber basin. Analyses were carried out on the data collected at 541 sampling stations and recorded on the first- and second-level Regional Fish Maps, which refer to the periods 1989-94 and 1999-2005, respectively. A total of 36 fish species were found, only 14 of which were autochthonous. The results of the study reveal that fish assemblages have been increasingly compromised over time, as is shown by the recent appearance of 6 new allochthonous species. The information gleaned constitutes an essential prerequisite for the implementation of the strategies necessary for the conservation of endangered species within aquatic ecosystems rehabilitation.

## INTRODUZIONE

Le invasioni biologiche costituiscono uno dei fattori chiave che minacciano la biodiversità su scala globale (McGeoch et al., 2006) e le specie esotiche hanno un impatto particolarmente rilevante negli ambienti acquatici (Lodge et al., 2000; Mack et al., 2000; Marchetti et al., 2004). L'introduzione di specie esotiche viene considerata, assieme alla distruzione degli habitat, la maggiore causa di degrado degli ecosistemi acquatici (Marchetti et al., 2004). A

causa delle introduzioni la biodiversità può decrescere se la specie introdotta esclude una o più specie indigene, endemiche o a limitata distribuzione (McKinney e Lockwood, 1999); ciò può essere causa di banalizzazione e omogeneizzazione della fauna ittica locale (Bianco, 1990, 1995b).

La Convenzione di Rio sulla Diversità Biologica (CDB) si propone di raggiungere nel 2010 una significativa riduzione della perdita di biodiversità, a livello globale, nazionale e locale “come contributo ad alleviare i danni della povertà e come beneficio per la vita sulla Terra” (BIP, 2006). Il raggiungimento degli obiettivi implica una conoscenza dettagliata dei livelli attuali nella ricchezza di specie e dei tassi di cambiamento (McGeoch et al., 2006) e quindi lo sviluppo delle strategie necessarie per la conservazione e l’uso sostenibile delle risorse. Nel fiume Tevere la fauna ittica è stata fin dai tempi più remoti oggetto di manipolazione da parte dell’uomo (Bianco, 1990, 1993) e ciò ha causato una grave alterazione della composizione faunistica originale (Bianco, 1993; Carosi et al., 2004; Lorenzoni et al., 2006). La ricerca si prefigge, quindi, di valutare la condizione attuale delle comunità ittiche e di analizzare le tendenze nel tempo della diversità biologica del bacino del fiume Tevere.

#### MATERIALI E METODI

L’area indagata, che comprende i corsi d’acqua principali della porzione toscana e umbra del bacino del fiume Tevere (9413 km<sup>2</sup>), è stata suddivisa in cinque unità idrografiche rappresentate dai seguenti sottobacini: Chiascio, Nestore, Paglia, Nera e residuo del Tevere (Fig. 1). Le analisi sono state condotte utilizzando i dati della Carta Ittica Regionale di 1° e 2° livello, raccolti rispettivamente nei periodi compresi tra il 1989-1994 (220 stazioni di campionamento) e il 1999-2005 (321 stazioni di campionamento). In ciascuna stazione sono stati rilevati alcuni parametri morfo-idrologici, fisico-chimici e biologici utili alla caratterizzazione ambientale del settore considerato, il cui elenco è riportato nella Tab. IV. L’Indice Biotico Esteso (I.B.E.) si basa sulla composizione delle comunità macrobentoniche ed è stato utilizzato per valutare la qualità complessiva dell’acqua (Ghetti, 1986). I parametri idrologici sono stati misurati in uno o più transeetti rappresentativi del settore considerato mediante il metodo dei sei punti (Marchetti, 1993). Il bacino sotteso, la distanza dalla sorgente, la pendenza media e l’altitudine sono state ottenute dalla cartografia I.G.M. La conducibilità, il pH, la temperatura dell’acqua e l’ossigeno disciolto sono stati rilevati sul campo mediante strumenti portatili (ossimetro a microprocessore WTW OXI 320; pHmetro a microprocessore WTW PH 720 e conduttivimetro a microprocessore WTW LF 320); gli altri parametri chimici sono stati determinati in laboratorio su campioni d’acqua prelevati contemporaneamente alle altre analisi (A.P.H.A., A.W.W.A. e

