ISSN 1129-504X

Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 20
Numero 1
Marzo 2006

Provincia di Pescara
Assessorato Politiche Ittiche

Università Degli Studi Di Napoli Federico II
Polo delle Scienze e delle Tecnologie
Dipartimento delle Scienze Biologiche

Università degli Studi di Parma

Atti del 10° Congresso Nazionale
Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci

La gestione dell'ittiofauna per la tutela e la conservazione degli ambienti fluviali

Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004

a cura di: F. Nonnis Marzano, M. Maldini. P.G. Bianco, E. Marconato

BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 20, n. 1/2006
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993
PROPRIETÀ: **Rossella Azzoni,** Presidente del C.I.S.B.A.
DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**
REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni	sansoni@infinito.it	resp. di redazione
Roberto Spaggiari	info@cisba.it	resp. di segreteria
Gilberto N. Baldaccini	gilbaldaccini@virgilio.it	redattore
Pietro Genoni	p.genoni@arpalombardia.it	redattore

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.

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 MALCEVSCHI
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
Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (LT)
Aldo ZULLINI
Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

***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, via Amendola 2, 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

Atti del 10° Congresso Nazionale AIIAD

La gestione dell'ittiofauna per la tutela e la conservazione degli ambienti fluviali

Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004

a cura di: F. Nonnis Marzano, M. Maldini, P.G. Bianco, E. Marconato

INDICE

I Sessione (Moderatore Prof. G. Gibertini)

SPECIE MINACCIATE O A RISCHIO DI ESTINZIONE

Lista rossa dei pesci della provincia di Trento 1
Lorenzo Betti

Il carpione del Garda (*Salmo carpio*): variabilità genetica e relazioni filogenetiche rispetto al complesso *Salmo trutta* 7
Andrea Gandolfi, Sara Fantini, Francesca Ciutti, M. Stella Grando

***Lampetra planeri*, Bloch 1784: da anni una specie a rischio nell'alto corso del fiume Aniene ma attualmente in ripresa** 13
Leonardo Vignoli, Giancarlo Gibertini, Giuseppe Moccia

Indagini di genetica molecolare su popolazioni selvatiche e di allevamento di *Salmo [trutta] marmoratus* (Cuvier, 1817) per la gestione e la conservazione dei ceppi autoctoni del Friuli Venezia Giulia 19
Francesca Iordan, Elisabetta Pizzul, Silvia Battistella

Il Progetto di recupero dello Storione cobice (*Acipenser naccarii*) nelle acque del F. Piave 25
Enrico Marconato, Giuseppe Maio, Thomas Busatto e Stefano Salviati

Alimentazione del gambero di fiume, *Austropotamobius italicus* (Lereboullet, 1858): osservazioni ecologiche ed implicazioni gestionali 33
Massimiliano Scalici, Leonardo Vignoli, Giancarlo Gibertini

Distribuzione e stato delle popolazioni di trota marmorata nelle acque del bacino dell'Alto Adriatico 39
Paolo Turin, Marco Zanetti, Maria Fabiana Bilò

II Sessione (Moderatore Prof. P. G. Bianco)

SPECIE ALLOCTONE

The impact of the introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on a lake community in Tuscany 45
Patrizia Acquistapace, Andrea Cacchiani, Francesca Gherardi

Evoluzione dei popolamenti ittici delle acque interne della provincia di Verona nell'ultimo decennio 49
Ivano Confortini, Paolo Turin, Stefano Salviati

La gestione del coregone (*Coregonus lavaretus*), gli effetti sulla popolazione di persico reale (*Perca fluviatilis*) e sulla comunità ittica del Lago di Iseo 55
Enrico Marconato, Giuseppe Maio, Stefano Salviati, Thomas Busatto

Biologia riproduttiva del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacepédè 1802) in un lago del Centro Italia 63
Marinelli Andrea, Scalici Massimiliano, Gibertini Giancarlo

III Sessione (Moderatore Dott. E. Marconato)

ITTIOFAUNA DEGLI AMBIENTI DI TRANSIZIONE

Controllo dei nutrienti in uscita da un impianto di pescicoltura intensiva mediante lagunaggio con macroalghe: indicazioni per la gestione della biomassa 67
Marco Bartoli, Daniele Nizzoli, Luigi Vezzulli, Salvatore Porrello Pierluigi Viaroli

Osservazioni sui popolamenti di Nono (*Aphanius fasciatus*, Valenciennes) e Gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard) in provincia di Ragusa 73
Antonino Duchi

Effetto delle condizioni di allevamento sulla crescita e la morfologia nella tinca 77
Manuela Gualtieri, Massimo Mecatti

L'utilizzo di specie ittiche bentoniche come bioindicatori delle acque di transizione 83
Enrico Marconato, Marco Angelo Riva, Thomas Busatto, Giuseppe Maio, Stefano Salviati

IV Sessione (Moderatore Prof. M. Specchi)

GESTIONE ITTICA NELLE AREE PROTETTE

Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po 89
Gilberto Forneris, Fabrizio Merati, Massimo Pascale, Gian Carlo Perosino

Prove di acclimatazione e studio della dinamica di una popolazione di luccio (*Esox lucius* L.) in un lago eutrofico (lago Pranda, Appennino Settentrionale) 103
Federico Ielli, Pierpaolo Gibertoni, Maurizio Penserini

Identificazione, conservazione e recupero del popolamento autoctono di trota di torrente nella provincia di Pescara 109
Enrico Marconato, Valerio Ketmaier, Marco A. Riva, Thomas Busatto, Giuseppe Maio, Stefano Salviati,

Franco Recchia, Antonello Colantoni, Antonella Basilavecchia, PierLisa Difelice

Impatto ambientale e sussistenza delle troticolture di montagna nel Trentino 117
Leonardo Pontalti, Giovanni Baruchelli, Diego Coller, Giuliano Luigi Gandolfi, Alvise Vittori

V Sessione (Moderatore Dott. A. Mojetta)

COMUNICAZIONI LIBERE

Considerazioni sulla messa a punto di produzioni eco-compatibili di giovanili di Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758) destinati al ripopolamento: quantità o qualità? 127
Clara Boglione, Maurizio Giganti, Pierpaolo Sessi, Lorenzo Tancioni

La zona a Salmonidi del bacino del fiume Agri (sud Italia): struttura, densità e biomassa delle popolazioni di trota fario, *Salmo (trutta) trutta* 135
Gaetano Caricato, Michele Langella

La valutazione del valore economico ricreativo della pesca sportiva in Basilicata (Sud Italia) 141
Severino Romano, Gaetano Caricato, Emilia Langella

Collocazione sistematica del ciprinide ipogeo *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra, 1924: considerazioni filogenetiche e biogeografiche 149
Licia Colli, Roberto Berti, Francesco Nonnis Marzano, Gilberto Gandolfi, James Tagliavini

Variazioni quali-quantitative della comunità ittica in un torrente appeninico (T. Dolo, Appennino Reggiano) in seguito allo svaso di un bacino artificiale ENEL 155
Pierpaolo Gibertoni, Federico Ielli, Maurizio Penserini

La reazione di allarme del ciprinide di acque sotterranee *Phreatichthys andruzzii* 159
Annalisa Paglianti, Filippo Ceccolini e Roberto Berti

Passaggi per pesci in Italia, tra storia ed attualità 165
Enrico Pini Prato

Attività di riqualificazione ecologica di un lago alpino: caratterizzazione ambientale, intervento di liming e ripristino della comunità ittica del Lago Darengo (CO) 171
Cesare M. Puzzi, Carlo Romanò, Beniamino Barenghi, Massimo Sartorelli, Mauro Bardazzi, Stefania Trasforini, Gaetano Gentili, Alessandra Ippoliti

Mating and sexual selection in the threatened crayfish, *Austropotamobius italicus* 183
Barbara Renai, Francesca Gherardi

Studio dell'ecologia trofica larvale del Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758) in condizioni sperimentali, per la messa a punto di tecniche di allevamento in *grandi volumi* basate sull'alimentazione con planctonti di origine selvatica 189
Tommaso Russo, Lorenzo Tancioni, Eleonora Ciccotti, Riccardo Caprioli, Lorenza Conti, Andrea Fusari, Massimo Rampacci, Stefano Cataudella

Distribuzione ed analisi delle preferenze ambientali della fauna ittica delle acque interne della Regione Molise 199
Paolo Turin, Pasquale De Santis, Antonio Di Giorgio, Giuseppe Geremia, S. Loprevite, Antonio Rauso, Nicola Pavone, Vincenzo Picciano, Marco Zanetti

Analisi del polimorfismo genetico e uso di marcatori molecolari per la gestione di *Salmo [trutta] trutta* (Linnaeus, 1758) nel Friuli Venezia Giulia 205
Chiara Vicentini, Elisabetta Pizzul, Silvia Battistella

Ricolonizzazione ittica su un tratto di fiume Piave periodicamente soggetto ad asciutte 211
Marco Zanetti, Roberto Venzo, Manuel Bellio, Diana Piccolo, Paolo Turin

POSTER

Aspetti biologici, distribuzione e impatto di *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) 217
Michele Arcadipane, Oscar Del Barba

Aspetti della biologia riproduttiva di *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), in un lago del centro Italia 225
Paolo Avetrani, Giancarlo Gibertini, Massimiliano Scalici

Studio della popolazione di *Coregonus lavaretus* (L., 1758) nel lago di Bracciano (Roma, Lazio) 231
Paolo Avetrani, Giancarlo Gibertini, Massimiliano Scalici, Giuseppe Moccia

Caratterizzazione genetica delle popolazioni di Trota fario del Parco delle Foreste Casentinesi 237
Baratti Mariella, Nonnis Marzano Francesco, Fratini Sara, Piccinini Armando, Patarnello Tomaso, Dessì-Fulgheri Francesco, Gandolfi Gilberto

Attività trofica di *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841) in due distinti ecosistemi: foce del Po e lago Trasimeno 241
Emiliano Belletti, Giuliano Luigi Gandolfi, Gianluigi Alessio

Ragioni zoogeografiche, autoecologiche e storiche a sostegno dell'autoctonia delle popolazioni di Sal- 247

merino alpino (*Salvelinus alpinus* L.) delle Alpi centromeridionali
Lorenzo Betti

Caratterizzazione di alose con marcatori molecolari 253
Roberto Berti, Annalisa Paglianti, Francesca Gherardi, Gilberto Gandolfi, James Tagliavini

Produzione di triploidi di trota fario (*Salmo trutta trutta* L.) per il ripopolamento 259
Fabio Borghesan, Stefano Salviati, Renata Trisolini, Beniamino Zanon, Angelo Libertini

Relazioni trofiche in una comunità ittica "artificiale" di un bacino di fitodepurazione: *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1844), *Pseudorasbora parva* (Tem. e Sch., 1842) e *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) 263
Daniele Ciuffa, Giorgia Pipornetti, Lorenzo Tancioni, Eleonora Ciccotti

Studio delle misure di mitigazione e compensazione relative agli interventi di adeguamento idraulico all'interno del pSIC IT1332717 "Foce e medio corso del Fiume Entella" 269
Luca Ciuffardi, Mauro Giorgio Mariotti

Caratteri morfometrici e meristici di Salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.) in cinque laghi del versante meridionale delle Alpi (Trentino) 277
Francesca Ciutti, Giuliano Luigi Gandolfi, Andrea Gandolfi, Marco Olivari

Produzione di salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.): incubazione e primi stadi di sviluppo 283
Francesca Ciutti, Fabrizio Merati, Andrea Gandolfi, M. Stella Grando

Sperimentazioni relative alla riduzione dell'impatto ambientale mediante l'impiego della clinoptilolite nell'alimentazione e nell'ambiente di allevamento della Trota fario (*Salmo trutta* morpha *fario*) 287
Andrea Dees, Alessandra Roncarati, Lucia Angellotti, Gian Enrico Magi, Paolo Melotti

Distribuzione della fauna ittica nelle acque interne dell'areale ibleo: la provincia di Ragusa 291
Antonino Duchi

Ciclo riproduttivo di *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in ambiente naturale 295
Matteo De Luca, Piero Giulio Giulianini, Francesca Battiston, Elisabetta Pizzul

Alimentazione del persico trota, *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio). Descrizione della nicchia trofica 301
Andrea Marinelli, Massimiliano Scalici, Giancarlo Gibertini

La tinca: una specie in via di estinzione in Toscana? 305
Massimo Mecatti, Manuela Gualtieri

Presenza in provincia di Prato di specie di crostacei e pesci protette dalla legge regionale toscana sulla biodiversità 309
Annamaria Nocita, Alessio Bruni, Lorenzo Gori, Silvia Barbaresi, Sara Fratini, Marco Vannini

La carta ittica del Trentino 313
Marco Olivari, Paola Testa

Accrescimento dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco 315
Roberta Pace, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Giovanni Pedicillo, Alessandro Trusso, Massimo Lorenzoni

Biologia riproduttiva dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco 321
Alessandro Trusso, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Roberta Pace, Giovanni Pedicillo, Massimo Lorenzoni

Possibile impiego degli ami, denominati circle hook, nella diminuzione della mortalità da catch and release. Una sperimentazione da promuovere anche in Italia, dopo i risultati ottenuti negli Stati Uniti 325
Armando Piccinini, J. Schratwieser, A. Salvini

Indagine sulla relazione fra *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) e *Austropotamobius italicus* (Crustacea: Decapoda) 329
Massimiliano Scalici, Andrea Di Giulio, Giancarlo Gibertini

Effetti della somministrazione del leuprolide acetato sulla qualità dello sperma crioconservato di *Sparus aurata* (Perciformes: Sparidae) 333
Massimiliano Scalici, Giancarlo Gibertini, Stefano Canese

Il gambero americano, *Orconectes limosus* (Decapoda: Cambaridae), nel Lago del Salto (Rieti, Lazio) 337
Stefania Chiesa, Massimiliano Scalici, Giancarlo Gibertini

Interventi per il recupero della popolazione autoctona di Trota lacustre del lago di Garda 341
Paola Testa, Moreno Tacconi

Dieta dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) e del persico reale *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) e loro sovrapposizione alimentare 343
Alessandro Trusso, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Roberta Pace, Giovanni Pedicillo, Massimo Lorenzoni

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 1-5.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Lista rossa dei pesci della provincia di Trento

Lorenzo Betti

Ittiologo - libero professionista; Lung'Adige G. Leopardi, 101 - 38100 Trento (fax 0461 260444; Betti.Lorenzo@tin.it)

RIASSUNTO
Nell'ambito della Rete europea Natura 2000, il Servizio Parchi e Conservazione della Natura della Provincia Autonoma di Trento ha promosso un'indagine sullo stato attuale di minaccia dei pesci indigeni del Trentino. Il risultato consiste nella proposta di una "lista rossa", dalla quale emerge che attualmente nel territorio provinciale 17 dei 37 taxa ittici autoctoni sono minacciati di estinzione.

PAROLE CHIAVE: ittiofauna autoctona / lista rossa / Provincia di Trento

Red list of the fishes of the province of Trento
Within the European Network Nature 2000 the Parks and Nature Conservation Departement of the Autonomous Province of Trento (Italy) has promoted an enquiry about the current condition of threat of autochthonous fishes of Trentino. The result is a suggestion of a "red list", that show that 17 of the 37 taxa of autochthonous fishes are threatened with extinction in the provincial territories.

KEY WORDS: autochthonous ichthyofauna / red list / province of Trento

INTRODUZIONE

Gli elenchi dei taxa animali e vegetali minacciati di estinzione, redatti secondo i criteri e gli standard della "red list" (*sensu* IUCN, 1994), costituiscono un utile supporto alle politiche di conservazione della biodiversità a livello globale, così come a livello locale.

Il termine biodiversità è di origine recente ed è stato chiaramente definito solo in occasione della Conferenza di Rio de Janeiro del 1992 come "la variabilità degli organismi viventi, degli ecosistemi terrestri e acquatici, e i complessi ecologici che essi costituiscono; la biodiversità comprende la diversità intraspecifica, interspecifica e degli ecosistemi".

Il concetto è stato precisato nel Global Biodiversity Assesment dell'UNEP nel 1995: "La biodiversità è definita come la totale diversità e variabilità degli organismi viventi e dei sistemi di cui essi fanno parte. Comprende tutto lo spettro di variazione e di variabilità tra sistemi e organismi, al livello bioregionale, di paesaggio, di ecosistema, di habitat, ai vari livelli degli organismi fino alle specie, alle popolazioni, e dagli individui ai geni. Con questo si intende anche il complesso insieme di relazioni funzionali e strutturali all'interno e tra questi differenti livelli di organizzazione, la loro origine ed evoluzione nello spazio e nel tempo, inclusa l'azione umana".

La salvaguardia della biodiversità implica, di conseguenza, non solo la tutela delle specie, ma anche della loro variabilità interna e, in particolare, della variabilità genetica. Ne consegue che l'attenzione gestionale deve riguardare particolarmente il livello delle popolazioni. Assumono significato, in questo senso, anche le analisi sul grado di minaccia a livello subcontinentale, nazionale o regionale.

Anche la determinazione dello stato di minaccia di estinzione delle popolazioni ittiche permette di riconoscere e definire le necessità urgenti di intervento per scongiurare la definitiva scomparsa di rilevanti elementi di diversità ittica a livello locale, nazionale o

continentale.

L'Unione Europea ha disciplinato la tutela della biodiversità attraverso una serie di atti, tra cui il più pregnante è la "Direttiva Habitat" (92/43/CEE). Superando il semplice concetto della tutela della biodiversità attraverso la difesa delle singole specie dai rischi di estinzione (Dir. Uccelli del 1979), la Direttiva Habitat individua come prioritaria la salvaguardia sistemica degli habitat naturali. Un limite significativo della direttiva è costituito dall'imprecisione degli elenchi allegati recanti i taxa "di interesse comunitario, la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione".

Le specie di interesse comunitario sono elencate in appositi allegati (B, D, E), recepiti in Italia con D.M. 20 gennaio 1999:

- B = specie di interesse comunitario, la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione (es. *Salmo marmoratus*, *Barbus meridionalis*, *Cottus gobio*);
- D = specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa (*Acipenser sturio*, *Acipenser naccarii*);
- E = specie di interesse comunitario, il cui prelievo in natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione (es. *Thymallus thymallus*).

La Direttiva Habitat prevede, inoltre, l'individuazione da parte degli Stati membri dei Siti di Importanza Comunitaria (S.I.C.). I SIC sono siti che, nelle regioni

Tab. I. Categorie di rischio di estinzione secondo IUCN (1994), adeguate secondo ZERUNIAN (2002).

Categoria (IUCN, 1994)	Definizione IUCN (1994)	Sigla	Categoria adeguata	Definizione
extinct	estinto senza ragionevoli dubbi	EX	estinto	estinto senza ragionevoli dubbi
extinct in the wild	rappresentato solo da individui in cattività o in popolazioni naturalizzate e al di fuori dell'areale originario	EW	estinto in natura	rappresentato solo da individui in cattività o in popolazioni naturalizzate e al di fuori dell'areale originario
critically endangered	ad altissimo rischio di estinzione nel futuro prossimo	CR	in pericolo critico	specie che hanno un areale ristretto o molto frammentato, al limite costituito da un solo bacino, e specie con forte contrazione accertata delle popolazioni
endangered	ad alto rischio di estinzione nel futuro prossimo	EN	in pericolo	specie con areale ristretto o frammentato e che sono segnalate con certezza in sensibile diminuzione numerica e/o in consistente contrazione dell'areale
vulnerable	ad alto rischio di estinzione a medio termine	VU	vulnerabile	specie con areale più vasto, ma in ogni caso con una tendenza negativa accertata, dovuta in primo luogo alle alterazioni degli habitat
lower risk	non soggetto a minaccia immediata, ma comunque a potenziale rischio	LR	a più basso rischio	specie che presentano un areale relativamente esteso, con popolazioni che in alcuni bacini sono ancora numerose, anche se la tendenza generale è al decremento numerico e alla riduzione di areale
data deficient	informazioni insufficienti per definire lo stato di rischio	DD	carenza di informazione	informazioni insufficienti per definire lo stato di rischio
not evalued	rischio non valutabile a causa della dinamicità del taxon	NV	non valutato	rischio non valutabile a causa della dinamicità del taxon
		NR	non a rischio	specie che non corrono nessun ragionevole rischio di estinzione né a breve, né a medio, né a lungo termine

Tab. II. Criteri di valutazione della categoria di minaccia IUCN (1994).

sigla	criterio
A	diminuzione percentuale e nel tempo della consistenza delle popolazioni
B	estensione e frammentazione dell'areale di distribuzione
C	stima delle popolazioni e grado di declino numerico
D	stima delle popolazioni
E	stima delle probabilità di estinzione

Tab. III. Classi del rapporto percentuale tra areale trentino della specie e areale italico complessivo.

sigla	rapporto % areale Trentino/areale Italia
A	100%
B	75% - 99%
C	50% - 74%
D	25% - 49%
E	5% - 24%
F	< 5%

biogeografiche cui appartengono, contribuiscono in modo significativo a mantenere o ripristinare tipi di habitat naturali o seminaturali dell'allegato A, o specie di cui all'allegato B, in uno "stato di conservazione sufficiente". L'insieme dei siti di importanza comunitaria deve costituire un sistema coerente di ambienti naturali e seminaturali finalizzati alla tutela della biodiversità che si identifica con la Rete Natura 2000.

SITI DI IMPORTANZA COMUNITARIA

La Provincia Autonoma di Trento ha individuato, tramite il Servizio Parchi e Conservazione della Natura, i S.I.C. sul territorio provinciale, in attuazione del

Tab. IV. Categorie dei fattori di minaccia incidenti sulle popolazioni ittiche (da ZERUNIAN, 2002).

sigla	fattore di minaccia
A2	alterazioni fisiche degli habitat
A3	inquinamento delle acque
B5	inquinamento genetico
B6	pesca eccessiva
B7	pesca illegale
B8	competizione o predazione da parte di specie aliene
C1	cause naturali

Tab. V. Lista rossa attuale dei Pesci autoctoni del Trentino.

Taxon	classificatore	nome italiano	allegati 92/43/CEE	Lista Rossa Italia	Lista Rossa Trentino	criteri	% TN/IT	fattori minaccia
Lampetra fluviatilis	(Linnaeus, 1758)	Lampreda di fiume	B-E	CR	EX	A,B	F	A2
Letentheron zanandreai	(Vladykov, 1955)	Lampreda padana	B-E	EN	EN	A,B	F	A2,A3
Acipenser sturio	Linnaeus, 1758	Storione	B-D	CR	EX	A,B	F	A2
Acipenser naccari	Bonaparte, 1836	Storione cobice	B-D	CR	EX	A,B	F	A2
Anguilla anguilla	(Linnaeus, 1758)	Anguilla		NR	LR	A,B	F	A2
Alosa fallax	(Lacépède, 1803)	Alosa	B-E	VU	EX	A,B	F	A2
Alosa fallax m. *lacustris*	(Fatio, 1890)	Agone	B-E	EN	EN	A,B	E	B6
Rutilus pigus	(Lacépède, 1804)	Pigo	B	VU	CR	A,B	F	A2,A3
Rutilus erythrophthalmus	Zerunian, 1982	Triotto		NR	NR	A	F	
Leuciscus cephalus	(Linnaeus, 1758)	Cavedano		NR	NR	A	F	
Leuciscus souffia	Risso, 1826	Vairone	B	LR	VU	A,B	F	
Phoxinus phoxinus	(Linnaeus, 1758)	Sanguinerola		VU	LR	A	F	A3,B8
Tinca tinca	(Linnaeus, 1758)	Tinca		NR	NR	A	F	
Scardinius erythrophthalmus	(Linnaeus, 1758)	Scardola		NR	NR	A	F	
Alburnus alburnus alborella	De Filippi, 1844	Alborella		NR	LR	A	F	A2,A3,B6,B8
Chondrostoma soetta	Bonaparte, 1840	Savetta	B	VU	DD		F	
Chondrostoma genei	(Bonaparte, 1939)	Lasca	B	VU	DD		F	
Gobio gobio	(Linnaeus, 1758)	Gobione		LR	LR	A,B	F	A2
Barbus plebejus	Bonaparte, 1839	Barbo comune	B-E	LR	LR	A,B	F	A2,B5
Barbus meridionalis	Risso, 1826	Barbo canino	B-E	VU	VU	A,B	F	A2,A3,B5,B8
Cobitis taenia	Linnaeus, 1758	Cobite comune	B	LR	LR	A,B	F	A2,A3,B5
Sabanejewia larvata	(De Filippi, 1859)	Cobite mascherato	B	VU	EN	A,B	F	A2,A3
Orthrias barbatulus	(Linnaeus, 1758)	Cobite barbatello		VU	VU	A,B	F	A2,A3,B8
Esox lucius	Linnaeus, 1758	Luccio		VU	LR	A	F	A2,A3,B5,B6
Salvelinus alpinus	(Linnaeus, 1758)	Salmerino alpino		EN	EN	A,B	B	A2,A3,B5,B8
Salmo (trutta) trutta	Linnaeus, 1758	Trota fario		EN	EN	A	F	A2,A3,B5,B6,B8
Salmo (t.) t. m. *lacustris*	Linnaeus, 1758	Trota lacustre		EN	CR	A,B	E	A2,A3,B5,B6,B7,B8
Salmo (trutta) marmoratus	(Cuvier, 1817)	Trota marmorata	B	EN	EN	A,B	F	A2,A3,B5,B6,B8
Salmo carpio	Linnaeus, 1758	Carpione del Garda		CR	CR	A,B	D	A3,B6,B8,C1
Thymallus thymallus	(Linnaeus, 1758)	Temolo	E	EN	EN	A,B	F	A2,A3,B5,B6,B8
Lota lota	(Linnaeus, 1758)	Bottatrice		DD	NR	A,B	E	
Gasterosteus aculeatus	Linnaeus, 1758	Spinarello		VU	EN	A,B	F	A2,A3,B8
Cottus gobio	Linnaeus, 1758	Scazzone	B	VU	VU	A	F	A2,A3,B8
Perca fluviatilis	Linnaeus, 1758	Pesce persico		LR	NR	A	F	A2,A3,B6
Salaria fluviatilis	(Asso, 1801)	Cagnetta		VU	VU	A,B	F	A2,A3
Padogobius martensi	Günther, 1861	Ghiozzo padano		VU	VU	A,B	F	A2,A3,B8
Orsinogobius punctatissimus	(Canestrini, 1864)	Panzarolo		EN	DD			

programma ministeriale BIOITALY (1997) (AGOSTINI, 2003). L'elenco dei S.I.C. individuati, una volta approvato dalla Commissione Europea, è stato definitivamente adottato attraverso deliberazione della Giunta Provinciale del 2003.

I 152 S.I.C. del Trentino sono costituiti da:
- aree protette;
- aree segnalate nel progetto Corine Biotopes;
- aree segnalate nel censimento dei biotopi della Società Botanica Italiana;
- aree con presenza di specie di Uccelli contemplate nell'allegato 1 della direttiva 79/409/CEE e/o habitat e specie degli allegati I e II della direttiva 92/43/CEE;
- aree con presenza di habitat e/o specie non incluse negli allegati della Direttiva Habitat, ma proposti per un'integrazione.

STATUS DELLE POPOLAZIONI ITTICHE

Nell'ambito del progetto Rete Natura 2000, sono stati raccolti i dati di presenza e status delle specie ittiche autoctone (LARGAIOLLI, 1902; BETTI, 2002) all'interno dei S.I.C. della provincia di Trento, con particolare riferimento alle specie degli allegati della Direttiva Habitat e alle altre popolazioni di elevato valore naturalistico (anche se escluse dai suddetti allegati).

Sulla base di questi dati, e dell'integrazione con gli altri dati disponibili sulle presenze ittiche nel reticolo idrografico provinciale, sintetizzati nella Carta ittica proviciale (BETTI, 2002), è stato valutato sinteticamente il grado di minaccia per ogni taxon, al fine di definire una lista rossa provinciale.

I criteri applicati nella definizione dello stato di minaccia delle popolazioni di ogni taxon ittico indigeno delle acque trentine sono quelli definiti dall'IUCN (1994) (BULGARINI *et al.*, 2003), sia pure con alcune modifiche recepite in accordo con il recente "red book" dei Pesci italiani d'acqua dolce (ZERUNIAN, 2002). I criteri e le definizioni applicati sono riportati nelle tabelle I-IV.

La lista riporta, dunque:
- il nome scientifico del taxon ittico (GANDOLFI *et al.*, 1991);
- il classificatore del taxon e l'anno di classificazione;
- il nome italiano della specie;
- l'autoctonìa del taxon ittico rispetto al territorio provinciale, cioè lo status di specie originariamente e spontaneamente presente nei popolamenti ittici di almeno una parte del reticolo idrografico provinciale;
- gli elenchi allegati alla Direttiva 92/43/CEE nei quali il taxon è eventualmente iscritto;
- la categoria di minaccia sensu IUCN (1994) definita nella più recente lista rossa nazionale (ZERUNIAN, 2002);
- la categoria di minaccia sensu IUCN (1994) riferita alle popolazioni del reticolo idrografico provinciale;
- i criteri di valutazione del grado di minaccia sensu IUCN (1994);
- la classe di rapporto percentuale stimata tra areale trentino del taxon e areale italico totale;
- le categorie di fattori di disturbo che determinano lo stato di minaccia.

RISULTATI

La lista rossa del Pesci del Trentino (Tab. V) ha messo in rilievo lo stato di specie minacciata di quasi il 46% dei 37 taxa ittici considerati indigeni del territorio provinciale (Fig. 1), in un quadro complessivo che non si discosta molto da quello nazionale. Tale quadro appare aggravato dalla scomparsa accertata, dal reticolo idrografico trentino, di quattro specie migratrici anadrome, sia pure marginali, nonché dalla presenza tra le specie minacciate di diversi taxa endemici o subendemici per l'Italia. Tra i fattori di minaccia per le popolazioni ittiche autoctone risultano prevalenti quelli legati alle alterazioni fisiche e chimiche degli habitat e all'introduzione di taxa ittici in qualche modo competitori o nocivi (Fig. 2).

Dall'analisi complessiva dei dati sulle presenze e sulle immissioni ittiche nel reticolo idrografico provinciale risulta anche che i taxa ittici esotici introdotti artificialmente sono almeno 20, dei quali 13 acclimatati.

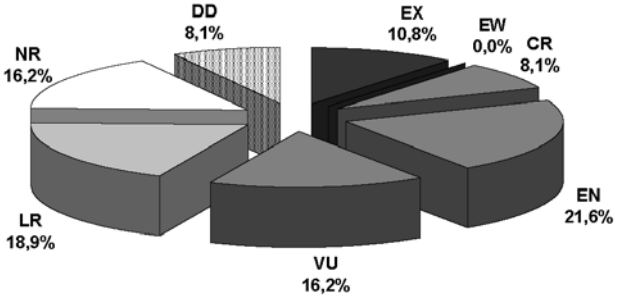


Fig. 1. Frequenza percentuale delle categorie di rischio attuali per i Pesci autoctoni del Trentino.

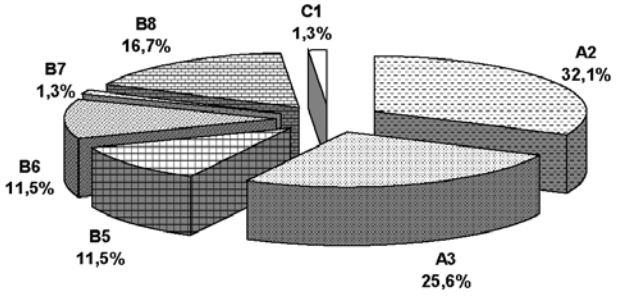


Fig. 2. Frequenza percentuale dei fattori di minaccia che determinano l'attuale rischio di estinzione per le popolazioni ittiche autoctone del Trentino.

CONCLUSIONI

La Rete Natura 2000, attraverso l'individuazione dei S.I.C., fornisce nuovi strumenti pianificatori e normativi, come l'obbligo della valutazione di incidenza di qualsiasi opera ed intervento sul territorio del S.I.C., che, associati alla redazione della lista rossa provinciale, possono costituire importanti presidi locali per la tutela della biodiversità e dei taxa ittici a rischio di estinzione.

Si rileva, infine, l'opportunità urgente di considerare come specie d'interesse, la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione, pur non essendo attualmente inclusi nell'allegato II della direttiva 92/43/CEE, i seguenti taxa:

– Salmerino alpino - *Salvelinus alpinus* - popolazioni indigene delle Alpi meridionali;
– Trota fario - *Salmo (trutta) trutta* - popolazioni indigene delle Alpi meridionali e popolazioni indigene dei laghi prealpini (morpha *lacustris*);
– Carpione del Garda - *Salmo carpio*.

BIBLIOGRAFIA

AGOSTINI A. (a cura di), 2003. *Natura 2000. Il contributo trentino alla rete europea della biodiversità*. Provincia Autonoma di Trento. Servizio Parchi e Conservazione della Natura, 271 pp.

BETTI L., 2002. *Carta ittica del Trentino*. Provincia Autonoma di Trento. Servizio Faunistico.

BULGARINI F., CLAVARIO E., FRATICELLI F., PETRETTI F., SARROCCO S. (EDS.), 1998. *Libro rosso degli animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma, 210 pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana, Roma.

IUCN (UNIONE MONDIALE PER LA CONSERVAZIONE), 1994. *Red list categories. IUCN species survival commission* (40. Meeting of IUCN Council, Gland), 21 pp.

LARGAIOLLI V., 1902. *I Pesci del Trentino. Volume secondo - Parte speciale*. Soc. Tipogr. Edit. Trentina, Trento.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, 220 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 7-12.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Il carpione del Garda (*Salmo carpio*): variabilità genetica e relazioni filogenetiche rispetto al complesso *Salmo trutta*

Andrea Gandolfi*, Sara Fantini, Francesca Ciutti, M. Stella Grando

Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Via E. Mach, 1 - 38010 S. Michele a/Adige (TN)

* *referente per la corrispondenza (fax 0461 650956; andrea.gandolfi@iasma.it)*

RIASSUNTO

Salmo carpio è un endemismo del Lago di Garda, considerato dalla IUCN Red List taxon vulnerabile e come tale ad alto rischio di estinzione in natura nel medio periodo. Se da una parte le forme legislative di tutela del carpione sono da molti considerate carenti e lacunose, d'altra parte risulta difficile identificare un'unità di conservazione in tale taxon, il cui *status* di specie è ad oggi oggetto di discussione. I criteri di diversità comunemente utilizzati per la definizione di specie suggeriscono infatti, in questo taxon, evidenze contrastanti. Le differenze ecologiche del carpione rispetto a *S. trutta*, in particolare il comportamento gregario, l'alimentazione planctofaga e soprattutto la biologia riproduttiva, permetterebbero di definire il carpione come buona specie, isolata da solide barriere riproduttive dai fenotipi lacustri del complesso *S. trutta*, presenti in simpatria nel Garda. Sulla base dei caratteri morfologici, morfometrici e meristici, risulta tuttavia difficile una chiara distinzione tra il carpione e le forme lacustri simpatriche di *S. trutta*. L'analisi della diversità genetica, infine, ha portato differenti autori a formulare ipotesi estremamente diverse sull'origine del carpione e altrettanto diverse conclusioni sull'effettiva validità di tale taxon come unità evolutiva.

L'analisi di sequenza dell'intera regione di controllo del DNA mitocondriale (mtDNA D-loop) su un numero relativamente elevato di individui di carpione e di trote del Garda ci ha permesso di aumentare l'informazione relativa alla diversità genetica del carpione e di riconsiderare le ipotesi relative all'origine e alla filogenesi di questo taxon.

PAROLE CHIAVE: *Salmo carpio* / carpione del Garda / mtDNA D-loop / diversità genetica / analisi filogenetica / *Salmo trutta* m. *lacustris* / Lago di Garda

The Garda Lake 'carpione' (*Salmo carpio*): genetic variability and phylogenetic relationships with the *Salmo trutta* complex

Salmo carpio is endemic to Garda Lake. It is classified by the IUCN Red List as a vulnerable taxon, i.e. facing a high risk of extinction in the wild in the medium-term future. If, on the one hand, conservation guidelines for 'carpione' are by many considered to be deficient, on the other hand, it is tricky to identify a conservation unit in such a taxon, whose species *status* is still debated. Diversity criteria commonly used to define a species offer in this taxon contrasting hints. Ecological differences between *S. carpio* and *S. trutta*, especially gregarious behaviour, planktonic diet and reproductive biology of the former, should allow to define this as a true species, isolated by strong reproductive barriers from the *lacustris* phenotypes of the *S. trutta* complex, that are sympatric in the Garda Lake. However, *S. carpio* and *S. trutta* morpha *lacustris* can be hardly distinguished by morphologic, morphometric and meristic traits. Finally, genetic diversity analysis led different authors to postulate completely different hypotheses about the origin of carpione and to draw likewise dissimilar conclusions about its 'trueness' as an evolutionary unit.

In the present study, genetic diversity of carpione was investigated by sequence analysis of the complete mitochondrial DNA control region (mtDNA D-loop) on a relatively high number of *S. carpio* and *S. trutta* samples from the Garda Lake, prompting us to reconsider the proposed hypotheses on the origin and the phylogeny of the taxon.

KEY WORDS: *Salmo carpio* / carpione / mtDNA D-loop / genetic diversity / phylogenetic analysis / *Salmo trutta* m. *lacustris* / Garda Lake

INTRODUZIONE

Salmo trutta è un complesso di specie con ampia distribuzione in Europa, Nord Africa ed Asia Occidentale. È costituito da un eterogeneo mosaico di forme fenotipiche, comprendenti distinte *morphae* geografiche e caratterizzate da una considerevole variabilità nei caratteri del ciclo biologico (BERNATCHEZ, 2001). Per questi motivi, la sistematica e la tassonomia di *S. trutta* sono a tutt'oggi incerte e continuo oggetto di discussione (vedi review di KOTTELAT, 1997). In tale contesto, è sicuramente interessante il caso del carpione del

Garda (*S. carpio*), descritto come endemismo del Lago di Garda (GANDOLFI *et al.*, 1991) e considerato a rischio di estinzione (IUCN, 2003), ma il cui *status* di specie e addirittura di significativa unità evolutiva e quindi di conservazione è ad oggi dibattuto.

L'attenzione dedicata in passato allo studio del carpione del Garda è stata limitata, e le informazioni scientifiche disponibili sono sicuramente insufficienti a fornire un quadro esauriente della sua biologia, ecologia e genetica. Le principali differenze rilevabili tra questo taxon e *S. trutta*, in particolare rispetto alla morpha *lacustris* simpatrica nelle acque del Garda, sono di tipo ecologico: il carpione vive alla profondità di 100-200 m dove svolge attività trofica mostrando un comportamento di tipo gregario (GANDOLFI *et al.*, 1991); si nutre prevalentemente di zooplancton con una dieta che varia stagionalmente (MELOTTO e ALESSIO, 1990); ha un duplice periodo riproduttivo (dicembre-gennaio e luglio-agosto) (ALESSIO *et al.*, 1990) o secondo altri Autori un unico esteso periodo riproduttivo (dall'inverno all'estate) (RAUNICH *et al.*, 1990) durante il quale avviene la deposizione, su fondali fino a 200-300 m di profondità (MALESANI, 1973b). Tali differenze garantirebbero l'isolamento riproduttivo da *S. trutta* (GANDOLFI *et al.*, 1991). A livello morfologico e meristico si riscontrano però tra i due taxa solo differenze limitate (MELOTTO e ALESSIO, 1990) e di difficile utilizzo pratico per il riconoscimento: modeste variazioni sono osservabili nei valori medi per molti caratteri morfologici e meristici (BEHNKE, 1972) e la livrea è molto simile. (TORTONESE, 1970; MALESANI, 1973a; GANDOLFI *et al.*, 1991). L'unico carattere diagnostico certo, e tuttavia di uso ovviamente limitato ad alcune classi di età, è la dimensione massima raggiungibile (MELOTTO e OPPI, 1987; GANDOLFI *et al.*, 1991). A dimostrazione della difficoltà e divergenza di opinioni riguardo alla classificazione su base morfologica del carpione, vanno ricordati i recenti dati di DELLING (2002), che collocano il carpione più vicino a *S. salar* che a *S. trutta*.

Le analisi genetiche condotte da diversi Autori sul genere *Salmo* hanno talvolta incluso, seppure in numero limitato, alcuni campioni di carpione (BERNATCHEZ *et al.*, 1992; GIUFFRA *et al.*, 1994, 1996; PATARNELLO *et al.*, 1994; ANTUNES *et al.*, 2002; PRESA *et al.*, 2002). A seconda dei marcatori molecolari analizzati in tali studi, sono state formulate ipotesi diverse, talvolta contrastanti, per spiegare la collocazione sistematica e l'evoluzione di questo taxon (Tab. I). In linea generale, il carpione, così come la morpha *lacustris*, non sarebbe riconducibile in modo univoco ai gruppi aplotipici/genotipici definiti per *S. trutta* su base genetica (ceppi ATLANTICO, DANUBIANO, MEDITERRANEO, ADRIATICO e MARMORATA) (BERNATCHEZ *et al.*, 1992; BERNATCHEZ e OSINOV, 1995).

Il presente lavoro si propone di ampliare le informazioni disponibili sulla variabilità genetica di *S. carpio* per contribuire a chiarirne sia la posizione sistematica che le relazioni evolutive. L'analisi si estende, per confronto, al complesso *S. trutta* e, in particolare, a *S. t. trutta* m. *lacustris*, da cui potrebbe essersi originato il carpione in condizioni di simpatria (D'ANCONA e MERLO, 1959).

MATERIALI E METODI

Tra il 2002 e il 2003, sono stati campionati 38 esemplari di carpione, nel Lago di Garda, e 20 campioni di *S. trutta* riconducibili sulla base del fenotipo alla

Tab. I. Autori, numero di individui di carpione analizzati, marcatori utilizzati e diverse ipotesi formulate sull'origine del carpione del Garda.

Autori	N	Marcatori	Ipotesi formulate
BERNATCHEZ *et al.*, 1992 e GIUFFRA *et al.*, 1994	8; 16	mtDNA D-loop (5' e 3'), Cyt b e ATPase sub.VI	semplice morfotipo di origine recente e polifiletica.
PATARNELLO *et al.*, 1994	3	mtDNA Cyt b e rDNA 16S	nessuna significativa diversità rispetto a *S. trutta*.
GIUFFRA *et al.*, 1996	15	47 loci enzimatici (20 enzimi) di cui 24 polimorfici	posizione filogenetica diversa a seconda del metodo di analisi adottato: Hp1: ibrido tra *S. marmoratus* e *S. t. fario*; Hp2: *S. carpio* e *S. t. lacustris* sono 2 fenotipi di una stessa popolazione.
PRESA *et al.*, 2002	1*	rDNA ITS1	sequenza rME1 identica ad alcuni campioni spagnoli (per i quali non si conosce l'aplotipo mitocondriale) appartenente a un gruppo mediterraneo (rME).
ANTUNES *et al.*, 2002	2	TF (transferrin) (precedente -mente analizzato con allozimi)	*S. carpio* sarebbe originato per ibridazione introgressiva da *S. t. marmoratus* ma con un recente flusso genico tra il Lago di Garda e il Kodori River (Black Sea).

* il nome *S. carpio* non viene menzionato e si fa invece riferimento a *S. trutta*, popolazione Garda, con aplotipo MtDNA AD-MA-ME precedentemente analizzato da BERNATCHEZ *et al.*, 1992.

morpha *lacustris*, in parte nel Lago di Garda e in parte alla foce del fiume Sarca. Per ciascuno dei campioni, una porzione di tessuto è stata prelevata dalla pinna caudale e preservata in alcool etilico 96 % a 4 °C. Il DNA totale è stato isolato mediante il protocollo di estrazione messo a punto da ALJANABI e MARTINEZ (1997), seguito da trattamento con RNAase A (0,01 ng/µL).

Per ogni individuo, 1 µL di estratto è stato utilizzato come *template* per la reazione di amplificazione della regione di controllo (D-loop) del mtDNA. utilizzando i primer LN20 (5'-ACCACTAGCACCCAAAGCTA-3') e HN20 (5'-GTGTTATGCTTTAGTTAAGC-3') (SUAREZ *et al.*, 2001). La PCR è stata condotta su un thermal cycler GeneAmp PCR System 9700 (Applied Biosystems), secondo le condizioni di reazione indicate da SUAREZ *et al.* (2001), sia nel profilo termico che nelle concentrazioni della miscela di reazione (volume totale di 12 µL).

Due aliquote degli amplificati, purificati mediante reazione enzimatica EXO-SAP (http://bmr.cribi.unipd.it/bmr_ita/dna.html), sono state sequenziate utilizzando 3,2 pmol dei due primer (LN20 e HN20) già utilizzati in PCR, al fine di ottenere la lettura della sequenza su entrambi i filamenti della regione amplificata. La reazione di sequenziamento è stata effettuata presso il Servizio di Sequenziamento di DNA del CRIBI - Università di Padova, utilizzando il kit di reazione Big Dye terminator v3.1 Cycle Sequencing (Applied Biosystems), secondo i protocolli suggeriti dal produttore. La corsa di sequenziamento è stata operata su sequenziatore automatico ABI PRISM 3100 a 16 capillari o ABI PRISM 3730XL a 96 capillari (Applied Biosystems).

Le sequenze ottenute per i due filamenti di ciascun individuo sono state unite ad ottenere una unica sequenza corrispondente all'intera lunghezza del frammento amplificato. Le sequenze così ottenute per tutti gli individui sono state allineate utilizzando CLUSTAL X (THOMPSON *et al.*, 1997).

L'analisi filogenetica è stata compiuta utilizzando il software PAUP* 4.0b10 (SWOFFORD, 2003), con i criteri di Massima Parsimonia (MP), di Distanza secondo l'algoritmo di Neighbor Joining (NJ) e di Maximum Likelihood (ML), a partire dall'allineamento completo o da una selezione delle sequenze comprendente tutti gli aplotipi individuati nel presente studio ed altri aplotipi rinvenuti, in letteratura, in *S. trutta*.

L'analisi di MP è stata condotta considerando i gap (inserzioni/delezioni) come un quinto stato nucleotidico, mentre nei metodi di NJ e ML i modelli evolutivi significativamente più adatti ai dati, secondo un test gerarchico di Likelihood Ratio (hierarchical Likelihood Ratio Test - hLRT) o secondo il Criterio Informativo di Akaike (Akaike Information Criterion - AIC) sono stati scelti utilizzando il programma MODELTEST (POSADA e CRANDALL, 1998) e impostati in PAUP*. I livelli di confidenza della topologia degli alberi filogenetici così ottenuti sono stati stimati mediante tecnica di Bootstrap, su 1000 repliche, e utilizzando gli stessi criteri impostati per la costruzione degli alberi.

Mutazioni ricorrenti alle stesse posizioni nucleotidiche (omoplasia) non sono rare nella regione ipervariabile del mtDNA e, a fronte di ciò, la ricostruzione di un albero evolutivo secondo i criteri e le assunzioni dei metodi tradizionali di analisi filogenetica è spesso impossibile. Per questa ragione i dati sono stati ulteriormente analizzati con TCS (CLEMENT *et al.*, 2000), che, secondo un metodo statistico di parsimonia (TEMPLETON *et al.*, 1992), consente di rappresentare differenti possibili alberi in un singolo network filogenetico, permettendo così di individuare le aree di ambiguità, dovute a omoplasia, in forma di "loop" (VERNESI *et al.*, 2002).

RISULTATI

Il sequenziamento effettuato con i due primer LN20 e HN20 ha permesso di ottenere sequenze di lunghezza di circa 540 e 430 pb rispettivamente. Per entrambi i filamenti, la qualità del segnale di sequenza è risultata nettamente peggiorata e difficilmente interpretabile a valle di una regione poli-T (poli-A in reverse). La sovrapposizione delle due sequenze per questa regione ha tuttavia consentito di ottenere una sequenza di buona qualità per l'intera lunghezza dell'amplificato.

L'allineamento delle sequenze così ottenute per i campioni analizzati è risultato di lunghezza pari a 960 pb, con 16 posizioni nucleotidiche polimorfiche, di cui 3 non informative e 13 informative secondo il criterio di parsimonia.

Sono stati individuati 4 aplotipi per *S. carpio* (carpio1, 2, 3 e carpio4) e 8 per *S. trutta* m. *lacustris* (lacustris1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e lacustris8). Un aplotipo è condiviso tra i due taxa (carpio4 = lacustris7). In tabella II sono riportate le frequenze relative alla zona di campionamento e le frequenze totali di ciascun aplotipo per i due taxa.

I test statistici hLRT e AIC hanno individuato rispettivamente come più adatti ai dati il modello di Hasegawa-Kishino-Yano (HKY, frequenze nucleotidiche variabili e tassi di transizione e transversione diversi) (HASEGAWA *et al.*, 1985), unitamente a una variazione dei tassi di mutazione tra diverse regioni della sequenza secondo una distribuzione gamma (G) e ad una frazione di siti invariabili (I), e il modello di Tamura-Nei (TrN, frequenze nucleotidiche variabili, tasso di transversione costante e tassi di transizione variabili) (TAMURA e NEI, 1993), unitamente a una frazione di siti

invariabili (I).

La topologia degli alberi ottenuti dalle analisi MP, ML-HKY+I+G e ML-TrN+I è identica (Fig. 1). Tutti gli aplotipi di carpione sono all'interno di un unico cluster, supportato da elevati valori di Bootstrap, costituito da due gruppi principali, anch'essi ben supportati. Entro uno di questi si trova anche l'aplotipo lacustris7, identico all'aplotipo carpio4, e quindi come atteso associato a questo. L'aplotipo lacustris5 risulta basale rispetto al gruppo del carpione ed è significativamente separato da tutti i rimanenti aplotipi di lacustre. I rapporti tra questi ultimi risultano poco risolti, eccetto che per il cluster formato da lacustris2 e lacustris8.

Le analisi NJ basate sull'utilizzo dei due diversi modelli evolutivi selezionati ha fornito due alberi consenso con topologie differenti a seconda del modello esplicitato (alberi non mostrati), ed entrambe molto simili alla topologia ottenuta con gli altri metodi di analisi.

Il confronto con le sequenze della D-loop del complesso *S. trutta* presenti in *GenBank* ha permesso di evidenziare come alcuni degli aplotipi trovati nel presente studio non fossero stati precedentemente individuati (carpio1, carpio3 e lacustris5) o fossero corrispondenti, per la parte comune, a sequenze più brevi (carpio4 = lacustris7, lacustris6 e lacustris8).

Mentre un confronto con i metodi tradizionali di analisi filogenetica tra le sequenze ottenute in questo studio e quelle presenti in Genbank ha fornito solamente alberi la cui topologia risulta poco supportata per i bassissimi valori di bootstrap, la rappresentazione dei dati in forma di network ha permesso di porre in relazione gli individui qui analizzati con le 5 linee di aplotipi mitocondriali ipotizzate in letteratura per *S. trutta* (Fig. 2).

Tab. II. Frequenze degli aplotipi rinvenuti in *S. carpio* e in *S. t. trutta* m. *lacustris*: f Garda = frequenze relative, per taxon, nel Lago di Garda; f Sarca = frequenze relative, per taxon, nel fiume Sarca; fTot = frequenza totale, per taxon; - = frequenze nulle; * = aplotipi rappresentati da un unico esemplare.

Aplotipo	f Garda	f Sarca	fTot
carpio1	0,132	-	0,132
carpio2	0,737	-	0,737
carpio3	0,105	-	0,105
carpio4*	0,026	-	0,026
lacustris1	0,125	0,250	0,200
lacustris2	0,125	0,250	0,200
lacustris3	0,250	0,083	0,150
lacustris4	0,250	0,250	0,250
lacustris5*	0,125	-	0,050
lacustris6*	0,125	-	0,050
lacustris7*	-	0,083	0,050
lacustris8*	-	0,083	0,050

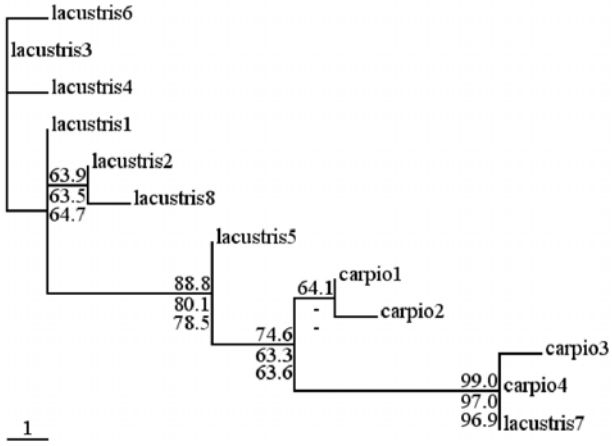


Fig. 1. Albero (MP) senza radice rappresentante le relazioni filogenetiche tra gli aplotipi rinvenuti in *S. carpio* e in *S. trutta* m. *lacustris*. I valori di bootstrap superiori a 50 sono riportati al di sopra (MP) e al di sotto (ML HKY+I+G e ML TrN+I) di ciascun nodo.

DISCUSSIONE

L'analisi di un numero di campioni superiore ad ogni altro studio precedente, per l'intera lunghezza

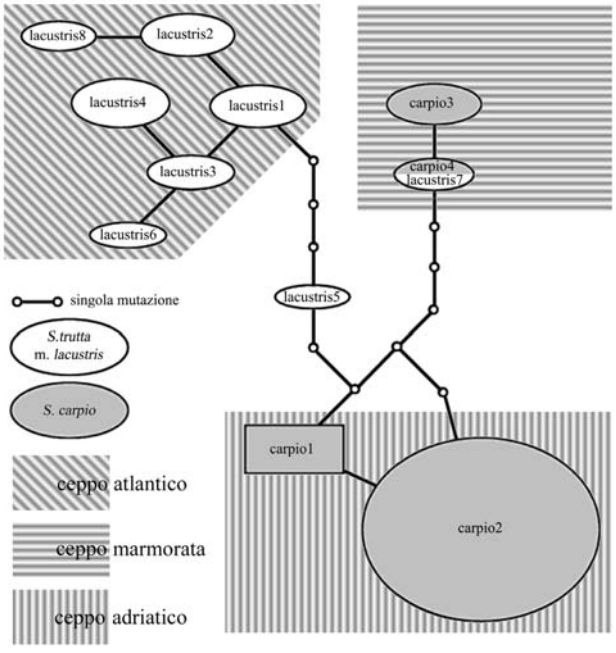


Fig. 2. Network rappresentante le relazioni filogenetiche tra gli aplotipi rinvenuti in *S. carpio* e in *S. trutta* m. *lacustris*. L'aplotipo entro il rettangolo rappresenta l'origine più probabile; la dimensione delle ellissi è proporzionale al numero di individui aventi i diversi aplotipi.

della regione D-loop del mtDNA, ha confermato solo in parte quanto ipotizzato sulla base dei precedenti studi. In *S. carpio* è possibile riconoscere sia aplotipi considerati propri della linea ADRIATICA, più frequenti, che altri tipici della linea MARMORATA. Entro ogni linea si trovano due aplotipi distinti ed uno dei quattro, carpio1, prossimo al gruppo ADRIATICO, è stato qui descritto per la prima volta.