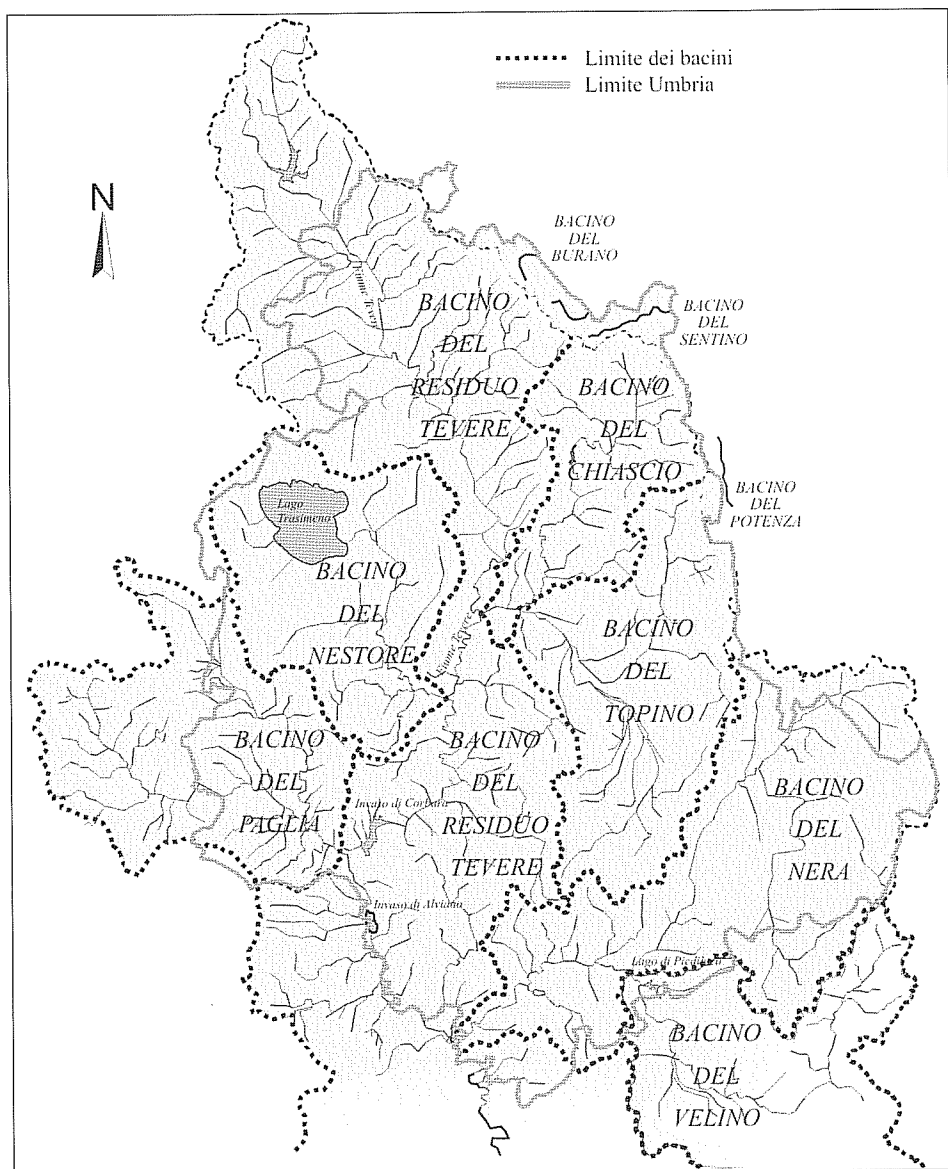


Fig. 1 - Area indagata

W.P.C.F., 1989). La fauna ittica è stata catturata mediante l'uso di elettro-storditori su settori fluviali di circa 100 m di lunghezza e comunque estesi almeno 10 volte la larghezza della sezione bagnata.

Il numero delle specie esotiche è spesso la più diretta e semplice misura per indicare a qualsiasi scala il livello delle invasioni biologiche e per monitorare il

loro andamento nel tempo (McGeoch et al., 2006). Tuttavia per comparare aree con differenti valori di ricchezza di specie è spesso più conveniente utilizzare indici che tengano conto del numero complessivo di specie presenti (McGeoch et al., 2006). A questo scopo lo stato di degrado della comunità ittica indigena del fiume Tevere, causato dall'introduzione delle specie esotiche, è stato calcolato mediante il Coefficiente di Integrità Qualitativa (C.I.Q.) (Bianco, 1990, 1995a), dato dal rapporto tra le specie autoctone e il totale delle specie presenti in una comunità. A questo proposito si precisa che il cobite (*Cobitis taenia bilineata* Canestrini, 1865) è stato considerato alloctono per l'Umbria (Bianco, 1995b), anche se non tutti gli autori sono concordi nel ritenerlo tale (Moretti e Gianotti, 1966; Zerunian, 2002, 2003). Per la sistematica del genere *Barbus* Cuvier, 1817 si fa riferimento a Banarescu e Bogutskaya (2003).

Le specie esotiche sono state definite nelle seguenti categorie sulla base dello schema proposto da Richardson et al. (2000) modificato. Specie esotica non naturalizzata: specie presente come risultato di un'introduzione intenzionale o accidentale causata dalle attività dell'uomo, con popolazioni non in grado di auto-sostenersi. Specie naturalizzata: specie esotica che si riproduce e si autosostiene per diverse generazioni senza il diretto intervento dell'uomo, ma non necessariamente invade gli ambienti naturali, seminaturali o creati dall'uomo. Specie invasiva: specie naturalizzata che produce discendenti in numero molto elevato e che è in grado di propagarsi su aree di dimensioni considerevoli. In base alla loro origine le specie introdotte sono definite trapiantate se provenienti da nazioni diverse dall'Italia e traslocate se provenienti da altri bacini idrografici italiani (Delmastro, 1986). Per le specie autoctone, gli endemismi sono stati considerati secondo quanto proposto da Zerunian (2003) e Bianco (1993, 1995b).

Le relazioni esistenti fra le caratteristiche ambientali presenti nei corsi d'acqua del bacino del Tevere sono state indagate mediante l'analisi delle componenti principali (PCA). La matrice utilizzata ha incluso 15 variabili (parametri ambientali) e 541 osservazioni (stazioni di campionamento). Le variabili (N) sono state trasformate ( $\ln(N+1)$ ) per normalizzarne la distribuzione (Brown e Austen, 1996) e standardizzate ponendo la media=0 e la deviazione standard=1. La relazione tra la prima componente estratta dall'analisi (PC1) e il C.I.Q. è stata successivamente analizzata mediante analisi di regressione.

## OSSERVAZIONI

Complessivamente è stata rilevata la presenza di 36 specie ittiche, di cui soltanto 14 di origine autoctona (Tab. I); delle 22 esotiche, 9 risultano traslocate e 13 trapiantate, una è la specie non naturalizzata (temolo, *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758)), 10 le naturalizzate e 11 quelle invasive. I risultati della ricerca evidenziano un aumento nel tempo del grado di compromissio-

Tab. I - Elenco delle specie presenti e loro suddivisione in base allo status e alla provenienza (endemica N = endemica Italia settentrionale; C = endemica Italia centrale; S = endemica Italia meridionale)

| Specie  | Provenienza      | Status                    |
|---|------------------|---------------------------|
| <i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1944) | traslocata       | esotica invasiva          |
| <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)             | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)                 | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839                | <i>autoctona</i> | endemica C-N              |
| <i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839               | <i>autoctona</i> | endemica C-S              |
| <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)             | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Chondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)           | traslocata       | esotica invasiva          |
| <i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840            | traslocata       | esotica naturalizzata     |
| <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758                 | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Cobitis taenia bilineata</i> Canestrini, 1865      | traslocata       | esotica naturalizzata     |
| <i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758                    | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758                     | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859                | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758          | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)                   | traslocata       | esotica invasiva          |
| <i>Ictalurus melas</i> (Rafinesque, 1820)             | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)              | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)            | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Leuciscus lucumonis</i> Bianco, 1983               | <i>autoctona</i> | endemica C                |
| <i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802)         | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)            | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Padogobius martensii</i> (Gunther, 1861)           | traslocata       | esotica invasiva          |
| <i>Padogobius nigricans</i> (Canestrini, 1867)        | <i>autoctona</i> | endemica C                |
| <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758               | traslocata       | esotica naturalizzata     |
| <i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)           | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)                | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Rutilus erythrophthalmus</i> Zernian, 1982         | traslocata       | esotica naturalizzata     |
| <i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)              | <i>autoctona</i> | endemica C                |
| <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)               | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758                    | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)   | <i>autoctona</i> |                           |
| <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758                  | trapiantata      | esotica invasiva          |
| <i>Strizostedion lucioperca</i> Linnaeus, 1758        | trapiantata      | esotica naturalizzata     |
| <i>Telestes souffia muticellus</i> (Bonaparte, 1837)  | <i>autoctona</i> | endemica N-C-S            |
| <i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)           | traslocata       | esotica non naturalizzata |
| <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)                   | <i>autoctona</i> |                           |

ne delle comunità ittiche, testimoniato dalla recente comparsa di 6 nuove specie alloctone: di queste una è traslocata e non naturalizzata (temolo), una traslocata e invasiva (gobione, *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)), una trapiantata e naturalizzata (gardon, *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)) e tre trapiantate e invasive (barbo del Danubio, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758); siluro, *Silurus glanis* Linnaeus, 1758; rodeo amaro, *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776)). Rispetto alla Carta Ittica di 1° livello la maggior parte delle specie introdotte mostra di avere incrementato la propria diffusione nei settori indagati (Tab. II): fanno eccezione la savetta *Chondrostoma soetta* Bonaparte, 1840, il cobite, la gambusia *Gambusia holbrooki* Girard, 1859, il pesce gatto *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820), il persico trota *Micropterus salmoides* Lacepede, 1802, il persico sole *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), il persico reale *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 e il lucioperca *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758). Nell'area indagata le specie esotiche più diffuse risultano l'alborella *Alburnus alburnus albo-*

Tab. II - Frequenza di presenza delle specie esotiche nei siti indagati

| Specie                             | frequenza Carta Ittica 1° livello (%) | frequenza Carta Ittica 2° livello (%) |
|------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| <i>Alburnus alburnus alborella</i> | 19,25                                 | 29,93                                 |
| <i>Barbus barbus</i>               | 0,00                                  | 7,01                                  |
| <i>Carassius auratus</i>           | 12,08                                 | 21,97                                 |
| <i>Chondrostoma genei</i>          | 15,09                                 | 25,80                                 |
| <i>Chondrostoma soetta</i>         | 0,38                                  | 0,32                                  |
| <i>Cyprinus carpio</i>             | 11,70                                 | 17,83                                 |
| <i>Cobitis taenia bilineata</i>    | 14,34                                 | 9,24                                  |
| <i>Gambusia holbrooki</i>          | 1,13                                  | 0,32                                  |
| <i>Gobio gobio</i>                 | 0,00                                  | 5,10                                  |
| <i>Ictalurus melas</i>             | 7,55                                  | 5,41                                  |
| <i>Lepomis gibbosus</i>            | 6,42                                  | 10,19                                 |
| <i>Micropterus salmoides</i>       | 4,53                                  | 0,96                                  |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i>         | 1,89                                  | 2,55                                  |
| <i>Padogobius martensii</i>        | 1,13                                  | 7,64                                  |
| <i>Perca fluviatilis</i>           | 4,15                                  | 2,87                                  |
| <i>Pseudorasbora parva</i>         | 0,38                                  | 12,10                                 |
| <i>Rhodeus sericeus</i>            | 0,00                                  | 0,32                                  |
| <i>Rutilus erythrophthalmus</i>    | 1,89                                  | 3,83                                  |
| <i>Rutilus rutilus</i>             | 0,00                                  | 0,64                                  |
| <i>Silurus glanis</i>              | 0,00                                  | 0,32                                  |
| <i>Stizostedion lucioperca</i>     | 2,64                                  | 2,54                                  |
| <i>Thymallus thymallus</i>         | 0,00                                  | 0,64                                  |

rella (De Filippi, 1844), la lasca *Chondrostoma genei* (Bonaparte, 1839), il carassio dorato *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), la carpa *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, la pseudorasbora *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) e il persico sole, con percentuali che oltrepassano il 10% dei siti campionati. Nel confronto fra le due serie di osservazioni risultano particolarmente significativi gli incrementi per l'alborella (da 19,25% a 29,93%), barbo del Danubio (da 0,00% a 7,01%), carassio dorato (da 12,08% a 21,97%), lasca (da 15,09% a 25,80%), carpa (da 11,70% a 17,83%), gobione (da 0,00% a 5,10%), ghiozzo del Po *Padogobius martensii* (Gunther, 1861) (da 1,13% a 7,64%) e pseudorasbora (da 0,38% a 12,10%).