La presenza delle due linee sarebbe spiegabile ipotizzando un'origine di *S. carpio* per introgressione, in epoca recente, nel Lago di Garda. È infatti probabile che ripetuti contatti secondari si siano verificati tra le diverse linee nei periodi interglaciali e che queste abbiano dato origine a popolazioni ibride (BERNATCHEZ, 2001). Il carpione potrebbe essersi originato da una delle popolazione ibride, rimasta isolata nel Lago di Garda che, come si ipotizza per il bacino del Po, potrebbe aver quindi rappresentato una zona di contatto secondario tra le due linee ADRIATICA e MARMORATA. In generale, la regione Mediterranea-Adriatica contiene la più ricca risorsa di specie endemiche di salmonidi, probabilmente a seguito della storia evolutiva dei *taxa* associata agli eventi di glaciazione del Pleistocene. Così come ipotizzato per le forme endemiche *Salmothymus obtusirostris*, (SNOJ *et al.*, 2002) e *Salmo* (*Platisalmo*) *platycephalus* (SUSNIK *et al.*, 2004), anche nel caso del carpione, l'origine recente spiegherebbe l'assenza di una sostanziale differenziazione genetica da *S. trutta*. Tale interpretazione non è in contrasto con l'ipotesi che tali linee costituiscano degli adattamenti locali ossia linee evolutive a sé stanti e come tali degne di conservazione.

I diversi aplotipi individuati in *S. t. trutta* m. *lacustris* appartengono per la maggior parte alla linea ATLANTICA. Questo dato è quasi sicuramente il risultato di immissioni di materiale alloctono a scopo di ripopolamento e può sicuramente essere di supporto alla futura gestione della fauna ittica del lago. È infatti auspicabile che, oltre alla cessazione dell'immissione di materiale non autoctono, in future campagne ittiogeniche la effettiva autoctonia degli individui prelevati in loco per la spremitura sia saggiata prima del loro utilizzo come riproduttori.

Mentre l'aplotipo lacustris5 risulta di incerta collocazione, lacustris7 (identica a carpio4) è riconducibile al gruppo MARMORATA (Ma2 in GIUFFRA *et al.*, 1994). Poiché l'aplotipo lacustris7 è stato individuato in un esemplare campionato nel fiume Sarca, si può escludere che ciò sia determinato dall'erronea classificazione su base morfologica di un carpione come lacustre. Questo aplotipo potrebbe dunque rappresentare la forma autoctona di *S. trutta* m. *lacustris*, che deriverebbe dal ceppo MARMORATA o più probabilmente ne rappresenterebbe semplicemente un fenotipo lacustre.

Lo studio dei rapporti evolutivi di *S. carpio* e *S. t. trutta* m. *lacustris* necessita sicuramente di ulteriori approfondimenti, mediante l'analisi di ulteriori marcatori molecolari su un numero sempre maggiore di campioni. È infatti possibile, come suggerito dai dati qui ottenuti, che una maggiore quantità di informazione di sequenza e un campionamento più esteso portino a una migliore comprensione della storia evolutiva non solo di *S. carpio*, ma anche di *S. trutta* m. *lacustris* e in qualche misura dell'intero complesso *S. trutta*.

RINGRAZIAMENTI

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto "POPSAL - *Diversità genetica e potenzialità di acquicoltura delle popolazioni naturali di salmonidi in Trentino*" finanziato dal Fondo Unico della Provincia Autonoma di Trento, e del progetto "Raccolta, caratterizzazione genetica, allevamento e diffusione dei pesci salmonidi autoctoni dei laghi del versante italiano delle Alpi. N. 6-C-65" finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali.

BIBLIOGRAFIA

ALESSIO G., MELOTTO S., OPPI E., 1990. Indagini fondamentali sulla biologia del carpione, *Salmo carpio* L., del Lago di Garda. Atti III Convegno Nazionale Associazione Ittiologi Italiani Acque Dolci / *Rivista di Idrobiologia*, **29**: 51-68.

ALJANABI, S.M., MARTINEZ, I., 1997. Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. *Nucleic Acids Research*, **25** (22): 4692-4693.

ANTUNES, A., TEMPLETON, A. R., GUYOMARD, R., ALEXANDRINO, P., 2002. The role of nuclear genes in intraspecific evolutionary inference: genealogy of the *transferrin* gene in the brown trout. *Molecular Biology and Evolution*, **19** (8): 1272-1287.

BEHNKE R.J., 1972. The systematics of salmonid fishes of recently deglaciated lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **29**: 639-671.

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., OSINOV, A., 1995. Genetic diversity of trout

(genus *Salmo*) from its most eastern native range based on mitochodrial DNA and nuclear gene variation. *Molecular Ecology*, **4**: 285-297.

CLEMENT, M., POSADA, D., CRANDALL, K.A., 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology*, **9**: 1657-1619.

D'ANCONA, U., MERLO, S., 1959. La speciazione nelle trote italiane e in particolare quelle del lago di Garda. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze. Lettere ed Arti*, **117**: 19-26.

DELLING B., 2002. Morphological distinction of marble trout, *Salmo marmoratus*, in comparison to marbled *Salmo trutta* from river Otra, Norway. *Cybium*, **26**: 283-300.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 617 pp.

GIUFFRA, E., BERNATCHEZ, L., GUYOMARD, R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding genes sequence variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* from northern Italy. *Molecular Ecology*, **3**: 161-171.

GIUFFRA, E., GUYOMARD, R., FERGUSON, G., 1996. Phylogenetic relations and introgression patterns between incipient parapatric species of Italian brown trout (*Salmo trutta* L. complex). *Molecular Ecology*, **5**: 207-220.

HASEGAWA, M., KISHINO, H., YANO, T., 1985. Dating of the human-ape splitting by a molecular clock of mitchondrial DNA. *Journal of Molecular Evolution*, **22**: 160-174.

IUCN, 2003. IUCN Red List of Threatened Species. www.redlist.org.

KOTTELAT, M., 1997. European freshwater fishes. *Biologia*, **52**, Suppl. 5: 1-271.

MALESANI, V., 1973a. Il Carpione (*Salmo trutta carpio*) del Garda. *Annali dell'Università di Ferrara, Sezione XIII, Anatomia Comparata*, **3**: 125-145.

MALESANI, V., 1973b. Studio delle distribuzioni e delle aree di riproduzione delle specie ittiche del lago di Garda. *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, **28**: 121-193.

MELOTTO, S., ALESSIO, G., 1990. Biology of carpione, *Salmo carpio* L., an endemic species of Lake Garda (Italy). *Journal of Fish Biology*, **37**: 687-698.

MELOTTO, S., OPPI, E., 1987. Stato attuale delle conoscenze sul carpione, endemismo benacense. Atti II Convegno Nazionale Associazione Ittiologi Italiani Acque Dolci: 239-249.

PATARNELLO, T., BARGELLONI, L., CALDARA, F., COLOMBO, L., 1994. Cytochrome b and 16S rRNA sequence variation in the *Salmo trutta* (Salmonidae, Teleostei) species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **3** (1): 69-74.

POSADA, D., CRANDALL, K.A., 1998. MODELTEST: testing the model of DNA substitution. *Bioinformatics*, **14** (9): 817-818.

PRESA, P., PARDO, B.G., MARTINEZ, P., BERNATCHEZ, L., 2002. Phylogeographic Congruence Between mtDNA and rDNA ITS Markers in Brown Trout. *Molecular Biology and Evolution*, **19** (12): 2161-2175.

RAUNICH, L., BALESTRA, V., MALESANI, V., ZACCANTI, F., 1990. Observation on the reproductive period of the Lake Garda Salmonid Carpione. *Rivista di Idrobiologia*, **29**: 847-859.

SNOJ, A., MELKIC, E., SUSNIC, S., MUHAMEDAGIC, S., DOVC, P., 2002. DNA phylogeny supports revised classification of S*almothymus obtusirostris*. *Biological Journal of the Linnean Society*, **77**: 399-411.

SUAREZ, J., BATTISTA, L.M., ALMODOVAR, A., MACHORDOM, A., 2001. Evolution of the mithocondrial control region in Paleartic brown trout (*Salmo trutta*) populations: the biogeographical role of the Iberian Peninsula. *Heredity*, **87**: 198-206.

SUSNIK, S., SCHÖFFMANN, J., SNOJ, A., 2004. Phylogenetic position of *Salmo (Platysalmo) platycephalus* Behnke 1968 from South-Central Turkey, evidenced by genetic data. *Journal of Fish Biology*, **64**: 1-14.

SWOFFORD, D.L., 2003. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and Other Methods). Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

TAMURA, K., NEI, M., 1993. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution*, **10**: 512-526.

TEMPLETON, A.R., CRANDALL, K.A., SING, C.F., 1992. A cladistic analysis of phenotypic associations with haplotypes inferred from restriction endonuclease mapping and DNA sequence data. III. Cladogram estimation. *Genetics*, **132** (2): 619-633.

THOMPSON, J.D., GIBSON, T.J., PLEWNIAK, F., JEANMOUGIN, F., HIGGINS, D.G., 1997. The CLUSTAL_X windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Research*, **25**: 4876-4882.

TORTONESE, E., 1970. *Osteichthyes, parte I, Fauna d'Italia*. Vol. X, Edizioni Calderini, Bologna, 545 pp.

VERNESI, C., PECCHIOLI, E., CARAMELLI, D., TIEDEMANN, R., RANDI, E., BERTORELLE, G., 2002. The genetic structure of natural and reintroduced roe deer (*Capreolus Capreolus*) population in the Alps and central Italy, with reference to the mitochondrial DNA phylogeography of Europe. *Molecular Ecology*, **11**: 1285-1297.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 13-17.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Lampetra planeri, Bloch 1784: da anni una specie a rischio nell'alto corso del fiume Aniene ma attualmente in ripresa

Leonardo Vignoli[1], Giancarlo Gibertini[1*], Giuseppe Moccia[2]

1 Dipartimento di Biologia Università Roma Tre

2 Servizio Caccia e Pesca Provincia di Roma

** Referente per la corrispondenza (gibertin@uniroma3.it)*

Riassunto

Nel presente lavoro gli autori delineano lo stato attuale della distribuzione dei Petromyzontiformes sul territorio italiano, con particolare riferimento alla popolazione di *Lampetra planeri* presente nell'alto corso del fiume Aniene. *L. planeri* e *L. zanandreai* sono le uniche specie che annoverano popolazioni vitali, mentre possono essere considerate estinte dalle acque interne italiane *Petromyzon marinus* e *L. fluviatilis*. La popolazione di lampreda di ruscello europea che colonizza il tratto medio alto del fiume Aniene costituisce probabilmente il contingente più numeroso della specie in Italia. Venti anni di monitoraggio ne hanno evidenziato uno status stabile con lievi oscillazioni. Tale popolazione presenta una fenologia riproduttiva posticipata rispetto a quella osservata in altre popolazioni italiane. Sono state individuate le problematiche legate alla gestione e alla tutela della popolazione quali l'alterazione dell'habitat, la presenza di sbarramenti lungo l'asta fluviale ed il bracconaggio.

PAROLE CHIAVE: *Lampetra planeri* / fiume Aniene / Provincia di Roma / gestione acque interne

***Lampetra planeri*, Bloch 1784: for years a threatened species in the upper watercourse of Aniene river but now in recovery**

In this work the authors outline the current status of lamprey distribution in Italy referring with emphasis to the population of *Lampetra planeri* inhabiting the upper watercourse of Aniene river. *L. planeri* and *L. zanandreai* are the unique species still present in Italian freshwaters, while *Petromyzon marinus* and *L. fluviatilis* can be considered extinct. The population of European brook lamprey inhabiting the Aniene river is probably the larger in Italy. A twenty years study evidenced a stable status with slight fluctuations. This population has a delayed phenology in contrast with other Italian population studied. The problems linked to the protection and the management of the population have been pointed out, consisting in habitat alteration, presence of dams and poaching.

KEY WORDS: *Lampetra planeri* / Aniene River / Province of Rome / freshwater management

INTRODUZIONE

La lampreda di ruscello europea (*Lampetra planeri* Bloch, 1784) è una delle quattro specie afferenti alla superclasse degli Agnati presenti sul territorio italiano. Oltre a *L. planeri* sono segnalate in Italia la lampreda di fiume, *L. fluviatilis*, la lampreda padana, *L.* (*Lethenteron*) *zanandreai* e la lampreda di mare, *Petromyzon marinus*.

In realtà la presenza effettiva di *L. fluviatilis* e *P. marinus* all'interno delle acque dolci italiane, e quindi di loro popolazioni vitali, non è confermata da circa 40 anni per la prima e più di 60 per la seconda. Le due specie possono essere considerate estinte in Italia. I pochi ritrovamenti in mare di lamprede di fiume risalgono a circa metà del secolo scorso, mentre singoli individui di lampreda di mare sono ancora sporadicamente pescati in Mare Tirreno e Adriatico. Benché ci siano osservazioni anche recenti di *P. marinus* in acque dolci in alcuni corsi d'acqua di medio-grandi dimensioni (GIUCCA, 1998; NOCITA, 2002), si esclude la possibilità che risalgano i fiumi per la riproduzione. Si tratterebbe di individui migranti casualmente arrivati presso le acque costiere italiane.

La lampreda padana, endemismo italiano alpino, è attualmente distribuita nel bacino idrico alpino del Po con una popolazione nel versante adriatico umbro-marchigiano ed è in forte contrazione (ZANANDREA, 1963; BIANCO, 1992). Testimonianza di questo trend negativo è la sua scomparsa da molti corsi d'acqua in

cui era precedentemente presente (LORO *et al*., 1994))

La lampreda di ruscello era distribuita in epoca storica lungo tutto il versante tirrenico, con una singola popolazione nel versante adriatico presso la piana di Popoli (ZANANDREA, 1953, 1957, 1959, 1961, 1962; ARBOCCO, 1966; ZERUNIAN e LEONE, 1996).

Attualmente popolazioni vitali di questa specie si rinvengono in Umbria, Lazio, Abruzzo e Campania. Nella regione Lazio, ZANANDREA (1961) ricorda la lampreda di ruscello europea diffusa in corpi idrici di tutte le province, eccettuata quella di Rieti. In provincia di Viterbo *L. planeri* colonizzava i bacini idrici dei fiumi Fiora e Marta. In provincia di Roma era presente nel bacino del fiume Tevere, nel fiume Aniene e nel fiume Mignone (ZANANDREA, 1953, 1957; CATAUDELLA, 1977). Nel Frosinate era osservata in tutto il bacino del Liri-Garigliano e nel lago di Posta Fibreno. In provincia di Latina era stata rilevata nei corsi d'acqua Amaseno, Ninfa e Rio Santa Croce. Attualmente, sebbene la maggior parte dei dati aggiornati agli ultimi venti anni provengano da campagne faunistiche generiche sull'ittiofauna e non da indagini mirate, volte al ritrovamento di Petromizontidi, più del 50% dei siti noti di presenza di lamprede del Lazio non ospita più la specie: la presenza effettiva di popolazioni vitali di *L. planeri* (ritrovamento di adulti e larve di diverse classi di età) è accertata per i corpi idrici fiume Aniene, bacino Liri-Garigliano, lago di Posta Fibreno, ruscello Ninfa e Rio Santa Croce, mentre risulta estinta in provincia di Viterbo e in tutti gli altri bacini (nel fiume Amaseno solo da alcuni anni) (ZANANDREA, 1953, 1957, 1961; ZERUNIAN e LEONE, 1996). Nonostante *L. planeri* sia inserita nell'Allegato II della Direttiva 42/93 CEE (eccetto le popolazioni svedesi e finlandesi) e nell'Allegato III della Convenzione di Berna, finora contromisure a questo trend di rarefazione non sono state intraprese. La tutela deficitaria di questa specie nel territorio italiano riflette più in generale lo status di degrado in cui versano gli habitat umidi naturali ed è dovuta essenzialmente alla mancanza di conoscenze sul suo ciclo biologico, sulle sue esigenze ecologiche e sulla sua distribuzione.

La situazione del popolamento di *L. planeri* nell'alta valle del fiume Aniene costituisce nel Lazio uno dei pochi se non l'unico esempio di buona conservazione della specie (ZANANDREA, 1957; GIBERTINI *et al.*, 1999a). Il fiume Aniene è l'unico corpo idrico a salmonidi della Provincia di Roma denominato di categoria A (acque di pregio ittiofaunistico rilevante o significativo, a popolamento troticolo prevalente o esclusivo, interessate annualmente dall'immissione di novellame) dall'Amministrazione Provinciale, allo scopo prioritario del mantenimento e dell'incremento delle popolazioni ittiche naturali, nonché della conservazione dell'integrità dell'ecosistema.

Il grado di naturalità del sito è ancora molto elevato ed il contingente numerico di lamprede si è mantenuto consistente negli anni determinando la vitalità della popolazione (ZANANDREA, 1957).

La crescente espansione urbanistica che sta caratterizzando molte delle comunità locali sviluppate lungo l'asta fluviale del fiume Aniene, unita alle trasformazioni indotte all'idromorfologia dell'alveo, potrebbero non garantire a breve questo *status* della popolazione se non mitigate con adeguate misure di gestione e tutela.

Dalle problematiche finora esposte discende evidentemente l'interesse per una più approfondita conoscenza scientifica riguardo alla biologia di base delle lamprede, alla loro ecologia, al rapporto tra qualità ambientale e loro biologia riproduttiva.

In questa direzione il nostro gruppo di ricerca ha orientato gli studi da circa venti anni, svolgendo indagini sulla lampreda di ruscello europea (*Lampetra planeri* Bloch, 1784) nel comprensorio laziale, monitorando, in particolare, la popolazione attualmente più stabile e numerosa nella regione, insediata nell'alto corso del fiume Aniene, tra le località di Anticoli Corrado e Jenne, lungo la fascia pre-appenninica dei monti Simbruini. Il tratto di Fiume Aniene compreso tra le due località misura circa 30 km ed è caratterizzato da una idromorfologia molto omogenea. Il substrato è caratterizzato da ciottoli di piccola e media dimensione nella parte centrale dell'alveo, mentre lungo le sponde sono presenti estesi banchi di materiale incoerente sabbioso-limoso costituito da particelle di dimensione compresa tra 0,01 e 1 mm. La portata media nei diversi tratti è individuata in 3-15 m^3/s.

Il lavoro da noi impostato ha avuto le seguenti finalità:

- verifica della presenza della popolazione tenuto conto delle segnalazioni di Zanandrea sul popolamento a lamprede dell'Aniene risalenti agli anni '60, per confrontare, dopo mezzo secolo, lo stato dell'arte con quello emergente dalle indagini dello studioso italiano;
- censimento della popolazione e determinazione delle modalità distributive lungo l'asta fluviale;
- studio del ciclo gonadico mediante analisi istologica, per seguire la maturazione sessuale e determinare con precisione la durata del periodo riproduttivo;
- individuazione e caratterizzazione dei siti riproduttivi;
- individuazione di un'eventuale correlazione della qualità ambientale con la presenza di lamprede (larve e adulti) e la localizzazione dei siti riproduttivi;
- elaborazione di misure di salvaguardia nei confronti della specie, mirate a limitare o a correggere quei processi o i parametri considerati avere influenza negativa sulla distribuzione della lampreda di ruscello europea.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il censimento della popolazione è stato effettuato sul solo stadio adulto, poiché il contingente numerico delle larve è molto difficoltoso da stimare. Lo stadio di ammocete, avendo durata di circa sei anni, è composto da individui di differente età e dimensioni. L'habitus fossorio delle larve, unito alla diversa capacità di penetrazione nel substrato negli individui di differenti taglie, determina un errore di campionamento che limita la possibilità di rilevare la reale composizione in classi di taglia del contingente presente nel sito di indagine.

La conta degli individui metamorfosati è effettuata durante il periodo di frega lungo tutti i tratti del fiume morfologicamente idonei all'attività di accoppiamento (substrato ciottoloso e velocità della corrente non eccessivamente elevata). Gli esemplari campionati sono stati marcati con un colorante vitale mediante una pistola marchiapesci per evitare la conta di esemplari già rilevati in precedenza. La frequenza di campionamento deve essere elevata (almeno settimanale) poiché le lamprede adulte compiono migrazioni lungo l'asta fluviale permanendo solo pochi giorni nello stesso sito. L'entità numerica della popolazione così determinata, benché non sia comparabile ad un "*removal sampling*", data la notevole vagilità degli animali, permette di ottenere una stima ragionevole della dimensione popolazionale (WATERSTRAAT e KRAPPE, 1998).

I risultati hanno evidenziato che la popolazione di lampreda di ruscello studiata è insediata stabilmente nell'alta valle del fiume Aniene, ammontando la sua consistenza numerica ad una stima di oltre 6000 individui adulti nel 1998. La popolazione di *L. planeri* monitorata in questi anni, benché presenti un trend di rarefazione dall'inizio delle nostre ricerche (1980), evidenziato oltre che dalle nostre osservazioni, anche dalle testimonianze della comunità locale che da sempre pratica attività alieutica nei confronti di questa specie, sembra peraltro non aver subito particolari fluttuazioni negli ultimi dieci anni (1993-2003), avendo riscontrato annualmente un numero di adulti in riproduzione comparabile.

Tale popolazione presenta alcune particolarità fenologiche rispetto ai popolamenti del resto d'Italia. Facendo riferimento agli studi di ZANANDREA (1951, 1953, 1957, 1961, 1963) emerge che il periodo riproduttivo per le popolazioni dell'Italia settentrionale ha inizio durante i mesi di gennaio-marzo e termina al più tardi entro il mese di maggio. Per quanto riguarda il popolamento dell'alto Aniene, è stato riscontrato che tale fase del ciclo biologico ha origine nei primi giorni di maggio e termina nel mese di giugno inoltrato o al più tardi all'inizio di luglio. Questa posticipazione della fase riproduttiva non sembra essere determinata dalla latitudine se è vero che in popolazioni dell'Europa centro-orientale (HOLCIK, 1970a, 1970b; HOLCIK e NALBANT, 1974) il periodo riproduttivo coincide temporalmente con quello osservato per la popolazione da noi indagata. È invece noto che per le lamprede il fattore che influisce maggiormente nello stimolare l'attività riproduttiva risieda non tanto in un valore assoluto della temperatura dell'acqua, quanto in un suo repentino innalzamento. Tale variazione positiva della temperatura dell'acqua è determinata in ultima analisi dalle condizioni microclimatiche caratterizzanti le stazioni di riproduzione.

I siti riproduttivi sono localizzati, come è tipico per la specie, in tratti del fiume dove il substrato si presenta misto a ghiaia e ciottoli di diverse dimensioni e la profondità varia tra 5 e 100 cm. La forma dei nidi è semicircolare con una dimensione media pari a 20 x 15 cm e con una profondità massima di pochi centimetri. Sebbene alcuni autori (HARDISTY, 1944; LOHNISKY, 1966) sostengano che i siti riproduttivi preferenzialmente siano localizzati in aree riparate dall'illuminazione diretta del sole, le nostre osservazioni, in accordo con altri autori (vedi HARDISTY e POTTER, 1971), hanno individuato le aree di riproduzione lungo tratti del corso d'acqua indipendentemente dall'esposizione ai raggi del sole.

Per quel che riguarda l'individuazione di un'eventuale correlazione della presenza delle lamprede con la qualità delle acque, si è proceduto alla valutazione di questa sia dal punto di vista chimico-fisico, sia avvalendosi di tecniche di monitoraggio biologico (GIBERTINI *et al*., 1999a). L'analisi chimico-fisica ha evidenziato una buona qualità delle acque lungo l'intero tratto dell'Aniene considerato, mentre l'applicazione di tre indici biotici (Indice Biotico Esteso - I.B.E., Biological Monitoring Working Party - B.M.W.P.', Average Score Per Taxon - A.S.P.T.), che permette di valutare anche l'influenza di un impatto antropico sulla naturalità delle sponde e più in generale dell'intero alveo, ha espresso globalmente giudizi di qualità buono-ottima. L'unica stazione di campionamento presso cui il fiume è risultato inquinato (località Agosta - 1998) era stata sottoposta a regimazione e artificializzazione delle sponde con completa rimozione della vegetazione ripariale. In questa stazione non sono stati rilevati individui (larve ed adulti) di lampreda di ruscello europea per i cinque anni seguenti l'intervento di ingegneria idraulica; solo dal 2003 sono state osservate larve e adulti in riproduzione, quando le sponde, la vegetazione riparia e il substrato delle rive aveva riacquistato sufficiente naturalità. La presenza delle lamprede adulte o degli ammoceti è quindi strettamente relazionata allo stato di naturalità e al grado di disturbo cui sono soggette le sponde e l'alveo bagnato. È stata, infatti, riscontrata una signi-

ficativa corrispondenza tra le modalità distributive di *L. planeri* e la valutazione della qualità delle acque elaborata applicando gli indici biotici. Solo presso le stazioni di campionamento con giudizi di qualità delle acque inquinate non sono stati rinvenuti individui di lamprede (larve ed adulti) (GIBERTINI *et al.*, 1999a).

Le problematiche legate alla gestione e alla tutela della popolazione di lampreda di ruscello europea insediata nell'alta valle del fiume Aniene sono legate alle opere di alterazione degli habitat elettivi, alla presenza di sbarramenti lungo l'asta fluviale e ad un fenomeno consistente di bracconaggio.

In merito alle modificazioni ambientali indotte dall'uomo, l'esempio del tratto del fiume presso Agosta è esemplificativo sia per evidenziarne gli effetti (scomparsa della specie) sia per avere una stima temporale della capacità dell'ambiente di ritornare a condizioni idonee alla ricolonizzazione da parte delle lamprede (almeno quattro anni).

Considerare la lampreda di ruscello europea, e più in generale le specie non parassite e non migratrici, influenzata solo minimamente dagli sbarramenti rispetto alle specie anadrome parassite, non è corretto. *L. planeri*, infatti, durante lo stadio adulto nel periodo riproduttivo compie migrazione verso monte per raggiungere i siti riproduttivi, mentre durante lo stadio larvale gli spostamenti lungo l'asta fluviale permettono una ridistribuzione ed una dispersione, fondamentali per colonizzare gli habitat idonei (HARDISTY e POTTER, 1971).

Lungo l'alto corso del fiume Aniene è presente un'opera di sbarramento identificabile nella diga della Centrale Enel Scalelle che separa il tratto a monte di Subiaco da quello a valle. Sia lamprede che pesci sono impossibilitati a superare tale ostacolo che determina la frammentazione delle popolazioni ittiche originando di fatto metapopolazioni con ovvie conseguenze negative in termini di conservazione. Le soluzioni al problema degli sbarramenti sono molteplici, contemplando opere di ingegneria idraulica, quali i passaggi per pesci (LAINE *et al.*, 1998; PINI PRATO, 2001), e programmi di gestione della popolazione con mantenimento artificiale ad opera dell'uomo del flusso genico tra le metapopolazioni. Questa ultima tipologia di intervento si effettua trasportando individui da una metapopolazione ad un'altra: nel caso di *L. planeri* si preferisce utilizzare individui allo stadio di larva poiché gli adulti, avendo vita breve, potrebbero non avere la possibilità di riprodursi. Gli individui impiegati nel mantenimento di flusso genico possono essere prelevati in natura o allevati in cattività e ridistribuiti lungo l'asta fluviale. Presso l'Incubatorio Ittico di Ienne della Provincia di Roma è stato conseguito con successo l'allevamento e la riproduzione di *L. planeri* in cattività (FERRARA *et al.*, 1996a; presente ricerca). La possibilità di mantenere in condizione di cattività stock di esemplari di lampreda di ruscello europea permette inoltre di poter programmare ripopolamenti e reintroduzioni in altre aree dove sia stata accertata la riduzione del contingente popolazionale o la presenza storica di lamprede. La presenza di uno stadio larvale con habitus fossorio e a vita decisamente lunga permette di considerare l'ammocete quale forma ideale da utilizzare negli interventi di cui sopra per l'elevata capacità di resistere a stress fisico-meccanici (dovuti al trasporto) e per la virtuale assenza di predatori una volta colonizzato l'ambiente elettivo.

L'attività di bracconaggio è presente storicamente nell'area in quanto, al pari che in altre regioni italiane, la lampreda costituiva una prelibatezza culinaria. Tale impiego tradizionale delle lamprede in molte ricette, sembra scomparso nel resto d'Italia, permanendo nelle comunità locali dell'Aniene. L'entità della pressione alieutica sulla specie è di difficile quantificazione e una stima del prelievo, derivata da fonti ufficiose, sembrerebbe assestarsi su qualche migliaio di esemplari adulti per stagione riproduttiva. Per la peculiare biologia della specie sarebbe interessante stabilire se gli esemplari catturati dai bracconieri siano nella fase precedente o seguente la riproduzione, in modo da valutare la reale entità dell'impatto sulla popolazione.

La popolazione di *L. planeri* dell'alto corso del fiume Aniene rappresenta per le sue dimensioni, il monitoraggio ventennale effettuato e gli studi finora intrapresi, ed ancora in corso, di carattere ecologico, conservazionistico, biochimico (FERRARA *et al.*, 1996a; FERRARA *et al.*, 1996b; GIBERTINI *et al.*, 1999a; GIBERTINI *et al.*, 1999b; GIBERTINI *et al.*, 2000) uno tra i più consistenti ed importanti siti di presenza in Italia per la specie. Le numerose convenzioni stipulate in questi anni tra il Dipartimento di Biologia dell'Università di Roma Tre e l'Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Roma, testimoniano il vivo interesse e l'impegno congiunto degli Enti di ricerca e delle Amministrazioni Provinciali per lo studio, la gestione e la tutela della lampreda di ruscello europea.

BIBLIOGRAFIA

ARBOCCO G., 1966. I pesci d'acqua dolce della Liguria. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova*, **76**: 137-171.

BIANCO P.G., 1992. Zoogeographical implications of a first record of *Lethenteron zanandreai* on the Adriatic slope of Central Italy (Cyclostomata: Petromyzontidae). *Ichtiol. Explor. Freshwater*, **3**: 183-186.

CATAUDELLA S., 1977. Prime considerazioni sulla ittiofauna del fiume Mignone (Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate). *Acc. Naz. Lincei Quad*. **227**: 81-87.

FERRARA F.F., QUATTROCCHI L., GIBERTINI G., 1996a. Studio della biologia riproduttiva e prime fasi dello sviluppo embrionale in *Lampetra planeri* Bloch nella valle medio-alta del Fiume Aniene. *Atti V Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, Montecchio Maggiore: 221-234.

FERRARA F.F., QUATTROCCHI L., GIBERTINI G., 1996b. Analisi dei caratteri morfologici, morfometrici e meristici in una popolazione di *Lampetra planeri* Bloch nel bacino del Fiume Aniene. *Atti V Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, Montecchio Maggiore: 387-396.

GIBERTINI G., MELONI M., PIETROMARCHI A., QUATTROCCHI L., VIGNOLI L., 1999a. Ecologia della lampreda di ruscello (*Lampetra planeri* Bloch 1784) nell'alta valle del fiume Aniene: biologia riproduttiva e relazione con la qualità ambientale. Quaderni ETP – *Journal of Freshwater Biology* **28**: 161-167.

GIBERTINI G., MATTINA F., MELONI M., MOCCIA G., PIETROMARCHI A., QUATTROCCHI L., VIGNOLI L., 1999b. The ecology of the brook lamprey (*Lampetra planeri* Bloch 1784) in the upper watercourse of the Aniene river: reproductive biology and its relation to environmental quality. *Europ. Aquacult. Soc*. **27**: 159-160.

GIBERTINI G., VIGNOLI L., MOCCIA G., 2000. *La Fauna Minore del Fiume Aniene*. Università degli Studi Roma Tre e Provincia di Roma – Assessorato Caccia e Pesca, 52 pp.

GIUCCA F., 1998. Nuove segnalazioni relative all'ittiofauna del tratto urbano del fiume Tevere. In: Bologna M.A., Carpaneto G.AM., Cignini B. (eds) – *Atti 1° Conv. Naz. Sulla Fauna Urbana,* Roma, 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori: 127-129.

HARDISTY M.W., 1944. The life history and growth of the brook lamprey (*Lampetra planeri*). *F. Anim. Ecol*., **13**: 110-122.

HARDISTY M.W., POTTER I.C., 1971. *The Biology of Lampreys*. Vol 1b. Academic Press, London-New York.

HOLCIK J., 1970a. On the occurrence of *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) in the Poprad river (Northern Slovakia) and notes on its taxonomy and ecology. *Vestnik cs. Spol. Zool*., **34**: 22-32.

HOLCIK J., 1970b. On the occurrence of *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) in the Hornad river (Danube basin, Czechoslovakia). *Vestnik cs. Spol. Zool*., **34**: 304-308.

HOLCIK J., NALBANT T., 1974. Note on the occurence of the brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784), (Cyclostomata) in Roumania. *Vestnik cs. Spol. Zool*., **38**: 95-97.

LAINE A., KAMULA R., HOOLI J., 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology* **5**: 31-44.

LOHNISKY K., 1966. The spawning behaviour of the brook lamprey, *Lampetra planeri*. *Vestnik cs. Spol. Zool*., **30**: 289-307.

LORO R., ZANETTI M, TURIN P., 1994. *Carta Ittica Provincia di Treviso*. Provincia di Treviso Assessorato Caccia Pesca ed Ecologia. 184 pp.

NOCITA A., 2002. *Carta Ittica della Provincia di Firenze*. Provincia di Firenze Assessorato Agricoltura Caccia e Pesca, Museo di Storia naturale Università degli Studi di Firenze Sezione di Zoologia "La Specola". 260 pp.

PINI PRATO E., 2001. *Le scale di risalita per la tutela del patrimonio ittico. Progetto di intervento per i corsi d'acqua della Val di Sieve*. Provincia di Firenze Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca, Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale. 95 pp.

WATERSTRAAT A., KRAPPE M., 1998. Distribution and abundance of *Lampetra planeri* populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions. *Ital. J. Zool*., **65** Suppl.: 137-143.

ZANANDREA G., 1953. Note sulla ecologia e distribuzione in Italia della lampreda di ruscello (*Lampetra planeri* Bloch). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **29**: 252-272.

ZANANDREA G., 1957. Esame critico e comparativo delle lamprede catturate in Italia. *Arch. Zool. It.*, **42**: 249-307.

ZANANDREA G., 1959. Le lamprede della Campania. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **31**:15-24.

ZANANDREA G., 1961. Rapporti tra continente e isole nella biogeografia delle lamprede in Italia. *Boll. di Zool*., **28**: 703-715.

ZANANDREA G., 1962. Cattura di *Lampetra planeri* nel versante adriatico d'Italia. *Doriana* suppl. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova*, **3**: 1-15.

ZANANDREA G., 1963. Le lamprede della pianura padana e del rimanente versante adriatico d'Italia. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **26**: 53-80.

ZERUNIAN S., LEONE M., 1996. *Monitoraggio delle acque interne e carta ittica della provincia di Latina: i bacini campione del fiume Amaseno e del lago di Fondi*. Amministrazione Provinciale di Latina. 254 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 19-24.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Indagini di genetica molecolare su popolazioni selvatiche e di allevamento di *Salmo [trutta] marmoratus* (Cuvier, 1817) per la gestione e la conservazione dei ceppi autoctoni del Friuli Venezia Giulia§

Francesca Iordan, Elisabetta Pizzul, Silvia Battistella*
Dipartimento di Biologia - Università di Trieste, Via L. Giorgieri 10 – 34127 Trieste
§ Ricerca finanziata dall'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia.
* *Referente per la corrispondenza (fax 040 568855;* battiste@units.it*)*

Riassunto
A dieci anni dall'avvio del progetto volto al recupero dei ceppi autoctoni di *Salmo [trutta] marmoratus* (Trota marmorata), in forte rarefazione nel Friuli Venezia Giulia, è stata condotta un'analisi genetica per verificare, da un lato il grado di variabilità dei riproduttori degli allevamenti regionali (provenienti dal Bacino dell'Isonzo e dal Tagliamento), dall'altro lo status genetico delle popolazioni in natura, precisamente su esemplari catturati nel fiume Fella (bacino del Tagliamento). La tecnica utilizzata allo scopo di discriminare su base genetica questa emispecie da *Salmo [trutta] trutta* (Trota fario), i ceppi autoctoni regionali di Trota marmorata e di testare la variabilità all'interno delle stesse popolazioni, è la RAPD-PCR. Sono stati complessivamente analizzati 66 esemplari (58 di Trota marmorata e 8 di Trota fario). I risultati dell'analisi confermano non solo l'effettiva differenza a livello genetico presente fra le due emispecie in questione, ma anche la reale esistenza di una diversità genetica fra le popolazioni di trota marmorata del Tagliamento e quelle dell'Isonzo. I pattern polimorfici ottenuti con l'impiego dei cinque RAPD-primer a livello delle popolazioni di allevamento, nonché i grafici descrittivi della similarità intra-popolazione, rivelano che esse hanno mantenuto un discreto grado di variabilità, nonostante il rischio di inbreeding e di mortalità fisiologica.

PAROLE CHIAVE: *Salmo [trutta] marmoratus / Salmo [trutta] trutta /* RAPD-PCR / marker genetici

Molecular genetic studies on wild and breeding populations of *Salmo [trutta] marmoratus* for management and conservation of local races in Friuli Venezia Giulia
In this study was investigated the genetic variability of breeding and natural populations of *Salmo [trutta] marmoratus* (marble trout) ten years after the beginning of the recovery and conservation project of the two local races in danger of extinction in Friuli Venezia Giulia (Tagliamento and Isonzo rivers). The wild population was precisely collected in the river Fella (Tagliamento basin). We tested the applying of RAPD-PCR for the individuation of diagnostic markers which discriminate between *S. [t.] marmoratus* and *Salmo [trutta] trutta* (brown trout), between Tagliamento and Isonzo marble trout races, and to test also the degree of genetic variability in breeding populations. We totally analysed 66 samples (58 marble trout and 8 brown trout).The obtained results confirm not only an expected genetic differentiation between marble and brown trout, but also the existence of a real genetic separation between Tagliamento and Isonzo marble trout. The polymorphic patterns obtained by use of five RAPD-primers on breeding samples, and also intrapopulation similarity diagrams, prove that they have maintained a fair degree of genetic variability, even though inbreeding risk and physiological mortality.

KEY WORDS: *Salmo [trutta] marmoratus / Salmo [trutta] trutta /* RAPD-PCR / genetic markers

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni, le attività di immissione di specie ittiche nelle acque interne italiane, volte spesso all'unico obiettivo di incentivare le catture dei pescatori sportivi, hanno danneggiato in modo quasi irreparabile il patrimonio ittico originale dei fiumi (GANDOLFI *et al.*, 1991; FORNERIS e PEROSINO, 1995; NADALIN *et al.*, 1999).

Le conseguenze di queste pratiche gestionali possono essere particolarmente dannose per l'innescarsi di meccanismi di competizione per lo spazio e per il cibo, per la trasmissione di malattie e per la possibilità di ibridazione (RHYMER e SIMBERLOFF, 1996; ALLENDORF *et al.*, 2001). Un esempio è quello rappresentato dalle indiscriminate immissioni di Trota fario d'allevamento effettuate sistematicamente da decenni in ambienti originariamente popolati dalla Trota marmorata, endemi-

smo padano-veneto (FORNERIS *et al.*,1990). Queste immissioni hanno provocato la diffusa ibridazione fra le due emispecie, con conseguente indebolimento delle popolazioni pure di Trota marmorata (FORNERIS e PEROSINO, 1995).

In ragione di ciò, agli inizi degli anni '90 iniziò in Friuli Venezia Giulia un progetto di studio riguardante *S. [t.] marmoratus* come collaborazione fra l'Ente Tutela Pesca (E.T.P.) del Friuli Venezia Giulia e l'Università degli Studi di Trieste. L'obiettivo di questo progetto era, ed è tuttora, la salvaguardia, la conservazione ed il mantenimento della Trota marmorata, raggiunto attraverso continui ripopolamenti che riconducano le popolazioni naturali ad una consistenza numerica in grado di garantirne l'automantenimento e che assicurino un aumento della variabilità genetica per far fronte alla selezione naturale.

Quest'indagine si è finora sviluppata su diversi livelli. Dapprima si è creato un gruppo di riproduttori selezionati su base morfologico-meristica, sull'analisi delle vitellogenine, delle proteine del siero e di alcuni allozimi (BATTISTELLA e AMIRANTE, 1992; AMIRANTE *et al.*, 1994; BONIVENTO *et al.*, 1994; BONIVENTO *et al.*, 1996; BONIVENTO *et al.*, 1997). Successivamente, con l'esigenza di effettuare un'indagine genotipica più approfondita, si è passati allo studio diretto del DNA.

L'obiettivo di questo studio è stato innanzitutto quello di controllare lo stato di variabilità genetica presente nelle popolazioni di riproduttori, in quanto direttamente correlata alla fitness totale della progenie seminata nei fiumi. A seguito, infatti, della mortalità fisiologica all'interno dello stock di riproduttori, al continuo rischio di inbreeding a cui gli stessi sono soggetti, ed infine alla selezione artificiale (involontaria o programmata) di determinati caratteri, la capacità di adattamento della prole rischia sicuramente di ridursi (RYMAN e STAHL, 1980). Le analisi condotte su esemplari del fiume Fella (Bacino del Tagliamento), hanno permesso inoltre di valutare, a più di dieci anni dall'inizio del Progetto, se il lavoro di selezione dal punto di vista morfologico e genetico sui riproduttori e conseguenti generazioni filiali, abbia dato dei buoni risultati in natura. Alla luce dei dati di monitoraggio effettuati in questo bacino, dove la percentuale di esemplari di Trota marmorata risulta essere aumentata (BATTISTELLA e PIZZUL, 2002) si è voluto anche verificare l'effettiva appartenenza al ceppo Tagliamento, nonché l'eventuale presenza e percentuale di ibridi nel campione prelevato.

L'analisi RAPD, una delle tecniche più comuni in genetica di popolazione, viene utilizzata in questo lavoro non solo per la differenziazione genetica fra la Trota marmorata e la Trota fario, e gli eventuali esemplari ibridi nel campione prelevato in ambiente naturale, ma anche come strumento gestionale che possa rivelare il grado di variabilità presente attualmente a livello delle popolazioni di riproduttori e discriminare i ceppi autoctoni di Trota marmorata della nostra regione: il ceppo Isonzo ed il ceppo Tagliamento.

MATERIALI E METODI

Raccolta dei campioni

L'indagine genetica è stata condotta su esemplari sia di allevamento, sia selvatici (Tab. I).

Gli esemplari raccolti sono in tutto 61, suddivisibili in 2 gruppi:

- 46 riproduttori di Trota marmorata provenienti dagli allevamenti di Grauzaria e Forni di Sotto (Udine), di cui 23 di ceppo Isonzo e 23 di ceppo Tagliamento;
- 15 esemplari di Trota marmorata, catturati tramite elettrostorditore, in due stazioni poste sul torrente Resia e due stazioni sul fiume Fella (Bacino del Tagliamento). Sono state incluse nell'analisi anche 8 Trote fario, di cui 4 provenienti dall'allevamento di Flambro (Udine) (acquistate da allevamenti trentini) e 4 dall'allevamento di Ovaro (Udine) (provenienti dall'alto Tagliamento). Le trote fario sono state utilizzate come confronto nell'analisi genetica per l'identificazione di eventuali ibridi.

Analisi RAPD-PCR

Le analisi sono state condotte su sangue prelevato dall'arteria branchiale di individui preventivamente anestetizzati. Non si è reso necessario il sacrificio di nessuno degli esemplari, i quali sono stati mantenuti, in base al bacino di appartenenza, in vasche distinte in attesa dei risultati dell'analisi genetica. Si è proceduto quindi all'estrazione e all'amplificazione del DNA.

Il DNA estratto da ogni campione e portato alla concentrazione di 10 ng/µL, viene unito ad una misce-

Tab. I. Gruppi di trote e relativi fenotipi, luoghi del prelievo ed origine.

Campione e sigla	N° individui	Fenotipo	Luogo del prelievo	Origine
Marmorata Isonzo	23	Ceppo Isonzo	Allevamenti Grauzaria e Forni di Sotto	Piscicoltura
Marmorata Tagliamento	23	Ceppo Tagliamento	Allevamenti Grauzaria e Forni di Sotto	Piscicoltura
Marmorata selvatica	15	Marmorata	Bacino del Fella	Popolazione naturale
Fario Flambro	4	Fario "atlantica"	Allevamento Flambro	Piscicoltura
Fario Ovaro	4	Fario "atlantica"	AltoTagliamento	Popolazione naturale

la di reazione costituita, in un volume finale di 25 µL, da: 40 ng di DNA genomico, buffer (20 mM Tris-HCl, pH 8 a 25 °C, 1000 mM KCl, 0,1 mM EDTA, 1 mM DTT), 1,5 mM $MgCl_2$, 0,2 mM di ciascun nucleotide, 1,2 µM di primer, 1U *AmpliTaq* DNA-polimerasi (*Promega*). La reazione di PCR è avvenuta in un termociclatore (*Hybaid Ltd-Celbio srl)* opportunamente programmato per una denaturazione iniziale di 3 min a 94 ºC, seguita da 39 cicli ciascuno costituito da: 30 sec a 94 °C, 30 sec a 35,5 °C e 1 min e 45 sec a 72 °C. Gli amplificati sono stati successivamente separati mediante elettroforesi in gel d'agarosio al 2% contenente Etidio Bromuro ad un voltaggio costante di 12 V/cm per 2 h. In seguito, i prodotti di amplificazione sono stati visualizzati tramite luce ultravioletta (302 nm).

Complessivamente i saggi sottoposti ad analisi RAPD sono stati 66 (il sangue di 3 campioni si è rivelato degradato e quindi non è stato possibile estrarre il DNA). Per la scelta dei primer da utilizzare ci si è basati su analisi RAPD svolte in precedenza sulla Trota marmorata (NADALIN *et al.*, 2001; TRASFORINI *et al.*, 2001): si è considerata la maggiore o minore resa in termini di numero di prodotti di amplificazione (bande) ottenibili da ciascun primer. Si sono così selezionati 8 primer decamerici a sequenza casuale da testare *(Quiagen)*, appartenenti alla serie OPC e OPD.

Analisi statistica

L'analisi dei pattern elettroforetici è stata condotta utilizzando il software *TotaLab 1.11* (*Phoretix*). Sono state selezionate esclusivamente le bande con un'intensità non inferiore a quella mostrata dalla banda di 400 bp dello standard di peso molecolare noto GeneRuler™ 100 bp Ladder Plus. Le bande selezionate da ogni esperimento di amplificazione sono state raccolte secondo il criterio presenza/assenza, in una matrice binaria riassuntiva, successivamente elaborata con il pacchetto di software *SPSS 10.0 (1999)*. Nella matrice le righe identificano i "*caratteri*" (peso molecolare delle bande), le colonne le OTU (*Operational Taxonomic Units*) che in questo caso sono rappresentate dai singoli individui. In riferimento ai dati bibliografici (BARDAKCI e SKIBINSKI, 1990; CALLEJAS e OCHANDO, 1998), la Similarità genetica S_{xy} fra tutte le possibili coppie di individui è stata determinata attraverso l'indice di Dice $S_{zy} = a_{zy}/[a_{zy} + (b_{zy}+c_{zy}/2)]$ dove *a* è il numero di "matches" positivi, cioè dei caratteri presenti in entrambe le OTU, *b* e *c* rappresentano il numero di "mismatches", ovvero numero dei caratteri presenti in una OTU ed assenti nell'altra. Si è così ottenuta una matrice di somiglianza, sulla quale è stata applicata la Cluster Analysis con il metodo *Average Linkage within Groups*.

Gli stessi valori di somiglianza riassunti nella matrice sono stati successivamente utilizzati per calcolare, in base all'indice di Dice, i valori di similarità intrapopolazione: quest'analisi ha reso possibile valutare il grado di variabilità presente all'interno di ciascuna popolazione. In seguito si è calcolato il valore di somiglianza interpopolazione fra tutte le combinazioni possibili delle 4 popolazioni in esame, in modo da confrontare il maggiore o minore livello di similarità esistente fra i gruppi.

Tab. II. Primer decamerici a sequenza casuale (QIAGEN) e loro rese in termini di numero di bande significative di diverso peso molecolare individuate.

PRIMER	Sequenza 5'-3'	MW	N° di frammenti
RAPDkitCn°10	TGTCTGGGTG	3090.03	11
RAPDkitCn°11	AAAGCTGCGG	3077.03	8
RAPDkitCn°13	AAGCCTCGTC	2987.96	11
RAPDkitCn°14	TGCGTGCTTG	3050	9
RAPDkitDn°7	TTGGCACGGG	3084.02	9

RISULTATI

Degli 8 primer precedentemente selezionati, solo 5 hanno rivelato profili polimorfici e quindi solo questi ultimi sono stati utilizzati nell'analisi statistica. Essi hanno evidenziato lo stesso pattern di bande in esperimenti di verifica della ripetibilità del risultato.

Questi 5 primer (Tab. II) si sono dimostrati utili nella rilevazione dei polimorfismi tra i diversi DNA genomici, ma solo con 3 di essi si sono ottenute bande diagnostiche interspecifiche in grado di discriminare tra Trota fario e marmorata, l'OPC-11 con una banda di 545bp (Fig. 1), l'OPC-14 con una banda a 2500bp e l'OPD-07 con una banda a 521bp, presenti solo nelle marmorate.

I profili ottenuti con i 5 primer mettono in luce il polimorfismo genetico all'interno delle popolazioni di Trota marmorata (Fig. 2), ma non è stato trovato alcun marcatore discriminante i due ceppi Isonzo e Tagliamento.

La Cluster Analysis ha prodotto un dendrogramma di classificazione gerarchica basato sul legame medio tra i gruppi (Average Linkage within Groups). Nel dendrogramma (Fig. 3) si identificano 2 cluster principali (A e B) che si uniscono al livello di somiglianza 0,837.

Al cluster A appartengono tutti gli esemplari di Trota fario analizzati. Nel cluster B vengono inclusi invece tutti gli esemplari di Trota marmorata. In esso si riconoscono altri 2 sottogruppi che si uniscono al livello di somiglianza 0,869. Il primo sottogruppo (cluster B1), è costituito esclusivamente da 21 individui di allevamento (di entrambi gli incubatoi). Essi apparten-

gono per l'81 % (17 individui) al ceppo Isonzo. Nel secondo sottogruppo (cluster B2) si pongono invece tutti gli esemplari di Trota marmorata provenienti dal bacino del Fella (15 individui) con 21 Trote marmorate d'allevamento, di cui l'81% (17 individui) appartenenti al ceppo Tagliamento.

Si è valutata quindi, in base all' indice di Dice, la similarità all'interno di ciascuna popolazione (S_i). In figura 4 sono rappresentati i valori massimi, minimi e mediani di similarità all'interno di ciascuna popolazione presa in esame, con intervalli di confidenza del 95%, calcolati sui dati derivati dall'impiego dei 5 primer. All'interno di ciascun box cade il 50% delle osservazioni, ovvero dei dati di similarità. Dall'osservazione di questo grafico si può rilevare una maggiore variabilità nei valori di somiglianza nella popolazione del Fiume Fella, che è infatti l'unica popolazione selvatica. A questo si somma il fatto che il 50% delle osservazioni ottenute per questa popolazione si dispone in un intervallo di valori molto più ampio rispetto agli altri 3 gruppi. Nelle popolazioni di Trote marmorate di allevamento, infatti, il 50% dei valori di similarità all'interno di ciascun gruppo cade in un range molto più ristretto, a conferma della minore variabilità genetica rispetto ad una popolazione naturale.

Si è quindi valutata la similarità inter-popolazioni (S_{ji}) tra tutte le possibili coppie dei 4 gruppi analizzati. In figura 5 sono rappresentati i valori mediani di similarità, con gli intervalli di confidenza del 95%, calcolati sui dati derivati dall'impiego dei 5 primer. Dal grafico si deduce che:

– i valori massimi di similarità (0,971), così come il più alto valore di similarità media (0,861) inter-popolazioni si registrano fra il gruppo costituito dalle Trote marmorate d'allevamento appartenenti al ceppo Ta-

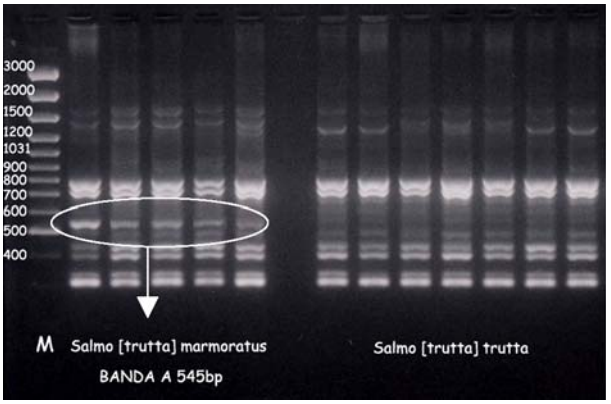


Fig. 1. Esempio di banda diagnostica discriminante fario da marmorata ottenuta con il primer OPC-11. Nei campioni di marmorata compare sempre un frammento a circa 545 bp che nelle fario non si presenta mai.

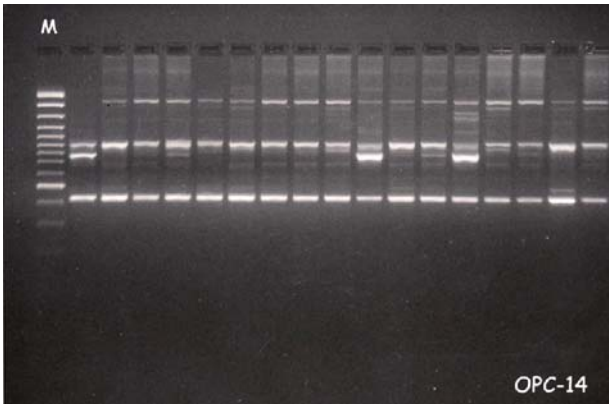
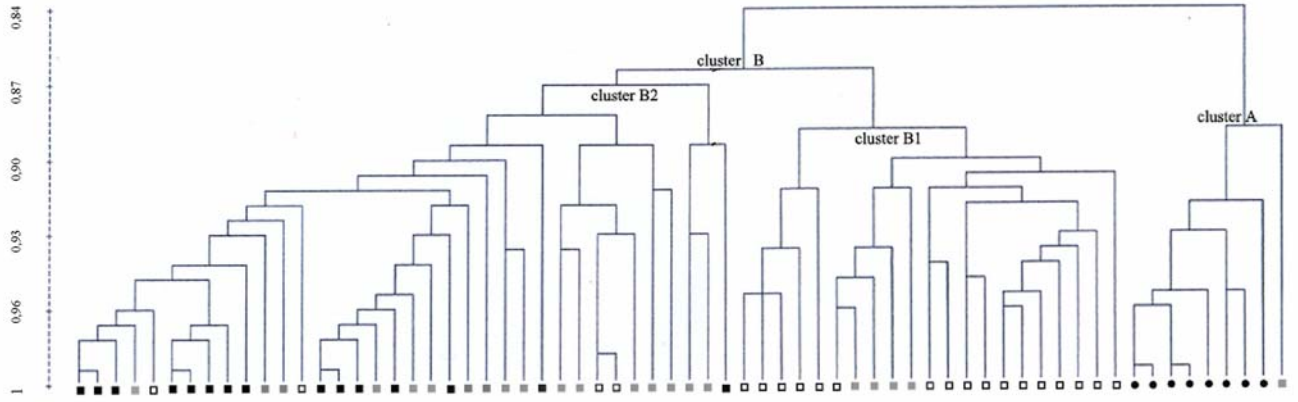


Fig. 2. Esempio del polimorfismo genetico a livello della popolazione naturale di trota marmorata (Fiume Fella) rivelato con il primer OPC-14.

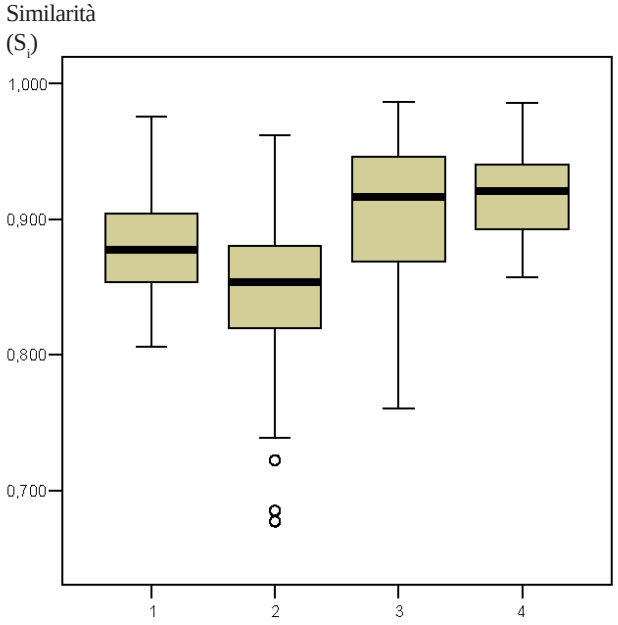


■ = *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione naturale (fiume Fella).
■ = *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione d'allevamento.
□ = *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Isonzo popolazione d'allevamento.
● = *Salmo [trutta] trutta* popolazione d'allevamento e selvatica.

Fig. 3. Dendrogramma che illustra le relazioni fra i 66 individui analizzati, ottenuto utilizzando l'indice di similarità di Dice.

gliamento, e quello costituito dalle Trote marmorate pescate in ambiente naturale nel fiume Fella (Bacino Tagliamento);
- i valori minimi di similarità (0,636; 0,656; 0,667) così come i valori più bassi di similarità media (0,745; 0,753; 0,768) interpopolazioni si riscontrano rispettivamente fra le popolazioni di Trota marmorata e quelle di Trota fario;
- il valore medio di similarità fra gli individui appartenenti ai due ceppi (ceppo Tagliamento ed Isonzo) si mantiene su un livello piuttosto elevato (0,852), anche se è inferiore a quello registrato fra popolazioni naturali e di allevamento di ceppo del Tagliamento.

Dal confronto (test non parametrico di Kruskal-Wallis) dei valori medi di somiglianza delle tre popolazioni di Trota marmorata è risultata statisticamente significativa la maggior somiglianza tra la popolazione selvatica e quella di allevamento del ceppo Tagliamento, a conferma della differenziazione genetica fra i due ceppi autoctoni della regione.



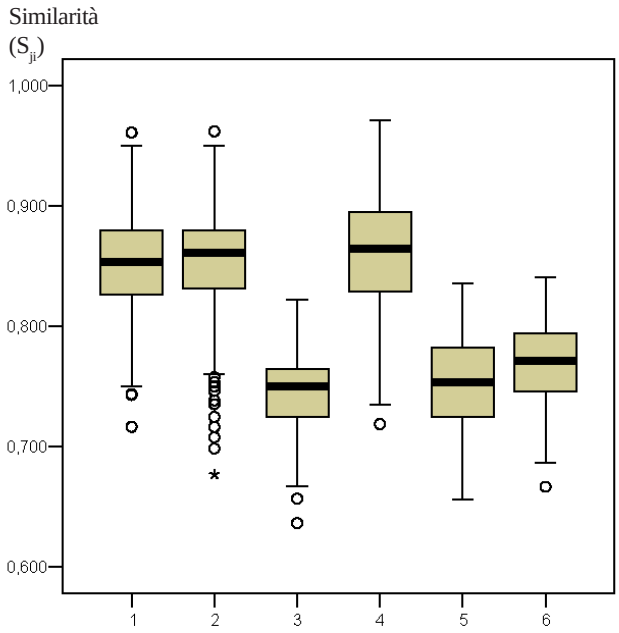
1= *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Isonzo, popolazione d'allevamento.
2= *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Tagliamento, popolazione d'allevamento.
3= *Salmo [trutta] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione naturale (fiume Fella).
4= *Salmo [trutta] trutta* popolazione d'allevamento e selvatica.

Fig. 4. Valori mediani, massimi e minimi di Similarità S_i all'interno di ciascuna delle popolazioni considerate con intervalli di confidenza del 95% tra tutte le possibili coppie di OTU, calcolati sui dati derivanti dall'impiego dei 5 primer.

DISCUSSIONE

Con questo studio si è dimostrato come la tecnica RAPD possa essere un metodo adatto a rivelare il polimorfismo genetico esistente a livello di popolazione, intraspecifico e interspecifico e quindi come esso possa essere sfruttato come punto di partenza nella gestione e nella conservazione di specie endemiche, in pericolo di estinzione.

In effetti la metodica, applicata alla nostra indagine, ha permesso di confermare l'effettiva differenziazione a livello genetico presente fra *Salmo [trutta] trutta* e *Salmo [trutta] marmoratus*. Sono state riscontrate infatti, come precedentemente descritto, delle bande diagnostiche per la Trota marmorata. Il valore relativamente alto di somiglianza riscontrato fra le due emispecie, è conferma inoltre dell'enorme difficoltà incon-



1= *S. [t.] marmoratus* ceppo Isonzo / *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento, popolazione d'allevamento.
2= *S. [t.] marmoratus* ceppo Isonzo / *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione naturale (fiume Fella).
3= *S. [t.] marmoratus* ceppo Isonzo / *S. [t.] trutta*.
4= *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento, popolazione d'allevamento / *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione naturale (fiume Fella).
5= *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento, popolazione d'allevamento / *S. [t.] trutta*.
6= *S. [t.] marmoratus* ceppo Tagliamento popolazione naturale (fiume Fella) / *S. [t.] trutta*.

Fig. 5. Valori mediani di Similarità S_{ij} con intervalli di confidenza del 95%, tra tutte le possibili coppie di popolazioni in esame, calcolati sui dati derivati dall'impiego dei 5 primer. La percentuale di outliner ottenuti dal confronto fra la popolazione di Trota marmorata del Fella e quella dell'Isonzo (2), è risultata inferiore al 5% .

trata da molti Autori nel definirle sottospecie, ecotipi, emispecie, semispecie, morphae, etc. Se da un lato la discriminazione su base genetica della Trota fario dalla Trota marmorata può sembrare un risultato assolutamente scontato, da un punto di vista conservazionistico e gestionale poter disporre di strumenti genetici in grado di mettere in evidenza un fenomeno quale l'ibridazione, risulta essere invece estremamente importante. In effetti l'analisi dei campioni selvatici di Trota marmorata non ha evidenziato alcun ibrido, a conferma:

– della buona corrispondenza fra il fenotipo selezionato al momento del recupero nel fiume ed il genotipo riscontrato in seguito all'analisi;
– della corretta gestione dei ripopolamenti effettuati da parte dell'E.T.P. nel Bacino del Tagliamento.

I pattern polimorfici ottenuti con l'impiego dei cinque primer a livello delle popolazioni d'allevamento, nonché i grafici descrittivi della similarità intra-popolazione, rivelano che esse hanno mantenuto un discreto grado di variabilità. Tuttavia se si ammette la necessità di attuare dei ripopolamenti, conviene che questi siano effettuati con pesci la cui caratteristica fondamentale sia la "rusticità", cioè l'insieme delle caratteristiche biologiche tipiche dei pesci "selvatici" (FORNERIS e PEROSINO, 1995). La rusticità di una popolazione di riproduttori, così come la sua variabilità genetica, influenzano infatti la fitness della progenie immessa nei fiumi. A questo proposito sarebbe utile un rinsanguamento dei riproduttori presenti negli allevamenti con pesci catturati in ambiente naturale, previa analisi genetica e quarantena. I prelievi a tale scopo andranno effettuati, come del resto è già avvenuto in precedenza, distinguendo gli esemplari provenienti dai due bacini, che, seppure vicini geograficamente, hanno denunciato in questo studio di possedere popolazioni geneticamente separate.

BIBLIOGRAFIA

ALLENDORF F.W., LEARY R.F., SPRUELL P., WENBURG J.K., 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**: 613-622.

AMIRANTE G.A., BONIVENTO P., BATTISTELLA S., 1994. Primi risultati dello status di *Salmo trutta marmoratus* Cuv., dell'allevamento di Grauzaria (E.T.P.- Friuli Venezia Giulia). *Biologia Ambientale*, **5**: 5-9.

BARDAKCI F., SKIBINSKI D.O.F., 1990. Application of the RAPD technique in tilapia fish: species and subspecies identification. *Heredity*, **73**: 117-123.

BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1992. Applicazione della tecnica elettroforetica per uno studio sulle vitellogenine di *Salmo trutta fario* e di *Salmo trutta marmoratus*. In: Atti IV Conv. A.I.I.A.D. *"Distribuzione della fauna ittica italiana"*, Riva del Garda (VR), 12-13 dicembre 1991: 407-412.

BATTISTELLA S., PIZZUL E., 2002. Indagini genetiche su *Salmo [trutta] marmoratus* (Cuvier, 1817) a supporto delle popolazioni naturali: risultati sulla distribuzione nel Friuli-Venezia Giulia. In: Atti Conv. Associazione Pescatori Dilettanti Trentini "*Salmonidi Alpini. Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti.*", Rovereto (TN), 19 ottobre 2002: 47-65.

BONIVENTO P., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1994. Ulteriori risultati dello status dei riproduttori di *Salmo trutta marmoratus* Cuv., dell'allevamento di Grauzaria (E.T.P.- Friuli-Venezia Giulia). In: Atti del V Conv. A.I.I.A.D. *"Biologia dei Salmonidi; tutela e gestione delle popolazioni indigene"*, Montecchio Maggiore (VI), 28-29 ottobre 1994: 45-52.

BONIVENTO P., PRESSEL. S., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1996. Analisi allozimatiche sui riproduttori di *Salmo trutta marmoratus* Cuv. degli allevamenti dell'E.T.P.- Friuli-Venezia Giulia. In: Atti del VI Conv. A.I.I.A.D. *" Carte ittiche dieci anni dopo"*, Varese Ligure (SP), 6-8 giugno 1996: 57-63.

BONIVENTO P., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1997. Selezione di una popolazione pura di trota marmorata mediante studi biochimici e genetici. *Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology***, 26**: 1-15.

CALLEJAS C., OCHANDO M.D., 1998. Identification of Spanish barbel species using the RAPD technique. *Journal of Fish Biology*, **53**: 208-215.

FORNERIS G., PARADISI S., SPECCHI M., 1990. *Pesci d'acqua dolce*. Carlo Lorenzini Editore, Udine, 210 pp.

FORNERIS G., PEROSINO G.C., 1995. *Elementi di Idrobiologia.* Edizioni EDA Torino, 372 pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane.* Istituto poligrafico e Zecca dello Stato, 617 pp.

NADALIN G., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., 1999. Considerazioni preliminari su DNA nucleare come marker genetico per la trota marmorata (*Salmo [trutta] marmoratus*), *Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology***, 28**: 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. *Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology***, 30**: 1-3.

RHYMER J.M., SIMBERLOFF D., 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**: 83-109.

RYMAN N., STAHL G., 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **38**: 1562-1575.

TRASFORINI S., GENTILI G., ROMANÒ A., ROMANÒ C., BADARACCO G., 2001. La trota lacustre *Salmo (trutta) trutta* nel Lago di Como e nel lago di Lugano. *Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology***, 30**: 5-10.

SPSS-INC., 1999. *Spss Base 10.0 Guida dell'Utente*, Irlanda, 575 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 25-32.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Il Progetto di recupero dello Storione cobice (*Acipenser naccarii*) nelle acque del F. Piave

Enrico Marconato*, Giuseppe Maio, Thomas Busatto, Stefano Salviati

Aquaprogram s.r.l. – 36100 Vicenza, via Borella 53

* *Referente per la corrispondenza (fax 0444 301212; e.marconato@aquaprogram.it)*

Riassunto

Storicamente in Italia si considerano autoctone tre specie di storioni: il grande storione ladano (*Huso huso*), lo storione comune (*Acipenser sturio*) e lo storione cobice (*A. naccarii*). Mentre i primi due hanno una distribuzione che comprende Mar Caspio, Mar Nero, Mediterraneo e anche Asia Minore e Europa, *A. naccarii* è una specie endemica con diffusione limitata ai bacini idrografici che sfociano nell'alto Adriatico. Essa è presente quindi nei principali sistemi idrici del distretto Padano-Veneto e segnalata anche nelle acque di Dalmazia, Albania e Grecia settentrionale. Nelle acque della regione Veneto si segnalano ogni anno alcune rare catture di storioni presumibilmente appartenenti alla specie *A. naccari*, ma in vari casi è stato accertato che si tratta di storioni riferibili a specie alloctone (ad es. *A. baeri* e *A. trasmontanus*); in generale comunque gli storioni nell'ultimo secolo hanno fortemente ridotto la propria presenza nelle acque italiane, dove sono certamente da considerare tra le specie a maggior rischio di estinzione.

Nel corso del '99, la Provincia di Venezia, in collaborazione con la FIPSAS provinciale, ha avviato un progetto di recupero dello storione cobice per incentivarne la presenza nel reticolo idrografico provinciale: uno stock di storioni cobice di due e tre anni di età riprodotti in allevamento è stato stabulato in un impianto controllato per quattro mesi, periodo in cui gli storioni sono stati adattati all'alimentazione naturale. In una fase successiva si è provveduto a marcare ogni singolo esemplare con un *pit-tag* (un minuscolo *microchip* inserito nella muscolatura dorsale) e quindi gli storioni sono stati liberati in vari punti lungo il fiume Piave: questo tipo di marcatura non influenza assolutamente la vitalità e il comportamento dei pesci e permette di riconoscere, mediante apposita strumentazione, i singoli esemplari catturati. Ciò ha comportato l'acquisizione di una serie di informazioni sulla ecologia e biologia della specie (accrescimenti, spostamenti, ecc.) che fino ad oggi non erano disponibili. In questo lavoro vengono presentati i dati raccolti nel fiume Piave dove, dopo quattro anni di lavoro, sono state effettuate più di 400 catture di storioni marcati con *microchip*.

Le prime analisi consentono di fornire interessanti informazioni sulle velocità di crescita dello storione cobice in ambiente naturale e sulle sue preferenze ecologiche; inoltre viene avanzata l'ipotesi di considerare non più lo storione cobice come specie anadroma in senso stretto, ma piuttosto come una specie eurialina migratoria facoltativa.

PAROLE CHIAVE: *Acipenser naccarii* / storione cobice / reintroduzione / ecologia

The recover's project of "cobice" sturgeon (*Acipenser naccarii*) in the Piave River

Hystorically in Italy only three species of sturgeons can be considered autochtonous: the big Ladano sturgeon (*Huso huso*), the common sturgeon (*Acipenser sturio*) and the cobice sturgeon (*Acipenser naccarii*). While the two former have a larger distribution, comprehending the Caspian Sea, the Black Sea, the Mediterranean Sea, Europe and Asia Minor, the latter (*A. naccarii*) is an endemic species tipical of the river basins flowing in the Northern Adriatic Sea, that is the major rivers of the "Padano-Veneto" district in Italy, but even in Dalmatia, Albania and northern Greece. In the Veneto watershed every year there are some rare captures of sturgeons, probably concerning *A. naccarii*, but also other times it has been reported of captures of allochtonous species (i.e. *A. baeri* and *A. trasmontanus*).

Anyway in general in the last century the sturgeon reduced its occurrence in the italian rivers and can be considered one of the most endangered species.

During 1999, Venice Province Administration, in cooperation with the local FIPSAS division, started a project concerning the ricover of *A. naccarii* in the Province watershed; a stock of young sturgeons aged 2 and 3 years and born in a hatchery have been released in a channel and checked for a period of 4 month. In this period those fishes have been adapted to natural feeding.

Lately each of those fishes has been marked with a pit-tag (a little microchip inserted in the back muscles) and then released in many places of the Piave River. This kind of marking doesn't affect fitness and behaviour of fishes, but allows to recognize every single specimen through an electronic reader, once they are recaptured. This experiment could give many interesting information concerning the ecology and the biology of this species (growning, migrations, etc.) that by now weren't available. In this work are presented the results and the data collected in 4 years in the Piave River, where more of 400 sturgeons marked with *microchip* have been captured.

The analysis carried out can give interesting information about the growning rate of *A. naccarii* in free waters and about its ecological preferences; thus could be considered the hypothesis of the "Cobice" sturgeon no more as an anadromous species, but as a facultative migratory, euryhaline species.

KEY WORDS: *Acipenser naccarii* / sturgeon / recover's project / ecology

INTRODUZIONE

Gli storioni appartengono alla famiglia degli Acipenseridae che costituisce, insieme a quella dei Polyodontidae, l'ordine degli Acipenseriformi, un ordine molto antico i cui rappresentanti evidenziano delle caratteristiche alquanto primitive come la presenza di uno scheletro in gran parte cartilagineo, una coda eterocerca e, proprio negli acipenseridi, la presenza di cinque serie di scudi ossei disposti lungo il corpo (TORTONESE, 1970).

La famiglia degli acipenseridi attualmente comprende 23 specie, suddivise in quattro generi, distribuiti nell'emisfero settentrionale; nelle acque italiane sono indigene tre specie: lo storione comune (*Acipenser sturio*), lo storione cobice (*Acipenser naccarii)* e lo storione ladano (*Huso huso*) (GANDOLFI *et al.*, 1991).

A. naccarii è la specie più frequente, endemica dell'Adriatico, presente nel bacino padano-veneto e segnalata nelle acque di Dalmazia, Albania e della Grecia settentrionale (TORTONESE, 1989; ROSSI *et al.*, 1991); *A. sturio* è una specie ad ampia distribuzione europea e medio-orientale, presente in Adriatico e nei maggiori fiumi della Pianura Padana. *H. huso* è invece ben presente nel Caspio e nel Mar Nero mentre l'Adriatico rappresenterebbe il limite occidentale del suo areale distributivo, fatto per cui il suo ritrovamento in queste acque è alquanto raro.

La situazione in provincia di Venezia

Nelle acque provinciali si segnalano ogni anno diverse catture di storioni, presumibilmente appartenenti alla specie cobice, ma in alcuni casi non si possono escludere confusioni con le altre specie alloctone citate (MARCONATO *et al.*, 2000 e 2002). Le segnalazioni più numerose provengono dall'Adige, dal Sile e dal Livenza, ma anche in Piave e in Tagliamento saltuariamente viene segnalata qualche cattura (AA.VV., 1994).

In generale comunque gli storioni sono certamente tra le specie a maggior rischio di estinzione non solo per le acque provinciali ma per tutto l'alto Adriatico, bacino del Po incluso. Le cause di questa rarefazione, un tempo addebitate al peggioramento della qualità delle acque e quindi genericamente all'inquinamento, sono probabilmente altre e in primo luogo l'elevata attività di pesca a cui gli storioni sono soggetti sia in mare che nei fiumi; infatti, il discreto numero di anni necessario al raggiungimento della maturità sessuale fa sì che questi pesci siano oggetto di prelievo ben prima che siano riusciti a riprodursi. Inoltre la realizzazione di numerosi sbarramenti lungo i corsi d'acqua ha notevolmente ridotto il loro areale di distribuzione, limitandone di fatto le potenzialità demografiche. Infine il buon valore commerciale legato al consumo alimentare (ma anche purtroppo alla rarità della risorsa) rende spesso inutili le norme di divieto di cattura che a tutt'oggi valgono per questi pesci.

Attualmente nelle acque provinciali vige il divieto assoluto di trattenere individui delle tre specie di storione eventualmente pescate.

Biologia generale di *Acipenser naccarii*

Endemico del Mar Adriatico, ha il corpo affusolato, la bocca ampia e i barbigli inseriti più vicino all'apice del muso che all'apertura boccale. Gli scudi sono più chiari rispetto al colore del dorso che è grigio-bruno con sfumature giallastre o verdastre; il ventre è bianco o giallastro.

La maturità sessuale verrebbe raggiunta verso gli 8-10 anni d'età e anche oltre, prima dai maschi e poi dalle femmine, e comunque ad una lunghezza non inferiore al metro (D'ANCONA, 1924; PACCAGNELLA, 1948). La migrazione riproduttiva avviene presumibilmente in aprile-maggio e la deposizione nel periodo giugno-luglio (PACCAGNELLA, 1948; GANDOLFI *et al.*, 1991).

Grazie a studi effettuati su una popolazione localizzata nel basso corso del Ticino, è confermata la capacità di questa specie di completare tutto il ciclo vitale in acque dolci (BERNINI e NARDI, 1989; 1990).

IL PROGETTO DI RECUPERO DELLO STORIONE

Il progetto di recupero dello storione cobice nelle acque del fiume Piave è stato impostato per fasi successive:

- fase informativa;
- preadattamento alimentare degli storioni cobice utilizzati;
- marcatura e immissione;
- realizzazione di una rete di controllo delle catture.

Predisposizione di un opuscolo informativo distribuito ai pescatori e ai cittadini dei comuni lungo il fiume Piave

Prima dell'immissione degli storioni marcati nel fiume, si è ritenuto di estrema importanza effettuare un'adeguata opera di informazione della popolazione locale relativamente al progetto in corso.

È stato così predisposto un opuscolo per informare dell'indagine avviata i pescatori locali e i cittadini residenti nei comuni lungo il F. Piave; questo è stato distribuito prima dell'immissione degli storioni nel fiume. L'opuscolo conteneva le informazioni generali relative allo studio e quelle necessarie per indirizzare il comportamento di chi avesse eventualmente catturato degli animali sperimentali.

Si tratta di un'azione di rilevante importanza proprio perché è evidente che sono soprattutto i pescatori, sia sportivi che di professione, che possono fornire con la loro attività i dati di ritorno sulle catture degli storioni; in

pratica quindi l'opuscolo distribuito chiedeva un diretto coinvolgimento del mondo della pesca nel progetto.

Bisogna d'altra parte ricordare che, malgrado questa specie sia fortemente tutelata dalle normative regionali e provinciali in materia di pesca e protezione della fauna ittica, purtroppo è risaputo che talvolta qualche esemplare viene comunque trattenuto; il pieghevole distribuito dovrebbe aver avuto anche una certa funzione nel ridurre eventuali fenomeni di bracconaggio sulla specie.

Preadattamento alimentare degli storioni derivanti da allevamento

Prima della liberazione nelle acque del fiume, tutti gli esemplari oggetto della sperimentazione sono stati stabulati per circa quattro mesi in grandi vasche seminaturali dove, in tempi diversi, si è provveduto ad effettuare il passaggio dall'alimento artificiale a cui erano da tempo abituati (pellets) a quello naturale (larve di insetti, oligocheti, molluschi, crostacei, scarti di pesce, ecc.).

Fig. 1. Pit tags utilizzati.

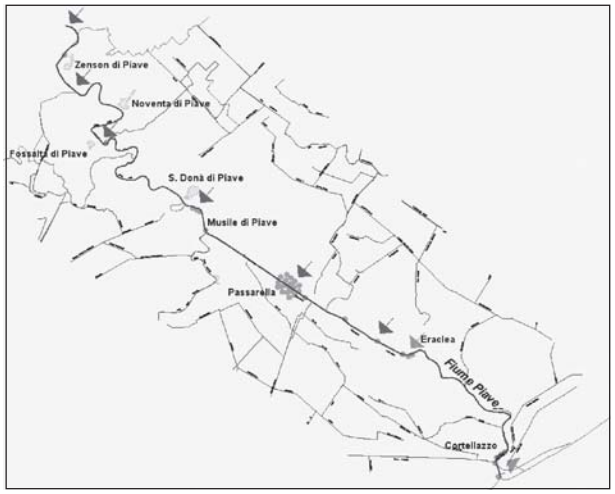


Fig. 2. Punti di immissione (frecce) degli storioni nel F. Piave.

I risultati di questa fase non vengono qui presentati ma in generale si può affermare che gli storioni hanno dimostrato una buona "versatilità", intesa come una discreta capacità di abituarsi velocemente alla nuova e diversa tipologia di alimento disponibile. In generale gli animali che hanno subito un repentino cambio di alimentazione hanno evidenziato solo limitate perdite di peso, prontamente recuperate nel periodo successivo; quelli che hanno subito un passaggio graduale al cambio di alimentazione non hanno mostrato rallentamenti nella crescita, se non riferibili ad un limitato periodo in cui erano stati sottoalimentati. Nei quattro mesi di stabulazione non è deceduto alcun esemplare.

Marcatura mediante pit tag magnetico e immissione nel fiume Piave

Dopo la fase di adattamento alimentare e prima della liberazione, gli storioni sono stati marcati con un pit-tag magnetico, in pratica un microchip (Fig. 1) che viene inserito nell'animale; ogni microchip è contraddistinto da un codice alfanumerico che, grazie ad un apposito lettore, permette di riconoscere individualmente ogni storione dopo la sua eventuale cattura. Il microchip è stato inserito nella massa muscolare della porzione anteriore del corpo dello storione, in posizione dorsale subito dietro alla testa. Il metodo di marcatura con pit-tag magnetico è certamente quello che offre le maggiori garanzie di successo dal momento che identifica univocamente l'animale, senza il rischio di andare perduto. Prima dell'immissione nel fiume, per ogni esemplare si sono misurati la lunghezza al lobo inferiore, il peso e controllato lo stato sanitario.

In questo modo, nei mesi di ottobre e novembre 1999 sono stati immessi nel fiume Piave 300 esemplari di storione cobice marcati con pit-tag (Lm 62 cm; peso ca. 2 Kg); nell'ottobre del 2001 altri 90 sono stati immessi nelle acque dei fiumi Livenza, Piave e Sile (Lm ca. 100 cm; peso ca. 11 Kg); nel 2002 negli stessi fiumi ne sono stati immessi 240 (Lm 55 cm; peso 0,6 Kg); infine nel 2003 ne sono stati immessi altri 200 (Lm 45 cm; peso 0,4 Kg); complessivamente quindi, nel sistema Piave-Livenza-Sile sono stati immessi 830 storioni di varia taglia e pezzatura (Fig. 2).

Realizzazione di una rete di controllo e monitoraggio del fiume per la raccolta delle informazioni relative alle eventuali catture

Il successo di tutto il lavoro è evidentemente legato alla quantità e qualità di dati che vengono successivamente resi disponibili per le elaborazioni. Nel caso del fiume Piave si è trattato di organizzare un sistema di

"pronto intervento" che coprisse gli oltre 40 km di corso d'acqua potenzialmente adatti alla presenza dello storione cobice.

Tutto ciò è stato reso possibile grazie alla partecipazione al progetto della F.I.P.S.A.S., sezione di Venezia che, tramite il proprio servizio di vigilanza, ha organizzato un gruppo di lavoro in grado di intervenire rapidamente in caso di segnalazioni di catture di animali sperimentali lungo il citato tratto.

Oltre a ciò, la F.I.P.S.A.S. ha garantito anche un servizio di vigilanza continuo lungo il fiume, attività che, sommata a quella della Polizia Provinciale, dovrebbe aver ridotto eventuali fenomeni di bracconaggio.

Infine bisogna aggiungere che, sfruttando i canali che connettono i tratti terminali dei fiumi, gli storioni ben presto hanno iniziato a spostarsi anche nei corsi d'acqua limitrofi, F. Sile e F. Livenza, ampliando di fatto l'area da tenere sotto controllo; ciò ha richiesto di produrre un ulteriore sforzo organizzativo che alla fine ha visto coinvolte in questa attività di controllo una decina di persone.

I descritti "rilevatori" hanno quindi alternativamente dato la loro completa disponibilità ad intervenire recandosi direttamente, in seguito a segnalazione, nel luogo di cattura dello storione, trascrivere il codice dell'animale, effettuare le misurazioni di lunghezza (L lobo inferiore) e peso, e verificarne lo stato di salute. Una volta effettuate queste misurazioni lo storione veniva liberato nello stesso punto dove era stato catturato.

RISULTATI

La predisposizione di questa rete di rilevatori è stata di fondamentale importanza: il tipo di marcatura adottato ha permesso di riconoscere individualmente gli storioni immessi; in questo modo sono state raccolte informazioni sugli spostamenti effettuati dai singoli esemplari, sul loro accrescimento e sul loro eventuale stato sanitario in funzione del periodo di tempo intercorso tra l'immissione e la cattura.

In questo lavoro sono presentati i dati relativi alle catture effettuate fino a marzo 2004; dall'inizio della sperimentazione ad oggi sono state complessivamente effettuate ca. 400 catture ma, purtroppo, non tutti questi dati sono utilizzabili. In un certo numero di casi non è stato infatti possibile intervenire prontamente dopo la segnalazione, fatto per cui il pescatore ha liberato comunque il pesce; in altri casi il pescatore ha catturato l'animale ma, non essendo a conoscenza del progetto, lo ha liberato senza prima avvisare il servizio di rilevamento; talvolta il pescatore non aveva il cellulare per avvisare i rilevatori e, infine, in due casi il lettore non "ha letto" il microchip. Globalmente i dati realmente utilizzabili sono risultati 358.

Per una migliore presentazione grafica dei dati è risultato preferibile distinguere in tre classi di lunghezza tutto il materiale immesso: questo è stato suddiviso nelle tre seguenti categorie: Inferiore ai 75 cm, compreso tra 75 cm e 95 cm, superiore ai 95 cm. Nelle figure 3 e 4 sono rappresentati con la tecnica dei Box-plot i valori medi delle lunghezze e dei pesi dei tre citati gruppi dimensionali al momento dell'immissione.

Nelle figure 5 e 6 sono riportate le distribuzioni di frequenza dei pesi e delle lunghezze di tutti gli storioni cobice immessi: si può facilmente osservare come il gruppo di quelli inferiori ai 75 cm sia dominante rispetto agli altri, seguito dagli animali superiori ai 95 cm.

In figura 7 è infine riportato l'andamento del rapporto lunghezza/peso degli storioni immessi, suddiviso nei tre gruppi dimensionali.

Nella tabella I sono riassunti i sistemi di pesca, le località ed il numero di storioni catturati nel sistema idrografico in oggetto, che attualmente comprende i fiumi Lemene, Livenza, Piave, Sile, i canali che mettono in collegamento i loro tratti terminali ed anche la fascia di mare antistante le foci di questi fiumi. La gran parte delle catture, come si può osservare, è stata effettuata

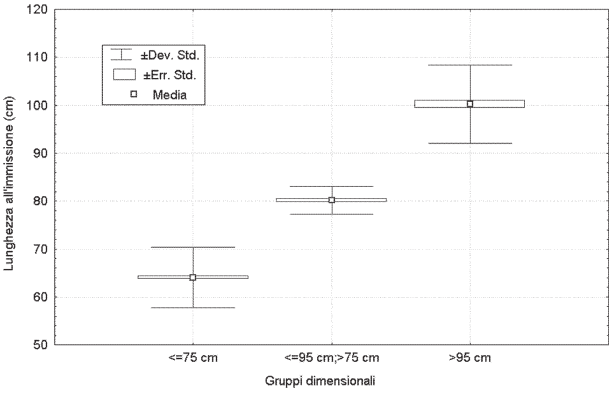


Fig. 3. Distribuzione dei gruppi dimensionali degli storioni immessi (lunghezza lobo inferiore).

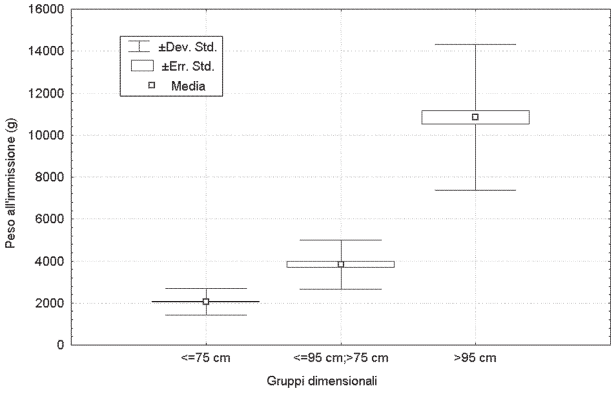


Fig. 4. Distribuzione dei gruppi dimensionali degli storioni immessi (peso).

tramite i "bilancioni" dei pescatori di professione, attrezzi con grandi capacità di cattura ben presenti nel tratto inferiore sia del F. Piave che in Sile e Livenza; comunque un buon numero di catture, attualmente in aumento, è stato effettuato anche dai pescatori sportivi che utilizzano la canna da pesca; infine un altro attrezzo interessante per la cattura degli storioni si è dimostrato il tremaglio, una rete fissa che i pescatori di professione usano soprattutto nei tratti terminali dei fiumi.

Un altro aspetto da sottolineare è che alcuni storioni sono stati catturati più volte; nella tabella II è riportata la frequenza di cattura degli storioni; a fronte di un cospicuo numero di esemplari che non è mai stato catturato, ci sono vari animali che sono stati catturati più volte, in un caso fino a 10 volte.

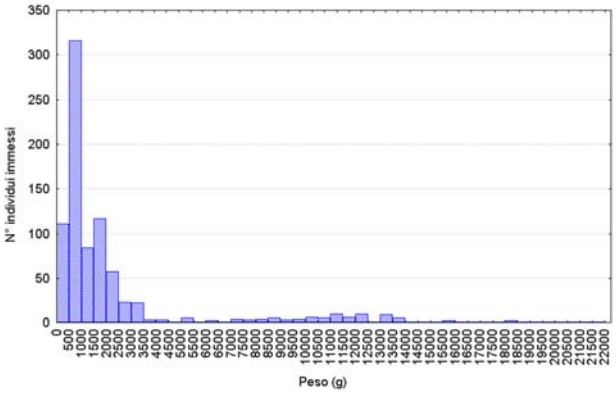


Fig. 5. Distribuzione di frequenza del peso degli storioni immessi.

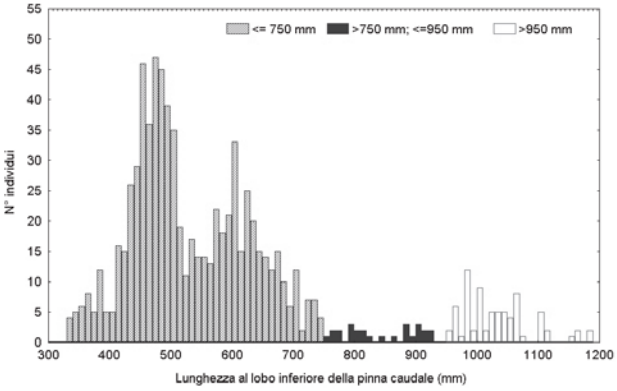


Fig. 6. Distribuzione di frequenza della lunghezza degli storioni immessi.

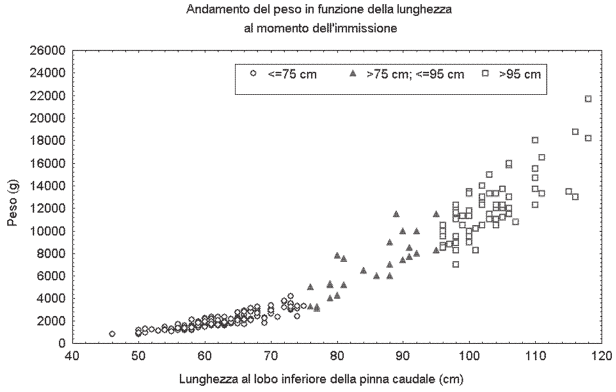


Fig. 7. Andamento del rapporto lunghezza/peso degli storioni immessi, suddiviso nei tre gruppi dimensionali.

In figura 8 è riportata la variazione in peso che gli storioni presentavano tra il momento del rilascio e quello della cattura.

Relativamente a quelli inferiori ai 75 cm di lunghezza, si può facilmente osservare che vi è stato un periodo iniziale (primi 150-200 giorni dal momento del rilascio) in cui gli storioni mediamente hanno subito una leggera perdita di peso; poi si assiste ad un lento e continuo aumento che a circa 1000 giorni dal rilascio evidenzia per questo gruppo dimensionale un incremento medio del peso di circa 1,5 Kg; dopo circa 1500 giorni alcuni hanno aumentato il proprio peso anche di oltre 4 Kg.

In pratica ciò potrebbe corrispondere al fatto che gli storioni richiedano un certo periodo di tempo per adattarsi al "nuovo" ambiente, presumibilmente per conoscerne le caratteristiche soprattutto di tipo alimentare. Una volta superata questa fase, la velocità di crescita appare abbastanza costante, comunque con

Tab. I. Sistemi di pesca, località e numero di storioni catturati nei corsi d'acqua interessati dall'indagine.

Sito di cattura (Bacino idrografico)	Attrezzo	N° storioni catturati
Zenson di Piave (Piave)	Tremaglio	1
San Donà di Piave	Canna da pesca	7
Parco fluviale (Piave)		
Passarella (Piave)	Bilancioni	115
	Canna da pesca	2
	?	1
Piave Nuovo (Piave)	Tremaglio	1
	Bilancioni	17
	Canna da pesca	19
Eraclea (Piave)	Bilancioni	79
	Canna da pesca	7
Cortellazzo (Piave)	Tremaglio	18
	Bilancioni	19
	Canna da pesca	2
Foce Piave	Tremaglio	1
	Bilancioni	1
	Canna da pesca	1
Revedoli (Piave-Livenza)	Tremaglio	2
	Canna da pesca	2
San Stino di Livenza (livenza)	Bilancione	1
Foce Livenza	Tremaglio	1
Cavallino (Sile)	Tremaglio	1
	Bilancioni	7
	Bilancia	2
	Canna da pesca	1
Nicesolo (Lemene)	Tremaglio	2
Ponte Cavanella (Lemene)	Bertovello con ali	1
Mare	Tremaglio	1
??	Canna da pesca	2

individui contraddistinti da tassi di accrescimento decisamente più veloci di altri.

In figura 8 sono presentati i dati relativi ai pesi di tutti gli storioni catturati, suddivisi nei tre gruppi dimensionali.

Come si può osservare, le catture effettuate nell'arco dei primi 200 giorni indicano una perdita netta di peso corporeo con punte superiori anche ai 2 Kg a circa 100 giorni dal rilascio. Le condizioni di allevamento sono comunque decisamente diverse da quelle naturali; in allevamento è garantita giornalmente una alimentazione abbondante e, grazie ai mangimi artificiali, ben bilanciata; inoltre il trovarsi in ambiente "libero" richiede certamente un maggior dispendio di energie (si pensi anche solo all'attività di nuoto per contrastare la corrente). Inoltre questi esemplari non hanno avuto il periodo di preadattamento alimentare e ciò potrebbe spiegare una maggior difficoltà iniziale ad adattarsi alle disponibilità di cibo del fiume.

Un'altra interessante informazione è quella legata ai movimenti che gli storioni effettuano lungo il fiume; nei grafici di figura 9 è rappresentata la distribuzione di frequenza della quantità di chilometri percorsi dagli storioni a circa 10 mesi (agosto 2000), 34 mesi (agosto 2002) e 53 mesi (marzo 2004) dalla data delle prime immissioni. Si può osservare che molti storioni vengono catturati a breve distanza dal punto d'immissione: con il passare del tempo aumenta il numero di catture e quindi di osservazioni disponibili, ma il "tipo" di distribuzione tende a rimanere abbastanza simile; con il tempo comunque aumentano anche le distanze percorse dai singoli esemplari che, come già anticipato, si spostano anche in bacini idrografici diversi.

In questo modo non è possibile conoscere la distanza che gli storioni sono in grado di coprire nel tempo, dal momento che prima di essere catturato è assai probabile che l'animale abbia percorso un tragitto molto vario tra il punto d'immissione e quello di cattura; ugualmente alcune catture effettuate poco tempo dopo il rilascio hanno permesso di verificare che gli storioni effettuano spostamenti anche di diversi chilometri al giorno.

Più interessante è il grafico riportato in figura 10: in questo caso è riportato con la tecnica dei box-plot il numero di chilometri mediamente percorso dagli storioni nel fiume Piave in funzione della località di immissione. In ascissa è riportata la distribuzione dei siti, da monte verso la foce, in cui sono stati immessi gli storioni lungo il Piave: per ogni gruppo di immissione è quindi indicato il valore medio di chilometri percorso e i relativi errore e deviazione standard; in questo grafico è inserita anche la variabile direzione: gli individui che stanno sopra l'asse delle ascisse si sono spostati verso valle, quelli che stanno sotto l'asse delle ascisse si sono mossi in direzione opposta, verso monte.

Tab. II. Frequenza di cattura degli storioni immessi.

Numero ricatture	Numero storioni
0	608
1	173
2	36
3	14
4	7
5	4
6	3
7	1
8	1
10	1
Totale storioni immessi	**830**
Totale catture	**358**

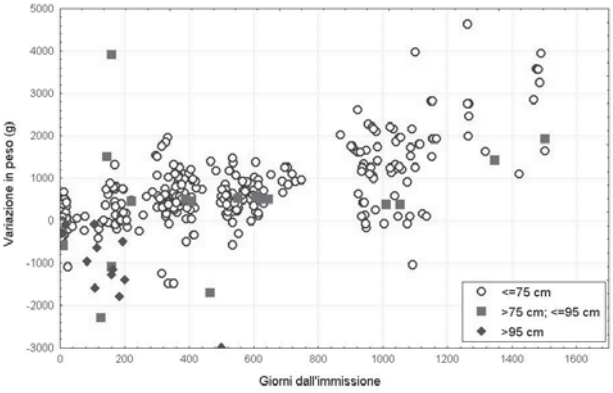


Fig. 8. Variazione in peso degli storioni immessi.

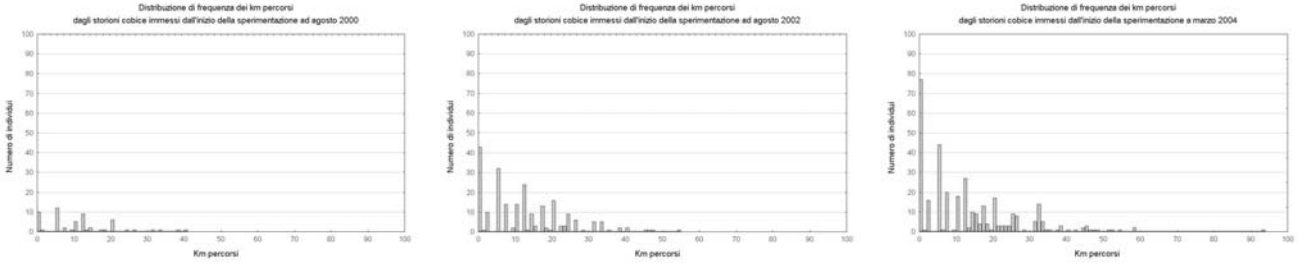


Fig. 9. Distribuzione di frequenza dei Km percorsi dagli storioni a circa 10 mesi, 34 mesi e 53 mesi dalla data delle prime immissioni.

In pratica si è visto che non vi sono movimenti unidirezionali verso la foce e quindi in mare, ma gli storioni tendono a percorrere una determinata quantità di spazio per portarsi in alcune aree specifiche del fiume, nel caso del Piave soprattutto in un zona situata tra le località di Passarella e Eraclea; in particolare questo è proprio il tratto in cui è stato effettuato il maggior numero di catture.

Dal punto di vista ambientale, questo è un tratto potamale con caratteristiche idrauliche e morfologiche piuttosto simili alle situazioni che il fiume presenta subito verso monte e valle.

La variabile che in qualche modo potrebbe caratterizzare questi tratti del corso d'acqua è la salinità; in figura 11 è riportata la distribuzione dei valori di conducibilità presenti nelle acque del fiume al momento della massima risalita del "cuneo salino".

Osservando gli andamenti descritti nel grafico, sembra che gli storioni tendano a frequentare preferibilmente le acque con valori compresi tra i 1.000 e i 4.000 µS, a muoversi cioè nella zona superiore definita dall'intrusione del cuneo salino; ciò è confermato anche dal fatto che gli storioni appartenenti a varie classi d'età catturati e poi rilasciati nei tratti a valle di Eraclea sono stati ricatturati nel tratto di fiume più a monte.

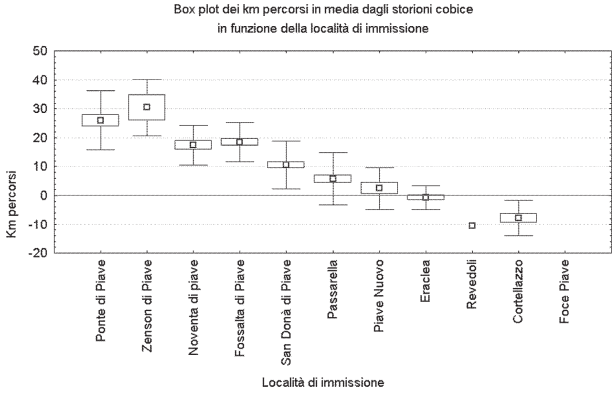


Fig. 10. F. Piave: Km percorsi dagli storioni dal punto d'immissione.

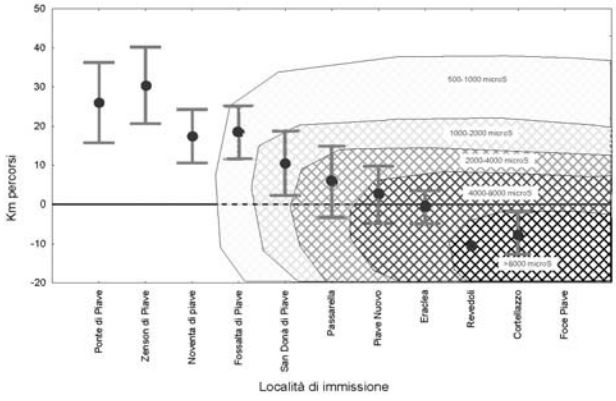


Fig. 11. F. Piave: distribuzione dei valori di conducibilità dovuti all'intrusione del cuneo salino.

Questo fatto, associato alla osservazione che sono rarissime le catture effettuate presso la foce del fiume dove, d'altra parte, la pesca di professione con reti fisse è ben presente e piuttosto attiva, starebbe a dimostrare che lo storione cobice è una specie d'acqua dolce dotata di un buon grado di eurialinità.

PROSPETTIVE DI LAVORO FUTURE

I risultati fino ad oggi ottenuti, oltre a permettere di spiegare e riscrivere alcuni aspetti della ecologia e della biologia dello storione cobice, sembrano soprattutto dimostrare che è realmente possibile operare il completo recupero di questa specie nel suo antico areale di distribuzione.

Le esperienze fino ad oggi condotte in provincia di Venezia, qui brevemente illustrate, vanno considerate comunque come esperienze "pilota". Lo sforzo compiuto per ottenere questi risultati è stato certamente importante ma, proprio sulla base di queste esperienze, ci si è resi conto che l'impegno che dovrà essere profuso in futuro dovrà assumere ben altre proporzioni.

In effetti restano da indagare vari aspetti, come ad esempio se e quanto possa essere vantaggioso predisporre sempre un protocollo di adattamento alimentare prima di immettere gli storioni nei fiumi, comprendere quali sono le situazioni e condizioni ambientali migliori per effettuare le immissioni, quale tipo di materiale garantisce una maggior efficacia nei ripopolamenti, ecc.

Un aspetto su cui stanno indagando vari gruppi di lavoro è quello genetico: il materiale utilizzato in questa sperimentazione deriva esclusivamente da un unico ceppo di riproduttori, fatto che ne limita la variabilità genetica e di conseguenza la capacità della popolazione immessa di reagire e superare eventuali condizioni limitanti. Da questo punto di vista dovrà quindi essere certamente attuato uno sforzo per cercare di ampliare lo stock di riproduttori per produrre il materiale necessario ad accelerare il recupero di questa specie.

E ancora, se all'inizio l'attività poteva essere portata avanti nell'ambito di un singolo corso d'acqua, grazie agli spostamenti che gli storioni hanno effettuato ora si "lavora" in diversi bacini idrografici con il conseguente necessario ampliamento della rete di monitoraggio e un non indifferente aumento dell'attività di controllo delle catture.

I citati bacini idrografici presentano tra l'altro condizioni ambientali e "sociali" anche piuttosto diverse. Relativamente agli aspetti ambientali, questi possono essere indagati e, una volta conosciuti, si possono adottare le strategie operative del caso per superarli; gli aspetti sociali sono spesso collegati alla sensibilità che

le popolazioni locali hanno verso questo tipo di iniziative, sensibilità che possono essere molto diverse e, talvolta, completamente opposte.

Alcune province del Veneto hanno più o meno recentemente promosso delle iniziative in favore del recupero dello storione cobice nelle acque di propria competenza ma, proprio per la particolare ecologia che la specie presenta, è evidente che sarà molto importante, se non assolutamente necessario per evitare sprechi di alcun genere, rendere omogenei e coordinati i singoli interventi, promuovendo protocolli operativi comuni e condivisi.

Operativamente sarà importante realizzare delle reti di rilevamento che coprano adeguatamente i bacini idrografici interessati e, ovviamente, effettuare la marcatura di tutti gli esemplari che si immettono, procedendo con sistemi di marcatura "leggibili" da tutti i gruppi di lavoro. Da questo punto di vista sarebbe certamente importante realizzare un centro unico per la raccolta dei dati derivanti dalle catture, ma anche di qualsiasi altro tipo di informazione che possa migliorare la conoscenza sulla specie, a cui tutti facciano affluire i dati raccolti e che contemporaneamente li renda a tutti disponibili, mantenendo sempre aggiornato il quadro di riferimento regionale.

Tra gli aspetti di maggior rilievo vi è quello di garantire l'origine, anche genetica, del materiale che si vuole immettere, proprio per avere la certezza di evitare rischiosi fenomeni di ibridazione e conseguente perdita di purezza di questa specie endemica.

Di certo interesse dovrebbe essere, quindi, il poter disporre di storioni cobice con corredi genetici tali da ampliare la limitata variabilità ora disponibile; operativamente ciò potrebbe essere effettuato trattenendo i pesci eventualmente catturati e che non risultano marcati e, dopo le necessarie verifiche genetiche, costituire uno stock di riproduttori in un centro di produzione locale.

Infine si considera basilare, per il raggiungimento dello scopo prefisso, informare correttamente e anche coinvolgere attivamente le persone e le popolazioni che risiedono nei territori compresi in questo progetto. La quantità e relativa "facilità" con cui si sono ottenuti i dati di ritorno sulle catture esprimono anche l'evidente facilità con cui questi animali possono essere catturati prima ancora di essersi riprodotti, a significare quindi che è stata presumibilmente una elevata pressione di pesca a decretarne la veloce rarefazione.

Come precedentemente descritto, una attività di informazione è stata effettuata nell'area del basso Piave prima di iniziare il relativo programma di lavoro e simili iniziative sono già state programmate da tutte le province che si apprestano ad avviare progetti locali: purtroppo è anche certo che, malgrado i controlli e i divieti, vari esemplari sono stati prelevati e … non fanno più parte della sperimentazione!

Per questo motivo devono essere particolarmente incentivate tutte le attività che in vario modo servono a divulgare questo importante progetto, con la speranza che siano di supporto nella formazione di una corretta cultura di rispetto e conservazione verso questa delicata specie ittica.

Ringraziamenti

Si ringrazia vivamente l'Assessorato Caccia, Pesca e Polizia Provinciale di Venezia per aver promosso e sostenuto questo progetto; un ringraziamento particolare va alla F.I.P.S.A.S., sezione di Venezia, che ha collaborato a tutte le fasi del progetto; infine un grosso ringraziamento va a tutti gli appassionati pescatori, dilettanti e professionisti, che con la loro collaborazione ed il loro entusiasmo hanno partecipato a questa iniziativa.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 1994. *Indagine sulla presenza e biologia degli storioni nella provincia di Venezia*. Data Report.

BERNINI F., NARDI P.A., 1989. Caratteri morfometrici e meristici del genere *Acipenser* L. (Osteichthyes, Acipenseridae) nel tratto pavese dei fiumi Po e Ticino. *Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino*, **7** (2): 321-340.

BERNINI F., NARDI P.A., 1990. Accrescimento di *Acipenser naccarii* Bp. (Osteichthyes, Acipenseridae) nel tratto pavese dei fiumi Po e Ticino. *Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino*, **8** (1): 159-172.