L'analisi statistica evidenzia come la ricchezza di specie nel bacino del fiume Tevere sia in media abbastanza modesta (Tab. III): il numero totale di specie censite nelle singole stazioni di campionamento varia da un minimo di 1 a un massimo di 16, con un valore medio ( $\pm$ std error) di  $5,076 \pm 0,142$ . La ricchezza di specie media della componente autoctona è sensibilmente più bassa ( $3,649 \pm 0,081$ ) e oscilla da un valore minimo di 1 a un massimo di 8. In alcuni dei settori fluviali analizzati non risultano presenti componenti alloctone, mentre il numero massimo di specie esotiche rilevato in una singola stazione di campionamento è pari a 11; il valore medio della ricchezza di specie della componente alloctona è pari a  $1,425 \pm 0,091$ . Le differenze nel numero medio di specie nel confronto fra componente autoctona e alloctona è risultato altamente significativo al *t*-test ( $t=18,22$ ;  $p=0,001$ ). Per quanto riguarda la provenienza le differenze nei valori medi nel numero delle specie traslocate ( $0,693 \pm 0,047$ ) e di quelle trapiantate ( $0,637 \pm 0,056$ ) sono minime, anche se localmente le specie trapiantate fanno registrare concentrazioni più elevate: il numero massimo di specie trapiantate presenti in una singola stazione di campionamento è di 9, contro un valore di 5 per le specie traslocate. Le differenze nel numero medio di specie nel confronto fra componente trapiantata e traslocata non è risultato statisticamente significativo al *t*-test ( $t=0,76$   $p=0,446$ ).

Tab. III - Statistica descrittiva della ricchezza di specie nel campione complessivo

|                    | N. valori | Valore medio | Deviazione standard | Errore standard | Valore minimo | Valore massimo | Mediana |
|--------------------|-----------|--------------|---------------------|-----------------|---------------|----------------|---------|
| Specie totali      | 541       | 5,076        | 3,307               | 0,142           | 1,000         | 16,000         | 5,000   |
| Specie autoctone   | 541       | 3,649        | 1,886               | 0,081           | 1,000         | 8,000          | 4,000   |
| Specie esotiche    | 541       | 1,425        | 2,121               | 0,091           | 0,000         | 11,000         | 0,000   |
| Specie traslocate  | 541       | 0,693        | 1,089               | 0,047           | 0,000         | 5,000          | 0,000   |
| Specie trapiantate | 541       | 0,637        | 1,290               | 0,056           | 0,000         | 9,000          | 0,000   |
| C.I.Z.             | 541       | 0,822        | 0,221               | 0,010           | 0,125         | 1,000          | 1,000   |



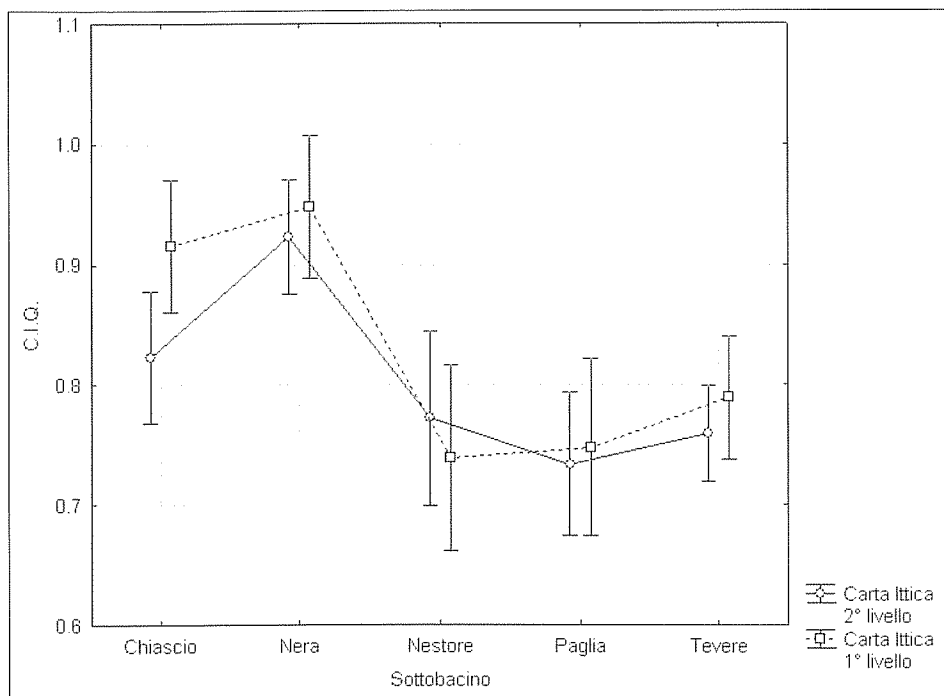


Fig. 2 - Andamento dei valori medi (e limiti fiduciali) del C.I.Q. nel campione disaggregato per sottobacino e periodo di campionamento

Come risultato di questa situazione le comunità ittiche dell'area indagata risultano compromesse in modo abbastanza vario: il C.I.Q. presenta un valore medio pari a  $0,822 \pm 0,01$ , ma varia tra un valore minimo di 0,125 e un massimo di 1. Quest'ultimo valore denota che alcuni dei settori indagati presentano una comunità ittica del tutto integra e non ancora compromessa dalla presenza di specie esotiche.

Il confronto fra i valori medi nel campione disaggregato per periodo di campionamento evidenzia come negli anni più recenti (Carta Ittica di 2° livello, anni 1999-2005) in tutti i sottobacini il C.I.Q. risulti nettamente più basso, a eccezione del bacino del fiume Nestore (Fig. 2). Le differenze osservate fra i valori medi del C.I.Q. nel campione disaggregato per sottobacino e periodo di campionamento risultano altamente significative ( $F=24,183$ ;  $p=0,006$ ) all'analisi della varianza.