D'ANCONA U. 1924. Dati per la biologia degli storioni nelle acque italiane. *Monitore zoologico italiano*, **6-7**: 126-133.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P, MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligrafico e Zecca delle Stato, Roma.

MARCONATO E., MAIO G., SALVIATI S., 2000. *La fauna ittica della Provincia di Venezia*. Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Venezia. 174 pp.

MARCONATO E., LUCARDA N., BUSATTO T., MAIO G., 2002. *Lo storione cobice (Acipenser naccarii) – Il progetto di recupero nei corsi d'acqua provinciali*. Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Venezia. 55 pp.

PACCAGNELLA B., 1948. Osservazioni sulla biologia degli storioni del Bacino Padano. Arch., *Oceanogr. Limnol.*, **5** (1-3): 141-154.

ROSSI R., G. GRANDI, R. TRISOLINI, P. FRANZOI, A. CARRIERI, B.S. DEZFULI, VECCHIETTI E., 1991. Osservazioni sulla biologia e la pesca dello storione cobice (*Acipenser naccarii,* Bonaparte) nella parte terminale del fiume Po. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano,* **132** (10): 121-142.

TORTONESE E., 1970. *Osteichthyes, parte I. Fauna d'Italia, Vol X,* Calderini, Bologna.

TORTONESE E., 1989. *Acipenser naccarii*. In "*The freswater fishes of Europe. I/II". General introduction to fishes. Acipenseriformes.* (Holcik J. ed.), *AULA-Verlag, Wiesbaden*: 469.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 33-38.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Alimentazione del gambero di fiume, *Austropotamobius italicus* (Lereboullet, 1858): osservazioni ecologiche ed implicazioni gestionali

Massimiliano Scalici*, Leonardo Vignoli, Giancarlo Gibertini

Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», v.le G. Marconi 446, 00146 – Roma.

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; scalici@bio.uniroma3.it)*

Riassunto

Per migliorare le pratiche di allevamento necessarie al recupero delle risorse astacicole è stato intrapreso uno studio volto ad ampliare le conoscenze sulla nicchia trofica di questa specie. La principale prospettiva gestionale è quella di ottenere un alimento artificiale di composizione simile alla dieta naturale per non alterare o addirittura impedire il regolare svolgimento delle funzioni vitali in condizioni di cattività. A tale scopo è stato svolto uno studio sull'analisi del contenuto stomacale di *Austropotamobius italicus*. Sono inoltre riportate osservazioni effettuate in campo. Le componenti alimentari sono state confrontate con le risorse animali e vegetali disponibili. Oltre la descrizione degli items alimentari, sono stati calcolati la loro frequenza di comparsa, la percentuale relativa e il coefficiente di ripienezza. I risultati hanno evidenziato come la componente principale della dieta sia quella vegetale, sebbene la componente detritica (composta soprattutto da clasti calcarei a granulometria molto fine) sia presente in quantità non trascurabile nelle giovani classi di età e la componente animale (essenzialmente organismi macrobentonici) rappresenti una fonte energetica importante per gli esemplari di sesso femminile. Futuri protocolli di allevamento devono tener conto delle abitudini alimentari di questa specie, considerata almeno in cattività tendenzialmente carnivora. Inoltre, alla luce dei risultati ottenuti, è possibile pensare ad *A. italicus* come specie ombrello, per preservare la fauna e la vegetazione ripariale, quest'ultima di particolare importanza per le sue funzioni di zona ecotonale ad alta diversità e corridoio ecologicoper molte specie animali.

PAROLE CHIAVE: *Austropotamobius italicus* / gambero di fiume / alimentazione / Italia

Diet of white-clawed freshwater crayfish, *Austropotamobius italicus* (Lereboullet, 1802): ecological observation and management implication

To improve the rearing protocol necessary for the recovering of the freshwater crayfish stocks, the trophyc niche of *Austropotamobius italicus* was studied. The main purpose is to obtain news to product an artificial food for the regular development of the activity of the crayfish in captivity. In particular, gastric contents were analysed. Diet components was compared with animal and vegetable resources. Alimentary items was described and frequency of appearance, relative percentage and repletion coefficient was calculated. We report field observation too. Results shows that the vegetable component is the main component of the diet, although the detritus (little calcareous stones) was present in not neglecting quantity in young individuals and animal component (essentially macrobenthos) is very important for female. Next right rearing protocol have to consider the omnivorous diet of the Italian freshwater crayfish, considered a carnivorous species in captivity. Moreover, it is possible to consider *A. italicus* like a umbrella species to preserve fauna and riparian vegetation, very important because their function of ecotonale zone with high diversity and biologic passage for many species.

KEY WORDS: *Austropotamobius italicus* / white-clawed freshwater crayfish / diet / Italy

INTRODUZIONE

Austropotamobius italicus è l'unico decapode dulcacquicolo autoctono presente nel Lazio (SCALICI, 2004). Fino alla fine degli anni '70 rappresentava un'importante risorsa alimentare ed economica a livello locale, finché non è andato incontro ad una lenta e costante rarefazione in tutto il suo areale. Le cause di tale fenomeno sono molteplici e fra esse possono sicuramente essere annoverate l'introduzione di specie aliene, le malattie infettive e l'irrazionale sfruttamento dei corsi d'acqua (LAURENT, 1988). Per tale ragione è stata considerata specie da proteggere secondo le principali convenzioni internazionali. Affinché si possa realizzare un recupero delle risorse astacicole nel Lazio è necessario intervenire con attività di gestione che

prevedano il ripopolamento con materiale da semina proveniente da impianti di astacicoltura. Il solo metodo *source-sink* (che potrebbe comunque rappresentare una soluzione integrativa) non è sufficiente per il recupero della situazione attuale in cui si trovano le popolazioni astacicole. La presente ricerca si inserisce in questo contesto. Si propone di migliorare le conoscenza di base sul gambero di fiume italiano e fornire contemporaneamente maggiori informazioni sulla sua nicchia trofica per migliorare il settore della mangimistica, principale prospettiva gestionale da attuare.

MATERIALI E METODI

Area di studio

È stata studiata una popolazione presente nel Torrente Duranna (Provincia di Roma) a 450 m s.l.m., con una lunghezza totale di circa 2,3 km che, per il decorso subalveo dovuto a fenomeni di carsismo, si riduce a circa 780 m. Il tratto analizzato, circa 120-140 m, presenta una profondità compresa fra 40 e 180 cm ed una larghezza media di 170 cm. Sul fondo si alternano clasti a diversa granulometria a substrati limosi, sopra i quali si deposita una lettiera molto abbondante; la vegetazione ripariale ed acquatica presenta elementi tipici degli ambienti lotici (Tab. I) e la comunità di macroinvertebrati è ben strutturata e dimostra una buona qualità dell'acqua che rientra nella classe I dell'I.B.E., tipica di ambienti non alterati in maniera sensibile (Tab. II).

Tab. I. Vegetazione ripariale del Torrente Duranna.

Chlorophyta	*Cladophora* sp.
Fissidentaceae	*Fissidens crassipes*
Bartramiaceae	*Philonoitis calcarea*
Fontinalaceae	*Fontinalis antipyretica*
Equisetaceae	*Equisetum fluviatile*
	Equisetum tuja
Salicaceae	*Salix coerulea*
	Salix alba
	Populus alba
	Populus nigra
Corylaceae	*Corylus avellana*
Rosaceae	*Rubus ulmifolius*
Schrophulariaceae	*Veronica beccabunga*
	Veronica aquatica
Asteraceae	*Petasites hybrida*
Poaceae	*Phragmites australis*
Cyperaceae	*Carex pendula*
Thyfaceae	*Thyfa latifolia*
Juncaceae	*Juncus* sp.
	Holoshoenus romanus

Raccolta ed analisi dei dati

Da marzo 2002 a febbraio 2003 sono stati prelevati esemplari di gambero ai quali, in seguito al riconoscimento del sesso, è stata misurata la lunghezza del carapace (dall'incavo oculare alla fine del torace) per ottenere una stima delle classi di taglia secondo il metodo di BHATTACHARYA (1967). Dopo essere stati sacrificati per anestesia in eccesso, è stato prelevato lo stomaco e sottoposto ad osservazioni microscopiche del contenuto gastrico. L'analisi dello spettro alimentare comprende una descrizione qualitativa dei componenti alimentari ed una quantitativa, secondo:
a) l'indice di vacuità:

$$St_V / St_{tot}$$

dove St_V è il numero di stomaci vuoti e St_{tot} il numero di stomaci totale;

Tab. II. Comunità di macroinvertebrati presenti nel Torrente Duranna. A destra, con le frecce, vengono indicati gli organismi ritrovati all'interno della cavità gastrica dei gamberi.

Plecotteri	Nemouridae	*Protonemura*	18	
	Perlodidae	*Isoperla*	16	
Efemerotteri	Baetidae	*Baetis*	94	←
		Procloeon	12	
	Ephemeridae	*Ephemera*	38	
	Heptagenidae	*Ecdyonurus*	64	←
	Leptophlebiidae	*Paraleptophlebia*	24	
Tricotteri	Lepidostomatidae	---	46	←
	Philopotamidae	---	38	
Anfipodi	Gammaridae	---	638	←
Ditteri	Athericidae	---	24	←
	Chironomidae	---	118	←
	Limoniidae	---	18	
	Psychodidae	---	8	←
	Simuliidae	---	48	
	Stratiomyidae	---	8	←
Anellidi	Haplotaxidae	---	6	←
	Lumbricidae	---	10	
	Tubificidae	---	4	
Coleotteri	Dryopidae	---	4	
	Elminthidae	---	34	←
	Gyrinidae	---	4	
Emitteri	Hydrometridae	---	4	
	Notonectidae	---	10	
Molluschi	Lymneidae	---	24	←
Odonati	Calopterygidae	*Calopteryx*	24	
	Corduliidae	---	18	
Acari	---	---	48	
Ostracodi	---	---	32	←
Nematomorfi	---	---	4	←

b) la frequenza di comparsa:

$$St_C / St_R$$

dove St_C è il numero di stomaci con una determinata componente e St_R il numero di stomaci ripieni;
c) l'importanza relativa: intesa come abbondanza stimata secondo una scala empirica;
d) il coefficiente di ripienezza:

$$(P_{cs} / P_t) \times 1000$$

dove P_{cs} è il peso fresco del contenuto stomacale e P_t il peso totale del gambero. Vengono inoltre fornite informazioni acquisite durante le missioni in campo. Le componenti alimentari ritrovate all'interno della cavità gastrica sono state confrontate con le risorse animali e vegetali disponibili.

Tab. III. Classi di taglia (in mm) ottenute con il metodo di Bhattacharya. Ogni classe corrisponde al superamento di una stagione primavera-estate.

	femmine	**maschi**
1°	CL<10,5	CL<13
2°	10,6<CL<21,9	13,1<CL<23,5
3°	22<CL<28,5	23,6<CL<30,2
4°	28,6<CL<32	30,3<CL<34,2
5°	CL>32,1	CL>34,3

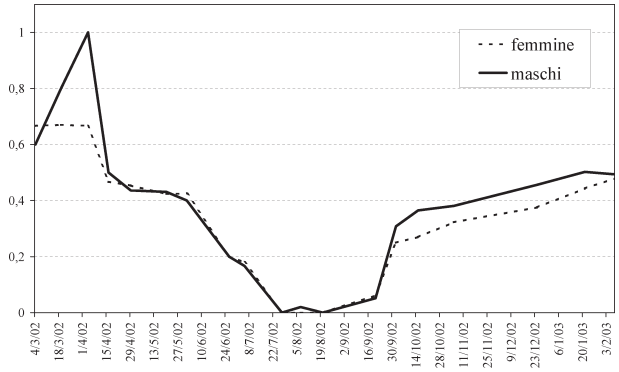


Fig. 1. Andamento dei valori dell'indice di vacuità.

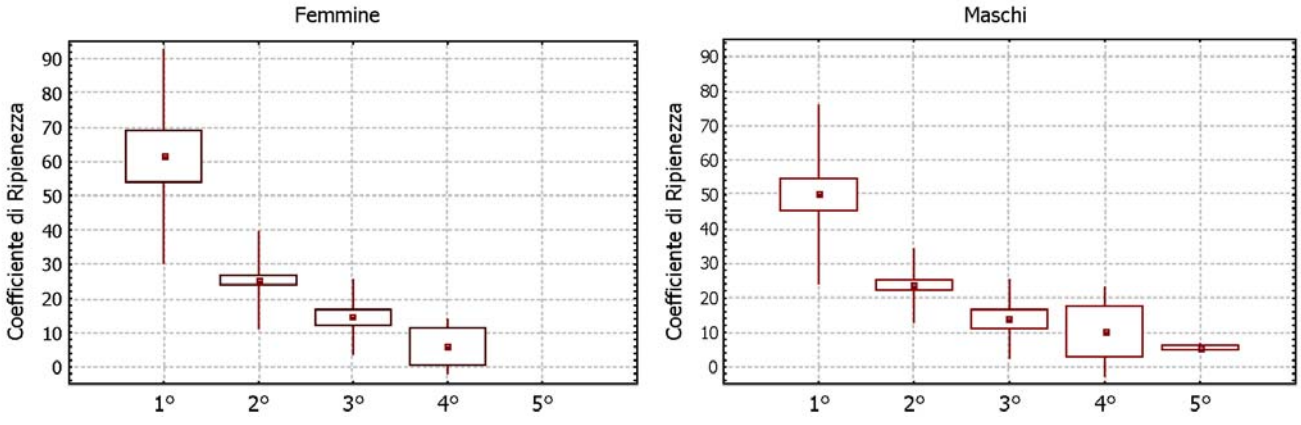


Fig. 2. Valori del coefficiente di ripienezza, nelle 5 classi di taglia.

Risultati

È stato prelevato un campione di 258 esemplari (56,5% di femmine e 43,5% di maschi). Dall'analisi dei diagrammi lunghezza-frequenza sono state ottenute 5 classi di taglia, l'ultima delle quali assente nelle femmine (Tab. III).

Le componenti dei contenuti stomacali sono state suddivise in quattro categorie: componente animale (costituita essenzialmente da organismi macrobentonti – Tab. II), vegetale (composta da resti di *Cladofora*, *Fontinalis* e *Fissidens* e soprattutto da resti non identificabili finemente macinati), detrito organico (costituito dal substrato limoso del fondo del corso d'acqua) e detrito inorganico (formato da piccoli clasti di natura calcarea). Per quanto riguarda la componente animale è necessario segnalare la presenza di resti di esoscheletro di gambero e di esemplari in fase di postmuta. Inoltre è stata direttamente osservata in campo predazione su gamberi più giovani, su nematomorfi e su larve di tricotteri e necrofagia su esemplari di rospo comune ritrovati morti in acqua. Circa un quinto degli stomaci, sia per i maschi che per le femmine, non ha mostrato alcun contenuto (in figura 1 è riportato l'andamento dei valori dell'indice di vacuità per ogni campionamento).

Di questi stessi stomaci, il 65,5% delle femmine e il 62,5% dei maschi non presentava alcun contenuto non perché effettivamente vuoto ma per la presenza di gastroliti di grosse dimensioni. Fra gli stomaci ripieni, il peso fresco del contenuto fornisce un contributo maggiore al peso dell'esemplare, sia nei maschi che nelle femmine, nelle giovani classi di età (Fig. 2).

La frequenza di comparsa mostra come le diverse componenti alimentari si distribuiscono nelle diverse classi di taglia (Fig. 3).

Le prime due classi delle femmine presentano lo

stesso profilo delle prime due classi dei maschi. Dalla terza classe in poi, in entrambi i sessi, la componente vegetale mantiene valori elevati in tutte le classi di taglia, mentre le componenti di detrito organico ed inorganico diminuiscono con l'età. Relativamente alla componente animale, esiste una differenza fra maschi e femmine. In queste ultime la componente animale rimane ben presente in tutte la classi di età, al contrario del sesso maschile nel quale, come le componenti detritiche, diminuisce nel tempo. Osservando gli indici relativi (Fig. 4 e 5) si può notare che nelle femmine i valori rispecchiano l'andamento delle frequenze di comparsa, per cui le componenti vegetale ed animale risultano ben presenti in tutte le classi di taglia, mentre le restanti componenti diminuiscono fino a scomparire già dalla terza classe. Nei maschi invece esiste un'apparente discordanza fra frequenze di comparsa e importanza relativa per quanto riguarda la sola componente animale: quest'ultima compare meno frequentemente ma presenta un maggior contributo ponderale.

DISCUSSIONE

La strategia alimentare di questa specie (definita come onnivoro-opportunista prevalentemente vegetariana: SCALICI *et al.*, 2004) prevede lo sfruttamento di risorse facilmente raggiungibili. Tale modalità di foraggiamento e l'utilizzo di risorse che non siano solamente di natura animale (come descritto da ZEKHNINI e CHAI-

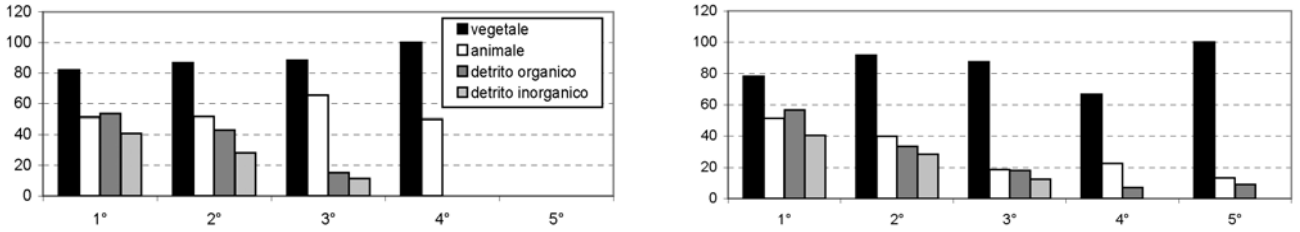


Fig. 3. Valori della frequenza di comparsa per le femmine (a sinistra) e maschi (a destra).

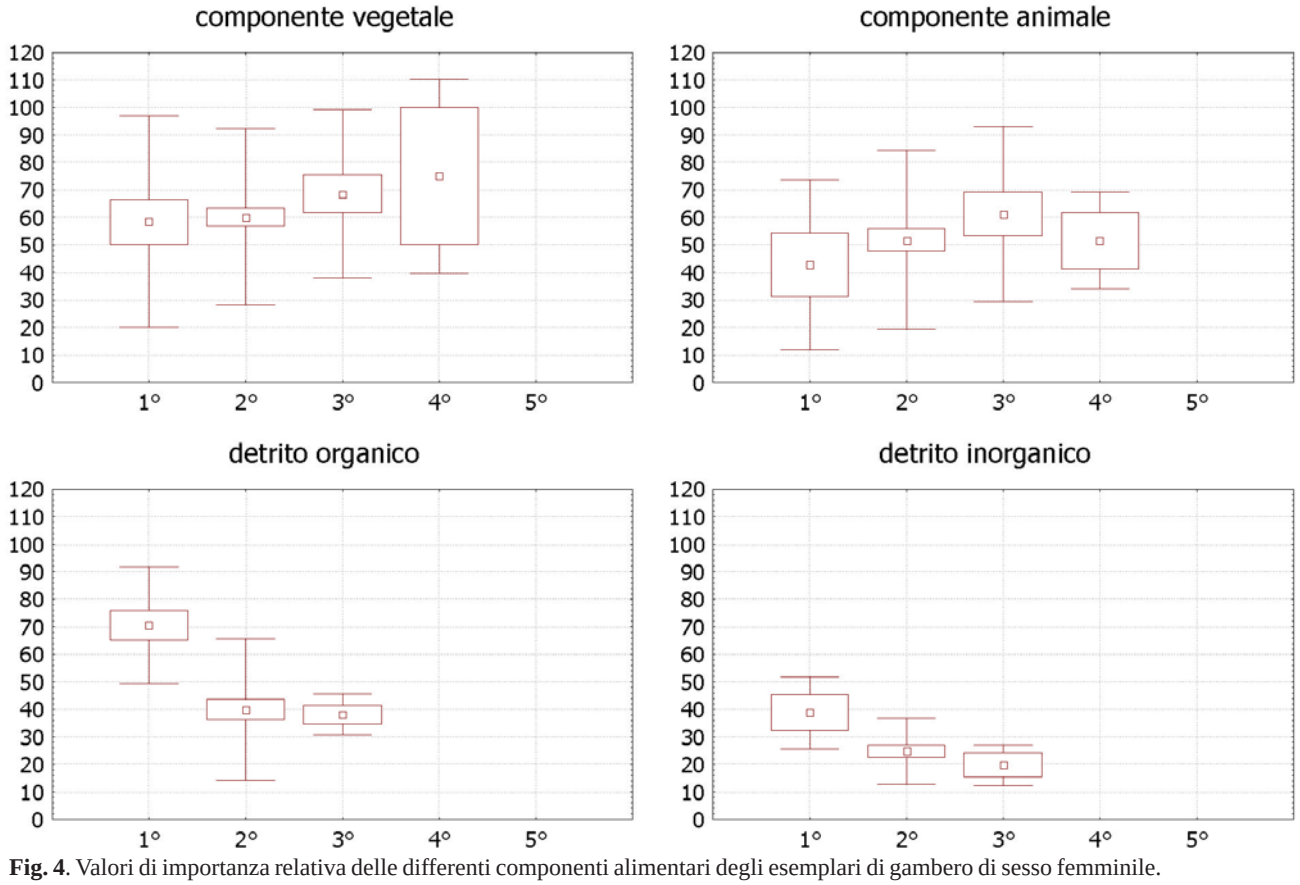


Fig. 4. Valori di importanza relativa delle differenti componenti alimentari degli esemplari di gambero di sesso femminile.

SERMARTIN, 1991) permette una migliore distribuzione anche delle energie utilizzate per la loro ricerca alimentare (GHERARDI *et al.*, 2001). Tali energie potrebbero essere distribuite diversamente fra le varie classi di età considerando i valori del coefficiente di ripienezza, alti nei giovani e sempre più bassi negli esemplari più grandi. Probabilmente per lo stadio di sviluppo in cui si trovano, le giovani classi di età necessitano di una maggiore quantità di cibo per soddisfare il fabbisogno energetico, mentre aumentando l'età viene dedicato più tempo ad altre funzioni, come la ricerca di un rifugio, la gametogenesi, l'accoppiamento e nuovi aspetti legati alla sfera riproduttiva e comportamentale di questa specie.

In questo studio emerge inoltre che la componente principale della dieta è quella vegetale, sebbene la componente detritica sia presente in quantità non trascurabili nelle giovani classi di età e la componente animale rappresenti una fonte energetica importante per gli esemplari di sesso femminile, probabilmente per far fronte alla maggiore richiesta energetica dell'oogenesi, metabolicamente più dispendiosa della spermatogenesi.

La diminuzione del detrito nel tempo è probabilmente da mettere in relazione all'accrescimento, durante le prime fasi del quale servono risorse facilmente accessibili, come la sostanza organica, che costituisce il fondo limoso del torrente, e grandi quantità di sali di calcio, che permettano l'acquisizione di una maggiore consistenza dell'esoscheletro dopo la muta (fenomeno sempre meno evidente con l'avanzare dell'età).

Per quanto riguarda la componente animale, considerando i valori di importanza relativa, sembra assumere comunque una rilevanza non indifferente anche negli esemplari adulti (oltre che nei giovani). È difatti all'interno degli stomaci dei gamberi di maggiori dimensioni, in prossimità del periodo riproduttivo, che sono stati rinvenuti individui interi di larve di ditteri atericidi e di anellidi aplotaxidi, che forniscono un maggior contributo ponderale.

La componente vegetale rappresenta tuttavia il costituente più importante nella dieta del gambero di fiume. Diventa quindi di fondamentale importanza adottare sistemi di salvaguardia per la vegetazione ripariale ed evitare interventi che possano danneggiare momentaneamente o in modo permanente gli ambienti che essa stessa costituisce.

In questo contesto, lo studio si propone come utile

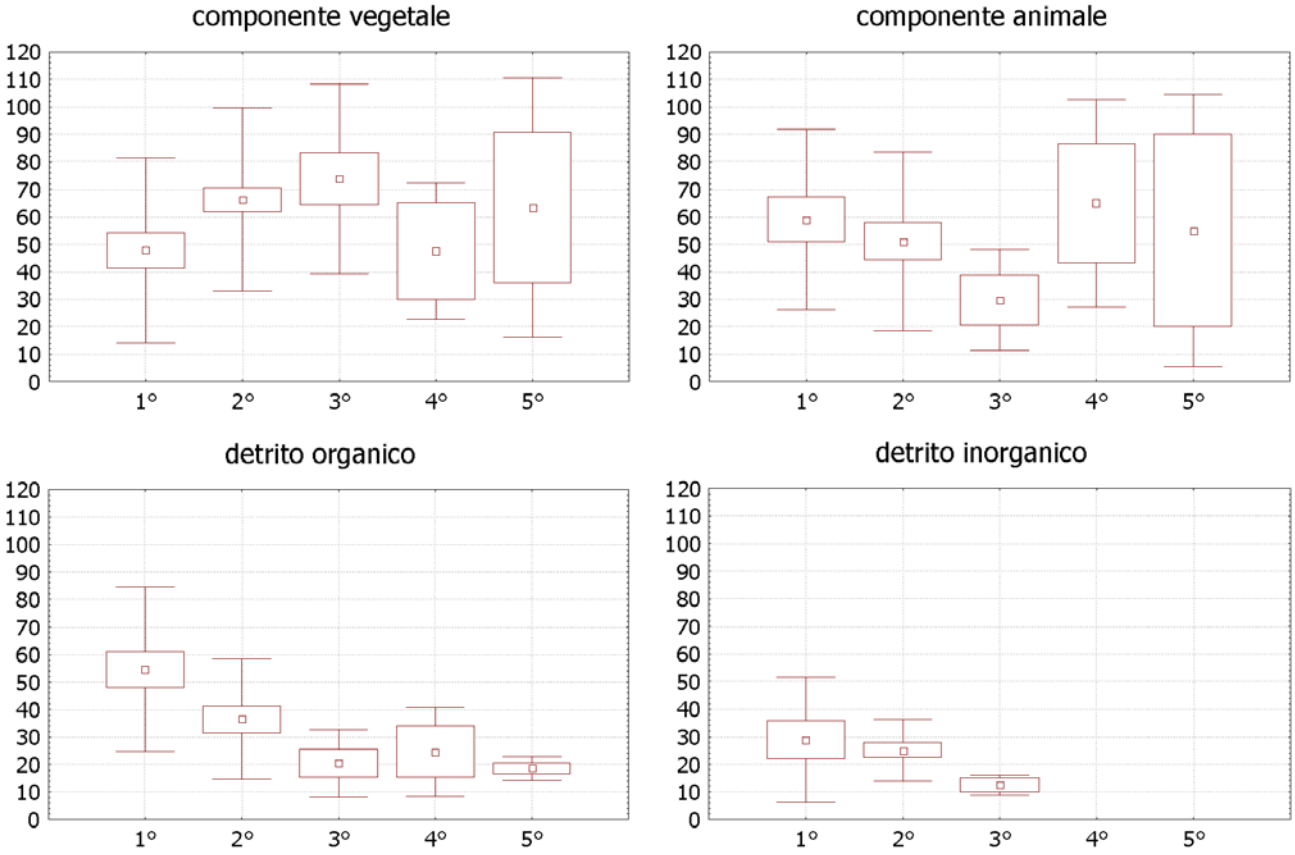


Fig. 5. Valori di importanza relativa delle differenti componenti alimentari degli esemplari di gambero di sesso maschile.

base per attività di conservazione *ex situ*, non solo per il gambero di fiume ma anche per tutti gli ambienti che esso colonizza. Utilizzando *A. italicus* come specie ombrello, è possibile tutelare le specie animali e vegetali con le quali interagisce o con le quali condivide un'area geografica.

Preservare in particolare la macrobentofauna e la vegetazione ripariale presenta dei risvolti gestionali tutt'altro che privi di significato, essendo i macroinvertebrati alla base degli ecosistemi acquatici e la vegetazione ripariale una comunità di piante di grande importanza non solo per gli ecosistemi suddetti ma altresì per quelli terrestri, rappresentando una zona ecotonale ad alta diversità e un corridoio biologico per molte specie animali. Maggiori conoscenze sulla nicchia trofica del gambero, inoltre, possono sicuramente essere utilizzate per ulteriori scopi applicativi, come quello di migliorare il settore dell'alimentazione in condizioni di cattività. Questo campo necessita di chiarimenti e innovazioni, sebbene siano già stati forniti importanti contributi (MANCINI, 1986; DE LUISE, 1991). È necessario rispettare il fabbisogno giornaliero, tenendo in considerazione come cambiano le diverse componenti, sia in frequenza che in abbondanza, in relazione all'età, fornendo mangimi più specifici per l'ingrasso e la riproduzione.

BIBLIOGRAFIA

BHATTACHARYA C.G., 1967. A simple method of resolution of a distribution into gaussian components. *Biometrics*. **23**: 115-135.

DE LUISE G., 1991. *Diffusione, allevamento e ripopolamento in Friuli del gambero d'acqua dolce*. Reana del Rojale. Chiandetti. 161 pp.

GHERARDI F., ACQUISTAPACE P., SANTINI G., 2001. Foraging by a threatened species - the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*. *Archivfuer Hidrobiologie*. **152** (2): 339-351.

LAURENT P. J., 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observation on their interaction with other species in Europe. In: *Freshwater Crayfish Biology. Management and Exploitation* (Holdich D.M. & Lowery R.S. eds). Croom-Helm, London: 341-364.

MANCINI A., 1986. *Astacicoltura. Allevamento e pesca dei gamberi d'acqua dolce*. Edagricole, Bologna. 180 pp.

SCALICI M., 2004. Distribuzione, ecologia, struttura e dinamica di popolazione, biologia riproduttiva e proposte di gestione e conservazione del gambero di fiume *Austropotamobius italicus* (Decapoda: Astacidae) nei sistemi idrici del Lazio. Tesi di dottorato. 108 pp.

SCALICI M., VIGNOLI L., GIBERTINI G., 2004. Osservazioni sulle abitudini alimentari del gambero di fiume nostrano, *Austropotamobius pallipes italicus* (Faxon). *Biologia Ambientale*. **18** (1): 51-55.

ZEKHNINI A., CHAISERMARTIN C., 1991. Structure demografique et ethologie alimentaire de l'ecrevisse pallipede (*Austropotamobius pallipes*) dans quatre cours d'eau. *Vie Milieu*. **41** (1): 45-53.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 39-44.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Distribuzione e stato delle popolazioni di trota marmorata nelle acque del bacino dell'Alto Adriatico§

Paolo Turin[1*], Marco Zanetti[2], Maria Fabiana Bilò[1]

1 Bioprogramm s.c.r.l., Via tre Garofani 36 – 35124 Padova;

2 Bioprogramm s.c.r.l., Via A. Moro 12/3 – 31043 Fontanelle (TV)

** Referente per la corrispondenza (pturin@bioprogramm.it)*

§ Lavoro realizzato con il contributo economico del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali nell'ambito dell'Attuazione Misura 4 del V° Piano nazionale della Pesca e dell'Acquacoltura.

RIASSUNTO

La trota marmorata *Salmo (trutta) marmoratus* è il più importante salmonide endemico del distretto padano-veneto. Questo lavoro, realizzato grazie al contributo del M.I.P.A.F. –Direzione Generale della Pesca– si è prefisso di tracciare un quadro organico e sufficientemente aggiornato della presenza della trota marmorata nella sua area elettiva di distribuzione, costituita dalle acque italiane e slovene ricadenti nel bacino dell'Alto Adriatico, mediante una analisi critica dei dati disponibili in letteratura.

Nel corso di tre anni di ricerche (2001-2004) sono stati raccolti tutti i principali dati disponibili sulla distribuzione e lo stato di questa specie presso Enti pubblici e privati e si è giunti alla costruzione di un quadro di sintesi che consente di descrivere in modo sufficientemente preciso l'attuale quadro di distribuzione e abbondanza relativa della specie. I dati raccolti confermano il persistere dello stato di forte contrazione della presenza e dell'abbondanza della specie, già segnalato in passato da molti altri autori, aggravato dalla presenza di un diffuso tasso di ibridismo con la trota fario.

PAROLE CHIAVE: trota marmorata / distribuzione / conservazione / Alto Adriatico

Distribution and state of the populations of marble trout in the upper Adriatic sea basin

Marble trout *Salmo (trutta) marmoratus* is the most important native salmonid fish of Padano-Veneto geographical district. The aim of this research, financially supported by Italian Ministry of Agriculture ad Fishery, was to describe the actual distribution of marble trout in all tributaries rivers of the upper Adriatic sea.

The research has been carryed out in three years (2001-2004) by colletecing all exiting data from regional and other local Fishery Departments, private research companies and anglers associations. The results show as the points of presence and the richness of marble trout is strongly reducted in every rivers of its native distribuction area as some other authors suggested in late past. Also the results show the presence of a strong cross-breding ratio with *Salmo (trutta) trutta* in most of marble trout surveyed populations.

KEY WORDS: marble trout / distribution / conservation / Upper Adriatic sea

INTRODUZIONE

La trota marmorata è il più importante salmonide endemico del distretto padano-veneto (SOMMANI, 1960; SOMMANI, 1969; BIANCO, 1987; GANDOLFI *et al.*, 1991; ZERUNIAN, 2003).

La specie è presente inoltre, in modo significativo, nelle acque slovene del bacino dell'Isonzo; è stata segnalata, ma non confermata da studi recenti (POVZ *et al.*, 1996), per pochi altri tributari del bacino Adriatico in Croazia (F. Mirna, Rasa, Krka), Bosnia Erzegovina (F. Neretva), Kosovo (F. Zeta, Moraca, Beli, Drim, Cievna), Albania (F. Boiana, Valbones, Shumbin, Drin e Shales).

I primi a descrivere la specie per varie acque dell'Italia Settentrionale furono DELPINO (1935), GRIDELLI (1935) e POMINI (1937) evidenziandone le particolarità rispetto alla trota fario *Salmo [trutta] trutta (*POVZ *et al.*, 1996).

La trota marmorata è allo stato attuale una specie di rilevante interesse conservazionistico ed è considerata di interesse comunitario ai sensi della Direttiva 92/43

"Habitat" dove viene inserita fra le specie citate in allegato B. È una specie che la Lista Rossa dei pesci d'acqua dolce indigeni (ZERUNIAN, 2002) segnala come in pericolo (criteri IUCN=A).

Il suo habitat preferenziale è rappresentato dal tratto pedemontano e dell'alta pianura dei principali corsi d'acqua e spesso la sua distribuzione si sovrappone a quella di specie quali il temolo (*Thymallus thymallus*) e il barbo canino (*Barbus meridionalis*) (FORNERIS, 1992; ALESSIO e GANDOLFI, 1983).

In questi ambienti era in origine la sola specie di trota presente ma nel corso di quest'ultimo secolo, in virtù di pratiche di ripopolamento, non sempre corrette, è stata posta in forzata simpatria con altri salmonidi come la trota fario che, a differenza della marmorata, viene prodotta in acquacoltura commerciale con tecnologie sostanzialmente semplici e da tempo ampiamente acquisite dai piscicoltori italiani. La trota fario, che nell'area in esame in origine occupava solo la parte superiore dei corsi d'acqua alpini, si è diffusa ampiamente in aree di pertinenza della trota marmorata, con la quale risulta ancora interfeconda.

MATERIALI E METODI

Si è proceduto alla raccolta di tutte le informazioni bibliografiche disponibili sulla presenza, distribuzione e biologia della specie.

Sono stati raccolti, nel corso di tre anni di ricerche (2001-2004), tutti i principali dati disponibili presso Enti pubblici (Uffici Pesca delle diverse Province e/o Regioni), società di ricerca private, associazioni di pescatori sportivi, per giungere alla costruzione di un quadro di sintesi tale da consentire di descrivere in modo sufficientemente preciso l'attuale distribuzione e abbondanza relativa della specie (TURIN *et al*., 2004).

Le regioni italiane interessate significativamente dall'areale dei distribuzione della trota marmorata sono la Valle d'Aosta, il Piemonte, la Lombardia, il Trentino-Alto Adige, il Veneto e il Friuli Venezia Giulia. Inoltre sono stati raccolti dati relativi ai corsi d'acqua della Repubblica di Slovenia.

RISULTATI

I dati di distribuzione riportati in questa sede costituiscono necessariamente una sintesi riferita ai corpi idrici principali e sono da ricondurre, quando non diversamente specificato, al settore fluviale vocazionale per la trota marmorata. Per ogni approfondimento ulteriore sulla distribuzione e la biologia delle popolazioni esaminate si rimanda a TURIN *et al.* (2004).

Regione Valle d'Aosta

La specie è in fase di contrazione: la sua presenza è generalmente scarsa mentre molti sono i soggetti ibridi. Nessun corso d'acqua ha una buona presenza di individui. Colonizzazioni modeste sono state riscontate nei fiumi Dora Baltea di Saint Piorre e nei tratti terminali del Buthier, del Marmore, dell'Evancon, del Lys, del Clavalite e dell'Ayasse (AA.VV., 1993).

Regione Piemonte

La specie è in fase di contrazione; le popolazioni risultano spesso poco consistenti numericamente, mentre elevata è la percentuale di soggetti ibridi.

I corsi d'acqua con una buona presenza di popolazioni sono soprattutto il Pellice, seguito dal Cantogno, lo Stura di Ala e di Lanzo, il Sesia, lo Stura di Demonte e il Gesso della Valletta. I principali corsi d'acqua con popolazioni di minore consistenza sono: il Grana di Barge, il Chisone, il Germanasca, il Maira, il Grana-Mellea, l'Orco, il Chiusella, il Mastallone, il Tanaro, il Pesio, il Corsaglia, il Vermenagna, il Toce, il Bogna, il Diveria, il Melezzo occidentale, l'Anza e il Po. I corsi d'acqua con una presenza sporadica di popolazioni sono il Ceronda, il Gilba, il Sangone, la Dora Riparia, il Malone, il Sorba, il Negnone e il Ellero (AA.VV. 1999; ADAMI V., 2000; ALESSIO *et al*., 1990; FORNERIS, 1992; GRAIA, 2000; HYDRODATA, 1999).

Regione Lombardia

La specie è generalmente considerata fase di contrazione numerica; mediamente la sua presenza risulta scarsa con dominanza di soggetti ibridi.

I siti con una presenza di buone popolazioni sono pochi fra i quali si segnala il fiume Oglio a Cava e la roggia Cerro.

I principali corsi d'acqua con una presenza di popolazioni di trota marmorata, generalmente poco abbondanti, sono il Ticino, il Fagiolo, il Marinane, la Rabica, il Fosso Morto, l'Adda, il Pervio, il Tirano, il Callaro, il Caffaro, il Serio, l'Oglio e il Brembo. Altri corsi d'acqua minori con una presenza ridotta di trota marmorata sono il Delizia, Don Antonio, il Riale, il Fontanile Giulio I e II, il Naviglio Grande Vecchio, il C. del Latte, il C. del Nasino, il Chiuro, il I e IV Scaricatore della Muzza, l'Ogliolo di Edolo, il Clegna, il Lanico, il Dezzo, il Mignolo, l'Acqualina, il Val Rossa e l'Enna (AA.VV. 2000; ARLATI *et al*., 2000; GENTILI *et al*., 2002; FUSI, 1998; MERATI, 1996; LOMBARDI, 2002).

Provincia Autonoma di Trento

La specie è in contrazione numerica rispetto al passato con tendenza recente, però, verso un recupero; la sua presenza è comunque in genere contenuta numericamente, mentre ancora elevata risulta la percentuale di ibridismo.

I corsi d'acqua con una presenza di popolazioni veramente ricche di trota marmorata sono pochi; fra

questi in particolare si segnala l'Avisio di Cembra.

I principali corsi d'acqua con una presenza certa della specie sono: l'Adige, l'alto Avisio, il Travignolo, il Ferina, il Noce, il Tresenga, S. Romedio, il Novella, il Pescara, il Brenta, il Maso, il Grigno, il Vanoi, il Noana, il Sarca, l'Arnò, il Duina, il Rimone, il Chiese, il Ferina, il Rabbies, il Leno, il Cismon e il Senaiga. (BETTI, 2001; PONTALTI, 2000; ADB ADIGE, 2001).

Provincia Autonoma di Bolzano

La specie risulta discretamente presente in diversi corsi d'acqua grazie anche ad importanti interventi di ripopolamento posti in essere già da diversi anni; elevata risulta comunque la percentuale di ibridismo.

I corsi d'acqua con la maggiore presenza di buone popolazioni sono l'Adige e l'Isarco.

I corsi d'acqua con una minore presenza di esemplari sono: il Rienza, la Fossa di Brancolo, la Fossa Grande, il Talvera, il Passirio, l'Aurino, il Lago di Monguelfo, il Fleres, il Passero, Val'd'Ega, Laghi, Fossa Valle d'Adige, e il Lago di Muhlbacher.

I corsi d'acqua con una presenza sporadica di popolazioni sono le Fosse di Montechiaro, il Rio Nero, il torrente di Montagna e vari affluenti della Rienza (PROVINCIA DI BOLZANO, *in verbis*).

Regione Veneto

La specie è in una fase di generale contrazione numerica; la sua presenza è limitata spazialmente mentre elevata risulta la percentuale di ibridismo.

In nessun corso d'acqua è stata rilevata presenza di popolazioni ricche in termini numerici.

I principali corsi d'acqua colonizzati dalla specie, in genere con livelli di abbondanza contenuti, sono il tratto medio-alto dell'Adige, il Rio Molini, il tratto medio-alto del Brenta, il Cismon, il Senaiga, l'Astico, il Piave bellunese e trevigiano, l'Ansiei, il basso Boite, il Ciauzia, il Talagona, il Tegnas, il Gresaola, il Maè, il medio-basso del Cordevole, il Rai, Fonte di Fagherazzi, il Mis, il Buda, il Caorame, il Nendra, lo Stien, il Tegorzo, l'Ardo, il tratto medio del Livenza e il tratto superiore del Tagliamento.

Altri corsi d'acqua, con una presenza più modesta di individui, sono il tratto alto del Boite, il Fiorentina, le Vene di Villaghe, il Veses, il Tuora, Fontane di S. Giacomo, Fontane di Fontigo, il Soligo, il basso Negrisia, il Meschio, il Monticano e il Monticanello (TURIN *et al.*, 1995; ZANETTI *et al.*, 1993; ZANETTI *et al.*, 2000; LORO *et al.*, 1994; SALVIATI *et al.*, 1994; SALVIATI *et al.*, 1997; CONFORTINI *et al.*, 2004; MARCONATO *et al.*, 2000).

Regione Friuli Venezia Giulia

La specie è in lento ma progressivo incremento, anche se quantitativamente la sua presenza è in genere contenuta; elevata risulta la percentuale di ibridismo. In questa regione gli sforzi di ripopolamento fatti nel corso dell'ultimo decennio sono comunque stati notevolissimi.

I corsi d'acqua con una presenza di buone popolazioni di marmorata sono pochi, in particolare il Tagliamento, il Natisone, il Degano, il Chiarso. Altri corsi d'acqua con una presenza della specie, anche se con minori densità, sono il l'Isonzo, il Ledra, il But, il Fella, il Torre, il Venzonassa, il Pesarina, il Raccolana, il Resia, l'Aupa, il Dogna, il Cosa, l'Arzino, il Canale Amman, il Livenza e il Meduna. (SPECCHI *et al.*, 2004; PIZZUL, 2003; STOCH *et al.*, 1992).

Repubblica di Slovenia

Dai dati raccolti dall'Istituto di Ricerche sulla Pesca di Ljublijana (Zavod Za Ribistivo) e dalle sei società di pescatori che gestiscono le popolazioni ittiche nella parte slovena dell'Adriatico emerge che la specie, dopo una lunga fase di declino, è ora in fase di progressivo incremento; la sua presenza è comunque generalmente contenuta, mentre frequente è il fenomeno dell'ibridismo con valori, in alcuni corsi d'acqua, superiori al 70% degli individui catturati (PLESKO e BUDIHNA, 2000).

Il corso d'acqua di maggiore importanza, con una elevata presenza di popolazioni di marmorata, risulta l'Isonzo. I principali corsi d'acqua con buona presenza di trota marmorata sono il Koritnica, il Krajcarika, il Vrsnik, il Moznica, il Trebuscica, la Lepena, il Mlinarica, il Limarica, il Zadlascica, il Slatenik, il Zakojsca Grapa, l'Idria e il Baccia (POVZ *et al.*, 1996; BERTOK e BUDIHNA 2000, PLESKO e BUDIHNA 2000, CRIVELLI *et al.*, 2000, ZIDARIC *et al.*, 2003).

CONCLUSIONI

Tutti gli autori riportati concordano generalmente sul fatto che le popolazioni di trota marmorata sono in fase di contrazione numerica e di areale in tutto l'originario bacino di distribuzione.

In figura 1 viene riassunto il quadro di sintesi della distribuzione attuale della specie nel bacino dell'Alto Adriatico, ricostruito sulla base di tutti dati disponibili e raccolti nel corso di questa ricerca.

Tra i fattori generalmente invocati per spiegare il declino delle popolazioni di trota marmorata vi sono le manomissioni ambientali e tra queste, in particolare, i prelievi idrici con conseguente riduzione delle portate, gli inquinamenti, la pressione di pesca eccessiva e, soprattutto, le massicce introduzioni di trote fario nelle aree vocazionali per la marmorata.

A partire dalla seconda metà degli anni '80, a fronte dei primi significativi risultati ottenuti nel risanamento

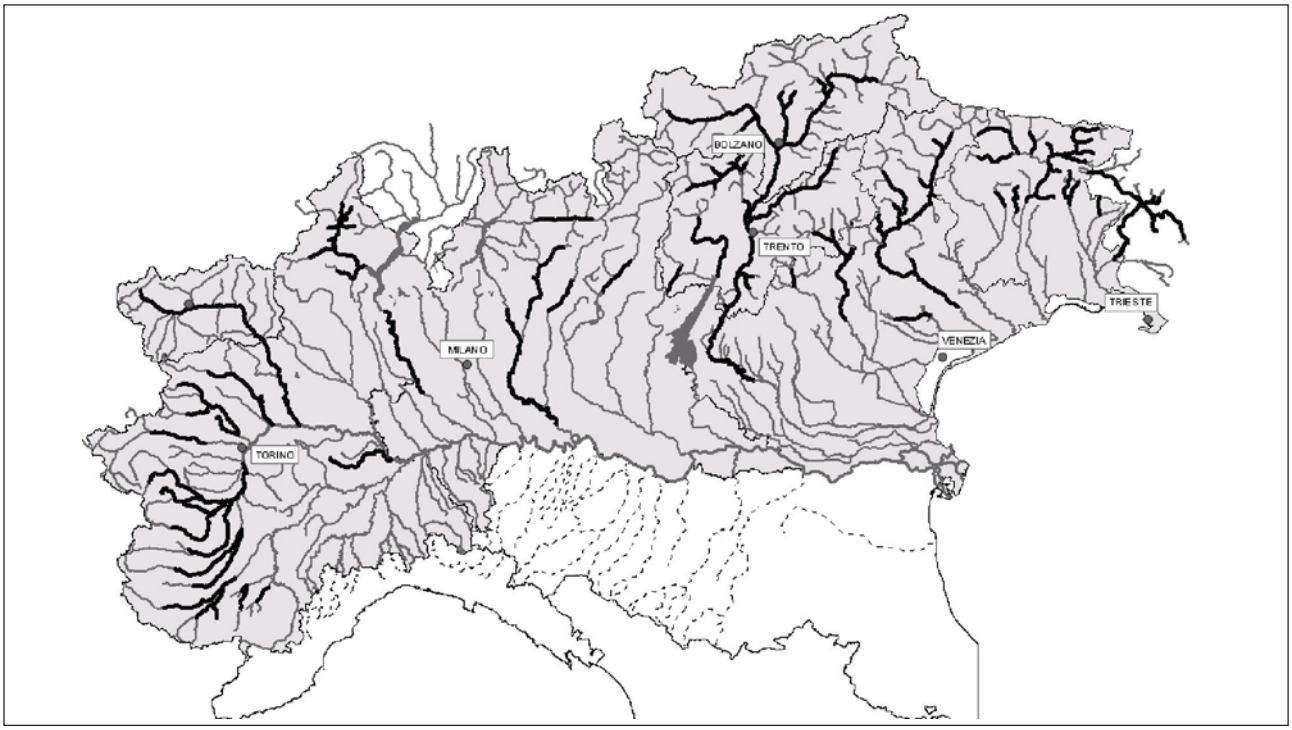


Fig. 1. Mappa di distribuzione della trota marmorata nel Bacino dell'Alto Adriatico, con evidenziati in grassetto i fiumi dove si è accertata la presenza della specie; i corsi d'acqua evidenziati fuori dell'area col fondo grigio ricadono nella Repubblica di Slovenia.

della qualità delle acque ed anche a seguito delle nuove conoscenze derivanti dalla stesura delle prime Carte Ittiche, si è lentamente iniziato un processo di presa di conoscenza dell'esistenza di tale grave problema ittiologico, con l'adozione delle prime misure di salvaguardia delle specie e di incremento delle popolazioni residue.

Se in termini di salvaguardia della qualità delle acque e di tutela dell'ambiente acquatico le azioni da porre in essere sono risultate di attuazione relativamente facile, anche grazie alla promulgazione di leggi specifiche che hanno reso possibile una azione abbastanza incisiva da parte degli Enti locali (L. 183/89, la L. 36/94, la 37/94, D.Lgs. 152/99, ect.), non altrettanto si può dire circa l'efficacia delle azioni tese ad incrementare quantità e qualità delle popolazioni ittiche. Sebbene l'adozione di una nuova regolamentazione della pesca e tutela della fauna ittica da parte degli Enti locali abbia certamente favorito la diminuzione della pressione di pesca sulla specie, il persistere di pratiche di ripopolamento con trota fario nelle acque vocazionali per la marmorata ha accentuato in molti casi il fenomeno dell'ibridismo. Inoltre si deve rilevare come la produzione di materiale di qualità di trota marmorata da ripopolamento sia ancora ampiamente insufficiente a coprire in modo adeguato le esigenze derivanti dai piani di ripopolamento teoricamente previsti da molte delle Carte Ittiche esaminate.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 1993. *Carta ittica - Bacino della Dora Baltea*. Regione Autonoma Valle d'Aosta - Assessorato Caccia e Pesca, Torino. Relazione Tecnica.

AA.VV., 1999. *Monitoraggio della qualità delle acque del Fiume Sesia e studio di due specie ittiche pregiate: il Temolo e la trota marmorata*. Provincia di Vercelli - Relazione Tecnica.

AA.VV., 2000. *Carta delle Vocazioni Ittiche – caratterizzazione ambientale degli ecosistemi acquatici*. Provincia di Milano.

ADAMI V., 2000. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Rapporto di settore n. 6 - ittiofauna, Bacino del torrente Chisola.* Provincia di Torino.

ADAMI V., 2000. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino, Rapporto di settore n. 6 - ittiofauna, Bacino del torrente Malone.* Provincia di Torino.

ADAMI V., 2000. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino, Rapporto di settore n. 6 - ittiofauna, Bacino del torrente Sangone*, Provincia di Torino.

ALESSIO G., GANDOLFI G., 1983. *Censimento e distribuzione attuale delle specie ittiche nel bacino del fiume Po*. Quad. Ist. Ric. Acque n° 67 C.N.R., Roma. VII + 92 pp.

ALESSIO G., BELLARDI S., CAUVIN E., FORNERIS G., GIANNATELLI R., PALMEGIANO G. B., QUAGLINO G., SACCHI P., 1990. Caratterizzazione e biologia riproduttiva di una popolazione di Salmo trutta marmoratus Cuv. del torrente Pellice (provincia di Torino). *Rivista di Idrobiologia*, **29** (I): 35-50. Perugia.

ARLATI G., GRANATA A., MARTURANO S., 2000. *Management policy of Marble trout (Salmo trutta marmoratus Cuv.) in Lombardy: actions and targets.* Quaderni ETP/29/2000.

AUTORITÀ DI BACINO DELL'ADIGE, 2001. *Sora acqua. CD-ROM*. Trento.

BERTOK M., BUDIHNA N., 2000. *Management of Salmonid fish population; with emphasis at Marble trout (Salmo marmoratus Cuvier,1817) in the Slovenian part of the Adriatic basin. 1° Colloquio italo-sloveno sulla trota marmorata*. Quaderni ETP, *Journal of freshwater Biology* **29**: 51-54.

BETTI L., 2001. *Carta Ittica* - Provincia Autonoma di Trento - Settore Faunistico. Relazione Tecnica.

BIANCO P.G., 1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. In "*Biologia e gestione della ittiofauna autoctona*". Atti del 2° convegno nazionale A.I.I.A.D., Torino: 41-65.

CONFORTINI I., TURIN P., SALVIATI S. (Eds.), 2004. "*Carta Ittica della Provincia di Verona*" Relazione tecnica. Provincia di Verona.

CRIVELLI A., BERREBI P., JESENSEK D., RUBIN J-F., 2000. The rehabilitation of the Marble trout, Salmo marmoratus in the upper Soca River basin, Slovenia . 1° Colloquio italo-sloveno sulla trota marmorata. Quaderni ETP, *Journal of freshwater Biology* **29**: 39-44.

DELPINO I., 1935. La diffusione e la distribuzione in Italia della Trutta genivittata (Heckel-Kner, 1858). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **11**: 196-210.

FORNERIS G. (ed.), 1992. *Carta ittica relativa al territorio della regione Piemontese*. Assessorato caccia e pesca, Regione Piemonte Torino.

FUSI E., 1998. *Ittiofauna e gestione della pesca in provincia di Sondrio*, Provincia di Sondrio.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 600 pp

GENTILI G., A. ROMANÒ. B. BARENGHI, Z. BRETONI, R. BOSI, 2002. *Le acque, i pesci e la pesca nella provincia di Bergamo.* Provincia di Bergamo, 133 pp.

GRAIA, 2000. *Carta Ittica della Provincia del Verbano Cusio Ossola*. Provincia del V.C.O. – Settore Tutela faunistica, Agricoltura, Montagna e Parchi. Relazione tecnica.

GRIDELLI E., 1935. *Le trote della Venezia Giulia*. Note Ist. Biol. Marina, Rovigno, 16 pp.

HYDRODATA, 1999, *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino della Dora Riparia.* Provincia di Torino.

HYDRODATA, 1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino del Ceronda*. Provincia di Torino.

HYDRODATA, 1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino del Chisone*. Provincia di Torino.

HYDRODATA, 1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino del Chiusella*. Provincia di Torino.

HYDRODATA, 1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino del torrente Sangone*. Provincia di Torino.

HYDRODATA, 1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino del Pellice.* Provincia di Torino.

HYDRODATA,1999. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino. Sintesi applicativa. Bacino della Stura di Lanzo*. Provincia di Torino.

LOMBARDI C., 2002. *Carta Provinciale delle Vocazioni ittiche*. Provincia di Cremona, Settore Agricoltura, Caccia e Pesca.

LORO R., ZANETTI M., TURIN P. 1994. *Carta Ittica*. Assessorato Caccia Pesca ed Ecologia -Provincia di Treviso 184 pp.

MARCONATO E., MAIO G., SALVIATI S., 2000. *La fauna ittica in Provincia di Venezia.* Provincia di Venezia, 176 pp.

MERATI F., 1994. *Progetto marmorata* 1993-1996 – *Anno I.* Regione Lombardia - Settore Agricoltura e Foreste, Milano.

MERATI F., 1995. *Progetto marmorata* 1993-1996 – *Anno II.* Regione Lombardia - Settore Agricoltura e Foreste, Milano.

MERATI F., 1996. *Progetto marmorata* 1993-1996 – *Anno III.* Regione Lombardia - Settore Agricoltura e Foreste, Milano.

PIZZUL E. (Coord.), 2003. *Distribuzione di Salmo [trutta] marmoratus (Cuvier, 1817) nel Friuli Venezia Giulia*. Università di Trieste – Dip. Di Biologia. Relazione tecnica

PLESKO S., BUDIHNA N., 2000. Repopulation of marble trout (Salmo marmoratus Cuvier , 1817) in the upper Soca river basin (Slovenia). Quaderni ETP, *Journal of freshwater Biology* **29**: 45-50.

POMINI F.P., 1937. Osservazioni sull'ittiofauna delle acque dolci del Veneto e indagini riguardanti la pesca. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **13**: 262-312.

PONTALTI L., 2000. *Trota Marmorata: Situazione Nel Trentino.* Quaderni ETP. Vol. 29/2000.

POVZ M., JESENSEK D., BERREBI P.,CRIVELLI A.J.,1996. *The Marble trout, Salmo trutta marmoratus, Cuvier1817, in the Soca River basin, Slovenia.* Tour du Valat publications, 65 pp.

SALVIATI S., MARCONATO E., MAIO G., MARCONATO A., 1994.

Studio sulla popolazione di trota marmorata (Salmo trutta marmoratus) del F. Brenta in Provincia di Vicenza. Relazione tecnica Amministrazione Provinciale di Vicenza, 48 pp.

SALVIATI S., MARCONATO E., MAIO G., MARCONATO A., 1997. *Carta Ittica della provincia di Vicenza*- Prov. Vicenza, Assessorato alla Pesca, 377 pp.

SOMMANI E., 1969. Variazioni apportate all'ittiofauna italiana dall'attività dell'uomo. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **23**: 149-166.

SOMMANI S. 1960 Il *Salmo marmoratus* Cuv.: sua origine e distribuzione nell'Italia settentrionale. *Boll. Pesca Pisc. ed Idrobiologia*, **15**: 40-47.

SPECCHI M., BATTISTELLA S., AMIRANTE G.A., SIGALOTTI G.M., RIBALDI E., PIZZUL E., 2004. *Il recupero della trota marmorata nel Friuli Venezia Giulia.* ETP, Udine, 58 pp.

STOCH F., PARADISI S., BUDA DANCEVICH M., 1992. *Carta Ittica del Friuli Venezia Giulia*. Volumi I e II. ETP, Udine.

TURIN P., ZANETTI M., LORO R., BILÒ M. F., 1995. *Carta Ittica della provincia di Padova.* Provincia di Padova, 400 pp.

TURIN P., ZANETTI M., BILÒ M.F. 2004. *Miglioramento qualitativo e valorizzazione della produzione di Salmo (trutta) marmoratus negli incubatoi di valle ai fini del ripopolamento delle acque pubbliche*. Relazione tecnica. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali - Direzione Generale della Pesca.

ZANETTI M. , LORO R., TURIN P., 1993. *Carta Ittica di Belluno.* Assessorato Caccia e Pesca -Provinciale di Belluno 269 pp.

ZANETTI M., TURIN P., GRAVA VANIN B., BILÒ M.F., 2000. *Carta Ittica Della Provincia di Belluno.* Provincia di Belluno 285 pp.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, 220 pp.

ZERUNIAN S., 2003. *Piano di azione generale per conservazione dei pesci d'acqua dolce*. Quaderni di Conservazione della Natura, n. 17, I.N.F.S. – Ministero dell'Ambiente, 124 pp.

ZIDARIC B., BUDINHA N., PLESSO S., BERTOK M., ZABRIC D., MIHA I., 2003. L'esperienza slovena di allevamento e ripopolamento per la tutela attiva delle popolazioni di trota marmorata. Atti del convegno "Salmonidi alpini" - Suppl. a *Pescatore Trentino*, n 3/2003: 75-82.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 45-47.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

The impact of the introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on a lake community in Tuscany

Patrizia Acquistapace, Andrea Cacchiani, Francesca Gherardi*

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Universitá di Firenze, Via Romana 17, 50125 Firenze

* *Corresponding author (fax 055 222565; gherardi@dbag.unifi.it)*

Abstract
We conducted a field experiment in a shallow oligotrophic lake in Tuscany to investigate the impact exercised by the non-indigenous crayfish, *Procambarus clarkii*, on mosquitofish fry (*Gambusia affinis*), snails (*Physa* sp.), and three aquatic macrophytes (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., and *Utricularia australis*). The study showed that low and high densities of crayfish did not affect the survival of mosquitofish fry and *U. australis* but exerted a strong negative effect on gastropods and on *N. peltata* and *Potamogeton* sp. Therefore, the introduction of this crayfish species could represent a serious danger for the structure and the composition of the littoral zone communities of lentic aquatic habitats.

KEY WORDS: introduced crayfish / impact / lakes

Impatto del gambero esotico, *Procambarus clarkii*, su una comunità lacustre in Toscana
Un esperimento condotto in un piccolo lago oligotrofico in Toscana ha evidenziato l'impatto che la specie di gambero non-indigeno *Procambarus clarkii* esercita su avannotti di *Gambusia affinis*, molluschi (*Physa* sp.) e tre macrofite acquatiche (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp. e *Utricularia australis*). Lo studio ha mostrato che gamberi a bassa e alta densità non hanno effetti sulla sopravvivenza degli avannotti di *Gambusia* e su *U. australis* ma esercitano un forte impatto negativo su gasteropodi, *N. peltata* e *Potamogeton* sp. Di conseguenza, l'introduzione di questa specie costituisce un serio pericolo per la struttura e la composizione delle comunità litorali degli habitat di acqua lentica.

PAROLE CHIAVE: gamberi introdotti / impatto / laghi

INTRODUCTION

Crayfish constitute a large biomass in the littoral zones of several lakes, ponds and streams (e.g. ABRAHAMSSON, 1996). They are omnivorous species, omnivory having complex effects on the trophic interactions in aquatic communities (DIEHL, 1993; PRINGLE & HAMAZAKI, 1998). When an exotic crayfish is introduced in a new habitat, it may negatively impact biodiversity, as extensively shown in *Pacifastacus leniusculus* and *Orconectes limosus* (reviewed in NYSTRÖM, 1999). However, the impact of other non-indigenous crayfish, including the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*, is still unexplored. *P. clarkii* has been introduced worldwide for aquaculture purposes (HUNER, 1977). In Italy, it is presently diffused in many habitats and represents a threat for species composition, diversity, and biomass of freshwater communities (GHERARDI *et al*., 1999). The aim of this study was therefore to investigate the impact of *P. clarkii* in different densities on mosquitofish fry, snails, and three aquatic macrophytes in a lake of Tuscany.

MATERIALS AND METHODS

Experimental design

A field experiment was carried out in a shallow oligotrophic lake in Tuscany (Lago della Doccia, Province of Pistoia) during August 2003. Twelve cages

(bottom area: 0.45 m^2) were placed along a 30-m reach exposed to full sunlight from dawn to noon in a randomized block design (3 treatments x 4 blocks). Equal densities (having a similar total fresh biomass) of mosquitofish fry (*Gambusia affinis*), snails (*Physa* sp.), and three aquatic macrophytes (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., and *Utricularia australis*) were introduced into the cages and were let recovering for one week before the experiment started. Adult male crayfish were then added to the cages in densities (crayfish x m^{-2}) of: 0 (Ctrl), 5 (Low), and 10 (High). The experiments lasted three weeks.

Impact Estimate

For both animals and plants, we assessed the final impact by measuring their fresh biomass at the end of the experiment (final biomass x m^{-2}). For *N. peltata* and *Potamogeton* sp., we evaluated the time-related impact by measuring, immediately prior to crayfish introduction and bi-weekly thereafter, shoot development of *N. peltata* (number of leaves x m^{-2}), and the density of *Potamogeton* sp. (number of plants x m^{-2}).

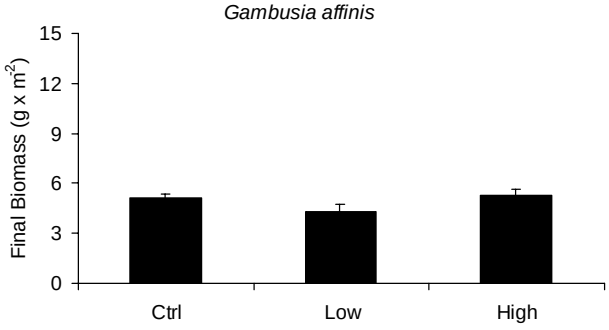


Fig. 1. Final biomass (mean + SE) of *Gambusia affinis* fry after three weeks of treatment with Ctrl, Low, and High. Ctrl, Low, and High indicate a density (number x m^{-2}) of: 0 (Ctrl), 5 (Low), and 10 (High), respectively, of *Procambarus clarkii*.

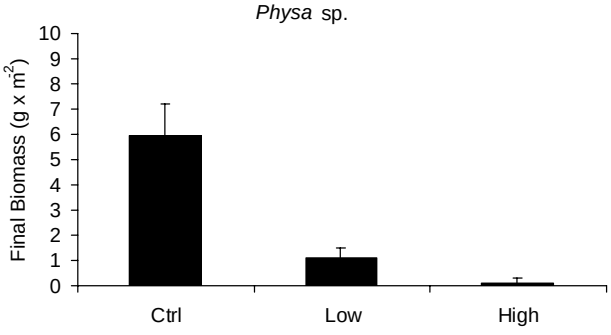


Fig. 2. Final biomass (mean + SE) of *Physa* sp. after three weeks of treatment with Ctrl, Low, and High. See Fig. 1 for the meaning of Ctrl, Low, and High.

Statistical Analyses

A randomized block designed ANOVA (density x block) was used to assess the impact on final biomass. A repeated measures ANOVA (density x day) was used to estimate the time-related impact on *N. peltata* and *Potamogeton* sp. In this case, we reported only F values that gave significant differences.

RESULTS

Gambusia affinis

The survival of mosquitofish fry was not affected by *P. clarkii* (Fig. 1); in fact, their final biomass did not differ among treatments ($F_{2,6}$ = 3.276, P>0.05).

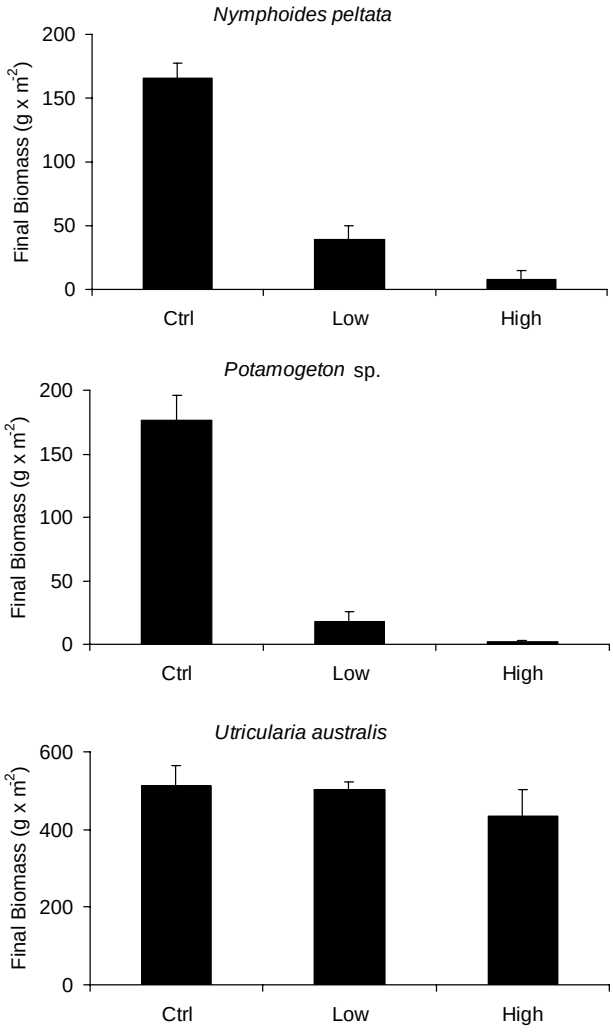


Fig. 3. Final biomass (mean + SE) of: *Nymphoides peltata* *Potamogeton* sp., and *Utricularia australis* after three weeks of treatment with Ctrl, Low, and High. See Fig. 1 for the meaning of Ctrl, Low, and High.

***Physa* sp.**

The final biomass of snails was negatively affected by low and high densities of crayfish ($F_{2,6}$ = 14.974, P<0.01) (Fig. 2).

Macrophytes

Low and high densities of *P. clarkii* significantly reduced the final biomass of *Nymphoides peltata* ($F_{2,6}$ = 39.227, P<0.01), *Potamogeton* sp. ($F_{2,6}$ = 58.204, P<0.01) but not of *Utricularia australis* ($F_{2,6}$ = 0.903, P>0.05) (Fig. 3). The impact on the number of *Nymphoides peltata* leaves (density: F=95.78, df=2&9, P<0.01; time: F=2.47, df=6&54, P<0.05; density x time: F=6.01, df=12&54, P<0.01) and of *Potamogeton* sp. plants (density: F=226.5, df=2&9, P<0.01; time: F=36.40, df=6&54, P<0.01; density x time: F=13.44, df=12&54, P<0.01) was different among the three treatments and changed with time (Fig. 4).

CONCLUSIONS

Our study clearly shows that:

1) low and high densities of crayfish exerted a negative impact on gastropods and on the two macrophytes *N. peltata* and *Potamogeton* sp. However, the impact on plants over time was stronger when higher densities of crayfish were present;
2) crayfish did not affect the survival of mosquitofish fry, probably because they are difficult to catch due to their mobility;
3) crayfish had no effect on *U. australis* although they could easily handle it; this plant may contain some chemicals that make it unpalatable to the crayfish (e.g., BOLSER et al., 1998).

These results indicate that also relatively low densities of *P. clarkii* can greatly affect the abundance of some species of submersed macrophytes and of invertebrates. Therefore, its introduction and its subsequent spread could represent a serious danger for the structure and the composition of the littoral zone of lentic aquatic habitats.

Acknowledgements

This study was made possible by a grant from Provincia di Pistoia within the project "Lungo le Rotte Migratorie" financed to Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio Onlus.

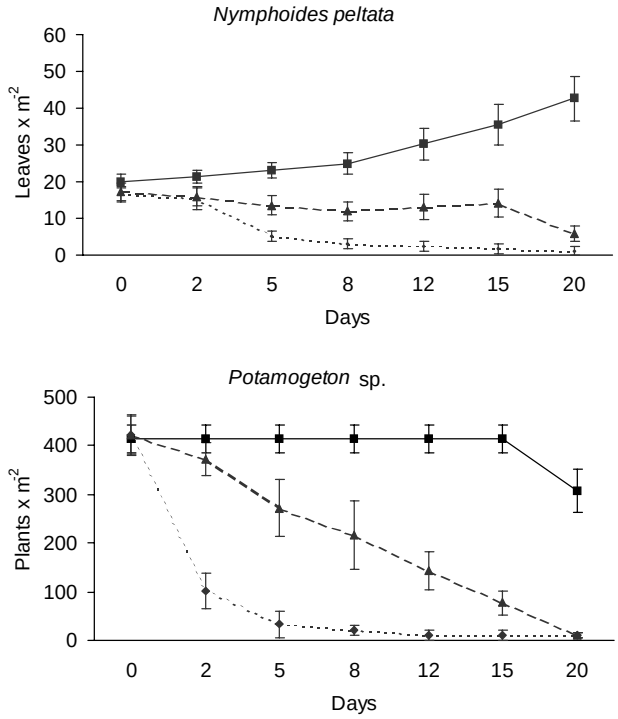


Fig. 4. Changes with time in the number per squared meter of *Nymphoides peltata* leaves and of *Potamogeton* sp. plants (means ± SE), compared among treatments. Ctrl: continuous line; Low: hatched line; High: dotted line. See Fig. 1 for the meaning of Ctrl, Low, and High.

LITERATURE

ABRAHAMSSON S.A.A., 1996. Dynamics of an isolated population of the crayfish, *Astacus astacus* Linné. *Oikos*, **17**: 96-107.

BOLSER, R.C., HAY, M.E., LINDQUIST, N., FENICAL, W., WILSON, D., 1998. Chemical defenses of freshwater macrophytes against crayfish herbivory. *Journal of Chemical Ecology*, **24**: 1639-1658.

DIEHL, S. 1993. Relative consumer sizes and the strengths of direct and indirect interactions in omnivorous feeding relationships. *Oikos*, **68**: 151-157.

GHERARDI F., BALDACCINI G.N., BARBARESI S., ERCOLINI P., DE LUISE G., MAZZONI D., MORI M., 1999. The situation in Italy. In: F. Gherardi, D. M. Holdich (eds), *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?*, A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 107-128.

HUNER J.V., 1977. Introductions of the Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard): an update. *Freshwater Crayfish*, **3**: 193-202.

NYSTRÖM P., 1999. Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities. In: F. Gherardi, D. M. Holdich (eds), *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?*, A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 63-85.

PRINGLE C.M., HAMAZAKI, T., 1998. The role of omnivory in a neotropical stream: separating diurnal and nocturnal effects. *Ecology*, **79**: 269-280.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 49-53.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Evoluzione dei popolamenti ittici delle acque interne della provincia di Verona nell'ultimo decennio

Ivano Confortini[1*], Paolo Turin[2], Stefano Salviati[3]

1 Provincia di Verona, settore faunistico ambientale, Via San Giacomo 25 - 37135 Verona

2 Bioprogramm s.c.r.l. – Via Tre Garofani 36 - 35124 Padova

3 Aquaprogram s.r.l. – Via Borella 53 - 36100 Vicenza

** Referente per la corrispondenza (fax 045.9288431; ivano.confortini@provincia.vr.it)*

Riassunto
Nell'ambito della realizzazione della Carta ittica della Provincia di Verona è stata effettuata una serie di campionamenti con l'utilizzo dell'elettropesca, nei periodi 1990-1991 e 2003-2004; inoltre, per avere un quadro della comunità ittica presente il più completo possibile, si sono raccolte informazioni e segnalazioni da parte di una pluralità di soggetti che operano nell'ambito della pesca professionale e dilettantistica. I dati acquisiti nelle due indagini, messi a confronto tra loro, consentono di evidenziare: (1) un incremento numerico delle specie alloctone, passate da 11 a 17 e, contemporaneamente, un decremento di quelle autoctone, passate da 33 a 30; (2) una contrazione numerica di alcune specie autoctone, tra cui *Anguilla anguilla*, *Esox lucius* e *Tinca tinca*, tra l'altro oggetto di ripopolamento; (3) un decremento in termini di abbondanza di specie alloctone "storiche", come *Ictalurus melas*, *Micropterus salmoides* e *Lepomis gibbosus*; (4) un forte incremento della presenza di specie alloctone di recente introduzione nelle acque italiane, come *Silurus glanis* e *Rhodeus sericeus*; (5) la comparsa significativa, anche in termini quantitativi, di nuove specie alloctone, come *Pseudorasbora parva, Abramis brama, Blicca bjoerkna, Rutilus rutilus, Stizosedion lucioeperca*; (6) la comparsa recentissima (estate 2004) di due nuove specie alloctone: *Ictalurus punctatus* e *Aspius aspius.*

PAROLE CHIAVE: ittiofauna / specie alloctone / specie autoctone / elettropesca / ripopolamento

Freshwater fish population in Verona province (Italy) in the last decade
Realizing Verona Province's Fish management plan, many sampling, using electrofishing methods, have been carried out, in the periods between 1990-1991 and 2003-2004. In order to obtain a fish community picture as satisfying as possible, several information and reports from a variety of persons interested in fish management have been collected. Data acquired from the 2 inquiries, have been compared and have outlined: (1) an increase of the number of allochthonous species, from 11 to 17, and at the same time a decrease of the autochthonous ones, from 33 to 30; (2) a specimens' numeric drop of some autochthonous species such as *Anguilla anguilla*, *Esox lucius* and *Tinca tinca* subject to restocking*; (3)* a decrease of "historic" allochthonous species, such as *Ictalurus melas, Micropterus salmoides, and Lepomis gibbosus*; (4) a big presence increase of some newly introduced in Italian water allochthonous species, such as *Silurus glanis* and *Rhodeus sericeus*; (5) the significative appearance, also from the quantitative point of view, of some new allochthonous species, such as *Pseudorasbora parva, Abramis brama, Blicca bjoerkna, Rutilus rutilus, Stizostedion lucioperca*; (6) the very recent appearance (summer 2004) of two new allochthonous species: *Ictalurus puncatus* and *Aspius aspius*.

KEY WORDS: fish population / allochthonous species / autochthonous species / electrofishing / restocking

INTRODUZIONE

Le conoscenze sulla popolazione ittica, sulla sua struttura e distribuzione, sono molto importanti, oltre che da un punto di vista speculativo, soprattutto come supporto scientifico nella gestione del patrimonio rappresentato dalle acque interne provinciali.

Nell'ambito della stesura della nuova Carta ittica della provincia di Verona (TURIN *et al.*, 2004) è stata eseguita, negli anni 2003 e 2004, una approfondita indagine sui popolamenti ittici attualmente presenti nelle acque correnti provinciali.

I campionamenti hanno interessato 75 corsi d'acqua, appartenenti sia alla zona salmonicola che a quella ciprinicola, distribuiti in 4 diversi bacini idrografici (Adige, Fratta-Gorzone, Canalbianco, Garda-Mincio), per un totale di 106 stazioni, la metà delle quali ripetuta due volte.

Tab. I. Elenco delle specie ittiche autoctone (incluse le specie appartenenti alla famiglia dei Petromizontidi) e alloctone delle acque correnti della provincia di Verona nei due periodi di campionamento 1990-1991 e 2003-2004.

FAMIGLIA	SPECIE ITTICHE	1990-1991		2003-2004	
		autoctone	alloctone	autoctone	alloctone
PETROMIZONTIDAE	**Lampreda di mare** *Petromyzon marinus*	X			
	Lampreda padana *Lampetra zanandreai*	X		X	
ACIPENSERIDAE	**Storione cobice** *Acipenser naccarii*	X		X	
	Storione comune *Acipenser sturio*	X			
SALMONIDAE	**Trota fario** *Salmo (trutta) trutta*	X		X	
	Trota marmorata *Salmo (trutta) marmoratus*	X		X	
	Salmerino di fonte *Salvelinus fontinalis*		X		X
	Temolo *Thymallus thymallus*	X		X	
	Trota iridea *Oncorhynchus mykiss*		X		X
ESOCIDAE	**Luccio** *Esox lucius*	X		X	
CIPRINIDAE	**Triotto** *Rutilus erythrophthalmus*	X		X	
	Pigo *Rutilus pigus*	X		X	
	Cavedano *Leuciscus cephalus*	X		X	
	Vairone *Leuciscus souffia*	X			
	Sanguinerola *Phoxinus phoxinus*	X		X	
	Tinca *Tinca tinca*	X		X	
	Scardola *Scardinius erythrophthalmus*	X		X	
	Savetta *Chondrostoma soetta*	X		X	
	Lasca *Chondrostoma soetta*	X		X	
	Gobione *Gobio gobio*	X		X	
	Alborella *Alburnus alburnus alborella*	X		X	
	Barbo comune *Barbus plebejus*	X		X	
	Barbo canino *Barbus meridionalis*	X		X	
	Carassio dorato *Carassius auratus*		X		X
	Carpa *Cyprinus carpio*		X		X
	Amur *Ctenophraringodon idellus*		X		
	Rodeo amaro *Rhodeus sericeus*		X		X
	Abramide *Abramis brama*				X
	Blicca *Blicca bjoerkna*				X
	Pseudorasbora *Pseudorasbora parva*				X
	Rutilo *Rutilus rutilus*				X
	Aspio *Aspius aspius*				X
COBITIDAE	**Cobite comune** *Cobitis taenia*	X		X	
	Cobite mascherato *Sabanejewia larvata*	X		X	
HOMALOPTERIDAE	**Cobite barbatello** *Orthrias barbatulus*	X		X	
ICTALURIDAE	**Pesce gatto** *Ictalurus melas*		X		X
	Pesce gatto punteggiato *Ictalurus punctatus*				X
SILURIDAE	**Siluro** *Silurus glanis*		X		X
POECILIDAE	**Gambusia** *Gambusia holbrooki*		X		X
GASTEROSTEIDAE	**Spinarello** *Gasterosteus aculeatus*	X		X	
PERCIDAE	**Persico reale** *Perca fluviatilis*	X		X	
	Lucioperca *Stizostedion lucioperca*				X
CENTRARCHIDAE	**Persico sole** *Lepomis gibbosus*		X		X
	Persico trota *Micropterus salmoides*		X		X
COTTIDAE	**Scazzone** *Cottus gobio*	X		X	
GOBIDAE	**Ghiozzo padano** *Padogobius martensii*	X		X	
	Panzarolo *Knipowitschia punctatissima*	X		X	
CLUPEIDAE	**Cheppia** *Alosa fallax*	X		X	
ANGUILLIDAE	**Anguilla** *Anguilla anguilla*	X		X	
MUGILIDAE	**Muggine musino** *Liza ramada*	X		X	
PLEURONETTIDAE	**Passera di mare** *Platichthys flesus*	X		X	
TOTALI		**33**	**11**	**30**	**17**

Tutti i campionamenti sono stati eseguiti tramite elettropesca.

I dati raccolti, posti a confronto con irisultati emersi nella Carta ittica realizzata nel periodo 1990-91 (CONFORTINI, 1991) utilizzando la stessa metodologia di indagine, hanno consentito di evidenziare quale sia stata l'evoluzione dei popolamenti ittici della provincia di Verona nel corso di quest'ultimo decennio.

In entrambi i casi i dati desunti dai prelievi ittici sono stati integrati con quelli raccolti a seguito di segnalazioni da parte di pescatori professionisti e sportivi e/o guardapesca, la cui affidabilità è stata personalmente verificata.

MATERIALI E METODI

La composizione del popolamento ittico dei corsi d'acqua della provincia di Verona è desunta dai campionamenti qualitativi e quantitativi effettuati nel periodo 1990-1991 e nel periodo 2003-2004 nell'ambito delle analisi ittiologiche svolte per la stesura della prima e della seconda Carta ittica.

I campionamenti ittici sono stati realizzati utilizzando elettrostorditore barellabile a corrente continua pulsata (350-900 V; 0,5-0,7 A). L'elettropesca è un metodo che consente la cattura di pesci di diversa specie e taglia; non risulta selettiva e consente una visione d'insieme sulla qualità e quantità della popolazione ittica presente in un determinato tratto di corso d'acqua.

Il passaggio della corrente lungo il corpo del pesce ne stimola la contrazione muscolare differenziata che fa nuotare attivamente il pesce verso il catodo posizio-

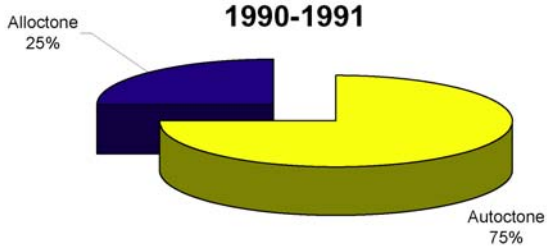


Fig. 1. Numero di specie autoctone e alloctone nel periodo 1990-1991.

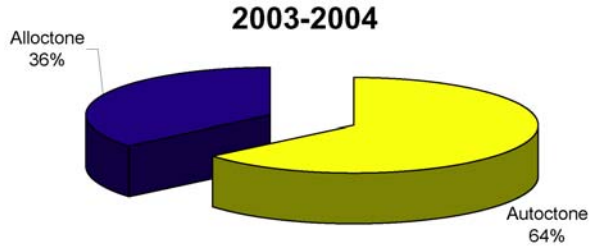


Fig. 2. Numero di specie autoctone e alloctone nel periodo 2003-2004.

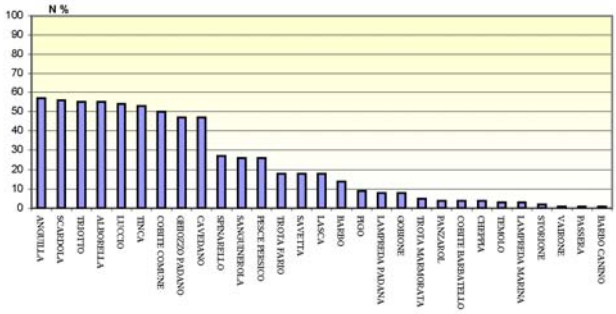


Fig. 3. Percentuali di rinvenimento nei campionamenti delle specie autoctone durante il periodo 1990-1991.

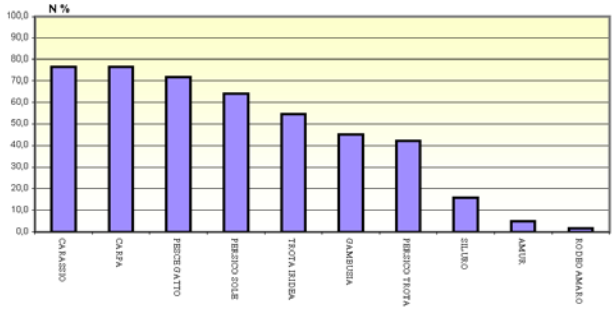


Fig. 4. Percentuali di rinvenimento nei campionamenti delle specie alloctone durante il periodo 1991-1992.

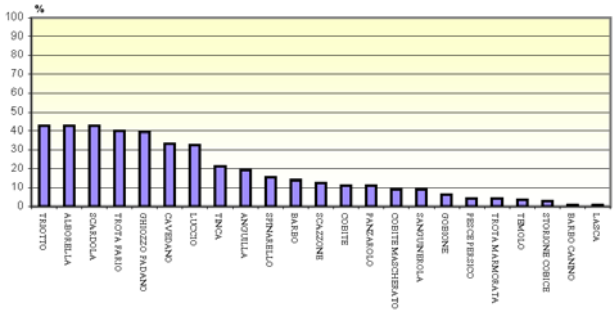


Fig. 5. Percentuali di rinvenimento nei campionamenti delle specie autoctone durante il periodo 2003-2004.

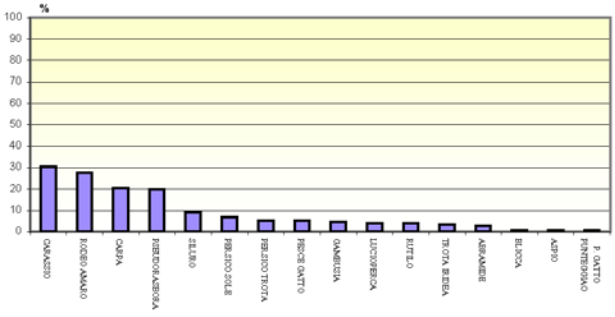


Fig. 6. Percentuali di rinvenimento nei campionamenti delle specie alloctone durante il periodo 2003-2004.

nandosi con la testa verso il polo positivo del campo. Quando la distanza tra il polo positivo ed il pesce è limitata il pesce viene immobilizzato e raccolto mediante l'utilizzo di guadini dagli operatori preposti.

L'efficienza dell'elettropesca è elevata nelle zone dove la profondità del corso d'acqua non è elevata (massimo 2 m) e in cui la conducibilità dell'acqua è superiore a 100 µS e inferiore a 700 µS.

Tutti i tratti sono stati campionati per una lunghezza mai inferiore a 100 m.

Il quadro ittiofaunistico è stato determinato, in entrambi i periodi di indagine, anche utilizzando le numerose segnalazioni della presenza delle diverse specie ittiche effettuate da pescatori professionisti e sportivi e dai guardapesca, successivamente messe a confronto tra loro. In particolare per il periodo 1991-1992 è stato utilizzato anche lo studio di OPPI (1987) effettuato utilizzando la sopraccitata metodologia.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Nella tabella I è riportato l'elenco delle specie ittiche, suddivise in autoctone e alloctone, presenti nel periodo 1990-1991 e 2003-2004 nelle acque correnti della provincia di Verona.

Nelle figure 1 e 2 è indicato il numero di specie autoctone e alloctone, rispettivamente nel periodo 1990-1991 e 2003-2004.

Nelle figure 3, 4, 5 e 6 sono riportate le percentuali di rinvenimenti nei campionamenti delle specie ittiche, suddivise in autoctone e alloctone, nei sopraccitati periodi di riferimento. Nel 1990-1991 i campionamenti ittici furono 70, contro i 145 svolti nel 2003-2004.

Nelle Figure 7, 8, 9 e 10 è rappresentato l'Indice di Abbondanza (Moyle) di ciascuna specie ittica, autoctona e alloctona, nei due periodi di riferimento.

Nelle acque correnti interne della provincia di Verona, nel periodo 2003-2004, è stata segnalata la presenza di 47 specie ittiche, di cui 30 autoctone (63,8%) e 17 alloctone (36,2%), appartenenti a 19 famiglie, qui comprendendo, per semplicità espositiva, anche una famiglia di ciclostomi; nel 1990-1991 le specie ittiche erano state invece 44, di cui 33 autoctone (75,0%) e 11 alloctone (25,0%), appartenenti a 18 famiglie. Tra le specie autoctone sono state incluse le più importanti specie marine che periodicamente risalgono dal mare le foci dei fiumi per motivi trofici come il muggine musino (*Liza ramada*) e la passera di mare (*Platichthys flesus*); di una ulteriore specie anadroma, la lampreda di mare (*Petromyzon marinus*), non si è tenuto conto nel periodo 2003-2004 in quanto sono venute a mancare da lungo tempo, segnalazioni attendibili di presenza o cattura.

Rispetto alla situazione evidenziata agli inizi degli anni '90, si assiste ad una diminuzione delle specie autoctone, associata ad un contemporaneo significativo aumento di quelle alloctone, passate da 11 a 17.

Per quanto riguarda le specie autoctone, si segnala, in particolare, la scomparsa del petromizontide (*Petromyzon marinus*), specie di particolare interesse riportata anche nella direttiva 92/43/CEE tra le "specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione" (allegato II) elencata, peraltro, anche fra le specie protette della Convenzione di Berna (allegato III).

Tra le specie presenti e segnalate nell'indagine effettuata nel 1990-1991 compare anche lo storione comune (*Acipenser sturio*), specie a rischio di estinzione nelle acque interne italiane a causa dell'inquinamento delle acque insieme all'intensa attività di pesca professionale cui è stato oggetto negli ultimi anni ed alla costruzione di dighe che ne impediscono la risalita verso le aree di frega. Anche lo storione comune è riportato nell'allegato II della sopraccitata direttiva ed è, inoltre, l'unica specie d'acqua dolce italiana elencata tra le "specie che richiedono una protezione rigorosa" (allegato IV); è inoltre elencato fra le specie particolarmente protette della Convenzione di Berna (allegato II).

Da segnalare infine la scomparsa del vairone (*Leuciscus souffia*), la cui presenza fino ad una decina di anni fa era comunque limitata e localizzata.

Fra le specie autoctone si assiste ad una notevole contrazione numerica di anguilla (*Anguilla anguilla*), barbo canino (*Barbus meridionalis*), luccio (*Esox lucius*), sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*) e tinca (*Tinca tinca*). Da rilevare, tra l'altro, che l'anguilla, ma soprattutto il luccio e la tinca, sono oggetto di ripopolamento da parte dell'Amministrazione provinciale e delle associazioni di pescatori concessionarie.

Le nuove specie alloctone sono rappresentate dalla pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), rutilo (*Rutilus rutilus*), abramide (*Abramis brama*), blicca (*Blicca bjoerkna*), aspio (*Aspius aspius*), pesce gatto punteggiato (*Ictalurus punctatus*) e lucioperca (*Stizostedion lucioperca*). La presenza nelle acque veronesi di *A. aspius* e *I. punctatus* risulta comunque recentissima (estate 2004) e pertanto non è stato ancora possibile valutarne l'acclimatazione, considerando il numero esiguo di esemplari catturati.

In termini di diffusione ed abbondanza si evidenzia una diminuzione di alloctoni "storici" come il pesce gatto (*Ictalurus melas*), il persico trota (*Micropterus salmoides*), il persico sole (*Lepomis gibbosus*), ma, nel contempo, un forte incremento della presenza di alloctoni di recente introduzione nelle acque italiane, tra cui il siluro (*Silurus glanis*) e il rodeo amaro (*Rhodeus sericeus*) e la comparsa significativa, anche in termini quantitativi, di specie come la pseudorasbora, il rutilo,

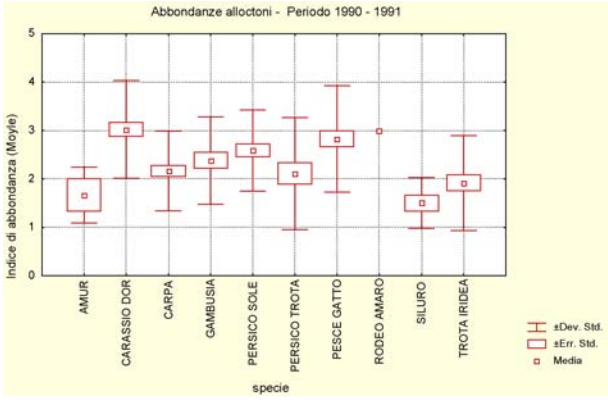


Fig. 7. Media e deviazione standard dell'Indice di Abbondanza delle specie alloctone nel periodo 1990-1991.

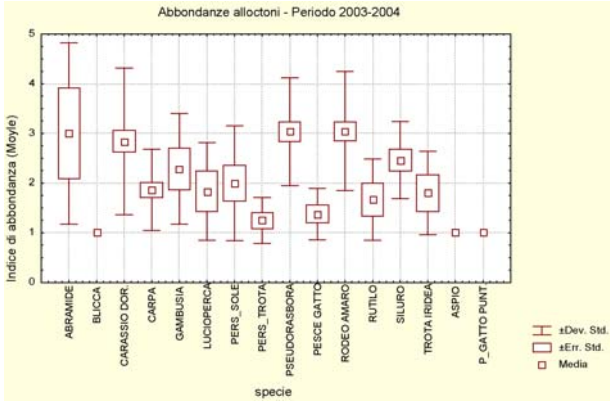


Fig. 8. Media e deviazione standard dell'Indice di Abbondanza delle specie alloctone nel periodo 2003-2004.

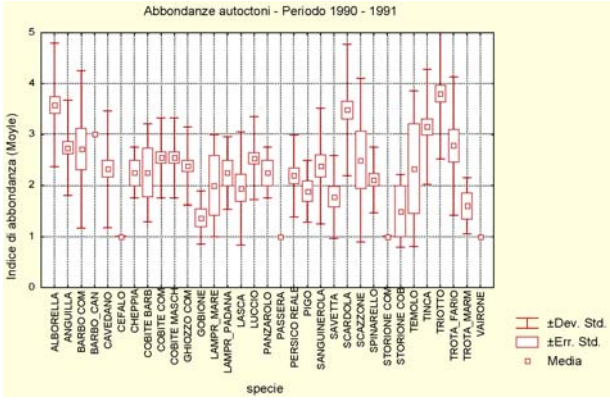


Fig. 9. Media e deviazione standard dell'Indice di Abbondanza delle specie autoctone nel periodo 1990-1991.

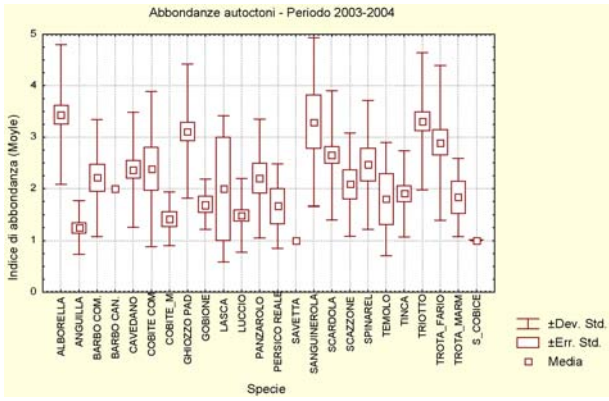


Fig. 10. Media e deviazione standard dell'Indice di Abbondanza delle specie autoctone nel periodo 2003-2004.

l'abramide e il lucioperca, fino a qualche anno fa completamente assenti dalle acque correnti della provincia di Verona. Altre specie, come il carassio dorato (*Carassius auratus*) e la carpa (*Cyprinus carpio*), non hanno subito importanti fluttuazioni della loro densità nei due periodi di riferimento.

BIBLIOGRAFIA

CONFORTINI I., 1991. Ricerca relativa all'ittiofauna dei corsi d'acqua della provincia di Verona. Capitolo 5. In: *Carta Ittica dei corsi d'acqua della provincia di Verona* (AA.VV., 1991). Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Amministrazione Provinciale di Verona - Settore Tutela Faunistico Ambientale; relazione tecnica.

OPPI E., 1987. *L'ittiofauna della provincia di Verona e la sua distribuzione. Relazione tecnico-scientifica*. Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Amministrazione Provinciale di Verona, Assessorato all'Agricoltura Caccia e Pesca: 148 pp.

TURIN P, SALVIATI S., CONFORTINI I., 2004. *Carta Ittica. VI volumi*. Provincia di Verona, Settore Faunistico Ambientale, relazione tecnica: 880 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 55-62.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La gestione del coregone (*Coregonus lavaretus*), gli effetti sulla popolazione di persico reale (*Perca fluviatilis*) e sulla comunità ittica del Lago di Iseo

Enrico Marconato*, Giuseppe Maio, Stefano Salviati, Thomas Busatto

Aquaprogram s.r.l. – 36100 Vicenza, via Borella 53

** Referente per la corrispondenza (fax 0444 301212; e.marconato@aquaprogram.it)*

Riassunto
Nella primavera del 1993 è iniziata una ricerca relativa alla capacità riproduttiva del persico reale (*Perca fluviatilis*) nelle acque del lago di Iseo (BS). Le femmine di questa specie depongono le uova, contenute in lunghi nastri gelatinosi, soprattutto entro i primi 10 m di profondità lungo le sponde del lago. Tramite "Visual census" è possibile effettuare delle stime sulla numerosità delle deposizioni e, indirettamente, sulla abbondanza della specie nel lago.
Le informazioni raccolte nel corso di 11 anni di osservazioni mostrano l'esistenza di una correlazione tra il numero di nastri osservati e le immissioni di larve di coregone (*Coregonus lavaretus*) effettuate a scopo di ripopolamento; questa correlazione è stata confermata anche osservando le variazioni delle abbondanze relative di altre specie ittiche lacustri. In particolare sembra esserci uno stretto rapporto tra l'immissione del coregone e la riduzione delle specie zooplanctofaghe, evidenziando quindi l'esistenza di una forte competizione alimentare tra le specie ittiche presenti.
Negli ultimi anni, grazie ad una modificata politica delle immissioni del numero di avannotti di coregone, si sono parzialmente recuperate le abbondanze delle popolazioni di alcune specie strettamente zooplantofaghe (*Alburnus a. alborella* e *Alosa fallax*) e si sta lentamente incrementando anche il numero di deposizioni del persico reale, a dimostrazione del recupero dell'abbondanza anche di questa specie. Da questo punto di vista il persico reale sembra rappresentare una interessante specie "spia", facilmente studiabile, per verificare lo stato generale della comunità ittica del lago.

PAROLE CHIAVE: Persico reale / Lago di Iseo / Coregone / Gestione

Lavaret (*Coregonus lavaretus*) management, its influence on perch (*Perca fluviatilis*) stock and on the fish community of Iseo Lake
During Spring 1993 started a new research concerning the reproductive capacity of perch (*Perca fluviatilis*) in the Iseo Lake (BS). Females of this species spawn placing the eggs in long jelly-like bends at a maximum depth of 10 meters, near the lakeshore. Through "Visual census" it is possible to count the number of those bends and determine the abundance of this species in the lake.
The information collected during 11 years show the occurrence of a correspondence between the number of eggs bends counted and the immission in the lake of lavaret (*Coregonus lavaretus*) larvae, with the purpose to repopulate. This correspondence has been confirmed also by the analysis of the relative abundance of other species present in the lake. In particular it seems there is a tight correspondence between the immission of lavaret and the reduction of some zooplankton grazer species, underlining the existence of feeding competition among the fish species.
In the last years, due to a different policy of the immissions of the number of lavaret larvae, there has been a partial recovery of the abundance of the populations of some zooplankton grazers, such as *A. alburnus alborella* and *Alosa fallax*. There is a slow increasing of the number of the depositions of perch, as a confirmation also of the recovery of the abundance of this species. According to its biology, perch seems to represent an interesting key species, easy to assess, to verify the status of Iseo Lake's fish community.

KEY WORDS: Perch / Iseo Lake / Lavaret / Management

INTRODUZIONE

La gestione della fauna ittica, connessa alla possibilità di un suo corretto e ottimale sfruttamento, ha raggiunto buoni livelli di conoscenza e applicabilità nei corsi d'acqua corrente; maggiore in quelli di piccole dimensioni, per le contingenti facilitazioni di raccolta dati e controllo dei risultati, minore in quelli di grandi dimensioni, dove è più difficile raccogliere informazioni di buon dettaglio e, ovviamente, verificare i risultati delle operazioni eventualmente effettuate (BAGENAL e BRAUM, 1978; NIELSEN e JOHNSON, 1985).

Queste ultime limitazioni sono evidentemente importanti nei corpi idrici di grosse dimensioni come i

grandi bacini lacustri subalpini; ad esempio è piuttosto difficoltoso in questi ambienti effettuare buone stime sugli stock ittici presenti al fine di programmarne una loro ottimale utilizzazione o, ancora, ottenere informazioni dettagliate sul reclutamento di una particolare specie per valutare se siano necessari eventuali interventi di sostentamento.

In passato, probabilmente, proprio le grandi dimensioni di questi corpi idrici hanno fatto talvolta pensare che nei grandi laghi le comunità ittiche fossero alquanto stabili e che, ad esempio, la pesca non fosse in grado di modificare sostanzialmente gli equilibri popolazionali presenti; da questo punto di vista è sufficiente esaminare ad esempio i dati relativi al pescato annuale nel vicino lago di Garda (OPPI, 1989) per verificare che alcune specie possono subire enormi fluttuazioni di densità anche in periodi brevissimi. Non è semplice stabilire quale sia la causa che determina queste fluttuazioni e, probabilmente, il prelievo operato dalla pesca spesso è solo uno dei fattori in grado di spiegare questi cambiamenti.

Per sostenere la pesca di professione e gli interessi economici ad essa collegati, la provincia di Brescia ha iniziato dal 1986 una attività di immissione di giovanili di coregone lavarello nel lago di Iseo, con quantitativi non programmati ma definiti essenzialmente dalle disponibilità del momento.

In seguito alle ricerche sviluppate a partire dagli anni 1993-94 fino al 2004 su alcuni aspetti della biologia riproduttiva del persico reale nello stesso bacino lacustre e sulla base di una serie di informazioni relative al pescato, sono state evidenziate interessanti correlazioni tra le specie più rappresentative della comunità ittica del lago.

In particolare, il numero di deposizioni di persico reale, indicativo della numerosità dello stock riproduttore presente, ha mostrato andamenti strettamente connessi alle operazioni gestionali che, specialmente negli ultimi anni, hanno interessato il coregone lavarello. Inoltre, anche altre specie rappresentative della comunità ittica lacuale evidenziano correlazioni piuttosto significative, sempre collegate alle immissioni di coregone.

MATERIALI E METODI

Lo studio, iniziato a partire dal 1993, è stato impostato per tenere sotto controllo lo sfruttamento della popolazione di persico reale del lago di Iseo, una delle specie economicamente più importanti tra quelle presenti nel bacino lacustre (MARCONATO *et al*., 2000). È stato così sviluppato un programma pluriennale di osservazioni, attualmente in corso, che, mediante la stima del numero totale di deposizioni osservate, permettesse di acquisire informazioni relative alla dimensione dello stock riproduttivo e quindi della popolazione totale (THORPE, 1977; OPPI, 1983; MARCONATO *et al*., 1994).

Le femmine di questa specie, infatti, depongono le uova, contenute in lunghi nastri gelatinosi, soprattutto entro i primi 10 m di profondità lungo le sponde del lago (TORTONESE, 1975; LE CREN, 1958; LE CREN *et al*., 1977; TREASURER, 1981; GOLDSPINK e GOODWIN, 1979; MARCONATO *et al*., 1994). Tramite "Visual census", effettuato da operatori subacquei esperti, è possibile quindi effettuare stime della numerosità delle deposizioni e, indirettamente, dell'abbondanza della specie nel lago.

Le osservazioni sono state sempre condotte in 18 transetti di controllo omogeneamente distribuiti nel settore del lago che ricade in provincia di Brescia (Fig. 1), in rappresentanza delle varie tipologie ambientali che il bacino presenta.

Per ogni transetto di controllo si provvede a distendere sul fondale una striscia segnaletica lunga 50 m che viene percorsa in due momenti diversi all'interno del periodo riproduttivo del persico reale che, nel lago di Iseo, cade nei mesi di aprile-maggio.

Le condizioni di trasparenza delle acque non sono sempre uguali; quindi in ogni stazione viene misurato, prima dell'inizio di ogni transetto, il campo di visibilità ritenuto efficace per una buona osservazione. Per questo motivo, talvolta, l'area totale osservata può variare tra un anno e l'altro; questo problema è stato comunque superato rapportando sempre il numero di deposizioni contato nell'area effettivamente osservata,

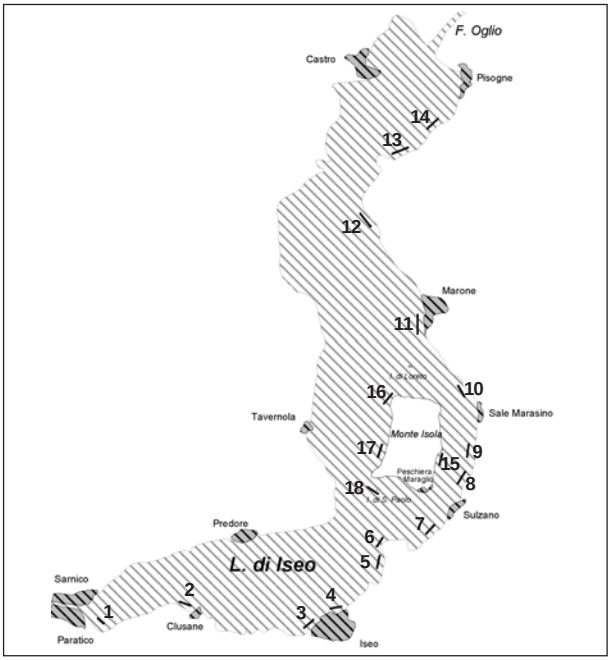


Fig. 1. Ubicazione delle stazioni di controllo nel Lago di Iseo.

all'area totale potenzialmente disponibile per la deposizione presente lungo la sponda bresciana del bacino lacustre.

È importante anticipare che purtroppo non sono mai state effettuate osservazioni lungo la sponda bergamasca del lago; i pescatori affermano che certamente la sponda bresciana è quella maggiormente utilizzata dal persico reale per la deposizione, ma comunque è evidente che le stime del numero totale delle deposizioni qui effettuate non possono essere estrapolate all'intera conca lacustre.

Nella tabella I sono riportate le località in cui sono ubicate le stazioni di controllo, la lunghezza dei transetti e la superficie osservata nel 2004, ottenuta dal prodotto tra la lunghezza della striscia segnaletica ed il campo di osservazione dell'operatore; ad esempio, nel corso del 2004 sono stati posizionati 900 m di transetti per un'area osservata di 2575 m^2, corrispondente a circa il 2,5 % dell'area totale disponibile.

La larghezza disponibile per la deposizione corrisponde allo strato di scarpata compreso tra la profondità minima e massima alle quali sono stati osservati i nastri di uova; la maggior parte di nastri viene solitamente deposta tra i 4 e i 6 metri di profondità, ma in anni con andamenti climatici particolari la fascia di deposizione si allargava anche fino a 10 metri di profondità.

I nastri di uova presenti lungo i transetti, vengono misurati *in situ* e suddivisi in tre categorie dimensionali: piccoli (< 60 cm di lunghezza), medi (tra 60 e 90 cm) e grandi (> 90 cm di lunghezza); per ridurre il rischio di errore collegato alla stima della dimensione del nastro, le osservazioni sono di norma effettuate dagli stessi operatori subacquei.

Tab. I. Localizzazione delle stazioni di controllo e aree osservate.

Numero stazione	Località	Lunghezza transetto (m)	Area osserv. (m^2)
1	Legnaia (Paratico)	50	150
2	Clusane	50	150
3	Porto (Iseo)	50	150
4	Porto (Iseo)	50	150
5	Camping Cave (Pilzone)	50	150
6	Cave (Pilzone)	50	150
7	Molo Ribola (Sulzano)	50	150
8	Saletto (Sale Marasino)	50	125
9	Posata (Sale Marasino)	50	150
10	Fina (Sale Marasino)	50	125
11	Brede (Marone)	50	150
12	Ortino (Vello)	50	150
13	Foppa (Toline)	50	150
14	Pontel (Pisogne)	50	125
15	Rive (Montisola)	50	125
16	Casì Ferrata (Montisola)	50	125
17	Fornas (Montisola)	50	150
18	Isola S. Paolo	50	150
Totale		**900**	**2575**

Nelle stazioni 1 e 2 tra Paratico e Clusane non è possibile misurare la larghezza dell'area disponibile per la deposizione, data la lieve pendenza del fondale in questa parte di lago; in queste stazioni la stima del numero di nastri deposti –essendo suscettibile di un elevato margine di errore– non è stata effettuata; sono state comunque ugualmente condotte osservazioni sulla quantità di deposizione per disporre di dati da confrontare con quelli degli anni precedenti.