La Tab. IV mostra i risultati della PCA: le prime due componenti giustificano il 46,11% della variabilità complessiva. La prima componente (27,38% della varianza) descrive bene l'evoluzione longitudinale dei corsi d'acqua presenti nell'area indagata: all'aumento della distanza dalla sorgente e alla diminuzione della quota si assiste alla evoluzione morfologica del fiume, che com-

Tab. IV - Analisi delle componenti principali (PCA)

| Variabile                         | Fatt. 1 | Fatt. 2 | Fatt. 3 |
|-----------------------------------|---------|---------|---------|
| Distanza dalla sorgente (km)      | -0,803  | 0,363   | 0,005   |
| Bacino sotteso (km <sup>2</sup> ) | -0,730  | 0,396   | -0,021  |
| Quota altimetrica (m s.l.m.)      | 0,669   | 0,255   | -0,157  |
| Pendenza media (%)                | 0,487   | -0,093  | 0,029   |
| pH (unità di pH)                  | 0,189   | -0,047  | -0,083  |
| Conducibilità (µS/cm)             | -0,530  | -0,700  | 0,253   |
| Azoto ammoniacale (mg/l)          | -0,346  | -0,395  | -0,344  |
| Solfati (mg/l)                    | -0,587  | -0,443  | 0,354   |
| Cloruri (mg/l)                    | -0,485  | -0,704  | 0,145   |
| Temperatura dell'acqua (°C)       | -0,347  | -0,053  | -0,614  |
| Ossigeno disciolto (mg/l)         | 0,201   | 0,212   | 0,747   |
| Indice Biotico Esteso (I.B.E.)    | 0,479   | 0,308   | 0,190   |
| Velocità media di corrente(m/s)   | -0,137  | 0,659   | 0,061   |
| Portata (m <sup>3</sup> /s)       | -0,601  | 0,649   | 0,063   |
| Sezione utile (m <sup>2</sup> )   | -0,695  | 0,537   | 0,028   |
| Varianza                          | 27,38   | 18,73   | 8,62    |
| Varianza cumulata                 | 27,38   | 46,11   | 54,73   |

porta un aumento del bacino sotteso, della portata e della sezione fluviale; a questo gradiente si associa un progressivo aumento delle sostanze disciolte in acqua, testimoniato dall'incremento della conducibilità e dei solfati. La seconda componente è meno informativa (18,73% della varianza) e sembra indicare la presenza di un fenomeno di diluizione per cui all'aumento di portata, sezione utile e velocità di corrente si riducono conducibilità e concentrazione dei cloruri. La terza componente (8,62% della varianza) è indicativa della relazione inversa che lega la quantità di ossigeno disciolto alla temperatura dell'acqua.

Le regressioni tra il C.I.Q. e il primo fattore della PCA (PC1) (Fig. 3), calcolate separatamente per le Carte Ittiche di 1° e 2° livello, mostrano in entrambi i casi come l'indice assuma un andamento decrescente lungo il gradiente longitudinale dei corsi d'acqua. Ciò conferma quanto emerso nel corso di precedenti ricerche (Carosi et al., 2004; Lorenzoni et al., 2006) ed evidenzia come parallelamente all'evoluzione longitudinale dei corsi d'acqua si assista a una progressiva compromissione delle comunità ittiche, con una maggiore importanza delle specie esotiche sulle autoctone e una progressiva diminuzione del C.I.Q. nei tratti fluviali di pianura. Inoltre dall'analisi si notano alcune differenze fra le due serie di campionamento: la regressione calcolata per la Carta Ittica di 1° livello è pari a  $y = 0,839 + 0,059x$  ( $R^2 = 33,03\%$ ;  $p = 0,00$ ), mentre quella per la Carta Ittica di 2° livello è pari a  $y = 0,806 + 0,073x$  ( $R^2 = 39,79\%$ ;  $p = 0,00$ ). L'aumentata pendenza

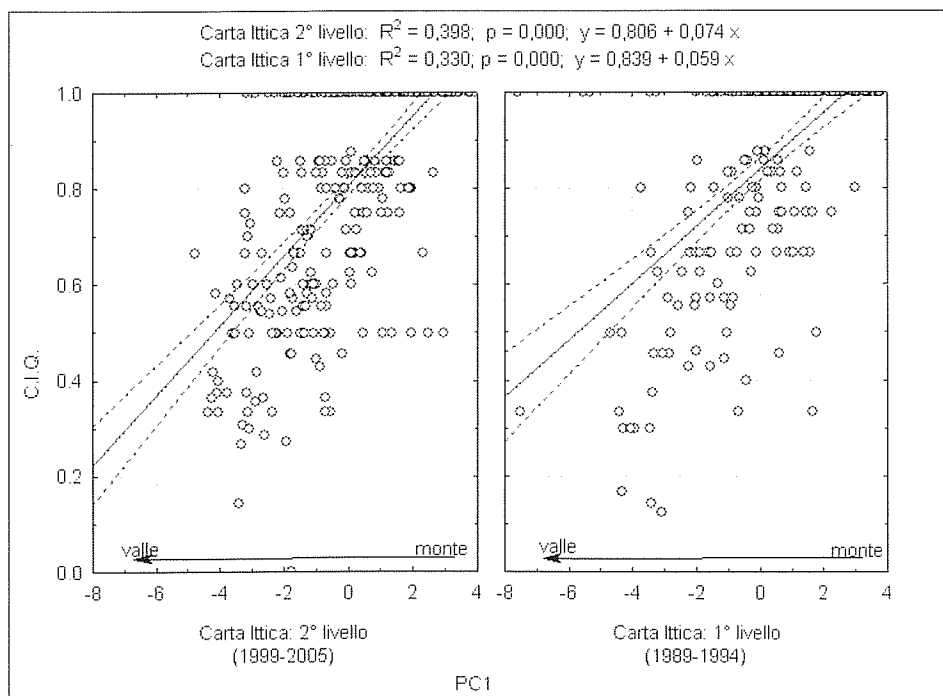


Fig. 3 - Regressioni fra prima componente della PCA e C.I.Q. nel campione disaggregato per periodo di campionamento

della retta calcolata per gli anni più recenti evidenzia il peggioramento qualitativo delle comunità ittiche rispetto al recente passato; l'analisi della covarianza conferma le differenze tra le due regressioni, con un'evidente riduzione del C.I.Q. medio calcolato a parità di covariata (medie aggiustate  $\pm$  errore std: Carta ittica 1° livello =  $0,840 \pm 0,012$ ; Carta ittica 2° livello =  $0,808 \pm 0,010$ ) e differenze che risultano statisticamente significative ( $F = 4,330$ ;  $p = 0,038$ ).