I dati relativi all'andamento e alle quantità di pescato nel lago sono stati raccolti ogni anno tramite interviste ad una decina preselezionata di pescatori di professione (corrispondente a ca. il 30% dello sforzo di pesca che opera nel lago di Iseo), durante e al termine della stagione estiva di pesca; le informazioni di tipo qualitativo così raccolte, infine, sono state valutate insieme al locale Corpo di Polizia Provinciale di Brescia, tenendo anche conto delle informazioni pervenute dalle cooperative di pescatori che operano nel lago.

RISULTATI

Deposizioni di persico reale nel lago di Iseo

Nella tabella II è riportato il numero di nastri delle varie dimensioni *osservati* (nella fascia esplorata) e di quelli *stimati* (sull'intera fascia di deposizione disponibile).

La figura 2 mostra che in generale negli anni tra il '93 e il '96 le deposizioni del persico reale erano piuttosto abbondanti nel lago di Iseo, con due evidenti picchi nel '94 e nel '96 che hanno riguardato in diverso modo le tre tipologie dimensionali dei nastri.

Dopo il '96, si è assistito ad un "crollo" del numero di deposizioni, con un minimo osservato nel 1998 in cui il numero totale di nastri stimato rappresentava circa il 10% di quanto stimato negli anni precedenti.

Dal 1999 si osserva infine un lento ma costante aumento del numero di deposizioni totali, anche se con momentanee inversioni di tendenza annualmente registrate per qualche categoria dimensionale.

Rapporti tra la popolazione di coregone lavarello e le altre specie ittiche

La provincia di Brescia, a partire dal 1986, ha iniziato ad immettere nel lago un certo quantitativo di larve di coregone (circa 1-1,5 milioni di larve l'anno); tale quantità si è mantenuta costante fino al 1992, ma è fortemente aumentata negli anni successivi fino a raggiungere i 40 milioni nel 1997 (Fig. 3), per poi decrescere fino agli attuali 5 milioni/anno. La grande quantità di materiale ittico immesso si è tradotta subito in un

effettivo aumento della quantità di coregone pescato ma, come si può osservare nel grafico, non vi è una correlazione tra quantità di larve immesse e quantità di pescato.

Infatti, malgrado dal 1998-99 le immissioni siano state vistosamente ridotte, la quantità di pescato di coregone è andata aumentando.

Non sono disponibili dati quantitativi precisi sul pescato, dal momento che i pescatori di professione sono poco propensi a fornirli; con le informazioni raccolte e grazie ai dati forniti dal servizio di vigilanza provinciale che esegue controlli direttamente nel lago, si stima che il pescato di coregone sia andato aumentando dai 5-10 Kg/giorno/barca degli anni '80 ai 20-30 Kg/giorno/barca attuali, restando ferme le stesse disposizioni normative (numero di pescatori per barca, quantità di reti, tipo di maglia, ecc.). In generale anche lo sforzo di pesca (numero di pescatori totale che si dedica alla pesca del coregone per un determinato periodo annuale) si è mantenuto costante.

In concomitanza con l'aumento dei coregoni si è assistito però ad una diminuzione di alcune altre specie ittiche rappresentative, la maggior parte delle quali oggetto della pesca professionale.

Nella tabella III sono riportati gli andamenti delle presenze delle principali specie ittiche lacustri (alborel-

Tab. II. Numero di nastri osservati e stimati suddivisi per dimensione e nastri totali.

N° totale nastri **Piccoli** osservati e stimati											
Stazioni	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Totale osservato	71	139	25	184	17	7	9	13	38	42	40
Totale stimato	3608	4259	838	7113	742	211	574	450	1771	1671	1729
N° totale nastri **Medi** osservati e stimati											
Stazioni	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Totale osservato	92	194	16	86	40	4	6	9	15	25	61
Totale stimato	4227	5760	541	3195	1452	136	313	370	646	1059	2081
N° totale nastri **Grandi** osservati e stimati											
Stazioni	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Totale osservato	94	132	12	27	27	1	2	8	5	13	36
Totale stimato	4908	3910	375	984	843	30	63	291	207	491	1398
N° Totale nastri osservati e stimati											
Stazioni	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Totale osservato	**257**	**465**	**53**	**297**	**84**	**12**	**17**	**30**	**58**	**80**	**137**
Totale stimato	**12743**	**13929**	**1754**	**11292**	**3037**	**377**	**950**	**1111**	**2624**	**3221**	**5207**

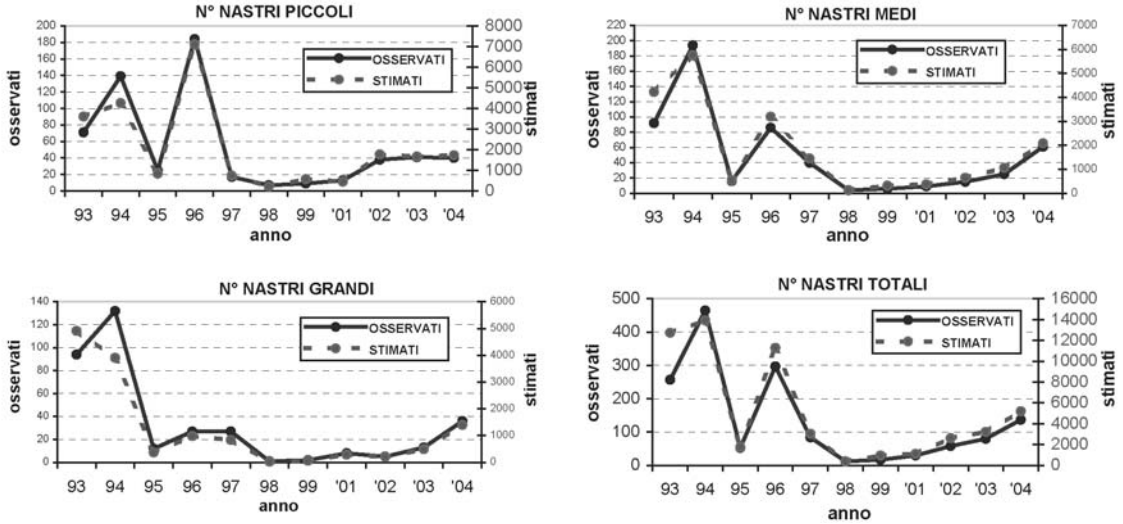


Fig. 2. Numero di nastri piccoli (in alto a sinistra), medi (in alto a destra), grandi (in basso a sinistra) e totali (in basso a destra) osservati e stimati negli anni.

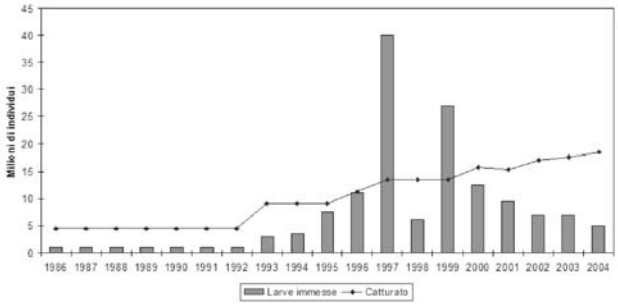


Fig. 3. Immissioni di larve di coregone ed andamento relativo delle catture.

la, agone, persico reale, triotto (*Rutilus erytrophthalmus*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), scardola (*Scardinius erytrophthalmus*), tinca (*Tinca tinca*) e luccio (*Esox lucius*)) negli anni dal 1993 al 2004.

Si nota che alcune specie ittiche hanno evidenziato un calo delle presenze, segnalato da una riduzione delle loro catture nel lago, a partire dagli anni '94-95 e con minimi riferibili agli anni '98-99. Questo fenomeno ha colpito in misura maggiore le specie zooplanctofaghe, come l'agone, l'alborella (GANDOLFI *et al*., 1991; NEGRI, 1995) e anche il triotto, che negli ambienti lacustri presenta uno spettro alimentare prevalentemente planctofago. Andamenti simili sono presentati quindi anche da persico reale e cavedano. Mentre le prime tre specie sono planctofaghe obbligate, le ultime due hanno gli stadi giovanili il cui regime alimentare è essenzialmente zooplanctofago (GANDOLFI *et al*., 1991).

Negli anni successivi, a partire dal 2000, ma soprattutto nel 2001-2, si sono quindi osservati incrementi che in vari casi hanno in pochi anni riportato la densità di alcune specie ai valori del periodo 1993-94.

Diverso è l'andamento di specie come la scardola e la tinca (quest'ultima per motivi culturali locali è certamente tra le specie maggiormente pescate del lago), pesci bentofagi anche negli stadi giovanili e le cui popolazioni, malgrado il citato sforzo di pesca, hanno mantenuto una certa costanza delle abbondanze. Infine il luccio, specie predatrice ittiofaga, che presenta un andamento decisamente diverso da tutti gli altri pesci e che ha fatto registrare un incremento delle catture negli anni 1996-2001, per poi diminuire negli anni seguenti.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le osservazioni effettuate sulle deposizioni del persico reale confermano sempre più la tendenza evidenziata negli ultimi anni; infatti dopo un lungo periodo di calo, anche gli ultimi rilevamenti confermano l'esistenza di un "trend" positivo dell'andamento del numero totale di deposizioni che, iniziato a partire dal 1998, sta subendo ora un notevole impulso.

I dati a disposizione inducono a ritenere probabile che il problema della riduzione del persico reale verificatosi nel decennio appena trascorso sia da imputare alle operazioni gestionali condotte nel bacino di Iseo ed, in particolare, alle immissioni di coregone lavarello.

Come già accennato, nel 1986-87 è iniziato nel lago un programma di semina di coregone lavarello (allo stadio di sacco vitellino non completamente riassorbito), specie zooplanctofaga (GANDOLFI *et al*., 1991; NEGRI e ARLATI, 1994), la cui quantità di immissione dal 1993 ha subito un notevole incremento raggiungendo una punta massima nel 1997.

Dal 2000, avanzato il sospetto che il calo del persico reale fosse collegato ad una eccessiva presenza di coregone, le immissioni di questa specie sono state ridotte.

In concomitanza con gli aumenti di materiale immesso e del tempo necessario per il raggiungimento della lunghezza minima pescabile, le catture di coregone inizialmente sono andate aumentando (Fig. 3), soprattutto tra il '96 e il '98, mentre nella stagione di pesca del '99 le catture si erano abbastanza stabilizzate rispetto al '98. Nel 2000 è stato registrato un leggero incremento rispetto all'anno precedente e nella stagione di pesca 2001 le catture sono quasi raddoppiate rispetto al 2000, probabile diretta conseguenza delle immissioni effettuate nel 1999. Nel 2002, le catture sono risultate solo lievemente in calo rispetto a quanto

Tab. III. Abbondanza relativa delle specie ittiche più rappresentative del Lago d'Iseo.

Specie ittica	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Alborella	++++	+++	+	++	+	+-	+-	+	++	++	+++	++++-
Agone	++++	+++	+++	+++	++	+	+	++	++	++++	++++	+++++
Persico reale	++++	++++	+++	++	+	+-	+-	+	+	+	++	+++-
Triotto	++++	++++	+++	+	-	-	-	-	-	+-	+	++-
Cavedano	++++	++++	+++	+++	++	++	++	+	+	++	+++-	+++-
Scardola	+++	++++	+++	++++	++++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Tinca	+++	+++	++	+++	+++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
Luccio	+	++	+++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++	++	++

Legenda: - assente; + scarsa; ++ presente; +++ frequente; ++++ abbondante

pescato l'anno precedente, ma si sono mantenute ancora a livelli da considerare soddisfacenti, visto che parte dei coregoni pescati ad Iseo sono stati perfino commercializzati nel lago di Garda. Nel 2003 la situazione è stata simile a quella del 2002: la quantità di coregoni pescata è stata sufficiente per soddisfare il mercato locale e, in parte, trasferita in quello di Garda. Nel corso del 2004, infine, la quantità di coregone pescata è risultata in discreto aumento rispetto a quella degli ultimi due anni.

Gli andamenti delle catture osservati nei vari anni, solo in parte sono correlate con la quantità di immissioni effettuate a scopo di ripopolamento. In particolare appare evidente come, in vari anni, le immissioni di coregone abbiano probabilmente di gran lunga ecceduto le reali disponibilità produttive del lago d'Iseo per questa specie, andando così a creare squilibri nell'intera comunità ittica; è necessario in questo caso parlare in termini probabilistici perché, come anticipato, in un bacino lacustre, sono molti i fattori in gioco che possono influenzare le dinamiche demografiche delle specie ittiche presenti: tuttavia, le relazioni che legano i vari aspetti presentati ben giustificano la sopra citata ipotesi.

A conferma di ciò, si confrontino gli andamenti delle presenze delle specie più pescate del lago d'Iseo dal 1993 al 2004, con le immissioni di coregone effettuate nello stesso periodo (Fig. 4).

Gli andamenti più significativi appaiono certamente quelli delle altre specie zooplanctofaghe. Sono particolarmente evidenti i cali di agone, triotto e alborella, iniziati quasi in concomitanza ai primi incrementi di immissioni di coregone e che hanno conosciuto i valori minimi nel periodo subito successivo al massimo di semina del lavarello. Gli incrementi che queste specie hanno presentato negli anni seguenti sembrano quindi la diretta risposta alla riduzione delle immissioni di coregone.

In questo gruppo di specie può essere inserito anche il cavedano, prevalentemente zooplanctofago almeno nel suo stadio giovanile, la cui competizione con il coregone presumibilmente non è così spinta come con le specie precedenti; anche il cavedano sembra aver risentito in parte della competizione con il lavarello e la riduzione delle immissioni di quest'ultimo ha permesso anche il recupero di questo ciprinide.

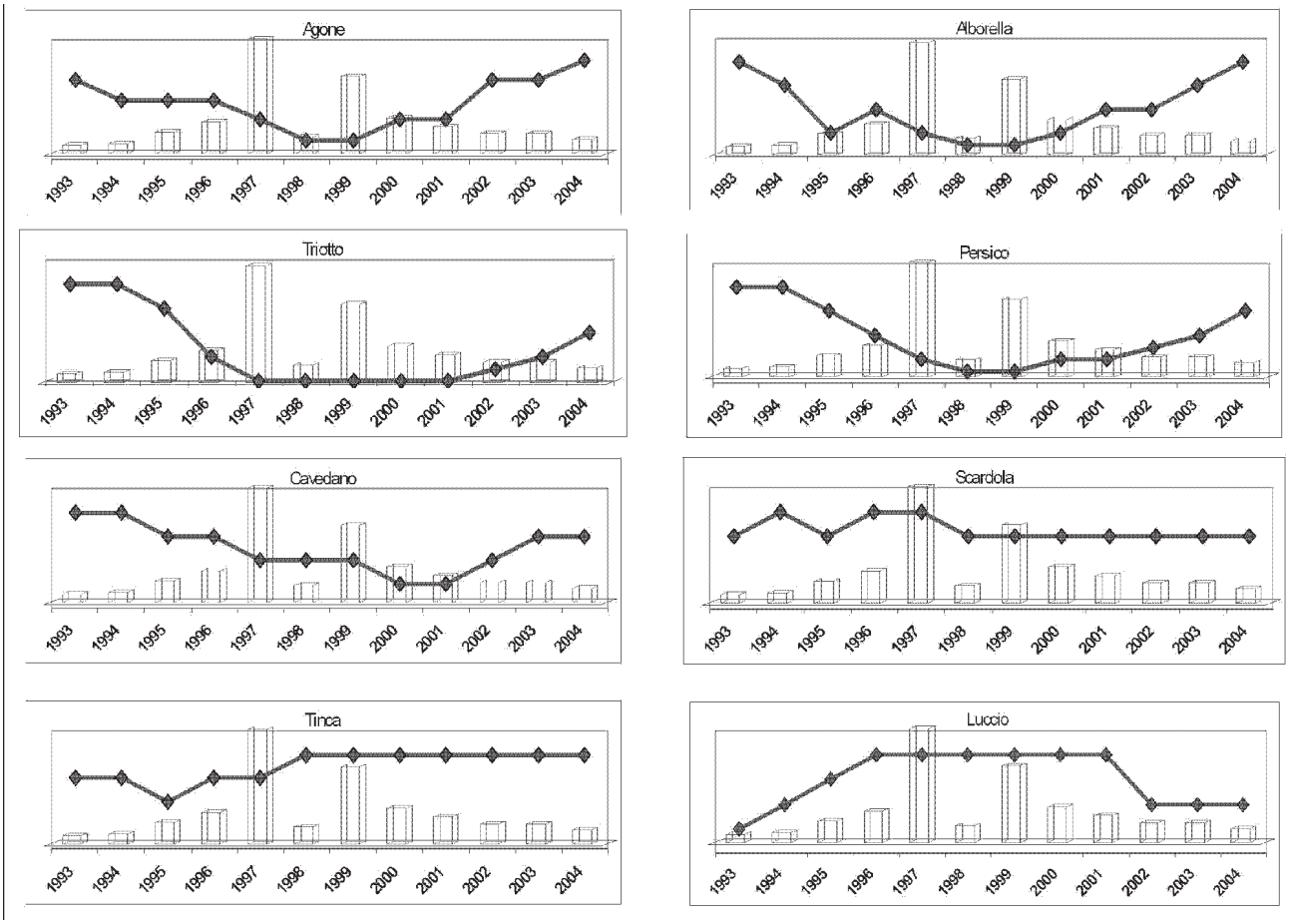


Fig. 4. Immissioni di larve di coregone (istogramma) e andamento del pescato di alcune specie ittiche (linea).

Che si trattasse di un problema di competizione alimentare tra specie zooplanctofaghe, appare evidente anche da altre osservazioni: infatti, pesci che hanno uno spettro alimentare più ampio, come la scardola e la tinca, non hanno modificato sostanzialmente le loro densità di popolazione.

Il fatto poi che l'abbondanza del coregone nel lago sia ancora in leggero aumento, malgrado ormai da vari anni si seminino sempre meno coregoni allo stadio larvale, significa anche che i quantitativi di immissione sono ancora probabilmente superiori alle disponibilità reali del lago. Infatti il problema della competizione alimentare si presenta presumibilmente nei primi stadi di sviluppo del coregone, quando questo ha ancora le dimensioni della piccola alborella, del triotto e del giovane agone; quindi i grandi quantitativi di giovanili di coregone immessi hanno creato, e probabilmente ancora creano, un depauperamento delle disponibilità alimentari di zooplancton nel lago tale che anche essi stessi probabilmente presentano una elevata mortalità "di svezzamento".

Questa forma di competizione era comunque segnalata anche da altre evidenze: in particolare si notava in passato, e in parte ancor oggi, come nel periodo giugno-luglio vi fosse una elevata presenza di stadi giovanili di alborella nei siti tipicamente frequentati da questa specie (lungo le rive, all'interno dei porti, …); la maggior parte di questi esemplari appariva visivamente malnutrita (testa grossa e corpo filiforme) ed è quindi probabile che vi fosse una elevata mortalità nel passaggio all'adulto. I pescatori stessi riferivano di materiale catturato che evidenziava scarsi indici di corposità rispetto al passato, condizione che si rifletteva anche nel sapore delle carni di questi animali. Ciò a sostegno del fatto che il potenziale riproduttivo dell'alborella non era limitato da condizioni ambientali inidonee, ma proprio da una ridotta disponibilità di alimento (Puzzi *et al.*, 2004).

Furono proprio queste osservazioni, in aggiunta ai dati raccolti negli anni precedenti, a far emergere l'ipotesi che i cali di persico reale e alborella fossero spiegati da un problema di competizione alimentare sviluppatasi tra le diverse specie, e sulla cui base si operò a suo tempo la scelta di ridurre i quantitativi di coregone da immettere. Gli andamenti positivi registrati negli ultimi cinque anni sembrano indicare che la via scelta sia corretta.

In conclusione quindi, relativamente al persico reale, il suo forte calo nel tempo dovrebbe essere avvenuto essenzialmente per due motivi: il primo è che per lo svezzamento dei suoi stadi larvali è necessaria una elevata disponibilità di zooplancton (WINFIELD *et al.*, 1998). Di fatto la disponibilità di questa fondamentale risorsa alimentare è certamente diminuita a causa della elevata presenza di coregoni, sia giovanili che adulti, con un probabile forte incremento del tasso di mortalità delle larve di persico; questa mortalità probabilmente viene anche aumentata dai tipici fenomeni di cannibalismo che subito si innescano tra i giovani persici delle stessa classe d'età ma di dimensioni anche leggermente diverse (SUMARI, 1971; PAXTON *et al.*, 1999). Correlazioni positive tra l'abbondanza dello zooplancton ed il reclutamento dei giovanili di persico reale sono stati osservati anche in altri casi (WINFIELD *et al.*, 1998).

Il secondo motivo è legato alla forte diminuzione dell'alborella, specie la cui abbondanza è stata probabilmente messa in crisi dall'elevata presenza del coregone; siccome l'alborella rappresenta la specie foraggio di elezione per il pesce persico, è evidente che ad un suo forte calo è direttamente associabile un calo del persico reale. Ciò fa ritenere che ad una ripresa della presenza dell'alborella nel lago, come di fatto sta avvenendo negli ultimi anni, debba corrispondere un certo aumento anche della presenza del persico reale, come osservato nel corso degli anni.

L'altro aspetto interessante e che sembra essere correlato con l'aumentata presenza di coregoni nel lago d'Iseo è quello della perdita di trasparenza delle acque osservata nell'ultimo decennio e continuamente lamentata dai pescatori di professione.

Fino al 1999-2000, specialmente in vari periodi dell'anno, il tempo di permanenza delle reti in pesca doveva essere ridotto a causa delle incrostazioni algali che andavano ad occludere le maglie; la scarsa visibilità interferiva anche con le osservazioni degli operatori subacquei. Nei bacini lacustri l'aumentata presenza di specie zooplanctofaghe (in questo caso il coregone) è spesso correlata con un aumento della torbidità delle acque dovuta ad un eccessivo sviluppo algale (BERTOLO *et al.*, 2000a); questo sviluppo è determinato dalla riduzione delle specie zooplanctoniche (soprattutto cladoceri e grossi copepodi) che si cibano di fitoplancton e, a loro volta, sono il nutrimento delle specie ittiche (BERTOLO, 1998; BERTOLO *et al.*, 2000b).

È evidente che una eccessiva predazione dei pesci sullo zooplancton alla fine comporta una alterazione dei rapporti di abbondanza tra i vari livelli trofici, provocando la perdita di trasparenza rilevata. Rispetto agli anni precedenti al 2000, nelle stagioni 2001 e 2002 la trasparenza media delle acque era leggermente migliorata; nel 2003, a detta dei pescatori, la trasparenza dell'acqua nel lago di Iseo ha raggiunto valori che non si ricordavano da tempo e anche i classici bloom algali estivi sono stati di entità quasi trascurabile; presumibilmente a mantenere buoni i valori di trasparenza delle acque potrebbe aver partecipato anche la scarsissima piovosità di quell'anno. Nel 2004, in effetti, la traspa-

renza media delle acque si è leggermente ridotta per brevi periodi, mantenendosi comunque sempre nettamente superiore a quella del decennio scorso e senza mai presentare dei fenomeni di "bloom algale" particolarmente intensi.

Il miglioramento generale della trasparenza delle acque appare uno dei fenomeni positivi di più diretta e facile osservazione correlata al calo delle immissioni di coregone. È evidentemente necessario attendere ancora qualche anno per valutare il reale stato di recupero della comunità ittica del lago ai livelli originali e comunque verificare se gli andamenti osservati negli ultimi anni saranno mantenuti.

Dal punto di vista della gestione globale della situazione lacustre si è comunque dimostrata l'importanza del mantenimento di un sistema di monitoraggio attivo, utile per conoscere lo stato attuale della comunità ittica del lago, per razionalizzare l'immissione e il prelievo di una specie economicamente importante come il coregone ma anche di tante altre specie ittiche le cui dinamiche di popolazione sono risultate strettamente collegate alla sua.

BIBLIOGRAFIA

BAGENAL T.B., BRAUM E., 1978. Eggs and early life history. In *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. *IBP Handbook n° 3,* 3rd ed., Blackwell, Oxford.

BERTOLO A., 1998. Experimental studies on the role of fish on the functioning of freshwater pelagic systems (Etudes expérimentales sur le rôle des poissons dans le fonctionnement des systèmes pélagiques lacustres); 243 pp. Tesi di Laurea.

BERTOLO A., LACROIX G., LESCHER-MOUTOUÉ F., CARDINAL-LEGRAND C., 2000a. Plankton dynamics in planktivorous- and piscivorous-dominated mesocosms. *Archivs für Hydrobiologie* **147**: 327-349.

BERTOLO A., LESCHER-MOUTOUÉ F., LACROIX G., 2000b. Interaction effects of depth and planktivorous fish on plankton biomass. *Verh. internat. verein. Limnol*. **27**: 1747-1751.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci della acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.

GOLDSPINK C.R., GOODWIN D., 1979. A note on the age composition, grow rate and fodd of perch (*Perca fluviatilis* L.) in four eutrophic lakes, England. *J. Fish. Biol*., London, **14**: 489-505.

LE CREN E.D., 1958. Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in populations density. *J Anim. Ecol*., Oxford, **27**: 287-334.

LE CREN E.D., KIPLING C., MC CORMACK J.C., 1977. A study of the numbers, biomass and year-class styrengths of perch (*Perca fluviatilis* L.) in Windermere from 1941 to 1966. *J. Anim. Ecol*., Oxford, **46**: 281-307.

MARCONATO E., TESSARI V., MAIO G., SALVIATI S., ARLATI G., 1994. Studio su alcuni aspetti della biologia riproduttiva del persico reale (*Perca fluviatilis* L.). *Atti 5° Convegno nazionale A.I.I.A.D.*, Montecchio Maggiore (VI), ottobre 1994: 235-245.

MARCONATO E., MAIO G., SALVIATI S., 2000. *Le specie ittiche di pregio del Lago d'Iseo. Indagine sulla biologia riproduttiva del persico reale e sullo sforzo di pesca della tinca*. Amministrazione provinciale di Brescia. 63 pp.

NEGRI A., 1995. *La biologia dell'alborella (Alburnus a. alborella) del Lago di Como. Parte prima*. Amministrazione Provinciale di Como. Assessorato Risorse ambientali. 55 pp.

NEGRI A., ARLATI G., 1994. La biologia dei Coregoni del lago di Como. *Atti 5° Convegno nazionale A.I.I.A.D*., Montecchio Maggiore (VI), ottobre 1994: 63-77

NIELSEN L.A., JOHNSON D.L., 1985. *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

OPPI E., 1983. *Il pesce persico (Perca fluviatilis) e la sua presenza nel Garda*. Grafiche Piave, Povegliano (VR), 8 pp.

OPPI E., 1989. La situazione ittica del Garda e i problemi della pesca. In: *Il lago di Garda tra incremento turistico e conservazione ambientale*. Bortolazzi, S. Giovanni Lupatoto (VR), pp. 86-93.

PAXTON C.G.M., HEWITT D.P., FLETCHER J.M, WINFIELD I.J., 1999. Sex ratio changes in the long-term Windermere pike and perch sampling program. *Ecology of freshwater fishes.* **8**, 78-84.

PUZZI C.M., IPPOLITI A., TRASFORINI S., 2004. Osservazioni sulla biologia riproduttiva della popolazione di Alborella, *Alburnus a. alborella* (De Filippi, 1884), del Lago Maggiore. *Atti 9° Convegno nazionale A.I.I.A.D.,* Acquapartita (FC), giugno 2002. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 73-78.

SUMARI O., 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Annales zoologici Fenneci* **8**: 406-421.

THORPE J.E., 1977. Morphology, physiology, behavior, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *J. Fish. Res. Board Can*., **34**: 1504-1514.

TORTONESE, 1975. *Fauna d'Italia. Osteichthyes*. Parte seconda. Ed. Calderini, Bologna, XI: XVIII, 636 pp.

TREASURER J.W., 1981. Some aspects of the reproductive biology of perch (*Perca fluviatilis* L.). Fecundity, maturation and spawning behavior. *J. Fish. Biol.* **18**: 729-740.

ZHAKOV L.W., 1962. Estimating the absolute number of perch by counting their spaw. *Gidrobiol. Issled*. **3**: 353-357.

WINFIELD I.J., GEORGE D.G., FLETCHER J.M, HEWITT D.P., 1998. Environmental factors influencing the recruitment and growth of underyearling perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere from 1966 to 1990. In *Management of Lakes and Reservoirs during Global Climate Change*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 245-261.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 63-66.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Biologia riproduttiva del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacepédè 1802) in un lago del Centro Italia

Andrea Marinelli*, Massimiliano Scalici, Giancarlo Gibertini

Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», v.le G. Marconi 446 - 00146 Roma.

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; gibertin@bio.uniroma3.it)*

Riassunto

L'introduzione del persico trota nel lago di Bracciano risale agli anni 1998-99 a seguito di immissioni non autorizzate dalla Provincia di Roma. È stato intrapreso uno studio sulla biologia riproduttiva di questa specie al fine di valutarne lo stato di salute e il successo riproduttivo al di fuori del suo areale di distribuzione. Il campione esaminato è costituito da 162 pesci pescati nel lago di Bracciano tra l'ottobre 2001 e il settembre 2002. Ad ogni individuo sono state prelevate le gonadi, pesate, fissate in liquido di Bouin e sottoposte ad analisi istologica. Inoltre è stata utilizzata la tecnica della lettura delle scaglie per determinare l'età di ogni individuo e quindi valutare l'età del raggiungimento della maturità sessuale sia nei maschi che nelle femmine. I risultati ottenuti indicano chiaramente che il periodo riproduttivo di *M. salmoides* nel lago di Bracciano, anziché verificarsi nei mesi estivi, avviene tra dicembre e febbraio e la sua durata potrebbe andare oltre i tre mesi come descritto in letteratura. Dall'osservazione incrociata di scaglie e preparati istologici, è emerso inoltre che i persici trota nel lago di Bracciano, sia i maschi che le femmine, raggiungono la maturità sessuale già a partire dal secondo anno di età (classe 1+).

PAROLE CHIAVE: *Micropterus salmoides* / riproduzione / Italia centrale

Reproductive biology of the black bass (*Micropterus salmoides,* Lacepédè 1802) in a lake of Central Italy

The introduction of black bass in Bracciano lake dates back to 1998-99, as a consequence of unauthorised insertions. To evaluate the health condition and the breeding success of this population outside its native area, a study was conducted using 162 fish captured between October 2001 and September 2002 in Bracciano Lake. Gonads have been taken from each specimen, weighed and treated with standard hystological process. To determine the reproductive age of each fish the technique of scale reading has been used and results have been cross compared with microscope observation. The results obtained show that reproductive period of Black bass in Bracciano lake is included between December and February, rather than in the summer, and could be spread over more than three months as commonly described. Sexual maturity is achieved at the second year of age (1+) both by males and females.

KEYWORDS: *Micropterus salmoides* / reproduction / central Italy

INTRODUZIONE

L'introduzione del persico trota nel lago di Bracciano risale agli anni 1998-99 (MARINELLI *et al.*, 2004) a seguito di immissioni non autorizzate dalla Provincia di Roma.

È stato intrapreso uno studio sulla biologia riproduttiva di questa specie al fine di valutarne lo stato di salute e il successo riproduttivo al di fuori del suo areale di distribuzione primario.

MATERIALI E METODI

È stato utilizzato un campione costituito da 162 esemplari pescati nel lago di Bracciano tra ottobre 2001 e settembre 2002. Ad ogni individuo sono state prelevate e pesate le gonadi per il calcolo dell'indice gonado-somatico, quindi fissate in liquido di Bouin e sottoposte a protocollo istologico classico.

Esame scalimetrico

La tecnica della lettura delle scaglie ha consentito di determinare l'età di ogni individuo e, quindi, di valutare l'età del raggiungimento della maturità sessuale sia nei maschi che nelle femmine.

Esame macroscopico delle gonadi e sex-ratio

Tra i vari esami effettuati, quello macroscopico delle gonadi ha permesso di identificare il sesso di ogni individuo, giacché in questa specie non è stato rilevato alcun carattere di dimorfismo sessuale secondario (ALESSIO, 1981, 1983).

Costruzione dell'indice M o M.A.L.

Per determinare il periodo riproduttivo di questa specie è stato costruito un indice (M o M.A.L., Monthly Average Level – livello medio mensile) che mettesse in relazione lo stadio di sviluppo del tessuto gonadico di ogni pesce rispetto al mese di campionamento. L'indice M è dato da:

$$M = (\Sigma F)/I$$

dove F è il numero di fase di ogni individuo, mentre I è il numero degli individui considerati. La descrizione delle fasi e il relativo valore di F sono indicati nella tabella I e illustrati nella figura 1.

RISULTATI

Descrizione macroscopica delle gonadi, età e sex-ratio

Nei due sessi si sviluppano entrambe le gonadi, anche se in molti casi è evidente uno squilibrio nello sviluppo, con fenomeni di atresia o accrescimento irregolare. È inoltre stata riscontrata la presenza di V.F.R. (visceral fat reserves) attorno alle gonadi in entrambi i sessi. Ovari e testicoli giacciono ventralmente alla vescica natatoria, in posizione caudale all'interno della cavità celomatica. Le gonadi, nelle femmine, sono solitamente di un colore giallo che si fa

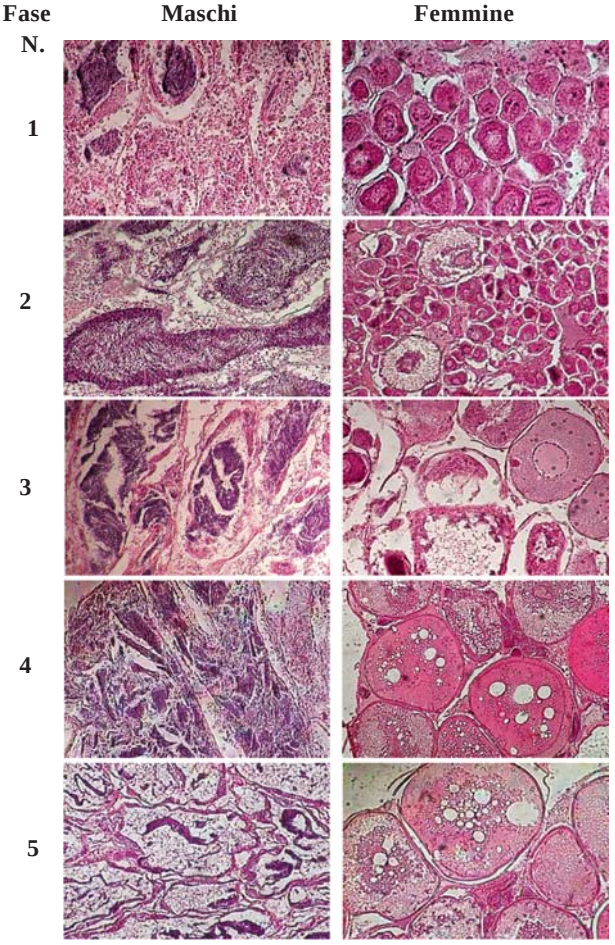


Fig. 1. Illustrazione degli stadi di maturazione gonadica corrispondenti alle fasi descritte nella tabella I.

Tab. I. Descrizione delle fasi di sviluppo delle gonadi e relativi valori di F.

	Maschi	Valore di F	Femmine	Valore di F
FASE 1	Fase iniziale di maturazione; nessuno o pochissimi spermatozoi maturi. Spermatidi primari.	F=1	Gonade quiescente. Presenza di soli oogoni.	F=1
FASE 2	Maturazione intermedia; pochi spermatozoi maturi osservabili. Spermatidi secondari.	F=2	Fase iniziale di previtellogenesi. Alcune cellule uovo in fase perinucleolare.	F=2
FASE 3	Maturazione avanzata; più della metà della sezione istologica è ricca di spermatozoi maturi.	F=3	Previtellogenesi avanzata. Molte cellule in fase perinucleolare.	F=3
FASE 4	Gonade matura; la maggior parte del tessuto osservato è ricca di spermatozoi maturi.	F=4	Vitellogenesi iniziale. Poche gocce lipidiche citoplasmatiche. Aumento dimensioni cellulari.	F=4
FASE 5	Gonade svuotata; liquido seminale assente. Aree lacunose.	F=/*	Fase vitellogenica avanzata. Uova mature e ricche di gocce lipidiche nel citoplasma.	F=5

* Alla fase 5 nei maschi non è attribuito alcun valore in quanto non corrisponde ad una vera e propria fase di sviluppo del tessuto gonadico.

sempre più scuro con il procedere dello sviluppo. Sono tipicamente di colore rosa pallido nei maschi. Dall'esame macroscopico delle gonadi si è osservato inoltre che il campione analizzato è caratterizzato da una *sex-ratio* di 91 maschi e 71 femmine. La lettura delle scaglie ha indicato che la classe di età più abbondante è quella degli individui 1+ (64 maschi e 52 femmine) seguita dalla classe 2+ (16 maschi e 15 femmine), dalla classe 0+ (10 maschi e 3 femmine) e dalla classe 3+ con soli 2 individui (1 maschi e 1 femmine).

Determinazione del periodo riproduttivo tramite indice M e I.G.S.

Calcolando il valore dell'indice M per ogni mese di campionamento, è stato ricavato il grafico di figura 2 nel quale risulta evidente che il periodo riproduttivo di *M. salmoides* nel lago di Bracciano si manifesta tra dicembre e febbraio.

Questa ipotesi è confermata anche dall'andamento dell'I.G.S. (Fig. 3). In questi mesi, infatti, si è riscontrato il grado più avanzato nello sviluppo di ovari e testicoli, con uova ricche di tuorlo e gocce lipidiche, e spermatozoi completamente maturi. Dall'osservazione incrociata di scaglie e preparati istologici, è emerso inoltre che i persici trota nel lago di Bracciano, in entrambi i sessi, raggiungono la maturità sessuale già al secondo anno di età (classe 1+).

DISCUSSIONE

Lo stock di pesci studiato è piuttosto disomogeneo dal punto di vista della strutturazione in classi di età. Il motivo è probabilmente da ricercarsi nei metodi di cattura. Le tecniche di pesca usate (fondamentalmente reti a sciabica) non consentono, infatti, di prelevare gli individui più maturi che sostano a profondità anche superiori ai 40 m. Considerando che questa popolazione è presente in questo lago soltanto dalla fine degli anni '90 (MARINELLI *et al*., 2004), è inoltre possibile che le classi di età superiori annoverino proporzionalmente un numero di individui esiguo. La *sex-ratio*, invece, è piuttosto bilanciata, con un rapporto tra i sessi di circa 1,3:1 con un lieve squilibrio in favore dei maschi. Lo studio del ciclo di maturazione gonadica, che ha identificato il periodo riproduttivo nei mesi di dicembre-febbraio, ha evidenziato che i maschi presentano gonadi mature con picchi rilevati a dicembre, febbraio e giugno, e le femmine massimamente tra dicembre e febbraio. Questo dato non concorda con precedenti studi, nei quali si descrive il periodo riproduttivo come compreso tra maggio e luglio sia nell'areale di distribuzione primario (BREDER e ROSEN, 1966) che secondario (TORTONESE, 1975; ALESSIO, 1983). La durata del periodo riproduttivo, inoltre, potrebbe andare oltre i soli tre mesi come osservato in studi pregressi (ROSENBLUM *et al*., 1994). Quindi, alle nostre latitudini, le femmine di persico trota potrebbero riuscire a sfruttare le potenzialità dello sviluppo asincrono dell'ovario, portando a maturazione le uova più volte in un anno. È comunemente accettato, inoltre, che alle nostre latitudini, come nell'areale di distribuzione primario, i maschi raggiungono la maturità sessuale non prima del secondo anno di età, mentre le femmine solitamente a partire dal terzo (ALESSIO, 1983). Dall'osservazione incrociata di scaglie e preparati isto-

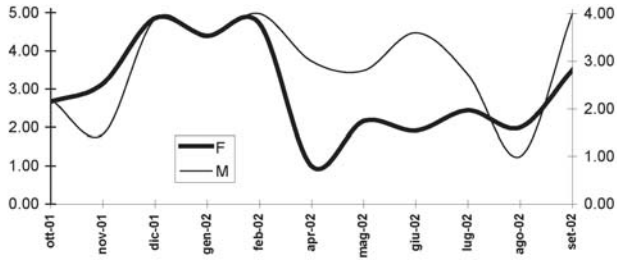


Fig. 2. Andamento dell'indice M nei mesi di campionamento.

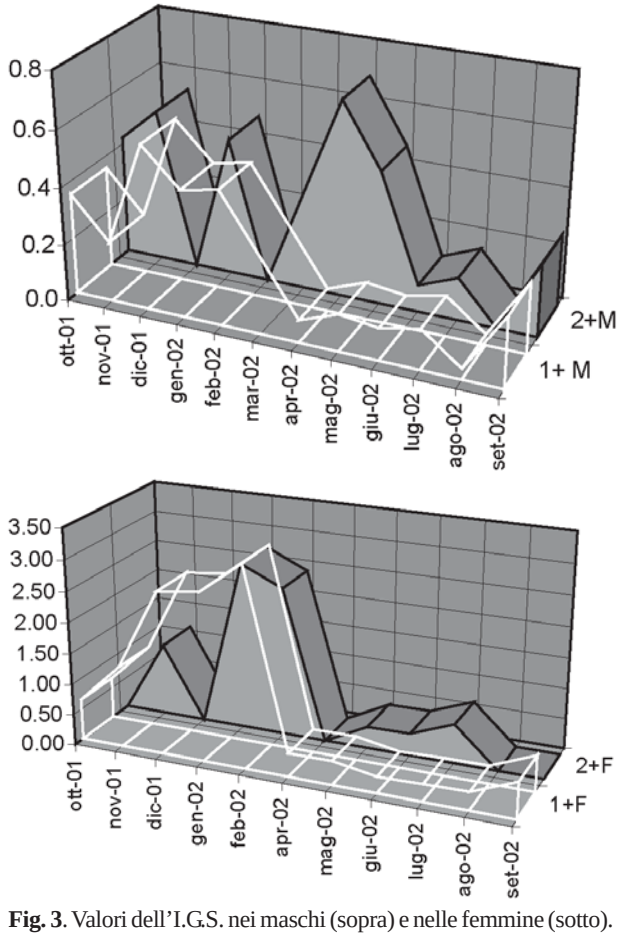


Fig. 3. Valori dell'I.G.S. nei maschi (sopra) e nelle femmine (sotto).

logici, è emerso invece che i persici trota nel lago di Bracciano, sia i maschi che le femmine, sono maturi sessualmente già a partire dal secondo anno di età (classe 1+).

CONCLUSIONI

Il persico trota è una specie alloctona caratterizzata da un'ampia valenza ecologica. Questo conferisce alla specie un notevole vantaggio all'interno dell'ecosistema che nel lago di Bracciano si è strutturato in un tempo molto lungo e che ha portato alla costituzione di equilibri, a volte molto fragili, tra le specie presenti. *Micropterus salmoides*, per comportamento, dimensioni corporee e resistenza agli stress, si colloca ai massimi livelli della catena trofica del lago di Bracciano. La popolazione di *M. salmoides* in questo lago sembra essere in un buono stato di salute, dato il suo successo riproduttivo (MARINELLI *et al*., 2004). Questa osservazione viene anche confermata dalla presenza di "accumuli di grasso viscerale" (visceral fat reserves, V.F.R.) che sta ad indicare un'alimentazione addirittura eccedente rispetto alle "naturali" esigenze fisiologiche di questa specie (ROSENBLUM *et al.*, 1994). Questo aspetto testimonia inoltre, l'idoneità ambientale del lago di Bracciano rispetto alle esigenze ecologiche del persico trota. È stato inoltre osservato (ROSENBLUM *et al.*, 1994) che l'accumulo di V.F.R. stimola lo sviluppo gonadico e questo potrebbe spiegare gli elevati valori di I.G.S. osservati durante l'anno. L'introduzione di *M. salmoides* in questo bacino è forse troppo recente per prevedere gli effetti che essa avrà sulla biocenosi lacustre, ma il suo successo riproduttivo e l'assenza di predatori (ad eccezione dei suoi stadi giovanili), indicano che la specie è ben adattata.

BIBLIOGRAFIA

ALESSIO G., 1981. Ricerche sul persico trota *Micropterus salmoides* (Lacép.) nel bacino medio-superiore del Fiume Po. *Natura, Soc. ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Acquario civ., Milano.* **72**: 197-220.

ALESSIO G., 1983. Le black-bass, *Micropterus salmoides* (Lacép.) dans les eaux italiennes. Un antagoniste du brochet? *Bull. Fr. Piscic.* 292: 1-17.

BREDER C. M., ROSEN D. E., 1966. *Modes of reproduction in fishes*. Natural History press, New York. 941 pp.

MARINELLI A., SCALICI M., GIBERTINI G., 2004. L'introduzione del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacépède 1802) nel lago di Bracciano (Lazio). Osservazioni preliminari. *Biologia Ambientale*. **18**(1): 251-254.

ROSENBLUM P. M., BRANDT T. M., MAYES K. B., HUTSON P., 1994. Annual cycles of growth and reproduction in hatchery-reared Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus*, raised in forage or pelleted diets. *Journal of Fish Biology*. 44: 1045-1059.

TORTONESE E., 1975. *Osteicthyes, parte II – Fauna d'Italia.* Calderini, Bologna. **XI**: 18 + 636 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 67-72.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Controllo dei nutrienti in uscita da un impianto di pescicoltura intensiva mediante lagunaggio con macroalghe: indicazioni per la gestione della biomassa

Marco Bartoli[1*], Daniele Nizzoli[1], Luigi Vezzulli[2], Salvatore Porrello[3], Pierluigi Viaroli[1]

1 Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Viale delle Scienze 33/A - 43100 Parma

2 Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, Corso Europa 26 - 16132 Genova

3 ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Via di Casalotti 300 - 00100 Roma

** Referente per la corrispondenza (fax 0521 905402; marco.bartoli@unipr.it)*

Riassunto
I bilanci netti di ossigeno e nutrienti inorganici disciolti sono stati determinati in un impianto di lagunaggio che riceve acque reflue da un allevamento intensivo di orate e branzini. Nelle vasche di lagunaggio la macroalga *Ulva* spp. cresce spontaneamente; l'assenza di controllo delle biomasse si traduce in frequenti collassi della produzione e in un azzeramento dell'azione depurativa. I bilanci di O_2, C, N e P sono stati calcolati in una serie di tre cicli successivi di misure alternati dalla rimozione di parte delle macroalghe presenti. I risultati dimostrano come l'azione assimilativa di *Ulva* sia fortemente limitata quando la biomassa è in eccesso, probabilmente a causa della scarsa penetrazione della luce. La rimozione di parte del materiale algale determina una risposta immediata della biomassa rimanente che si traduce in una discreta ossigenazione dell'acqua e in un parziale abbattimento dei nutrienti. In questo impianto l'azione depurativa dovrebbe essere ottimale con valori di biomassa inferiori a 4 kg di materiale fresco per metro quadrato; l'abbattimento dei nutrienti, sebbene ottimizzato, rappresenterebbe in ogni caso una piccola frazione (< 1%) del carico in ingresso.

PAROLE CHIAVE: Acquacoltura / reflui / lagunaggio / *Ulva* spp. / controllo delle biomasse / bilanci netti giornalieri di O_2, C, N e P

Harvesting of macroalgae biomass in phytotreatment ponds: implications for O_2, C, N and P budgets
Dissolved oxygen (O_2), inorganic carbon (DIC), inorganic nitrogen (DIN=NH_4^++NO_2^-+NO_3^-) and soluble reactive phosphorus (SRP) net daily balances were determined in a *Ulva* spp. dominated phytotreatment pond receiving wastewater from a land based fish farm. Calculations were based on differences between loads at inlets and outlets determined over a daily basis (8-14 samplings per day); a total of three consecutive 24-hour cycles of measurements were performed. The first was started when *Ulva spp*. *in situ* biomass (as wet weight, ww) was close to the pond carrying capacity (8±3 kg ww m^{-2}), the second after the harvest of ~20% of the in pond fresh material and the third after the harvest of another ~20% of the remaining biomass. When the phytotreatment pond was filled with *Ulva* it was net heterotrophic and was net regenerating DIC (2686 mol d^{-1}), NH_4^+ (49 mol d^{-1}) and SRP (2.5 mol d^{-1}). Following the harvest intervention the system displayed a prompt response and shifted towards a different steady state characterised by a less negative O_2 (from -519 to -13 mol d^{-1}) and less positive NH_4^+ (11.4 mol d^{-1}) and DIC (1066 mol d^{-1}) balances; in addition after the second *Ulva* removal SRP net balance became negative (-1.0 mol d^{-1}). We estimated that in order to operate an efficient nutrient control and maintain macroalgal mats in a healthy state the optimal *Ulva* biomass should be well below ~4 kg ww m^{-2}. Above this threshold self-limitation would render most of the algal mat unable to exploit light and nutrients.

KEY WORDS: aquacolture wastewaters / phytotreatment ponds / *Ulva* spp. harvesting / O_2, C, N, P net balances

INTRODUZIONE

In Italia, negli impianti di acquacoltura integrata, la gestione dei sistemi di lagunaggio in cui crescono spontaneamente macroalghe è estremamente carente: gli operatori tendono infatti a minimizzare le energie necessarie ad ottimizzarne l'efficienza. Il risultato è che la capacità depurativa è bassa (se non nulla) e gli inquinanti vengono in questo modo riversati negli ambienti acquatici naturali confinanti (PORRELLO *et al.*, 2003). Questo avviene poiché le biomasse in vasca sono in eccesso e determinano una scarsa circolazione dell'acqua e una minima penetrazione della luce. Al contrario, queste tipologie di impianti funzionano quando le alghe mantengono un potenziale di crescita elevato e, con esso, la capacità di assimilare nutrienti, ossigenando l'acqua (NEORI *et al.*, 1996; SCHUENHOFF *et al.*, 2003).

In ambienti relativamente chiusi come le vasche di lagunaggio gli interventi di gestione potrebbero essere basati unicamente sulla rimozione sistematica della biomassa in eccesso. L'efficienza di rimozione dei nutrienti è infatti il risultato di un equilibrio tra la biomassa vegetale presente nelle vasche e le condizioni in cui i vegetali si trovano a crescere. Un'elevata biomassa garantisce teoricamente una buona assimilazione di nutrienti, limitata però dalla scarsa disponibilità di luce e dalla stagnazione nei letti algali, legata ai percorsi preferenziali delle masse d'acqua.

Nonostante la semplicità strutturale e morfologica delle macroalghe, lo studio delle dinamiche di ossigeno e nutrienti all'interno di un letto è estremamente complesso poiché è il risultato di una serie di fattori quali il livello di impaccamento (la biomassa), lo stato fisiologico, l'intensità luminosa lungo il profilo verticale, la velocità dell'acqua, le interazioni con i sedimenti.

In questo lavoro i bilanci di ossigeno e nutrienti sono stati stimati in una vasca di lagunaggio con un approccio *black box* monitorando i carichi in ingresso ed in uscita al variare della biomassa in vasca. I risultati sono stati interpretati con la finalità di individuare la biomassa ottimale da mantenere in vasca per massimizzare l'abbattimento dei nutrienti e minimizzare l'azione eutrofizzante delle acque reflue sulla zona costiera recettrice.

Scopo principale del lavoro è stato quello di individuare sperimentalmente la biomassa ottimale di *Ulva* spp. da mantenere in una vasca di lagunaggio per massimizzarne l'efficienza di abbattimento dei nutrienti. Il sistema di fitodepurazione studiato è situato a Piombino, a valle di un impianto intensivo di pescicoltura che produce circa 200 tonnellate l'anno di orate e branzini.

Obiettivi specifici di questo lavoro sono:

1. stimare i bilanci giornalieri di ossigeno e nutrienti inorganici in una vasca di lagunaggio, in relazione alla biomassa della macroalga dominante;
2. valutare l'efficienza di depurazione in relazione ai carichi in ingresso;
3. fornire indicazioni gestionali che consentano agli operatori locali di effettuare un controllo efficace delle biomasse nell'ottica del miglioramento qualitativo delle acque reflue e nella prospettiva di un loro parziale riciclo.

MATERIALI E METODI

L'impianto di allevamento, oggetto della sperimentazione (Fig. 1), è alimentato dalle acque in uscita di una centrale termoelettrica, che si immettono in vasche interrate, garantendovi temperature intorno ai 20 °C anche nei mesi invernali; le acque reflue che fuoriescono da tali vasche fluiscono in tre bacini di lagunaggio in cui crescono spontaneamente macroalghe del genere *Ulva*. Il fondo delle vasche di lagunaggio è coperto da materiale plastico per evitare la contaminazione delle falde superficiali; il "sedimento" è costituito da frammenti di macroalghe morte e dal particellato (feci e cibo non ingerito) che si depositano sul fondo. L'attività sperimentale è stata prevalentemente svolta nella vasca 3, per l'enorme biomassa di *Ulva* presente.

Stime di biomassa

Nella vasca 3 la biomassa di *Ulva* è stata stimata mediante un cilindro di PVC (altezza 120 cm, diametro 50 cm) aperto alle due estremità. Il cilindro è stato posizionato in più punti della vasca calandolo dall'alto al basso in modo tale da racchiudere al suo interno le alghe presenti nella colonna d'acqua. L'*Ulva* è stata di volta in volta raccolta a mano all'interno del cilindro, scolata dell'acqua in eccesso e pesata. Sono state effettuate 6 repliche il 5/05/03 e dopo i due successivi interventi di rimozione (7/05/03).