## CONCLUSIONI

La fauna ittica del fiume Tevere è stata modificata dall'uomo sin dall'antichità: il Tevere è stato probabilmente uno dei primi corsi d'acqua italiani a ospitare la carpa, introdotta in epoca romana (Bianco, 1995). L'introduzione delle specie esotiche è divenuto un fenomeno preoccupante soprattutto in tempi recenti, a causa dei progressi delle tecniche di riproduzione controllata in acquacoltura e dell'aumentata facilità e velocità degli spostamenti delle persone e delle merci (Cowx, 1997). L'analisi condotta sui corsi d'acqua presenti nella parte superiore e media del bacino del fiume Tevere conferma le preoccupazioni sullo stato delle comunità indigene, già emerse in precedenti ricerche (Lorenzoni et al., 2006; Carosi et al., 2004).

Tutte le specie esotiche catturate nel corso delle indagini effettuate per la Carta Ittica dell'Umbria (anni 1989-1994 e 1999-2005) sono risultate acclimatate, a eccezione del temolo. Anche per la trota iridea *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), che è stata abbondantemente introdotta negli anni '60 a scopo di ripopolamento, si conoscono popolazioni umbre in grado di riprodursi e di automantenersi nel tempo, un evento in genere molto raro nelle acque europee.

Nel passato uno dei motivi principali di introduzione delle specie esotiche era conseguente alla pratica di ripopolare i corsi d'acqua con mescolanze di specie diverse, con le quali si veicolavano anche individui di specie indesiderate (Bianco, 1990 e 1995b). Il degrado delle comunità ittiche nel bacino del fiume Tevere sembra tuttavia aumentare anche in anni recenti, nonostante la cessazione di tali pratiche di ripopolamento. Nel breve lasso di tempo intercorso fra la Carta ittica di 1° livello e quella di 2° livello si registra la comparsa di 6 nuove specie alloctone, la maggior parte delle quali invasive (gobione, siluro, barbo del Danubio e rodeo amaro) e come tali sicuramente in grado di aumentare ulteriormente la propria abbondanza e diffusione.

Le comunità ittiche indigene presenti nei corsi d'acqua del bacino umbro del Tevere sono costituite prevalentemente da forme reofile, spesso a distribuzione molto limitata o endemiche, per le quali molte specie traslocate rappresentano forme vicarianti. Queste ultime provenendo da aree geografiche limitrofe, sono in genere in grado di ambientarsi e diffondere rapidamente attraverso la rete idrografica del fiume Tevere, comportandosi quindi da specie invasive. La probabilità che competano con le specie indigene, date le comuni esigenze ecologiche, è quindi elevata (Bianco, 1995b). L'esistenza di esclusione competitiva è stata ipotizzata fra triotto *Rutilus erythrophthalmus* Zerunian, 1982 e rovello *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837) (Bianco e Keitmaier, 2001; Zerunian, 2003) e tra ghiozzo del Po e ghiozzo dell'Arno *Padogobius nigricans* (Canestrini, 1867) (Lorenzoni et al., 1997; Bianco e Keitmaier, 2001; Zerunian, 2003). Anche tra lasca e cavedano etrusco *Leuciscus lucumonis* Bianco, 1982 e tra alborella e rovello è stata segnalata la presenza di una probabile interazione di tipo competitivo (Bianco, 1995b; Bianco e Keitmaier, 2001). L'alborella e la lasca, introdotte accidentalmente negli anni '60, sono state in grado di diffondere in pochi anni in gran parte del reticolo idrografico del Tevere, raggiungendo densità anche molto elevate (Lorenzoni et al., 1994). Attualmente queste due specie risultano presenti rispettivamente nel 29,93% e nel 25,80% delle stazioni indagate e risultano ancora in espansione. Lo stesso fenomeno si osserva per una specie traslocata più di recente, il ghiozzo del Po (Lorenzoni et al., 1997): introdotto in Umbria alla metà degli anni '90, dai dati della Carta ittica di 1° livello risultava presente in un numero molto esiguo di corsi d'acqua (1,13%), mentre attualmente la sua diffusione si è estesa al 7,64% dei siti campionati ed

è sicuramente destinata ad ampliarsi ulteriormente in futuro. Un fenomeno simile, probabilmente, si verificherà anche per il gobione: la specie era assente nel 1994 dal bacino del Tevere, ma ha raggiunto in pochi anni una presenza estesa al 5,10% dei settori indagati.

Le specie trapiantate provengono spesso da regioni zoogeografiche anche molto distanti e possono essere meno prossime da un punto di vista filogenetico alle specie indigene; è anche minore, quindi, la probabilità che si realizzi un'elevata sovrapposizione di nicchia e l'instaurarsi di fenomeni competitivi (Bianco, 1995b). Tuttavia il barbo tiberino *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839, sembra risentire negativamente dell'introduzione del barbo del Danubio, una specie che in pochissimo tempo è stata in grado di colonizzare tutte le aste fluviali principali del bacino del fiume Tevere (Carosi et al., 2006): assente nel 1994, attualmente è presente nel 7,01% dei settori indagati. Il persico sole è stato indicato come una delle cause dell'estinzione locale della rovella nel Lago Trasimeno. È stato anche segnalato da Zerunian (2003) che la competizione con la pseudorasbora e con il rodeo amaro possa essere una delle cause principali della rarefazione di alcune popolazioni di ciprinidi reofili nell'Italia settentrionale. Ancora da accertare è la capacità invasiva nel bacino del fiume Tevere del gardon: tale specie sembra prediligere soprattutto le acque stagnanti o a debole corrente e come tale potrebbe risultare confinato a pochi settori fluviali marginali (attualmente presente nello 0,64%).

L'integrità delle comunità ittiche nel bacino del fiume Tevere, quindi, appare fortemente minacciata dalla presenza delle specie esotiche e il fenomeno sembra peggiorare nel tempo. Infatti, nonostante gli sforzi tesi a conservare alcune delle forme endemiche più importanti della fauna italiana, si osserva un costante peggioramento nell'indice di integrità qualitativa, che interessa praticamente tutti i sottobacini presenti nell'area indagata, a eccezione di quello del fiume Nestore in cui comunque il grado di compromissione delle comunità ittiche appariva già molto elevato anche in passato (anni 1989-1994). I bacini del Nestore, del Paglia e del Tevere risultano quelli maggiormente penalizzati dalla presenza delle specie ittiche esotiche, mentre il Nera e, in misura minore, il Chiascio si caratterizzano per avere la maggiore integrità ittica. Tale risultato è giustificato dal fatto che il Nera è interessato, in misura maggiore rispetto agli altri sottobacini, dalla presenza di aree prevalentemente montuose. La composizione della fauna ittica del bacino del fiume Tevere, infatti, varia lungo il profilo longitudinale in accordo ai cambiamenti delle variabili ambientali, un processo comune nelle comunità ittiche fluviali (Huet, 1949, 1962; Vannote et al., 1980). La portata e l'ampiezza dell'alveo fluviale aumentano durante il decorso verso valle, mentre pendenza e altitudine diminuiscono; questo gradiente influenza e organizza le comunità ittiche nella sua dimensio-

ne longitudinale. Quello che emerge dalla ricerca è anche che il grado di compromissione delle comunità ittiche risulta sovrapporsi a questo gradiente, con un fenomeno già descritto per il Tevere (Lorenzoni et al., 2006) e comune anche in altre aree geografiche (Godinho et al., 1998; Godinho e Ferreira, 2000). La parte montana del bacino del fiume Tevere è caratterizzata da gradienti ripidi, con presenza di ambienti con acque veloci, fredde e ossigenate. L'indigena trota fario *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 è la specie dominante (Carosi et al., 2005), molto spesso da sola o più raramente associata allo scazzone *Cottus gobio* Linnaeus, 1758. I soli salmonidi esotici presenti in tali settori sono rappresentati dalla trota iridea e dal temolo, entrambe specie molto rare nel Tevere (rispettivamente 2,55% e 0,64% dei siti indagati) e in generale da considerarsi non acclimatate nella maggior parte dei casi in cui sono presenti. Di conseguenza il C.I.Q. presenta i suoi valori massimi proprio nei settori fluviali montani dei sottobacini del fiume Nera e del Chiascio, dove tali settori prevalgono. Al contrario il C.I.Q. appare particolarmente basso nei tratti di pianura dove il numero di specie esotiche cresce considerevolmente, soprattutto per quanto riguarda quelle trapiantate (Lorenzoni et al., 2006). Questi risultati sembrano supportare l'ipotesi che le specie esotiche possano avere un maggiore impatto laddove il degrado ambientale e della qualità dell'acqua sono più elevati (McKinney e Lockwood, 1999; Godinho e Ferreira, 2000; Lodge et al., 2000), come osservato anche in numerosi altri sistemi fluviali (Leonard e Orth, 1986; Steedman, 1988; Belliard et al., 1999; Marchetti et al., 2004). Questi studi hanno dimostrato che molte specie trapiantate preferiscono acque poco correnti o ferme e sono bene adattate a vivere anche in ambienti degradati: le caratteristiche che infatti permettono a un pesce di essere tenuto in cattività, allevato e trasportato con successo sono spesso le stesse che lo rendono adatto a vivere in ambienti degradati (Rosecchi et al., 1997; McKinney e Lockwood, 1999).

I marcati cambiamenti nella composizione delle comunità ittiche indigene che si osservano nei tratti di pianura possono essere comunque anche il risultato di processi diversi rispetto agli effetti negativi combinati di degrado ambientale e competizione con le specie esotiche. Anche la predazione dovuta alla presenza di alcune specie esotiche ittiofaghe, come il lucioperca, il persico trota, il pesce gatto e il siluro può costituire un ulteriore impatto per le comunità ittiche indigene (Linfield, 1984; Godinho et al., 1998; Godinho e Ferreira, 2000; Bunn e Davies, 2000; Zerunian, 2003). Il lucioperca e il persico trota risultano avere una diffusione nei corsi d'acqua del bacino del fiume Tevere abbastanza limitata (rispettivamente 2,54% e 0,96% dei settori indagati); il pesce gatto dopo una fase di rapida espansione, sembra ora in contrazione (1994: 7,55%; 2005: 5,41%). Più preoccupante la recente introduzio-

ne del siluro (assente nel 1994; 0,32% nel 2005), una specie che ha già dimostrato in Italia di possedere notevoli capacità invasive e di causare un pesante impatto sulle popolazioni di ciprinidi di cui si nutre (Zerunian, 2003).

La ricerca intende fornire alcuni nuove indicazioni sullo stato delle comunità ittiche indigene presenti nel bacino del fiume Tevere, dando un contributo per progredire nella loro tutela e conservazione. I risultati sembrano indicare che le iniziative tese a proteggere le specie autoctone maggiormente minacciate, a controllare le specie esotiche più invasive e a ripristinare nei corsi d'acqua le migliori condizioni ambientali non possono più essere procrastinate nel tempo.