Ciclo di misure e rimozione

Nella vasca 3, a partire dal 5/05/03, sono stati effettuati tre cicli consecutivi di misure giorno-notte, intervallati da due interventi di rimozione di *Ulva* dalla vasca; i prelievi di acqua sono stati eseguiti ogni 3 ore circa. La caratterizzazione delle acque in ingresso ed in uscita dalla vasca è stata effettuata mediante una sonda multiparametrica (YSI Instruments, mod. 556) e analisi di laboratorio sui campioni prelevati; la raccolta delle macroalghe è stata effettuata molto rapidamente (<1 ora) spingendo gli ammassi di *Ulva* verso la sponda e raccogliendo poi la biomassa tramite rastrelli. L'intervento è stato effettuato in modo da rimuovere uniformemente la biomassa dalla vasca; le alghe raccolte sono state pressate per estrarre l'acqua e sono state pesate fresche tramite una bilancia usata dai pescatori. Dopo la raccolta, il ciclo di misure successivo è stato ritardato di qualche ora, così da permettere al letto algale di ridistribuirsi in vasca. L'intervento di rimozio-

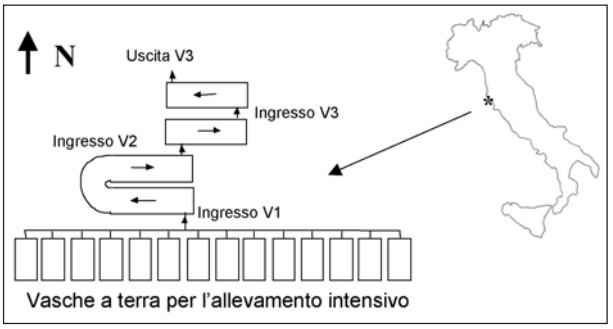


Fig. 1. Rappresentazione schematica delle vasche di allevamento a terra e dell'impianto di fitodepurazione.

ne è stato effettuato appena prima del tramonto, in modo tale che la parte più interessante del ciclo (quella nella fase diurna) avvenisse ad almeno 10/12 ore di distanza dalla rimozione stessa.

Dati di ossigeno, temperatura, pH e potenziale redox (misurati con la sonda multiparametrica) sono stati raccolti anche nelle vasche 1 e 2 per l'intera durata del ciclo.

Tutti i campioni di acqua raccolti sono stati filtrati attraverso filtri GF/C ed immediatamente congelati a -18 °C fino al momento dell'analisi.

Sui campioni di acqua sono stati misurati:

- ossigeno disciolto: Metodo di Winkler (APHA, 1981);
- carbonio inorganico totale disciolto (DIC): titolazione a due intervalli finali di pH mediante la metodica proposta da ANDERSON *et al.* (1986);
- ammonio: è stato determinato manualmente mediante metodi spettrofotometrici (BOWER e HOLM-HANSEN, 1980);
- nitrito: è stato determinato spettrofotometricamente (APHA, 1981);
- nitrato: è stato determinato spettrofotometricamente dopo riduzione con cadmio a nitrito (APHA, 1981);
- fosforo reattivo: determinazione spettrofotometrica (VALDERRAMA, 1977).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il 5/05/03 il bacino di lagunaggio più a valle (vasca 3) appariva completamente colonizzata dalle macroalghe che affioravano all'interfaccia acqua-aria (Fig. 2). La biomassa di *Ulva* è stata stimata pari a 8±3 kg m^{-2} p.u. (peso umido). Le condizioni in cui si trovava questa vasca (eccesso di biomassa, quasi distrofia) erano ottimali per il tipo di esperimento pianificato, basato sulla rimozione di alghe finalizzata all'ottimizzazione del processo depurativo. Le vasche 1 e 2 erano colonizzate dalle macroalghe ma i valori di biomassa erano decisamente più contenuti (inferiori a 4 kg p.u. m^{-2}). Il ciclo delle misure è iniziato alle 17:00.

Nella figura 3 sono riportate le variazioni della concentrazione dell'ossigeno disciolto misurate durante i tre giorni dell'indagine in ingresso ed in uscita alle vasche 1, 2 e 3. La vasca 1 riceve acque reflue dall'impianto di piscicoltura che hanno concentrazioni dell'ossigeno costanti e intorno a 100 µM; tali valori sono indipendenti dal fotoperiodo. La presenza di pro-

Fig. 2. La vasca 3, così come appariva la mattina del 5/05/03. Il bordo della vasca è costituito dal telo di materiale plastico che ricopre il fondo, impedendo l'infiltrazione delle acque nel suolo. *Ulva* affiorava ovunque e, in alcuni punti, l'eccessivo irraggiamento aveva provocato lo sbiancamento della macroalga.

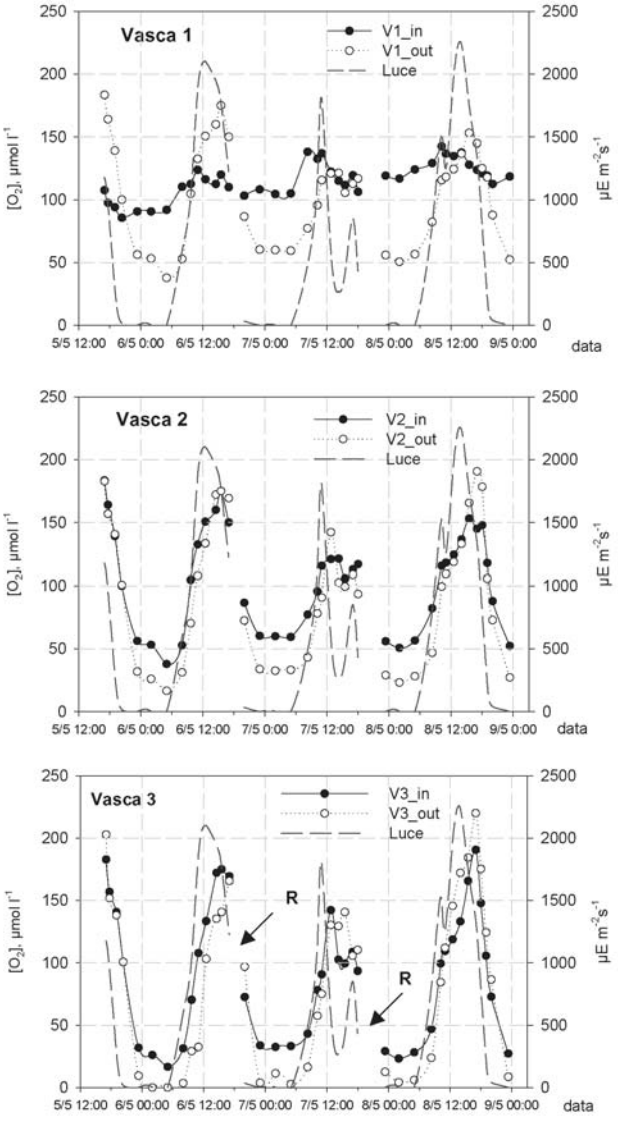


Fig. 3. Variazioni dell'ossigeno disciolto in ingresso ed in uscita nelle tre vasche di lagunaggio; R indica il momento in cui è stata fatta la rimozione del 20% circa della biomassa in vasca.

duttori primari e l'alternanza delle fasi di produzione e respirazione è invece evidente in tutti gli altri punti di prelievo che mostrano valori massimi durante le ore di luce e minimi durante le ore di buio.

Dall'analisi dei grafici è inoltre evidente come nella maggior parte dei casi le concentrazioni in uscita siano inferiori a quelle in ingresso, ad indicare una dominanza dei processi respiratori su quelli di produzione. Le vasche 1, 2 e 3 sono disposte in serie e i valori minimi dell'ossigeno disciolto sono tanto più bassi quanto ci si allontana dall'ingresso della vasca 1. In particolare, nella vasca 3, durante le ore notturne l'acqua è anossica. In questa vasca sono stati effettuati due interventi di rimozione della biomassa, secondo quanto spiegato nella sezione materiali e metodi; dopo il secondo intervento di rimozione le concentrazioni dell'ossigeno in uscita superavano nelle ore di luce quelle in entrata (Fig. 3).

I dati di concentrazione sono stati elaborati in modo tale da calcolare, mediante i valori di portata delle acque, il bilancio dell'ossigeno delle tre vasche nei tre giorni in cui sono state effettuate le misure (Fig. 4). Nei grafici sono riportate due curve: la prima inerente i valori dell'intensità luminosa e la seconda inerente il bilancio netto orario (moli di ossigeno prodotte o consumate nelle vasche ogni ora) in relazione ai vari momenti della giornata. La figura mostra come ci sia una relazione forte tra il bilancio dell'ossigeno e l'intensità luminosa e come le curve dei due parametri siano leggermente sfasate. Anche da un'analisi preliminare dei dati si nota quanto la parte negativa del bilancio dell'ossigeno prevalga su quella positiva (e questo avviene in tutte le vasche per l'intera durata del ciclo di indagine); nella vasca 3 però la diminuzione della biomassa determina un minor consumo notturno di ossigeno ed una maggiore produzione diurna.

Integrando le curve relative ai bilanci orari dell'ossigeno riportate in figura 4 si ottiene un bilancio giornaliero dell'ossigeno (Fig. 5). Nonostante la grande quantità di alghe presenti nelle vasche i 9 bilanci calcolati sono tutti negativi, ad indicare che il sistema di lagunaggio è nettamente eterotrofo. L'effetto dell'alleggerimento della biomassa in vasca 3 sul bilancio dell'ossigeno è però confortante: da un valore di -518 mol O_2 d^{-1} determinato il 5/05/03 si passa infatti ad uno di -13 mol O_2 d^{-1}. Al contrario, nelle vasche 1 e 2 dove la biomassa non è stata rimossa i valori rimangono più o meno costanti (vasca 2) o diventano ancora più negativi (vasca 1). L'ossigeno disciolto è un ottimo indicatore del funzionamento di una vasca di lagunaggio: anche senza effettuare analisi di nutrienti disciolti potremmo già affermare che questo sistema non abbatte in modo significativo il carico in ingresso poiché i processi respiratori prevalgono nettamente su quelli di produzione. Un ulteriore intervento di rimozione della

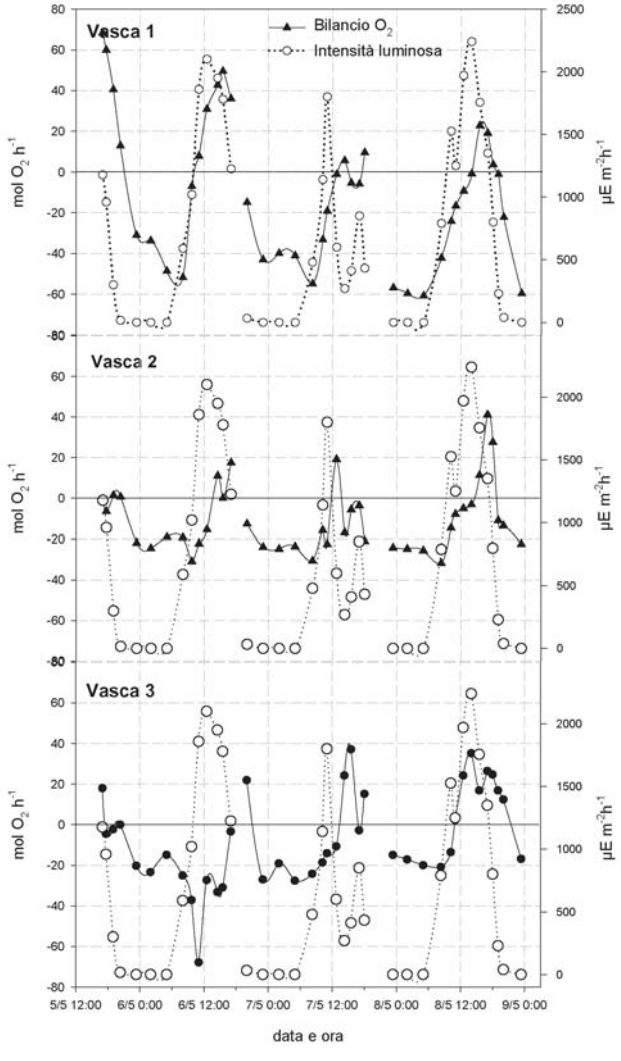


Fig. 4. Variazioni orarie dell'intensità luminosa e del bilancio orario netto dell'ossigeno nelle tre vasche di lagunaggio.

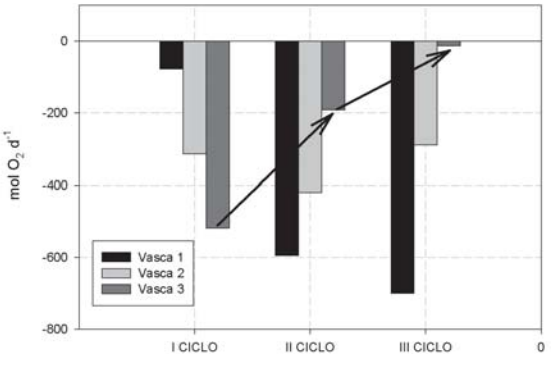


Fig. 5. Bilancio giornaliero dell'ossigeno disciolto nelle vasche di lagunaggio, calcolato nei tre cicli di misure.

biomassa sarebbe probabilmente stato necessario per far diventare positivo il bilancio dell'ossigeno disciolto.

Esclusivamente per la vasca 3, lo stesso approccio è stato utilizzato nei calcoli relativi al carbonio inorganico disciolto (DIC) e ai nutrienti (azoto ammoniacale e fosforo reattivo). Nella figura 6 sono riportate in alto le variazioni della concentrazione del carbonio inorganico disciolto con le relative deviazioni standard e in basso le variazioni del bilancio orario. Gli andamenti sono speculari rispetto a quelli dell'ossigeno, con produzione di carbonio inorganico nelle ore di buio e consumo nelle ore di luce. I valori delle concentrazioni in uscita alla vasca 3 sono generalmente superiori a quelli in ingresso, ad indicare una produzione netta di carbonio inorganico disciolto dalla vasca.

Questa considerazione è confermata dall'integrazione delle curve di figura 6 che permettono di stimare il bilancio netto giornaliero del DIC (Fig. 7). L'intervento di rimozione determina una significativa diminuzione della produzione netta di DIC, anche se i valori rimangono maggiori di zero ed il sistema rimane pertanto nettamente eterotrofo, a conferma dei dati appena illustrati inerenti l'ossigeno.

Nelle ore di piena luce (tra le 11 e le 16) e nelle ore di pieno buio (tra le 23 e le 5) sono stati calcolati i bilanci orari medi di ossigeno disciolto e DIC relativi alla vasca 3; i risultati sono riportati in figura 8. Dal grafico si nota come:

- il bilancio del carbonio inorganico è sempre positivo nelle ore notturne con valori compresi tra 180 e 400 mol C h^{-1}) e leggermente negativo nelle ore diurne (tra 0 e -170 mol C h^{-1});
- il bilancio dell'ossigeno è negativo nelle ore notturne con valori abbastanza costanti intorno a -20 mol O_2 h^{-1} nei tre cicli di misure mentre nelle ore diurne i valori aumentano (da -40 a +30 mol O_2 h^{-1}). Quest'ultimo risultato indica chiaramente l'effetto positivo della rimozione della biomassa in eccesso sulla capacità fotosintetica del letto algale;
- il quoziente respiratorio (rapporto tra il bilancio del DIC e dell'ossigeno disciolto nelle ore notturne) calcolato nel primo ciclo di misure, con i massimi valori di biomassa, è compreso tra ~10 e ~20 unità ed indica una consistente produzione di CO_2 a seguito di processi anaerobici.

Durante la rimozione di *Ulva* era infatti possibile avvertire un forte odore di solfuri liberarsi dagli ammassi di alghe sul fondo. Queste alghe, lontane dagli strati fotici della colonna d'acqua, si decompongono probabilmente per solfatoriduzione (GIORDANI *et al.*, 1997).

Nella figura 9 sono riportate le variazioni dei bilanci netti di azoto ammoniacale e fosforo reattivo solubile misurati nella vasca 3 durante i tre cicli di prelievo. È

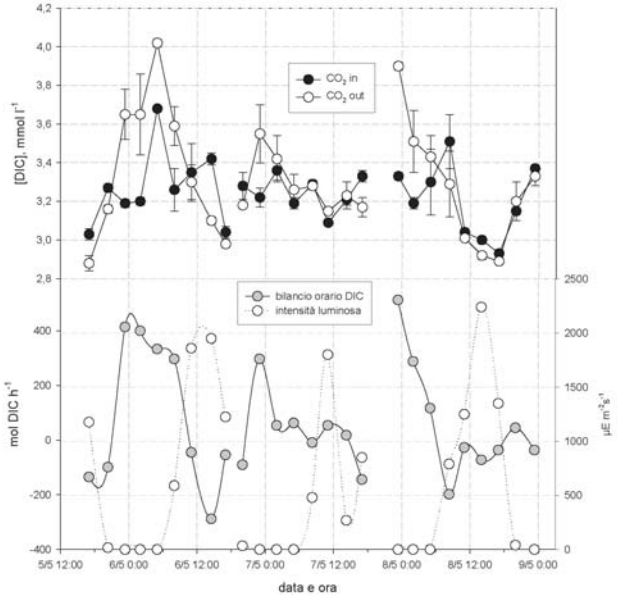


Fig. 6. Variazioni delle concentrazioni in ingresso ed in uscita (in alto) e del bilancio orario (in basso) del carbonio inorganico disciolto nella vasca 3.

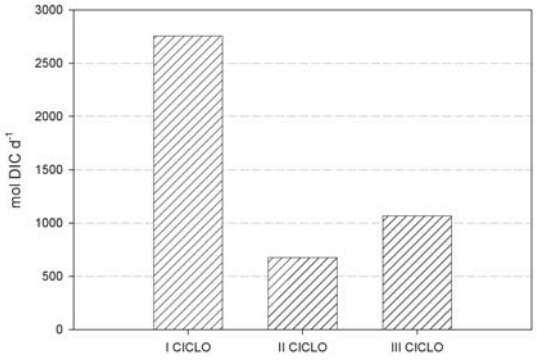


Fig. 7. Bilancio giornaliero del carbonio inorganico disciolto calcolato nei tre cicli di misure.

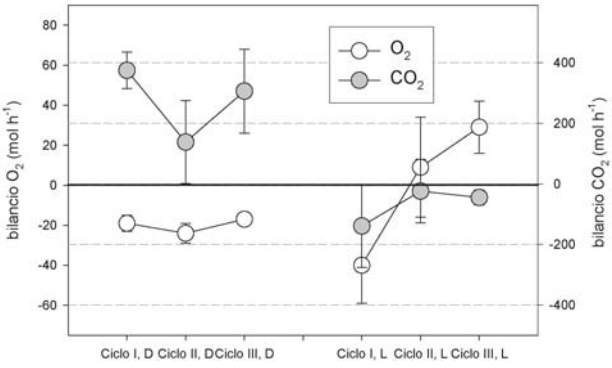


Fig. 8. Medie dei bilanci orari netti di O_2 e DIC calcolati nelle ore notturne (D=dark) e nelle ore diurne (L=light) in vasca 3. Sono stati mediati i bilanci determinati nelle ore centrali del giorno e della notte.

evidente come, in particolare durante il primo ciclo di misure, la vasca tenda a rigenerare questi nutrienti anziché intercettarli; questo avviene a causa della decomposizione delle biomasse algali e della scarsa capacità fotosintetica degli amassi. Ancora una volta si nota come l'asportazione di *Ulva* abbia un effetto immediato e positivo sulle dinamiche di N e P, determinando un decremento del rilascio di ammonio dalla vasca e un abbattimento netto di fosforo ortofosfato. Questo abbattimento, seppur minimo, è stato evidenziato dopo la seconda rimozione.

CONCLUSIONI

La mancanza di gestione dell'impianto di lagunaggio non solo ne pregiudica l'efficienza depurativa, ma ha effetti negativi sul recettore finale poiché determina lo scarico nella zona costiera di acqua anossica, ricca di azoto ammoniacale e fosforo ortofosfato e, nei casi peggiori, contenente solfuri liberi. I risultati di questa indagine evidenziano come, paradossalmente, l'impianto di lagunaggio non abbatta nutrienti ma, al contrario, li rigeneri dalle biomasse di *Ulva* in decomposizione.

Fondamentalmente, una gestione minima dell'impianto potrebbe essere basata sulla sola rimozione della biomassa in modo tale da contenere gli ammassi su valori inferiori a 3/4 kg di sostanza fresca per metro quadrato. Il nostro intervento, basato sulla rimozione

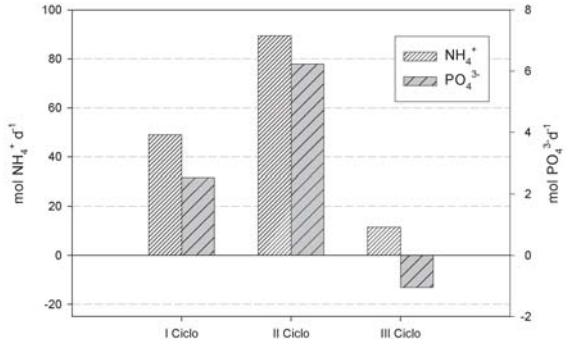


Fig. 9. Bilanci giornalieri di azoto ammoniacale e fosforo ortofosfato nei tre cicli di misure. Il sistema abbatte al netto solo fosforo reattivo dopo il secondo intervento di rimozione della macroalga.

successiva di circa il 20+20% della biomassa iniziale, si è dimostrato efficace e la risposta del sistema immediata. In soli tre giorni sono state evidenziate differenze significative nei bilanci di ossigeno, carbonio, azoto e fosforo.

Il successo parziale di questa sperimentazione è probabilmente dovuto al fatto che la biomassa in vasca al tempo finale (circa 4 kg ww m^{-2}) era ancora in eccesso per garantire il passaggio da un sistema nettamente eterotrofo, che rilascia nutrienti, ad uno nettamente autotrofo, che li immagazzina.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON L.G., P.O. J. HALL, A. IVERFELDT, M.M.R. VAN DER LOEFF, B. SUNDBY, S. F. G. WESTERLUND, 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnology and Oceanography* **31**: 319-329.

A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. 1981. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Am. Publ. Healt Assoc., Washington. 1134 pp.

BOWER C.E., T. HOLM-HANSEN, 1980. A salicylate-hypochlorite method for determining ammonia in seawater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 794-798.

Giordani G., R. Azzoni, M. Bartoli, P. Viaroli, 1997. Seasonal variations of sulphate reduction rates, sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water, Air and Soil Pollution* **99**: 363-371.

NEORI A., M.D. KROM, S.P. ELLNER, C.E. BOYD, D. POPPER, R. RABINOVITCH, P.J. DAVISON, O. DVIR, D. ZUVER, M. UCKO, D. ANGEL, H. GORDIN, 1996. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* **141**: 183-199.

PORRELLO S., M. LENZI, E. PERSIA, P. TOMASSETTI, M. G. FINOIA, 2003. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system. I. Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus. *Aquaculture* **219**: 515-529.

SCHUENHOFF A., M. SHPIGEL, I. LUPATSH, A. ASHKENAZI, F.E. MSUYA, A. NEORI, 2003. A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture* **221**: 167-181.

VALDERRAMA J.C., 1977. Methods used by the Hydrographic Department of National Board of Fisheries, Sweden. In Grasshof K. (ed), *Report of the Baltic Intercalibration Workshop*. Annex, Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea: 13-40.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 73-75.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Osservazioni sui popolamenti di Nono (*Aphanius fasciatus*, Valenciennes) e Gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard) in provincia di Ragusa

Antonino Duchi

Via Giordano Bruno 8 – Ragusa (fax 0932 621758; aduchi@tin.it)

RIASSUNTO

Nell'ambito della redazione della carta ittica della provincia di Ragusa sono stati indagati 9 siti (foci e pantani costieri) per verificare la presenza del nono (*Aphanius fasciatus*, Valenciennes), osservando contemporaneamente l'eventuale presenza di gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard).

In 5 siti (55%) il nono è risultato assente ed è stata riscontrata la gambusia, mentre in 4 siti (44%) è risultato presente; tra questi ultimi, la gambusia è risultata presente in 2 siti e assente negli altri 2.

Delle 4 popolazioni di nono riscontrate, 3 risultano incluse in un SIC, mentre una no. Nessuna è inclusa in un'area protetta. Due delle popolazioni in questione (1 in pantano ed 1 in foce) non risultavano censite precedentemente. Tale distribuzione appare confermare l'impatto della gambusia, competitrice del nono, su tale specie autoctona, impatto competitivo che appare 'modulato' dalle caratteristiche ambientali: infatti negli ambienti siti agli estremi per quanto riguarda parametri chimici e 'disturbo' è presente solo una specie, mentre negli ambienti con caratteristiche intermedie le due specie si riscontrano in simpatria.

PAROLE CHIAVE: nono / gambusia / *Aphanius fasciatus* / *Gambusia hoolbrooki* / Sicilia / Iblei

Mediterranean killifish (*Aphanius fasciatus*, Valenciennes) and gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard) populations in South-Eastern Sicily

We sampled 9 sites (coastal wetlands) to search for the Mediterranean killifish (*Aphanius fasciatus*, Valenciennes), and gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard). In five habitats (55%) we did not find the killifish but we found the gambusia; the killifish was still present in four habitats (44%). Both killifish and gambusia were present in two habitats (22%). Only killifish were present in two habitats. Three population of killifish live in a SIC; no population live in protected areas (park or reserves). Two populations of killifish had not been detected prior to this study. The distribution we found show the possibility of a heavy impact of gambusia on killifish in this area: with the outcome of competition apparently depending on environmental characteristics: in the more stable environments we found only gambusia, in the harsher ones only the killifish and in those with intermediate characteristics both species are found in sympatry.

KEY WORDS: mediterranean killifish / *Aphanius fasciatus* / *Gambusia hoolbrooki* / South-Eastern Sicily

INTRODUZIONE

In Italia, e in particolare in Sicilia, si è osservato un declino dei popolamenti di nono *(Aphanius fasciatus*, Valenciennes): ciò è stato messo in relazione soprattutto ad alterazioni ambientali, ma anche all'introduzione della gambusia (*Gambusia hoolbrooki*, Girard) (ZERUNIAN, 2002). Nella Sicilia sud-orientale è stato evidenziato un drastico declino dei popolamenti di nono (FERRITO e TIGANO, 1996) che, in alcuni bacini fluviali, ha portato alla loro totale scomparsa. Ciò ha sollecitato la necessità di individuare l'eventuale presenza di altre popolazioni in tale area (oltre a quelle citate da suddetti autori) in modo da verificarne lo status e le possibili minacce.

Il nono, infatti, è inserito nell'allegato II della direttiva Habitat e della convenzione di Berna. È considerato inoltre specie vulnerabile in Italia (ZERUNIAN, 2002). Le popolazioni relitte di nono sono particolarmente importanti dal punto di vista scientifico, in quanto tale specie è di notevole interesse per gli studi sulla variabilità e divergenza genetica e morfologica, in relazione anche

alle variazioni ambientali (TIGANO e FERRITO, 1985; MALTAGLIATI, 1999).

Le indagini svolte in provincia di Ragusa per la redazione della Carta Ittica Provinciale hanno permesso l'effettuazione di campionamenti ittici diffusi sul territorio e, quindi, di delineare un primo quadro della presenza di tale specie in un'area della Sicilia sud-orientale ancora non appieno conosciuta per quanto riguarda i popolamenti ittici.

MATERIALI E METODI

Sono stati indagati 9 siti: Pantano Longarini, Pantano di Marina di Modica, Pantano di contrada Pisciotto, Foce del Torrente Modica-Scicli, Foce del Fiume Irminio; Pantano di Cannitello, Foce del Fiume Ippari, Foce del Fiume Dirillo (Fig. 1). La fauna ittica è stata campionata, ove possibile, tramite elettrostorditore: in altri casi si è intervenuti con retini e con una sciabichetta da novellame (lunghezza 5 metri).

Fig. 1. Area di studio.

Contestualmente alla presenza del nono è stata presa in considerazione quella della gambusia, riportata in letteratura come specie sua competitrice (ZERUNIAN, 2002). La presenza delle due specie è stata messa in relazione con il livello di 'disturbo' dell'ambiente in questione, usando come indicatore il rapporto tra la salinità dell'acqua con quella del mare, misurata tramite un densimetro da acquario.

RISULTATI

Nella tabella I è illustrata la presenza delle due specie nei diversi siti in relazione a diversi indicatori di stabilità ambientale/disturbo (salinità relativa, presenza/assenza di fluenze, osservazione di morie ittiche).

In 5 siti (55%) non è stato osservato alcun individuo di nono mentre è stata riscontrata la gambusia; in 4 siti (44%) il nono è risultato presente: tra questi, in 2 siti (22 %) il nono è risultato presente insieme alla gambusia e in altri 2 siti (22 %) il nono è risultato presente e la gambusia assente.

Delle 4 popolazioni di nono riscontrate, 3 risultano incluse in un Sito di Importanza Comunitaria (SIC), mentre una no. Nessuna popolazione è inclusa in un'area protetta. Due delle popolazioni in questione (pantano Pisciotto e Foce Dirillo) non risultavano censite precedentemente. Ordinando i popolamenti in direzione di 'disturbo' maggiore è evidenziabile come negli ambienti più stabili, in cui sono minori le variazioni di presenza idrica (e quindi la salinità è minore) è stata riscontrata solo la gambusia; negli ambienti a maggiore escursione annuale della presenza idrica (e quindi molto salini o addirittura ipersalini in periodo estivo) è stato riscontrato solo il nono, mentre in ambienti con caratteristiche intermedie le due specie sono state rinvenute in simpatria.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La provincia di Ragusa era un tempo punteggiata da una serie di zone umide costiere, alcune delle quali sono totalmente scomparse a seguito delle opere di bonifica (ANTOCI, 1977). Probabilmente a ciò ha fatto

Tab. I. Presenza di nono e gambusia in relazione a diverse caratteristiche ambientali.

Corpo idrico	Foce Modica-Scicli	Foce Favara	Foce Ippari	Foce Irminio	Pantano Cannitello	Pantano Pisciotto	Pantano M. Modica	Foce Dirillo	Pantano Longarini
Salinità	(da molto inferiore alla salinità mare a ≥ salinità mare)								
Fluenze	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Morie ittiche	-	-	-	-	-	-	+	-	+
G. holbrooki	+	+	+	+	+	+	+	-	-
A. fasciatus	-	-	-	-	-	+	+	+	+

seguito la scomparsa di diverse popolazioni di nono, fatto ormai non più documentabile.

Per quanto concerne le zone umide ancora presenti, questo studio offre una possibile interpretazione della presenza di tale specie: in tale ambito il ruolo chiave sarebbe stato svolto dall'introduzione della gambusia che, verosimilmente, negli ambienti più favorevoli ha eliminato totalmente la forma autoctona. Paradossalmente negli ambienti più stressati il nono sembra aver trovato un 'rifugio' dalla competizione di tale specie alloctona.

Questo pone tali popolamenti 'sul filo del rasoio': se infatti l'instabilità ambientale ha permesso loro di sopravvivere alla competizione, la stessa instabilità di alcuni di questi ambienti (a volte a rischio di secca estiva completa) li pone comunque in uno stato di forte precarietà, tenuto conto anche della notevole pressione sulle risorse idriche presente in Sicilia (ALICATA *et al.*, 1994). D'altro canto le forti piene ed allagamenti che si verificano periodicamente rischiano di portare, o riportare, la gambusia, eventualmente presente in aree vicine, negli ambienti dove non è stata riscontrata.

Le indagini svolte hanno permesso di individuare alcuni popolamenti relitti che richiedono immediata attività di conservazione, tenuto conto oltretutto del continuo degrado in cui gli ambienti in questione sono sottoposti, quali ad esempio la costruzione di villaggi turistici nei loro pressi; ma anche interventi a monte, negli impluvi che li alimentano, potrebbero giocare un ruolo fortemente negativo. A questo riguardo appare particolarmente problematica la situazione del popolamento del Pantano Pisciotto, in quanto il sito non è SIC e quindi non possiede alcuno strumento di tutela specifico.

Le osservazioni svolte pongono inoltre il problema dell'eradicazione della gambusia che in alcuni di questi ambienti, per le loro ridotte dimensioni, potrebbe essere tentata, almeno in via sperimentale.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i signori: Franco Aprile, Giordano Bufardeci, Giancarlo Occhipinti, Giovanni Zocco per aver collaborato ai campionamenti ittici. Si ringrazia il Dr. Ian Harrison per aver corretto l'abstract.

Ricerca effettuata con finanziamento della Provincia di Ragusa.

BIBLIOGRAFIA

ALICATA P., DE PIETRO R., GERECKE R., 1994. Sicily: Inland-water Management at the Southern Margin of Europe: Call for an Intersectorial Dialogue. *Ambio*, **23**: 455-457.

ANTOCI F., 1977. *Aspetti naturali della provincia di Ragusa.* Editore paolino, Ragusa.

FERRITO V., TIGANO C., 1996. Decline of *Aphanius fasciatus* and *Salaria fluviatilis* populations in freshwaters of eastern Sicily. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* **7** (2): 181-184.

MALTAGLIATI F., 1999. Genetic divergence in natural populations of the Mediterranean brackish-water killifish *Aphanius fasciatus*. *Marine Ecology Progress Series* **179**: 155-162.

TIGANO C., FERRITO. V., 1985. Studio osteologico comparato del cranio di popolazioni *di Aphanius fasciatus* dell'Adriatico e di fiumi di Sicilia. *Animalia*, **12**: 13-57.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione?* Edagricole, Bologna, 220 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 77-81.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Effetto delle condizioni di allevamento sulla crescita e la morfologia nella tinca§

Manuela Gualtieri*, Massimo Mecatti

Dipartimento di Scienze zootecniche, Università degli Studi di Firenze, Via delle Cascine, 5 – 50144 Firenze

* *Referente per la corrispondenza (fax 0553212156; manuela.gualtieri@unifi.it)*

§ *Lavoro eseguito con finanziamento di Ateneo (ex-60%) e contributo FIPSAS regionale della Toscana.*

Riassunto
È stato utilizzato un impianto a ricircolo parziale per allevare giovanili di tinca fino a 22 mesi di età. I soggetti sono stati introdotti alla densità iniziale di 1,1 kg/m^3 (D1) o di 2,2 kg/m^3 (D2), rispettivamente 200 e 400 soggetti per vasca, con due ripetizioni. Nel periodo sperimentale, a partire dall'età di 10 mesi, le tinche sono state alimentate con un mangime estruso per salmonidi (PG 49%, EE 23%), distribuito al 2% del peso vivo in 2 pasti giornalieri. Per ogni densità è stata periodicamente rilevata la biomassa totale e, per verificare eventuali effetti sulla forma, sono state effettuate a campione a 16 mesi di età, oltre alla rilevazione del peso, le 6 misurazioni somatiche già ottenute a 4 mesi e calcolati 7 indici corporei. L'accrescimento –uguale in tutte le vasche– ha determinato il raddoppio delle densità iniziali. Sono altresì risultati diversi due indici somatici, ad indicare la tendenza allo spostamento del piano di massima altezza in direzione caudale nei soggetti delle vasche D2. Sui soggetti mantenuti alla densità inferiore è stata condotta una ulteriore rilevazione morfometrica a 22 mesi di età (densità finale 4,13 kg/m^3). Gli accrescimenti sono risultati nel complesso modesti, sebbene accompagnati da una mortalità ridotta. La densità adottata, associata alla modalità di allevamento e al comportamento della specie in queste condizioni appare influire sulle performance di accrescimento, con una modificazione della forma limitata in altezza a favore dello sviluppo in lunghezza.
PAROLE CHIAVE: tinca / densità / età / morfologia / indici corporei

Density effect on tench reared in water recirculation plant
The aim of this work has been to evaluate the effect of stocking density on tench (*Tinca tinca*) when reared in a water circulation plant. 1200 fish, about ten-month-old, have been stocked in 4 tanks (200 L) at 2 density: 1.1 kg/m^3 (N = 200) and 2.2 kg/m^3 (N = 400) and fed with an extruded feed for salmonids (CP 49%, EE 23%; 2% bw). The total weight of fish per tank was periodically measured, while samples of 10% of tench were taken at 16 months of age and subjected to the same body measurements previously obtained at 4 months of age. Then the same body indices were computed. Growth doubled density in all tanks in 6 months, without differences. On the contrary, morphology resulted affected. In fact, on the basis of the differences between body indices, the maximum height changed its position towards tail in fish stocked at the higher density. The same measurements were taken again at 22 months of age on fish maintained at the lower density. Growth resulted generally poor, although mortality remained low. Stocking density, together with rearing conditions and behaviour of tench appeared to affect both growing performances and morphology.

KEY WORDS: tench / stocking density / age / morphology / body indices

INTRODUZIONE

La tinca, tra le principali specie ittiche autoctone delle acque dolci della Toscana, è considerata meritevole di maggiori azioni di tutela perché in rarefazione in gran parte del territorio regionale (MECATTI e GUALTIERI, 2006). Le pratiche d'immissione a favore dell'esercizio della pesca, a fronte di una netta riduzione delle catture da parte dei pescatori dilettanti e professionisti, sono un indice dell'attenzione posta sulla specie ma anche della necessità di approfondire le indagini circa la presenza di popolazioni locali, in relazione alla diffusione reale sul territorio toscano. In tale prospettiva, allo scopo di costituire nuclei di riproduttori autoctoni da cui ottenere novellame per ripopolamento, può essere considerata la necessità di mantenere in condizioni controllate gruppi di individui di cui potrebbe anche essere verificato il valore genetico.

Esperienze di allevamento su tinche si sono finora focalizzate principalmente sullo svezzamento delle larve (WOLNICKI *et al*., 2003) e sull'allevamento dei giovanili, generalmente in stagnicoltura, fino al momento

più opportuno per l'immissione, nell'autunno o nella primavera successive alla nascita (DEES *et al*., 2003), con alcune esperienze non tradizionali di riproduzione (GASCO *et al*., 2001) e di allevamento, quest'ultimo in gabbia e con risultati insoddisfacenti a causa dell'etologia della tinca, tipicamente bentonica (RIZZOLI *et al*., 1998).

Il presente studio si inserisce nell'ambito di un'indagine sull'allevamento della tinca in un sistema a ricircolo parziale dell'acqua, dopo una prima fase di allevamento di giovanili in ambiente condizionato (MECATTI e GUALTIERI, 2003). Lo scopo della prova sperimentale è stato quello di verificare gli eventuali effetti sull'accrescimento e la morfologia dovuti alla modalità di allevamento e all'adozione di densità superiori a quelle naturali, avendo rilevato in precedenti esperienze e in accordo con altri autori (RENNERT *et al*., 2003) comportamenti della specie che potevano esprimere una difficoltà di adattamento all'allevamento in vasca.

MATERIALI E METODI

Tinche dell'età di 10 mesi (N=1200) sono state allevate in 4 vasche dell'impianto a ricircolo parziale dell'acqua presso gli allevamenti sperimentali del Dipartimento di Scienze zootecniche, secondo 2 diverse densità iniziali (in doppio): D1=1,1 kg/m^3 (N=200) e D2=2,2 kg/m^3 (N=400). Il sistema a ricircolo è stato allestito in due unità uguali, ognuna dotata di: filtro biologico (96 m^2 di superficie biofiltrante), filtro meccanico a monte (materassino in poliuretano espanso) e a valle (filtri a cartuccia) del biofiltro, debatterizzatore a raggi U.V. Ogni sistema era a servizio di 3 vasche da 0,5 m^3 a fondo quadrato e scarico centrale, delle quali due utilizzate ai fini della prova. La temperatura dell'acqua era stata mantenuta a 18-20°C nel periodo fino a 10 mesi di età (MECATTI e GUALTIERI, 2003), mentre nella presente indagine è stato evitato il condizionamento della temperatura fino all'autunno successivo, quando è stato ripristinato e mantenuto fino al termine della sperimentazione. Nel periodo sperimentale l'acqua è stata periodicamente monitorata per pH, ammoniaca totale, nitrati e nitrati. Gli animali sono stati alimentati con mangime commerciale per salmonidi estruso in pellet (proteina grezza 49%, lipidi 23%, fibra grezza 0,5%, ceneri 11%, fosforo 1,7%). L'alimento è stato distribuito in quantità pari al 2,0% del peso vivo presente per vasca in due somministrazioni, al mattino (ore 07:00) e alla sera (ore 17:00).

Dall'inizio della prova (9/4/2002) sono state eseguite a intervalli mensili 7 determinazioni del peso totale della biomassa presente in ogni vasca, fino a circa 16 mesi di età (9/10/2002) ed è stato calcolato il Tasso di accrescimento specifico: TAS= 100 x [(Ln Peso finale- Ln Peso iniziale)/giorni di prova].

Per verificare gli eventuali effetti sulla forma, su un campione (10%) dei soggetti presenti per ogni densità e vasca sono state rilevate a 16 mesi circa di età, previo trattamento anestetico (2-fenossietanolo: 0,6 mL/L), le seguenti misurazioni corporee, analogamente al campione iniziale all'età di 4 mesi (MECATTI e GUALTIERI, 2003): peso (g), lunghezza totale (cm), lunghezza del corpo muscolare (cm), lunghezza della testa (cm), altezza corporea al punto di inserzione craniale della pinna dorsale (cm), altezza massima (cm), distanza naso-piano di massima altezza (cm). Sono stati quindi calcolati i seguenti indici somatici (GERI *et al*., 1994): fattore di condizione (pesox100/ lunghezza totale^3), fattore B secondo JONES *et al*. (1999) [pesox1000/(lunghezza totale^2 x altezza massima)], indice craniale (lunghezza testa/lunghezza totale), 1° profilo relativo (altezza massima/lunghezza totale), 2° profilo relativo (distanza naso-piano di massima altezza/lunghezza totale), indice di agilità (distanza tra piano caudale e piano di massima altezza/altezza massima), 2° indice somatico (altezza corporea al punto di inserzione craniale della pinna dorsalex100/ lunghezza totale).

Sui soggetti alla densità inferiore è stata condotta una ulteriore rilevazione morfometrica a 22 mesi di età.

I dati grezzi sono stati analizzati mediante ANOVA (densità, prelievo). Sono state inoltre studiate le regressioni del peso e degli indici somatici sulla lunghezza totale rilevati a partire dall'età di 4 mesi, quando avevano presentato i seguenti valori medi (±d.s.): peso 1,18±0,34 g, lunghezza totale 4,52±0,41 cm (minimo 3,1 cm, massimo 6 cm), lunghezza del corpo muscolare 3,61±0,30 cm, lunghezza della testa 0,98±0,11 cm, altezza all'inserzione craniale della pinna dorsale 0,84±0,10 cm, altezza massima 0,90±0,10 cm, distanza naso-piano di massima altezza 1,54±0,15 cm, fattore di condizione 1,26±0,15, fattore B 62,98±5,60, indice craniale 0,22±0,02, 1° profilo relativo 0,20±0,01, 2° profilo relativo 0,34±0,02, indice di agilità 3,35±0,25, 2° indice somatico 18,62±1,27.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I parametri chimico fisici dell'acqua sono risultati compresi in quelli ben tollerati da altre specie ittiche più esigenti (salmonidi): pH 7,8-8,2, ossigeno disciolto minimo 6 mg/L (6-8 mg/L) ammoniaca indissociata inferiore a 0,05 mg/L, nitriti 0,075-0,085 mg/L, mentre al superamento di una concentrazione di nitrati di 100-130 mg/L sono stati eseguiti i ricambi di acqua nell'impianto.

I soggetti nel periodo di allevamento da 10 a 16 mesi di età, hanno presentato un incremento nei pesi medi ad ogni controllo successivo e di conseguenza nelle densità per vasca, con un rallentamento a partire dal

mese di settembre, in concomitanza con il diminuire delle temperature e del fotoperiodo (Fig. 1). Il peso medio delle tinche indica un moderato accrescimento, in grado di consentire quasi il raddoppio del peso in 6 mesi di prova (Tab. I). Non sono emerse differenze significative nel peso e nel TAS tra le due densità adottate. I valori di lunghezza totale hanno mostrato un intervallo di oscillazione piuttosto contenuto (minimo 6 cm, massimo 7,2 cm). La mortalità osservata nel corso dell'intera prova sperimentale è risultata complessivamente inferiore al 3%.

Non sono risultate mortalità né difficoltà di recupero dall'anestesia nelle tinche utilizzate per le rilevazioni biometriche. Tutti i soggetti venivano rimossi dalla soluzione narcotizzante appena riversi sul fianco per limitarne il tempo di contatto. Successivamente alle rilevazioni venivano posti in un contenitore con acqua ben ossigenata mediante diffusione con pietre porose collegate ad un dispositivo di areazione ed entro un tempo medio di 10 minuti erano in grado di nuotare autonomamente. Non sono state osservate in vasca mortalità successive collegabili all'uso del 2-fenossietanolo.

Dal confronto degli indici morfometrici (Tab. II), a fronte di una densità finale raddoppiata, tra le due densità adottate sono risultate solo due differenze statisticamente significative (P<0,05), per il 2° profilo relativo, maggiore per la densità più bassa (P=0,038) e per l'indice di agilità, più elevato nell'altra (P=0,046). In entrambi i casi, per quanto la significatività non sia risultata elevata, si è osservato alla densità inferiore un lieve spostamento in senso caudale dei punti di massima altezza corporea. Un certo rallentamento generale della crescita è apparso evidente, in parallelo a valori del fattore di condizione che sono risultati non molto superiori ad 1,3.

Sui soggetti allevati alla densità minore, il mantenimento a temperature non inferiori a 18°C per tutto l'inverno ha garantito un ulteriore incremento della biomassa (TAS 0,28) da 16 a 22 mesi di età e della densità finale di 4,13 kg/m^3 (+75,74%), un peso medio di 6,82±2,19 g ed una lunghezza di 7,80±0,69 cm (intervallo di lunghezza totale: 6,8-9,9 cm).

La relazione peso-lunghezza a questa densità, includendo nella stima i soggetti allevati dai 4 mesi di età fino al termine del periodo sperimentale è ben descritta dall'equazione di regressione Peso=5,207-2,413L_{tot}+

Tab. I. Valori del peso medio (±d.s.) e del tasso di accrescimento specifico delle tinche allevate a 2 densità.

	D1	D2
Densità iniziale kg/m^3	1,10 kg/m^3	2,20 kg/m^3
Densità finale kg/m^3	2,35 kg/m^3	4,35 kg/m^3
Peso iniziale (g)	2,00 (0,05)	1,85 (0,01)
Peso finale (g)	3,88 (0,20)	3,61 (0,04)
TAS	0,38 (0,04)	0,37 (0,01)

Tab. II. Valori medi (±d.s.) delle rilevazioni corporee e degli indici somatici delle tinche (16 mesi) di età allevate a 2 densità.

	D1	D2
Peso (g)	3,92 (0,79)	3,99 (1,15)
L. totale (cm)	6,65 (0,43)	6,63 (0,60)
L. corpo muscolare (cm)	5,38 (0,38)	5,35 (0,53)
L. testa (cm)	1,38 (0,13)	1,37 (0,15)
Alt. inserzione pinna dorsale (cm)	1,30 (0,12)	1,28 (0,20)
Alt. massima (cm)	1,40 (0,11)	1,37 (0,16)
L. naso-massima altezza (cm)	2,24 (0,16)	2,18 (0,21)
Fattore di condizione	1,33 (0,13)	1,34 (0,09)
Fattore B	62,86 (4,83)	64,96 (4,83)
Indice craniale	0,208 (0,02)	0,207 (0,01)
1° profilo relativo	0,211 (0,01)	0,206 (0,01)
2° profilo relativo	0,34^a (0,02)	0,33^b (0,01)
Indice di agilità	3,16^b (0,25)	3,27^a (0,19)
2° indice somatico	19,56 (1,42)	19,24 (1,94)

a, b per P<0,05.

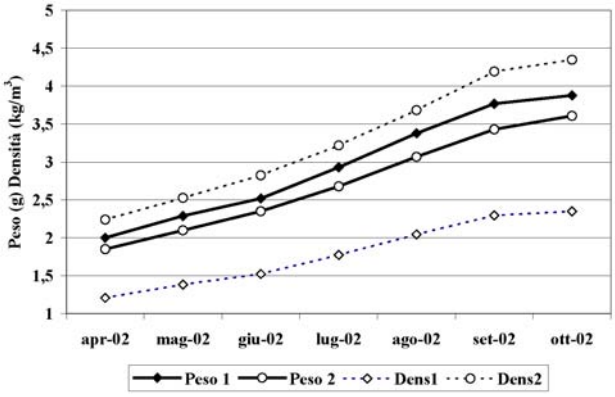


Fig. 1. Andamento dei pesi medi e delle densità nel periodo sperimentale.

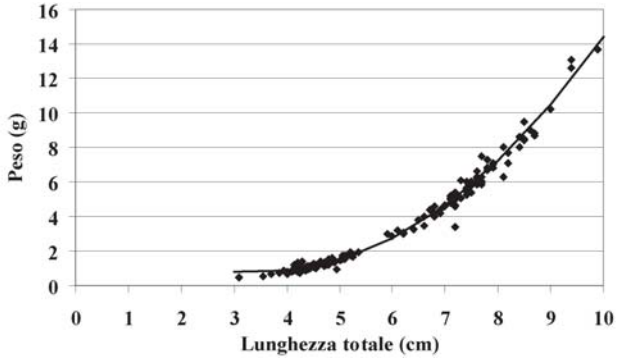


Fig. 2. Regressione lunghezza-peso di tinche allevate alla densità iniziale di 1,1 kg/m^3.

$0{,}333L_{tot}^{2}$ (R^2=0,98; Dsr=0,56; P<0,0001) e sembra confermare un rallentamento dell'accrescimento (Fig. 2).

Gli indici somatici a 22 mesi, questa volta confrontati con quelli del campionamento a 16 mesi di età dell'ottobre precedente, hanno mostrato sempre modificazioni significative. Il corpo tende ad accrescersi leggermente in altezza, come posto in evidenza dalla riduzione del fattore B (da 62,86 a 58,57; P<0,001) e dell'indice di agilità (da 3,16 a 2,65, P<0,001) ai quali si contrappongono gli incrementi del 1° profilo relativo (da 0,211 a 0,239; P<0,001) e del 2° indice somatico (da 19,56 a 22,44; P<0,001). L'aumento della corpulenza è rimasto comunque contenuto, per quanto significativamente in aumento (da 1,33 a 1,40, P<0,05). Lo sviluppo nel senso della lunghezza sembra presentare una componente significativa nella testa, per l'incremento dell'indice craniale (da 0,21 a 0,22; P< 0,01) mentre il valore maggiore a 22 mesi del 2° profilo relativo (da 0,34 a 0,37; P<0,001) conferma lo spostamento in senso cranio-caudale del piano di massima altezza. Le regressioni degli indici sulla lunghezza totale confermano tali differenze statistiche, con andamenti linearmente crescenti o decrescenti nell'intervallo osservato (Fig. 3-8), per quanto alcuni mostrino bassi valori di R^2 e l'indice craniale modificazioni poco significative.

Il comportamento dei soggetti, pur allevati per un tempo relativamente lungo, non ha presentato un adattamento soddisfacente alla cattività con questo modello di allevamento. I soggetti hanno sempre evidenziato un comportamento di fuga alla presenza di un operatore, raggruppandosi quasi a glomere dalla parte opposta per lungo tempo, anche dopo il suo allontanamento. Al tempo stesso hanno mantenuto un atteggiamento simile nelle ore del giorno corrispondenti ad un'elevata illuminazione dell'ambiente. Ciò, nonostante l'adozione di una parziale copertura delle vasche e il fatto che il loro margine superiore sia stato collocato ad una quota dal piano di calpestamento di 1,70 m.

CONCLUSIONI

Nella presente prova sperimentale è stato seguito l'allevamento di tinche in vasche collegate ad un sistema a ricircolo dell'acqua. I soggetti, allevati a 2 densità di allevamento diverse, hanno mostrato un accrescimento con scarse differenze a 16 mesi di età (2° profilo relativo e indice di agilità), pur differendo nettamente nella densità raggiunta (da 1,1 a 2,35 kg/m^3 e da 2,2 a 4,34 kg/m^3).