## BIBLIOGRAFIA

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. 1989 - Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, Washington, 480 pp.
- BANARESCU P.M., BOGUTSKAYA N.G. 2003 - The Freshwater Fishes of Europe. Cyprinidae 2. Part II: *Barbus*. Aula Verlag, Wiebelsheim, 454 pp.
- BELLIARD J., BERREBI DIT THOMAS R., MONNIER D. 1999 - Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal streams. *Hydrobiologia*, 400: 155-166.
- BIANCO P.G. 1990 - Proposta di impiego di indici e coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. *Riv. Idrobiol.*, 29 (1): 130-149.
- 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, Lav. Soc. Ital. Biogeog.* (n.s.), 17: 427-485.
- BIANCO P.G. 1995a - Introductions, chief elements of native freshwater fish degradation and use of indices and coefficients in quantifying the situation in Italy. In: D.P. Philipp, J.M. Epifanio, J.E. Marsden, J.E. Claussen (eds.), *Protection of aquatic Biodiversity. Proceedings of the World Fisheries Congress. Oxford & IBH publishing Co., New Delhi*: 175-198.
- BIANCO P.G. 1995b - Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biol. Conserv.*, : 159-170.
- BIANCO P.G. KEITMAIER 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. *J. Fish Biology*, 59 (Suppl. A): 190-208.
- BIP BIODIVERSITY INDICATORS PARTNERSHIP 2006 - 2010 Biodiversity Indicators Partnership. UNEP, Montreal. Available from <http://www.twentyten.net>.
- BROWN M. L., AUSTEN D. J. 1996 - Data management and statistical techniques. In: B.R. Murphy, D.W. Willis (eds.), *Fisheries Techniques. American Fisheries Society, Bethesda*: 16-62.
- BUNN S.E., DAVIES P.M. 2000 - Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422-423: 61-70.
- CAROSI A., CORBOLI M., GHETTI L., PACE R., PEDICILLO G., MEARELLI M., LORENZONI M. 2004 - Stato e conservazione delle comunità ittiche del Fiume Tevere in Umbria. *Atti XIV Convegno Site*: 83.
- CAROSI A., PEDICILLO G., BICCHI A., ANGELI V., GHETTI L., LORENZONI M. 2005 - Distribuzione e abbondanza delle popolazioni di trota fario (*Salmo trutta* L.) nel bacino del fiume Tevere in Umbria. *Atti XV Convegno Nazionale della S.It.E.*, Available from <http://www.xvcongresso.societaitalianaecologia.org/atti/>.
- CAROSI A., PEDICILLO G., BICCHI A., ANGELI V., GHETTI L., LORENZONI M. 2006 - Distribuzione ed abbondanza di *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) nel bacino del fiume Tevere in Umbria. *Atti XI Congresso Nazionale A.I.I.A.D.*, Treviso, Treviso, Provincia di Treviso, p. 59.
- COWX I.G. 1997 - L'introduction d'espèces de poissons dans les eaux douces européennes: succès économiques ou désastres écologiques? *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344-345: 57-77.
- DELMASTRO G.B. 1986 - Problemi relativi all'introduzione di specie esotiche di pesci nelle acque dolci italiane. *Quad. ETP*, 14: 85-96.
- GHETTI P.F. 1986 - Manuale di Applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Bertelli, Trento, 105 pp.
- GODINHO F.N., FERREIRA M.T., PORTUGAL, CASTRO M.I. 1998 - Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoir. *Aquat. Living Resour.*, 11 (5): 325-334.

- GODINHO F.N., FERREIRA M.T. 2000 - Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biol. Invasions*, 2: 231-244.
- HUET M. 1949 - Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Rev. Suisse Hydrol.*, 11: 332-351.
- HUET M. 1962 - Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Rev. Suisse Hydrol.*, 24: 412-432.
- LEONARD P.M., ORTH D.J. 1986 - Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115: 401-414.
- LINFIELD R.S.J. 1984 - The impact of zander (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in the United Kingdom and the future management of affected fisheries in the anglian region. *FAO, EIFAC Tech. Pap.*, 42 (2): 55-68.
- LODGE D.M., TAYLOR C.A., HOLDICH D.M., SKURDAL J. 2000. - Non indigenous crayfish threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25 (8): 7-20.
- LORENZONI M., MEARELLI M., CAROSI A., GIOVINAZZO G., PETESSE M.L., SANTUCCI A., BAZZURRO F. 1994 - Indagini sulla rete idrica dell'alto bacino del F. Tevere (Italia centrale): Comunità ittiche. *Riv. Idrobiol.*, 33 (1/3): 228-275.
- LORENZONI M., CAROSI A., GIOVINAZZO G., MEARELLI M., 1997 - Presenza e distribuzione di specie ittiche esotiche (*Pisces*, *Osteichthyes*) nel bacino del F. Tevere, dalle sorgenti alla confluenza con il F. Nera. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor. Nat. Milano*, 137 (1-2): 47-63.
- LORENZONI M., MEARELLI M., GHETTI L. 2006 - Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria, Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 382: 19-44.
- MACK R.N., SIMBERLOFF C.D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F. 2000 - Biotic invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues Ecol.*, 5: 1-24.
- MARCHETTI M.P., LIGHT T., MOYLE P.B., VIERS J.H. 2004 - Fish invasions in California watersheds: testing hypotheses using landscape patterns. *Ecol. Appl.*, 14 (5): 1507-1525.
- MARCHETTI R., 1993 - *Ecologia applicata*. CittàStudi, Milano, 1055 pp.
- MCGEOCH M.A., CHOWN S.L., KALWIJ J.M. 2006 - A global indicator for biological invasion. *Conserv. Biol.*, 20 (6): 1635-1646.
- MCKINNEY M.L., LOCKWOOD J.L. 1999 - Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.*, 14 (11): 450-453.
- MORETTI G.P., GIANOTTI F.S. 1996 - *I pesci e la pesca nel Lago Trasimeno*. Grafica Salvi, Perugia, 96 pp.
- RICHARDSON D. M., PYSEK P., REJMANEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D., WEST C.J. 2000 - Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.*, 6: 93-107.
- ROSECCHI E., POIZAT G., CRIVELLI A.J. 1997 - Introductions de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue: historique, origines et modifications des peuplements. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344-345: 221-232.
- STEEDMAN R.J. 1988 - Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 492-501.
- 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.
- ZERUNIAN S. 2002 - *Iconografia dei pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio, Roma, 259 pp.
- 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, Roma, 123 pp.