Dal confronto delle rilevazioni morfometriche e degli indici somatici a 16 e 22 mesi si evidenzia ancora un accrescimento dei soggetti significativo, con una densità finale quasi doppia (da 2,35 a 4,13 kg/m^3). Gli

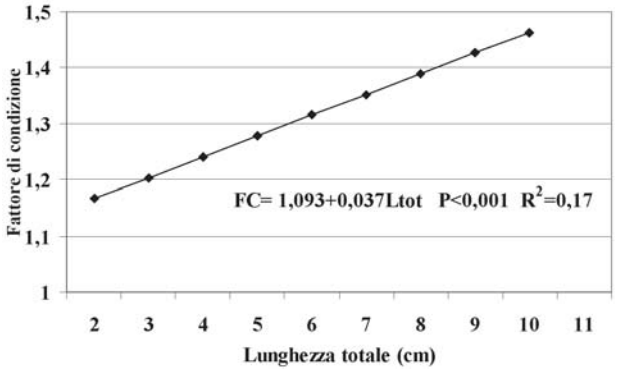


Fig. 3. Regressione lunghezza-fattore di condizione di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

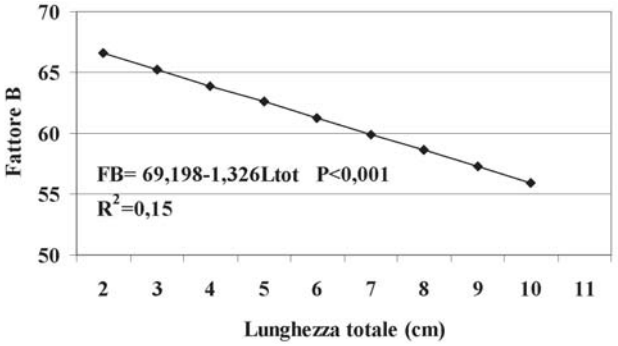


Fig. 4. Regressione lunghezza-fattore B di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

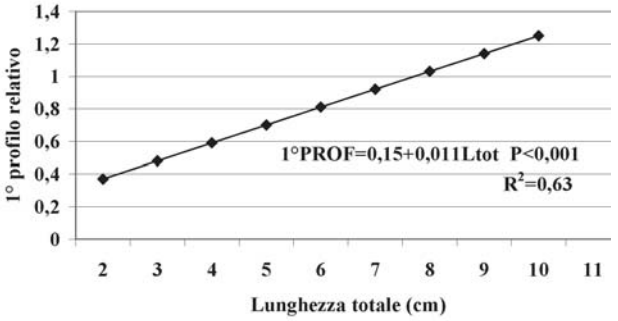


Fig. 5. Regressione lunghezza-1° profilo relativo di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

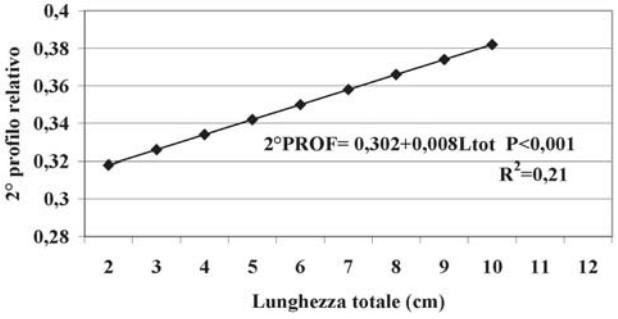


Fig. 6. Regressione lunghezza-2° profilo relativo di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

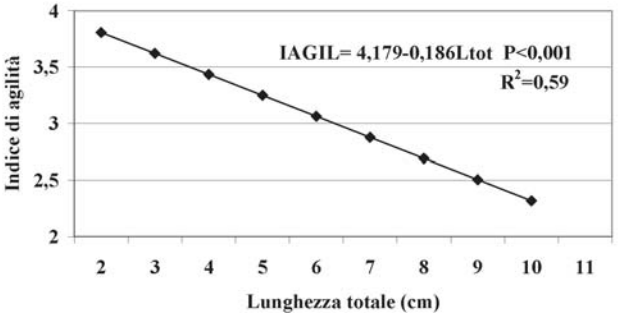


Fig. 7. Regressione lunghezza-indice di agilità di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

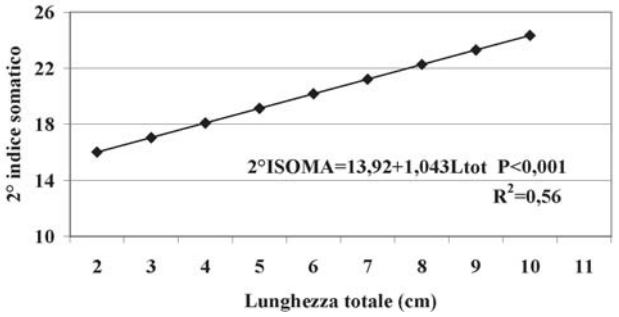


Fig. 8. Regressione lunghezza-2°indice somatico di tinche da 4 a 22 mesi di età (densità iniziale 1,1 kg/m^3).

indici somatici risultano tutti modificati, in relazione all'aumento della corpulenza e delle altezze massime. Il piano di massima altezza si sposta a 22 mesi decisamente in senso cranio-caudale (fattore B e indice di agilità decrescenti, 1° profilo relativo in aumento).

L'uso dell'anestetico, così come in precedenti esperienze ha permesso una rapida rilevazione delle misure corporee senza danni e ulteriori stress alle tinche (MECATTI e GUALTIERI, 2003; MYSZKOWSKI *et al.*, 2003).

A fronte di una bassa mortalità garantita dal sistema di allevamento, i valori del peso raggiunti sembrano tuttavia non soddisfacenti, per le ridotte prestazioni dei soggetti a maggiore potenziale di crescita. Sembrano forse favoriti i soggetti di taglia minore; notati sempre intervalli di lunghezza totale piuttosto ristretti.

La specie sembra mostrare uno scarso adattamento alla cattività, mantenendo un comportamento di fuga. Ciò suggerisce la necessità di sperimentare soluzioni atte a limitare i principali fattori di stress, disturbo antropico e competizione intraspecifica, similmente a quanto si ipotizza subisca in molte acque lentiche da parte delle specie alloctone invasive e dei predatori. Gli adattamenti principali alle vasche di allevamento sembrano quelli nel rapporto superficie/volume e nell'adozione di coperture economiche e di facile pulizia e rimozione limitanti la visibilità degli operatori o simulanti la vegetazione (fili plastici, kakaban).

BIBLIOGRAFIA

DEES A., RONCARATI A., MELOTTI P., MORDENTI O., 2003. Prove di allevamento della varietà dorata di tinca (*Tinca tinca*, L.) finalizzate alla costituzione di uno stock di riproduttori ed alla produzione di giovanili in stagno. Atti del Convegno Nazionale *Parliamo di.. .allevamenti alternativi e valorizzazione del territorio*, Cuneo, 25 settembre 2003: 175-178.

GASCO L., ZOCCARATO I., HAMARAL JR. H., 2001. Induced spawning of tench (tinca tinca) in small fibreglass tank: preliminary results. Proceedings of the *ASPA XIV Congress*, Firenze: 736-7367.

GERI G., GUALTIERI M., LUPI P., PARISI G., DELL'AGNELLO M., MECATTI M., 1994. Evolution morphologique des Téléostéens pendant la croissance. 1. Proposition d'une méthode d'étude. *Measures for success*, CEMAGREF Editions: 239-242.

JONES R.E., PETRELL R.J., PAULY D., 1999. Using modified length-weight relationship to assess the condition of fish. *Aquacultural Engineering*, **20**: 261-276.

MECATTI M., GUALTIERI M., 2003. Effetto della densità su tinche allevate in impianto a ricircolo. Atti del Convegno Nazionale *Parliamo di… allevamenti alternativi e valorizzazione del territorio*, Cuneo, 25 settembre 2003: 119-124.

MECATTI M., GUALTIERI M., 2006. La tinca: una specie in via di estinzione in Toscana? Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 305-308.

MYSZKOWSKI L., KAMINSKI R., WOLNICKI J., 2003. Response of juvenile tench *Tinca tinca* L. to the anaesthetic 2-phenoxyethanol. *J. Appl. Ichthyol*., **19**: 142-145.

RENNERT B., KOHLMANN K., HACK H., 2003. A performance test with five different strains of tench (*Tinca tinca* L.) under controlled warm water conditions. *J. Appl. Ichthyol*., **19**: 161-164.

RIZZOLI M., VALLISNERI M., ZACCANTI F., 1998. Growth and mortality in a cultured population of *Tinca tinca* L. *Riv. Idrobiol*. **37** (1/2/3): 89-105.

WOLNICKI J., KAMINSKYI R., MYSZKOWSKI L., 2003. Survival, growth and condition of tench *Tinca tinca* (L.) larvae fed live food for 12, 18 or 24 h a day under controlled conditions. *J.Appl. Ichthyol*., **19**: 146-148.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 83-88.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

L'utilizzo di specie ittiche bentoniche come bioindicatori delle acque di transizione

Enrico Marconato*, Marco Angelo Riva, Thomas Busatto, Giuseppe Maio, Stefano Salviati

Aquaprogram s.r.l. Via Borella 53 – 36100 Vicenza

* *Referente per la corrispondenza (fax 0444 301212; e.marconato@aquaprogram.it)*

Riassunto
In seguito all'elaborazione dei dati relativi ai campionamenti eseguiti in Provincia di Venezia per la stesura della Carta Ittica, è stato possibile ricostruire i vari areali di distribuzione delle specie ittiche presenti nei corsi d'acqua provinciali. Molto interessante è apparsa la distribuzione geografica di due piccole specie bentoniche d'acqua dolce, il cobite comune (*Cobitis taenia*) ed il ghiozzo padano (*Padogobius martensii*), pesci comuni nell'areale padano.
In particolare si è notato che queste due specie tendono a ridurre la loro abbondanza, fino a scomparire completamente, man mano che ci si avvicina alle zone di foce dei fiumi. Il ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzae*) popola le acque salmastre della laguna di Venezia e i tratti terminali dei fiumi e presenta un'areale di distribuzione complementare a quello evidenziato dalle due specie dulciacquicole. Si è osservato che la zona di confine tra le distribuzioni del ghiozzo padano e del cobite comune sembra coincidere con la zona di comparsa del ghiozzetto di laguna; per capire quali caratteristiche ambientali influenzano la presenza-assenza di questi pesci bentonici sono stati analizzati diversi parametri ambientali; in particolare sembra che la salinità sia un fattore determinante per comprendere la distribuzione territoriale delle citate specie.

PAROLE CHIAVE: Specie ittiche bentoniche / Bioindicatori / Acque di transizione

The use of benthonic fish specie as bioindicators of brackish waters
The elaboration of data concerning the sampling campaign done in the Venice Province to prepare the "Carta Ittica"document, allowed to determine the distribution of those species living in the province rivers. The distribution of two small benthos species, the "spined loach" (*Cobitis taenia*) and the "common goby" (*Padogobius martensii*) was very significant in relation to salinity; these species are very common in the padan watershed.
In particular these ones tend to decrease their abundance as soon as we reach the terminal reach of the rivers. The "ghiozzetto di laguna" (*Knipowitschia panizzae*) lives in the brackish water of Venice Lagoon and the terminal part of rivers and has a complementary distribution compared to that of the two freshwater species named before. The boundary of the distribution of spined loach and common goby occurs with the beginning of the distribution of ghiozzetto di Laguna; to know which features contribute to the presence or absence of these benthos species, it has been verified how some environmental parameters influence these fish. In particular the salinity degree seems to be important for the determination of the distribution of those species.

KEY WORDS: Benthonic fish fauna / Bioindicators / Brackish water.

INTRODUZIONE

Le acque interne comprendono una elevata varietà di ambienti, estremamente diversificati dal punto di vista morfologico, dimensionale, idraulico, chimico, ecc.; per ciò che riguarda le acque correnti, il fattore pendenza e la correlata velocità media di corrente, sono i parametri che principalmente determinano la tipologia ambientale dominante del corso d'acqua.

Nel suo approssimarsi al mare, anche l'aspetto chimico assume una forte importanza, soprattutto in relazione al parametro salinità; infatti, in dipendenza delle fluttuazioni di marea e della portata del corso d'acqua, lunghi tratti di fiume prima dello sbocco a mare sono interessati da valori di salinità talvolta molto elevati, causati dalla risalita del "cuneo salino".

Nel delta del Po, ad esempio, nelle zone profonde dei vari rami in cui si divide il fiume prima di sfociare in mare, vi sono condizioni di salinità equiparabili a quelle marine (MARCONATO *et al.*, 2004).

La provincia di Venezia è rappresentata da una lunga fascia di territorio, addossata alla linea di costa, compresa tra le foci del Tagliamento e dell'Adige. Quest'area è caratterizzata da pendenze estremamente ridotte e ampie zone del territorio provinciale sono localizzate al di sotto del livello del mare (DAL PRÀ *et al*., 2001). La loro colonizzazione è stata resa possibile nel corso dei secoli, grazie ad una imponente opera di bonifica che utilizza una diffusa rete di canali di drenaggio associata ad un efficiente sistema di sollevamento meccanico delle acque. Per i sopra citati motivi, comunque, il fattore salinità interessa lunghi tratti dei corsi d'acqua che attraversano la provincia, prima della foce.

Altra particolarità è la presenza di un'estesa area lagunare, con condizioni di salinità variabili ma comunque intermedie tra quelle di acqua dolce e quelle marine, che per lungo tratto separa il territorio provinciale dalla linea di costa vera e propria.

In seguito all'elaborazione dei dati relativi ai campionamenti eseguiti in Provincia di Venezia per la stesura della Carta Ittica (MARCONATO *et al*., 2000), è stato possibile ricostruire i vari areali di distribuzione delle specie ittiche presenti nel reticolo idrografico provinciale.

Tra i dati raccolti, molto interessante è apparsa la distribuzione geografica di due piccole specie bentoniche d'acqua dolce, il cobite comune (*Cobitis taenia*) ed il ghiozzo padano (*Padogobius martensii*) (Fig. 1), pesci comuni nell'areale padano (GANDOLFI *et al*., 1991; MARCONATO *et al*., 1985; MARCONATO *et al*., 2000).

In particolare si è notato che queste due specie tendono a ridurre la loro abbondanza, fino a scomparire completamente, man mano che ci si avvicina alle zone di foce dei fiumi.

In concomitanza con la scomparsa delle due sopra citate specie, si osserva –al contrario– la presenza di un'altra specie bentonica, il ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzae*); questo piccolo pesce popola le acque salmastre della laguna di Venezia e solo con i campionamenti effettuati in questa indagine è stato possibile ricostruirne la distribuzione anche nei tratti terminali dei fiumi.

Con il presente lavoro si è cercato di verificare se vi sia una correlazione tra la distribuzione di queste specie ittiche e la condizione di salinità che ciclicamente interessa una larga fascia del territorio provinciale.

MATERIALI E METODI

Nella realizzazione della Carta Ittica della Provincia di Venezia sono state campionate 140 stazioni omogeneamente distribuite nel reticolo idrografico provinciale. I campionamenti hanno fornito dati relativi ai principali parametri (densità e biomassa) delle popolazioni delle varie specie rinvenute. Sulla base dei dati raccolti è stata ricostruita la distribuzione delle specie ittiche d'acqua dolce che popolano i corsi d'acqua della Provincia.

Nelle stesse stazioni in cui sono stati eseguiti i campionamenti ittici, sono stati rilevati numerosi parametri ambientali, tra cui la conducibilità dell'acqua; tale parametro è correlato alla salinità in quanto è proporzionale al contenuto di sali disciolti nel mezzo liquido in funzione della temperatura. Oltre alle informazioni raccolte nelle stazioni analizzate per la stesura della Carta Ittica, sono stati utilizzati anche i dati chimico-fisici raccolti dalla Regione Veneto nelle stazioni predisposte per il Piano Regionale della Qualità delle Acque (AAVV., 1987). È stato così possibile definire cartograficamente i tratti di fiume interessati dalla risalita del cuneo salino.

Una ulteriore verifica si è potuta effettuare confrontando i dati precedenti con quelli della carta del territorio provinciale relativa all'intrusione del cuneo salino, realizzata dai geologi sulla base di dati geochimici e fornita dall'Ufficio Tecnico Provinciale (BASSAN *et al*., 1994). La linea di intrusione del cuneo salino è stata ricostruita dai geologi sulla base di introspezioni e carotaggi recentemente realizzati in numerosi punti lungo la gronda lagunare.

Cenni sull'ecologia delle specie ittiche utilizzate

Cobite comune: specie di piccola taglia indigena dell'Italia settentrionale, vive nei corsi d'acqua pedemontani e di pianura occupando di preferenza microambienti a fondo sabbioso e fangoso. Conduce vita strettamente bentonica e si ciba "filtrando" i sedimenti del fondo. Il suo habitat ideale è rappresentato dai corsi d'acqua dell'alta pianura a ridotta velocità di corrente, dove questa specie è in grado di costituire abbondanti popolazioni; elevate densità si raggiungono anche nelle piccole rogge di risorgiva con fondali costituiti principalmente da sabbia e limo. La mobilità del cobite è piuttosto ridotta nelle ore diurne, durante le quali tende a rimanere infossato nella sabbia; solo nelle ore notturne questo pesce inizia a compiere piccoli spostamenti, in cerca del cibo.
Gli esemplari di questa specie, presumibilmente anche a causa della loro ridotta motilità, tendono a non distribuirsi uniformemente nel territorio, ma ad addensarsi nelle zone in cui le condizioni ambientali sono più idonee.

Ghiozzo padano: piccolo gobide endemico dell'Italia settentrionale, è diffuso in tutte le acque moderatamente correnti della fascia prealpina e appenninica, dalla pianura fino a quote di circa 400 m sul livello del

mare. Il ghiozzo padano preferisce i fondi con sassi e ciottoli, substrati necessari per la deposizione delle uova, ma lo si rinviene anche in tratti potamali con una discreta vegetazione sul fondo. Si tratta di una specie particolarmente sedentaria, non in grado di compiere grandi spostamenti, e che tende a muoversi all'interno di un proprio territorio. Entrambi i sessi sono territoriali ma, mentre per il maschio il territorio ha una funzione sia trofica che riproduttiva, per le femmine il territorio ha esclusivamente una funzione trofica.

Ghiozzetto di laguna: specie di piccola taglia, endemica delle acque salmastre dell'Alto Adriatico, il ghiozzetto di laguna ha un ciclo vitale piuttosto breve, poco più che annuale. Vive su fondali sabbioso-fangosi, nutrendosi di piccoli organismi bentonici e planctonici. È in grado di tollerare forti variazioni di salinità e tende a colonizzare preferibilmente le acque lagunari e le zone terminali dei corsi d'acqua. Come il ghiozzo padano, anche il ghiozzetto di laguna è una specie abbastanza sedentaria e con uno spiccato istinto territoriale.

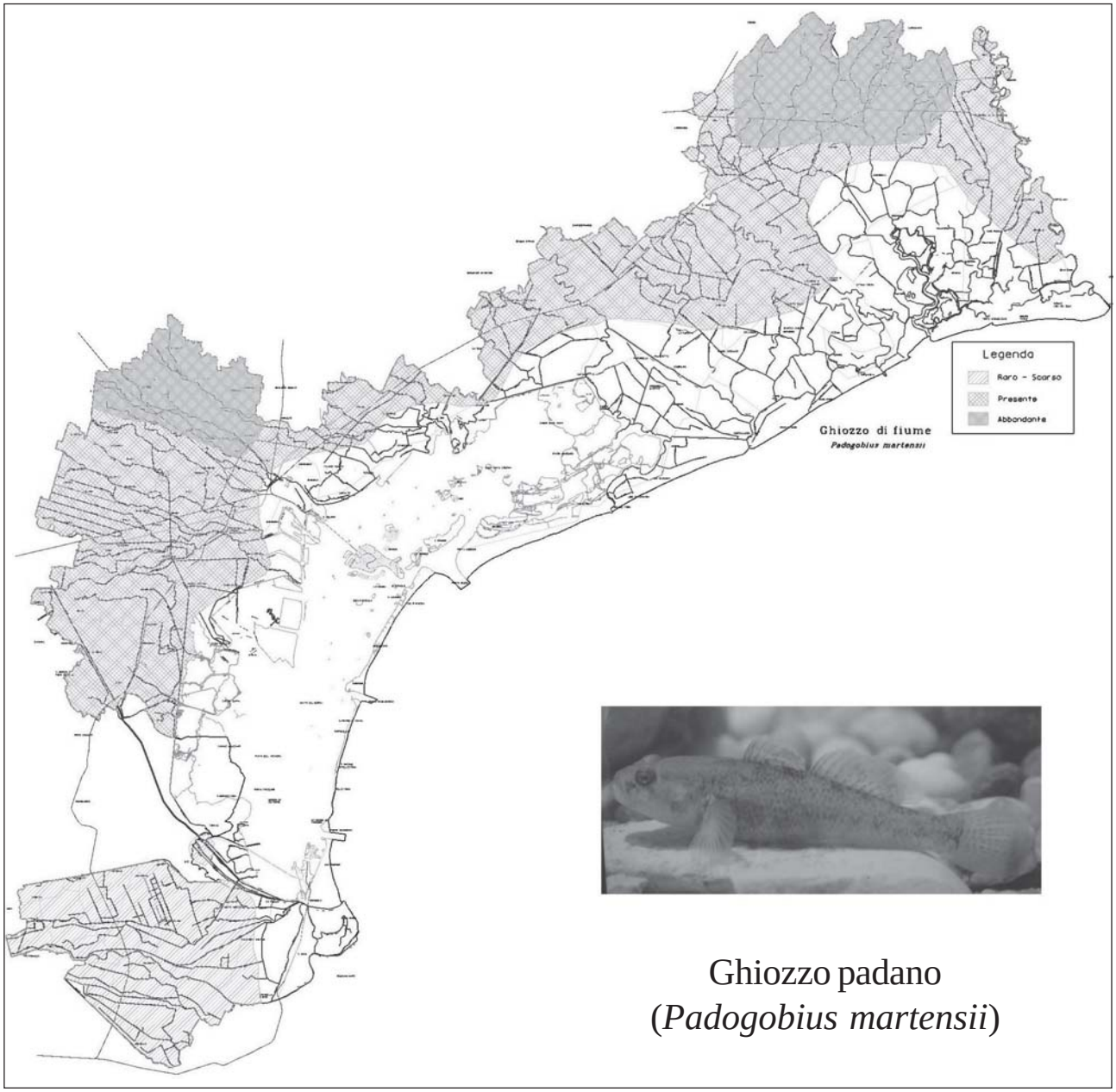


Fig. 1. Areale di distribuzione del ghiozzo padano in Provincia di Venezia.

RISULTATI

Come anticipato, sulla base dei risultati dei campionamenti ittici effettuati, è stato possibile ricostruire graficamente l'areale di distribuzione del ghiozzo padano, del cobite comune e del ghiozzetto di laguna, nel reticolo idrografico della Provincia di Venezia. L'areale di distribuzione delle due specie dulciacquicole è completamente sovrapponibile, per cui per semplicità in figura 1 è presentato solo quello relativo al ghiozzo padano.

La stessa operazione è stata eseguita per le popolazioni di ghiozzetto di laguna; in questo modo è stato possibile determinare l'areale di distribuzione di questa specie all'interno del reticolo idrografico provinciale; i dati ottenuti sono stati riportati anche in questo caso su supporto cartografico (Fig. 2).

Da un confronto tra le due immagini si può notare che solo in alcune aree piuttosto ristrette (ad es. alcuni tratti terminali dei fiumi Brenta e Bacchiglione, nell'area meridionale della provincia) sia il ghiozzo padano che il ghiozzetto di laguna siano entrambi presenti, pur a densità ridotta; di norma, comunque, le due specie

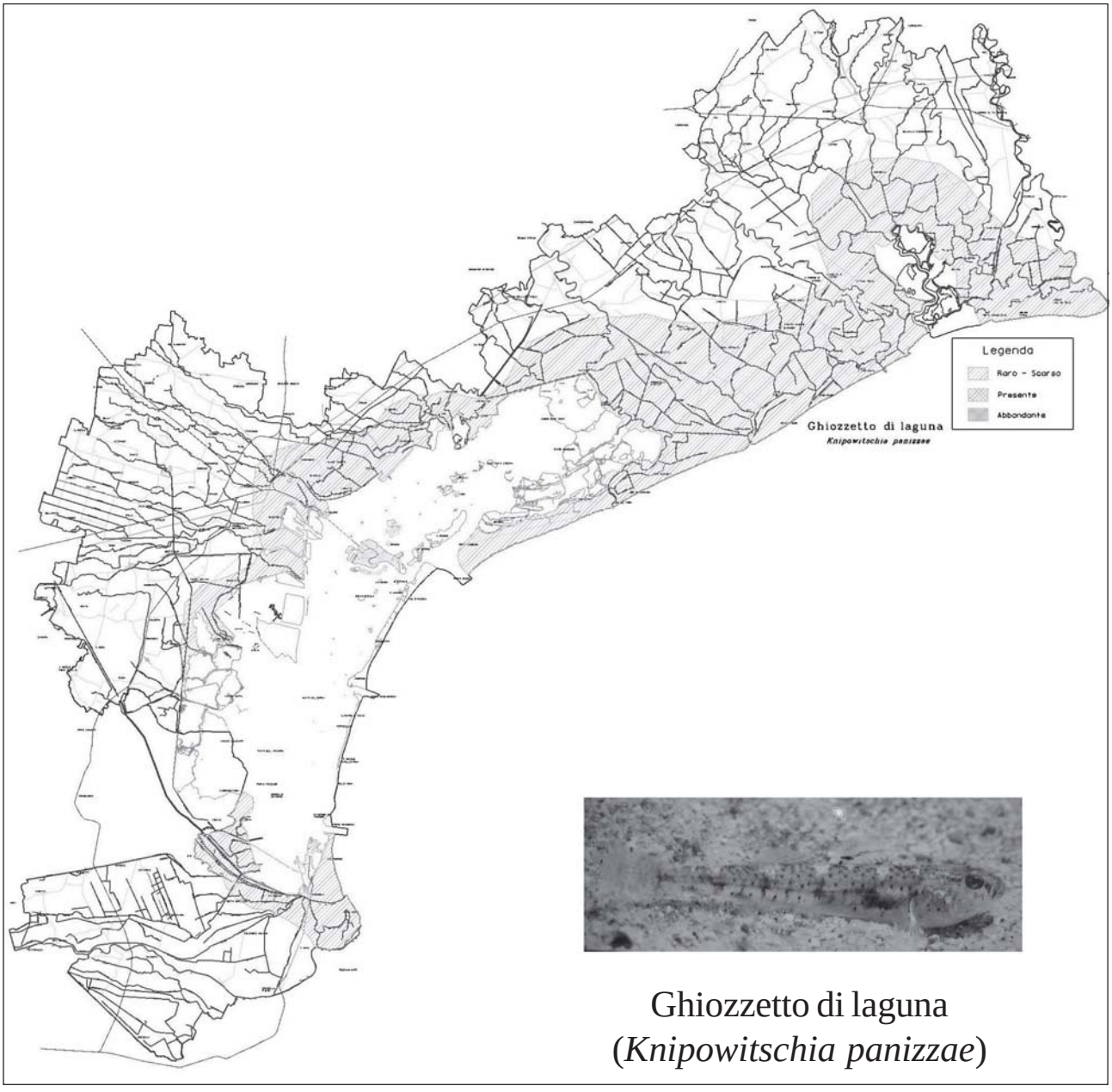


Fig. 2. Areale di distribuzione del ghiozzetto di laguna in Provincia di Venezia.

sembrano colonizzare aree adiacenti e quasi mai sovrapposte.

Perciò, mentre la presenza delle due specie dulciacquicole tende a ridursi fino a scomparire procedendo man mano verso la foce, da un certo punto a valle la presenza del ghiozzetto di laguna tende ad aumentare.

Utilizzando i dati relativi ai valori di conducibilità rilevati durante le azioni di campionamento della Carta Ittica, e grazie alle stazioni del P.R.Q.A. della Regione Veneto (AAVV., 1987), è stata disegnata in via preliminare una cartografia che descrive la risalita massima del cuneo salino lungo i corsi d'acqua provinciali (Fig. 3 – linea punteggiata).

Un ulteriore contributo cartografico è stato inoltre ricavato grazie alle informazioni fornite dall'Ufficio Tecnico Provinciale; in questo caso è stato possibile determinare, in un altro modo, il limite massimo di intrusione del cuneo salino, utilizzando cioè dati basati su carotaggi e rilevamenti geochimici. Questi non sono disponibili per tutto il territorio provinciale anche se, malgrado ciò, si è riusciti a determinare in alcune aree un limite di demarcazione abbastanza netto (Fig. 3 –

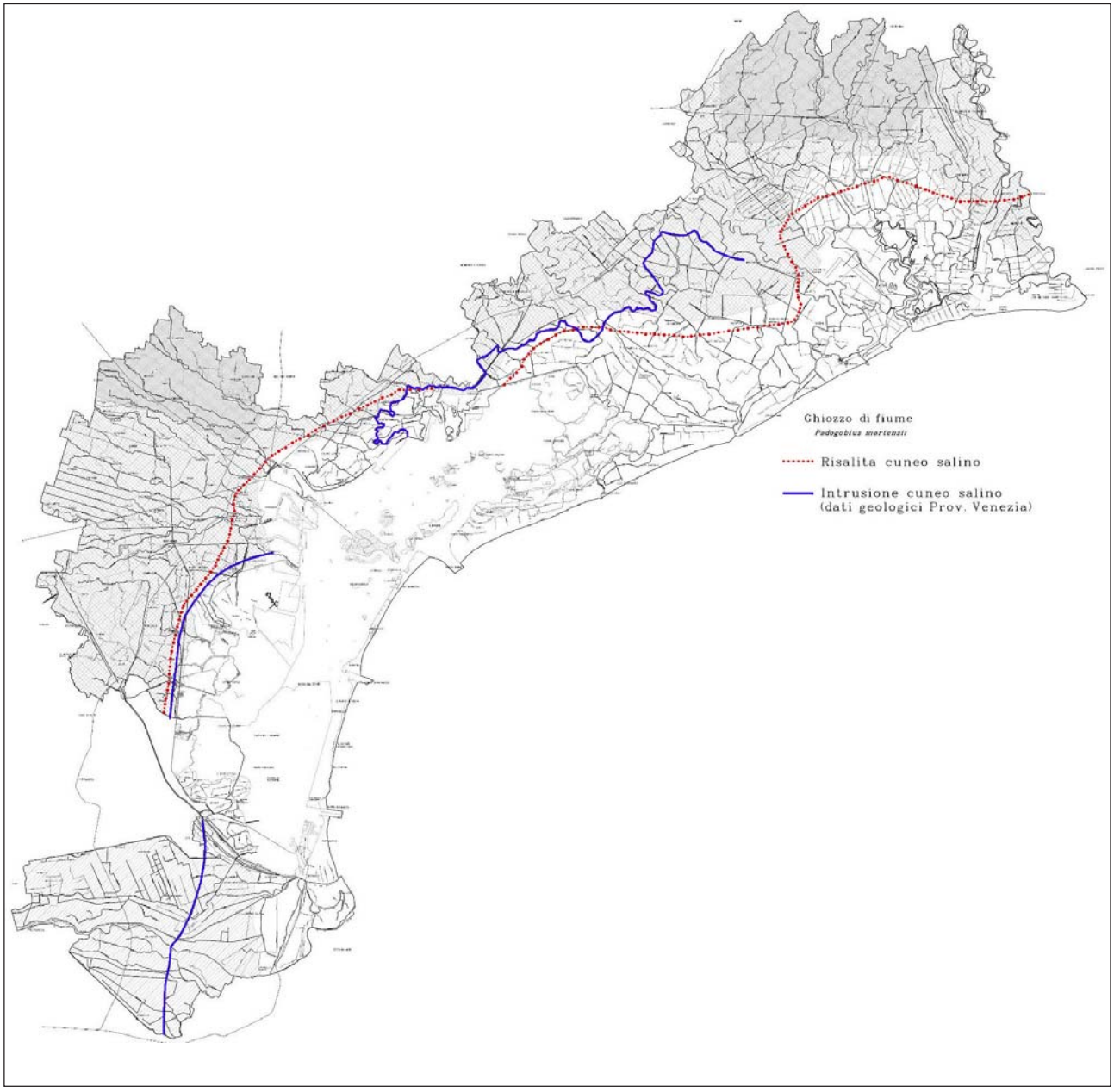


Fig. 3. Areale di distribuzione del ghiozzo padano con riferimento all'intrusione del cuneo salino.

linea continua). In figura 3, quindi, le linee di massima risalita del cuneo salino così ricostruite, vengono confrontate con l'areale di distribuzione del ghiozzo padano. Come si può facilmente osservare, le linee che descrivono i limiti massimi di risalita del cuneo salino, "costruite" sia sulla base dei dati di conducibilità misurati sui corsi d'acqua che sulla base dei dati geochimici, tendono a seguire e a sovrapporsi significativamente ai limiti dell'areale di distribuzione del ghiozzo padano verso il mare.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati delle osservazioni sopra effettuate evidenziano e confermano che il ghiozzo padano e il cobite comune sembrano comportarsi come specie relativamente "stenoaline", ovvero non in grado di tollerare variazioni di salinità (MARCONATO *et al.*, 2000; GANDOLFI *et al.*, 1991). Il fatto poi che siano specie bentoniche e con scarse capacità natatorie, impedisce che le stesse siano in grado di spostarsi velocemente lungo l'asse longitudinale del fiume in concomitanza con l'aumentare della salinità dovuta alla risalita del cuneo salino, per sfuggire delle condizioni ambientali inidonee.

Da questo punto di vista, quindi, entrambe le specie considerate possono fungere da veri e propri "bioindicatori" delle condizioni di salinità che si possono presentare nel corso d'acqua.

Al contrario, il ghiozzetto di laguna è certamente più frequente nelle acque con un certo tenore di salinità, ma è presente pure in ambienti praticamente dulciacquicoli, evidenziando un notevole grado di eurialinità; ciò è d'altra parte ben conosciuto, dal momento che questo gobide si è dimostrato in grado di costituire popolazioni naturali anche in ambienti d'acqua dolce come il lago Trasimeno (BORRONI, 1976). Conferma questa sua capacità il rinvenimento di popolazioni localizzate di ghiozzetto di laguna in canali di bonifica raramente interessati da acque salmastre.

Per questo motivo, se il parametro salinità appare determinante nel definire verso valle la presenza delle due citate specie stenoaline, presumibilmente potrebbe essere legato ad altri fattori il limite massimo di distribuzione del ghiozzetto di laguna verso monte. In particolare, sembra importante il tipo di substrato: infatti la presenza in acque dolci del ghiozzetto di laguna è sempre associata a fondali limoso-fangosi, ma d'altra parte non si possono escludere anche eventuali problemi di competizione spaziale o alimentare con il ghiozzo padano.

BIBLIOGRAFIA

AA. VV., 1987. *Piano per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e quantitative dei corpi idrici della Regione del Veneto. Relazione*. Ed. Giunta Regionale del Veneto. Segreteria per il Territorio – Dipartimento per l'Ambiente. 65 pp.

BASSAN V., FAVERO V., VIANELLO G. VITTURI A., 1994. *Studio geoambientale e geopedologico del territorio provinciale di Venezia – parte meridionale– Carta geopedologica (scala 1:50.000).* Provincia di Venezia, Venezia, 261 pp.

BORRONI I., 1976. Involontaria introduzione nel Lago Trasimeno (Umbria) di un Gobide d'acqua salmastra (*Knipowitschia panizzae*) a seguito di pratiche ittiogeniche. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., **33:** 207-304.

DAL PRÀ A., GOBBO L., VITTURI A., ZANGHERI P., 2001. *Indagine idrogeologica del territorio provinciale di Venezia.* Ed. Provincia di Venezia. Settore Tutela e Valorizzazione del Territorio, Venezia, 126 pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P, MARCONATO A., 1991. I *pesci delle acque interne italiane.* Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.

MARCONATO A., SALVIATI S., MAIO G., MARCONATO E., 1985. *La distribuzione dell'ittiofauna nella provincia di Vicenza.* Provincia di Vicenza, Assessorato alla Pesca, 149 pp.

MARCONATO E., BUSATTO T., MAIO G., SALVIATI S., 2000. *La fauna ittica della provincia di Venezia.* Ed. Provincia di Venezia, Assessorato Caccia, Pesca e Polizia Provinciale, Venezia, 174 pp.

MARCONATO E., BUSATTO T., MAIO G., SALVIATI S., 2004. *La caratterizzazione delle acque di transizione del Delta del Po e dei corsi d'acqua scolanti in laguna di Venezia*. ARPAV Veneto Osservatorio Acque di Transizione. Relazione tecnica.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 89-101.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po

Gilberto Forneris[1], Fabrizio Merati[2], Massimo Pascale[3], Gian Carlo Perosino[4]*

1 Dip. di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino. Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO)

2 Studio Idrobiologico Lombardo, via Einstein, 24 - 20083 Gaggiano (MI).

3 Via Città di Traunstein, 8 - 10064 - Pinerolo (To).

4 C.R.E.S.T., Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio, via Caprera, 15 - 10136 Torino.

** Referente per la corrispondenza (g.c.perosino@tiscali.it)*

RIASSUNTO
Con questo lavoro si propone una metodologia di determinazione di un indice ittico (I.I.) da applicare ai corsi d'acqua naturali della porzione occidentale del bacino del fiume Po. Dai valori dell'I.I. si ricavano le "classi di qualità" individuabili in cinque categorie**:** dalla prima (la migliore) alla quinta (la peggiore). Sono previsti campionamenti condotti con sistemi semiquantitativi, al fine di ottenere dati sulla consistenza delle popolazioni costituenti le comunità ittiche presenti nei tratti fluviali oggetto di analisi. I dati vengono quindi inseriti in un semplice algoritmo che porta ai valori finali dell'I.I. e quindi alle classi di qualità. L'I.I. dipende dal numero di specie presenti nel tratto fluviale indagato. Ciascuna specie condiziona il valore finale in funzione della consistenza della popolazione, della distribuzione a livello europeo, nazionale e nel bacino del fiume Po e del suo stato di conservazione sulla base di quanto segnalato dalla letteratura e dalle liste della Comunità Economica Europea. La classe di qualità è espressione dell'I.I. anche in funzione delle potenzialità tipiche delle diverse zone divise nelle due categorie**:** zona ittica a salmonidi (ZP1) e zona ittica a ciprinidi (ZP2).

PAROLE CHIAVE: indice ittico / valore naturalistico delle specie ittiche / qualità delle comunità ittiche

Introduction on an icthyic index (I.I.) for the Po western basin
This work brings in a methodology aiming to determine an I.I. for the natural watercourses of the western area of the Po basin. The I.I. values will identify five quality classes ranging from the first one (the best) to the fifth one (the worst). We estimate to carry out samplings based on a semi-quantitative system, in order to obtain data related to the vastness of the population making up the icthyic communities of the watercourse area taken into account. These data will be inserted a simplex procedure which works out the final values of the I.I. and, as a consequence, of the quality classes. The I.I. depends on the number of the species living in the investigated stream section. Each species affects the final value with relation to: the vastness of the population, its distribution on European, national, local basis, its preservation state according to books on that subject or UE list. Quality classes indicate the I.I. values also with relation to the standard capacity of different areas pertaining to two categories: salmonoid icthyic area (ZP1) and cyprinoid icthyic area (ZP2).

KEY WORDS: fish index / naturalistic value of fish species / quality of fish communities

INTRODUZIONE

L'indice ittico (I.I.) proposto nel presente lavoro esprime una valutazione della qualità naturalistica della comunità ittica che popola un ecosistema ad acque correnti; esso non fornisce espressamente indicazioni sulla qualità delle acque, anche se risultano più o meno evidenti connessioni tra lo stato dell'ambiente acquatico e quello delle popolazioni ittiche; tuttavia si sottolinea l'importanza di una valutazione sugli aspetti prevalentemente naturalistici di un'importante componente delle cenosi acquatiche qual è l'ittiofauna.

Un alto livello di differenziazione, in termini di ricchezza di specie (biodiversità), con riferimento soprattutto a quelle rare e/o endemiche e/o che destano preoccupazione per il loro stato di conservazione, comporta una particolare attenzione per la tutela. La presenza di situazioni caratterizzate da alterazioni della composizione della fauna ittica, per esempio per scomparsa di una o più specie e/o presenza di forme alloctone e quindi da un basso livello di qualità, comporta strategie di recupero ambientale, per ristabilire migliori

condizioni di qualità delle acque e di rinaturalizzazione degli alvei e prevedere forme più corrette di gestione per fini alieutici. D'altra parte vi sono situazioni con ittiofauna scarsamente rappresentata (alte zone dei salmonidi) o assente per cause naturali, quali ad esempio torrenti alimentati direttamente dall'ablazione di ghiacciai o corsi d'acqua con portate eccessivamente ridotte, per cui risulta una scarsa qualità, senza che ciò significhi presenza di alterazioni ambientali. In questi casi l'I.I. esprime una valutazione esclusivamente in termini di valori assoluti della ricchezza naturalistica. In altri casi, soprattutto nei corsi d'acqua principali, l'I.I. fornisce anche indicazioni sullo stato ambientale.

L'indice ittico (I.I.) si applica alle seguenti tipologie ambientali, presenti nel bacino occidentale del Po (Fig. 1) e codificate nel seguente modo (DE BIAGGI *et al.*, 1987; C.R.E.S.T., 1988; AA.VV., 2003):

– acque correnti naturali a regime glaciale permanenti (alpino); sono "*zone ittiche a salmonidi*", biologicamente poco produttive per i forti limiti dovuti alle basse temperature ed alla torbidità estiva;
– acque correnti naturali a regime pluvionivale permanenti (prealpino); le più frequenti del bacino occidentale del Po; sono "*zone ittiche a salmonidi*", nei fondovalle dei principali bacini e la maggior parte dei loro tributari, fino allo sbocco in pianura, o di transizione con le "*zone ittiche a ciprinidi*", talora fino alla confluenza con il Po;
– acque correnti naturali a regime pluviale permanenti (di pianura e/o collinari); sono, quasi sempre, "*zone ittiche a ciprinidi*", prevalentemente reofili, con cenosi acquatiche ricche e diversificate.

Per quanto riguarda le sorgenti e risorgive ed i canali artificiali, è da verificare l'applicabilità dell'I.I., in quanto, per questi ambienti, le simulazioni di verifica non sempre hanno fornito risultati coerenti rispetto alle situazioni reali degli ecosistemi oggetto di analisi. Le tipologie sopra indicate sono ambienti classificati con il codice 24 nell'ambito del sistema Corine (EUROPEAN COMMUNITIES COMMISSION, 1991). Dall'applicazione dell'I.I. sono esclusi gli ambienti ad acque stagnanti.

VALORE NATURALISTICO DELLE SPECIE ITTICHE

L'indice ittico deriva dall'applicazione di una procedura fondata sul prodotto di alcuni fattori moltiplicativi valutati per le singole specie:

OR - origine della specie; considera lo "status" originario delle singole specie; è un fattore moltiplicativo positivo (+1) per quelle autoctone e negativo (-1 o -2) per quelle alloctone (Tab. I);

EN - distribuzione e consistenza delle popolazioni delle specie autoctone; considera la distribuzione areale con un fattore moltiplicativo tanto più elevato quanto meno esteso è l'areale stesso (endemismi), anche considerando la consistenza delle popolazioni (Tab. II).

DC - segnalazioni della Direttiva CEE 92/43 "HABITAT" e della Convenzione di Berna; considera i provvedimenti a livello europeo fondati sulla necessità di tutela di alcune specie ritenute di interesse naturalistico e/o gestionale (Tab. III).

Per ogni specie si ottiene un *valore intrinseco* "V" dato dal prodotto V = OR·EN·DC (Tab. IV).

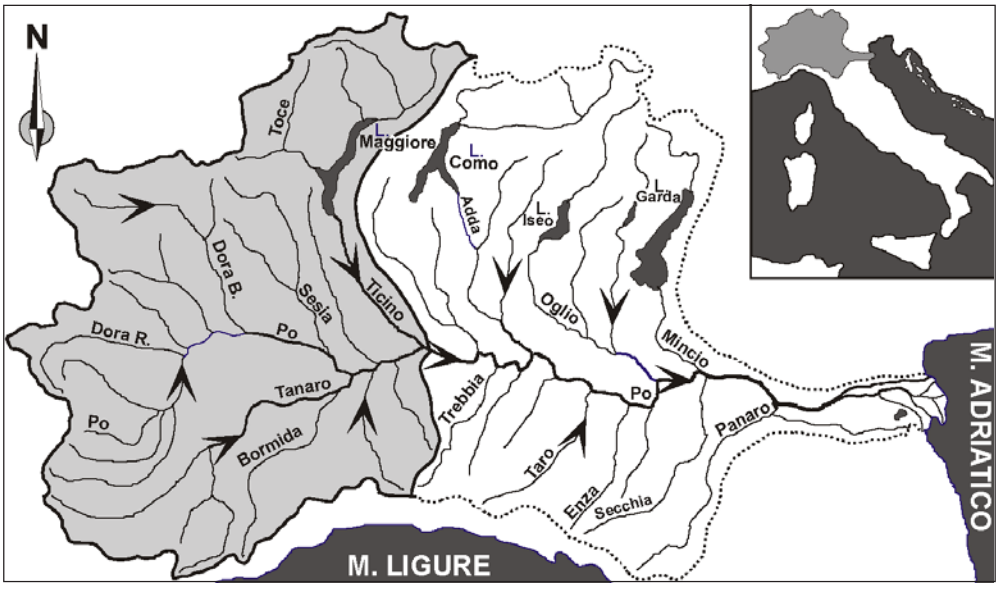


Fig. 1. Reticolo idrografico del bacino del Po a monte della sezione di confluenza con il Ticino (Ticino e Curone compresi), ambito territoriale per il quale si intende valida la proposta di I.I. del presente studio.

DESCRIZIONE DELLA METODOLOGIA

L'applicazione dell'I.I. richiede campionamenti con la pesca elettrica e/o con l'ausilio di reti o con il "visual-census". Con l'elettropesca, tecnica che consente di pescare efficacemente in un ampio tratto di fiume ed in tempi brevi, senza nuocere al pesce, rilasciato dopo le operazioni di riconoscimento sistematico, i migliori risultati si ottengono in estate e nell'inizio autunno; non si escludono campionamenti in primavera e nel tardo autunno, quando le situazioni idrometeorologiche lo permettano. In inverno sono possibili i campionamenti in particolari condizioni, oggetto di analisi e di giudizio da parte degli ittiologi. I rilievi, ai fini della determinazione dell'I.I., sono di tipo qualitativo e semiquantititativo, con copertura di ampie distanze e superfici sottese alla stazione e con un solo passaggio con elettrostorditore. L'azione di pesca deve essere accurata ed insistente, avendo cura di esplorare i diversi microambienti, allo scopo di garantire la massima probabilità di cattura di tutte le specie presenti ed una buona attendibilità sulla stima dell'entità delle popolazioni.

I parametri utili ad ottenere indicazioni sull'estensione dell'ambiente soggetto a campionamento sono la larghezza dell'alveo bagnato (l; metri) e la lunghezza (L; metri) del tratto di corso d'acqua, tenendo conto dei limiti dell'azione dell'elettropesca, spesso limitata alle zone in prossimità delle rive, più facilmente acces-

Tab. I. Fattore OR (Origine). Il simbolo (*****) indica che la specie è introdotta da tempi storici in acque altrimenti inospitali per l'ittiofauna, o che ha occupato nicchie ecologiche scoperte o che non ha prodotto conseguenze negative rilevanti sulla fauna autoctona o è importante per la pesca professionale e sportiva. In tal caso viene meno il segno negativo, diventando OR = + 1.

AU1	Autoctone. Or = +1
AL1	Alloctone. Non si riproducono in natura; non formano popolazioni strutturate e permanenti. OR = -1
AL2	Alloctone. Si riproducono in natura; formano popolazioni strutturate e permanenti. OR = -2

Tab. II. Fattore EN. Dimensioni dell'areale di distribuzione e consistenza delle popolazioni. Valutazione espressa per le specie autoctone (AU) in Italia ed in Europa.

EN1 (fattore moltiplicativo 1)	Ampia distribuzione territoriale (gran parte dell'Europa).
EN2 (fattore moltiplicativo 2)	Distribuzione limitata ad una porzione ristretta dell'Europa e/o alla fascia mediterranea e/o su tutta (o quasi) la penisola italiana, con popolazioni ben rappresentate, spesso anche abbondanti.
EN3 (fattore moltiplicativo 3)	Fascia mediterranea e/o tutta (o quasi) la penisola italiana, con popolazioni frammentate, incerte, numericamente esigue e/o nei tributari dell'alto Adriatico (bacino del Po in epoche glaciali).

Tab. III. Fattore DC - Direttiva CEE 92/43 "Habitat", Convenzione di Berna e lista rossa dei pesci d'acqua dolce indigeni d'Italia secondo IUCN (International Union for the Conservation of Nature - World Conservation Union).

DC1 (fatt. moltipl. 1)	specie non segnalate o a basso rischio (Lr secondo IUCN).
DC2 (fatt. moltipl. 2)	specie segnalate negli allegati II e V della Direttiva Habitat o vulnerabili od in pericolo (Vu o En secondo IUCN).
DC3 (fatt. moltipl. 3)	specie segnalate negli allegati II e IV della direttiva Habitat e dalla Convenzione di Berna o in pericolo critico (Ce secondo IUCN).
Direttiva CEE 92/43	Allegato II: s*pecie d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione*. Allegato IV: *specie di interesse comunitario che richiedono protezione rigorosa*. Allegato V: *specie di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione*.
Convenzione di Berna	Appendice II: s*pecie strettamente protette* (protezione dell'habitat). Appendice III: *Specie Protette*.
IUCN per la redazione delle *Red Lists* (da ZERUNIAN, 2002)	Ce *Critically Endangered* (in pericolo critico) En *Endangered* (in pericolo) Vu *Vulnerable* (vulnerabile) Lr *Lower Risk* (a più basso rischio)

Tab. IV. Elenco delle specie. OR: origine; autoctone (+1) ed alloctone che si riproducono (-2) e che non si riproducono (-1) in natura. DC: segnalate dalla Direttiva CEE "Habitat", dalla Convenzione di Berna e secondo IUCN. EN: dimensioni dell'areale di distribuzione. *Valore intrinseco* V = OR·DC·EN. Per il significato dell'asterisco vedi Tab. I.

Famiglia	***Genere specie sottospecie***	**Nome volgare**	**OR**	**DC**	**EN**	**V**
Acipenseridae	*Acipenser sturio*	Storione comune	+1	3	1	3
	Acipenser naccarii	Storione cobice	+1	3	3	9
	Huso huso	Storione ladano	+1	3	1	3
Clupeidae	*Alosa fallax lacustris*	Agone	+1	2	3	6
	Alosa fallax nilotica	Cheppia	+1	2	1	2
Salmonidae	*Salmo* [*trutta*] *trutta*	Trota fario (*****)	+1			1
	Salmo [*trutta*] *marmorat.*	Trota marmorata	+1	2	3	6
	Oncorhynchus mykiss	Trota iridea	-1			-1
	Salvelinus alpinus	Salmerino alpino	+1	2	1	2
	Salvelinus fontinalis	Salmerino di fonte	-2			-2
Thymallidae	*Thymallus thymallus*	Temolo	+1	2	1	2
Coregonidae	*Coregonus lavaretus*	Lavarello (*****)	-2			1
	Coregonus macrophthalm.	Bondella (*****)	-2			1
Esocidae	*Esox lucius*	Luccio	+1	2	1	2
Cyprinidae	*Alburnus alburnus alborel.*	Alborella	+1	1	3	3
	Aspius aspius	Aspio	-2			-2
	Barbus plebejus	Barbo	+1	2	2	4
	Barbus meridionalis	Barbo Canino	+1	2	2	4
	Abramis brama	Brema	-2			-2
	Carassius carassius	Carassio	-2			-2
	Cyprinus carpio	Carpa (*****)	-2			1
	Ctenopharyngodon idella	Carpa erbivora	-1			-1
	Leuciscus cephalus	Cavedano	+1	1	1	1
	Rutilus rutilus	Gardon	-2			-2
	Gobio gobio	Gobione	+1	1	1	1
	Chondrostoma genei	Lasca	+1	2	2	4
	Carassius auratus	Pesce rosso	-2			-2
	Rutilus pigus	Pigo	+1	2	3	6
	Pseudorasbora parva	Pseudorasbora	-2			-2
	Rhodeus sericeus	Rodeo amaro	-2			-2
	Phoxinus phoxinus	Sanguinerola	+1	2	1	2
	Chondrostoma soetta	Savetta	+1	2	3	6
	Scardinius erythrophthalm.	Scardola	+1	1	1	1
	Tinca tinca	Tinca	+1	1	1	1
	Rutilus erythrophthalmus	Triotto	+1	1	2	2
	Leuciscus souffia	Vairone	+1	2	2	4
Cobitidae	*Cobitis taenia bilineata*	Cobite comune	+1	2	1	2
	Sabanejewia larvata	Cobite mascherato	+1	2	3	6
Siluridae	*Silurus glanis*	Siluro	-2			-2
Ictaluridae	*Ictalurus melas*	Pesce Gatto	-2			-2
Anguillidae	*Anguilla anguilla*	Anguilla	+1	1	1	1
Cyprinodontidae	*Gambusia holbrooki*	Gambusia	-2			-2
Gadidae	*Lota lota*	Bottatrice	+1	1	1	1
Centrarchidae	*Lepomis gibbosus*	Persico sole	-2			-2
	Micropterus salmoides	Persico trota	-2			-2
Percidae	*Perca fluviatilis*	Pesce persico	+1	1	1	1
	Acerina cernua	Acerina	-1			-2
	Stizostedion lucioperca	Lucioperca	-2			-2
Blenniidae	*Salaria fluviatilis*	Cagnetta	+1	2	2	4
Gobiidae	*Padogobius martensi*	Ghiozzo padano	+1	2	2	4
	Orsinigobius punctatissim.	Panzarolo	+1	2	3	6
Cottidae	*Cottus gobio*	Scazzone	+1	2	1	2
Gasterosteidae	*Gasterosteus aculeatus*	Spinarello	+1	2	1	2

sibili, nei fiumi di maggiore portata. Vale la relazione: L ≥ 10·l.

L'opportunità di indicare un limite inferiore dipende dalla necessità di evitare sottostime (in termini di specie e di numero di individui per ciascuna di esse).

Sono necessari anche dei limiti superiori; due campionamenti su uno stesso corso d'acqua su tratti di lunghezze (L) molto diverse possono portare a risultati non confrontabili, non tanto per il numero di specie individuate, ma per il numero di individui per ciascuna di esse (aspetto che incide sull'I.I.). Si ipotizza una lunghezza (L) decisamente superiore a 10·l per i piccoli fiumi, per decrescere gradualmente (sempre intorno il limite medio 10·l) verso larghezze (l) superiori. Per l > 40 m non si ritiene utile campionare L > 500 m. È lasciato agli ittiologi un margine di scelta, per consentire l'azione di pesca su tutti i possibili microambienti; in qualche caso potrebbe risultare utile estendere l'azione di pesca per tratti di lunghezza superiori a quanto sopra indicato, al fine di escludere il rischio di mancata cattura di specie comunque presenti.

La scheda di campionamento prevede indicazioni sulla consistenza, sulla struttura delle popolazioni e sulla zona ittica (Tab. V). Le zone ittiche potenziali dipendono dalle caratteristiche ambientali in funzione delle condizioni adatte alle comunità dei pesci. L'assenza di specie caratteristiche di una zona o l'insediamento di altre tipiche di zone diverse, può essere conseguenza di alterazioni ambientali. Ciò non comporta una riclassificazione della zona, ma implica la revisione delle modalità di gestione della fauna ittica e/o interventi di recupero ambientale. Tali situazioni, quando riscontrate, vanno interpretate, commentate e segnalate nelle "note" della scheda di campionamento (tab. VI). L'Indice Ittico (I.I.) viene valutato in funzione della zona ittica potenziale (ZP).

Le indicazioni ZP (*zona ittica potenziale*) e ZR (*zona ittica reale*), descritte in tabella V e riportate nella scheda di campionamento (Tab. VI), sono utilizzate per la distinzione tra *zona a salmonidi* e *zona a ciprinidi*, rispettivamente corrispondenti a quelle 1 e 2 ed a quelle 3 e 4, secondo i criteri generali definiti dalla *Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese* (REGIONE PIEMONTE, 1991; Tab. VII).

La zona ittica potenziale (ZP) è individuata secondo i seguenti criteri:

– ambienti definiti dalle carte ittiche regionali e/o provinciali [ne sono esempi la *Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese* (REGIONE PIEMONTE, 1991) e la *Carta Ittica della Provincia di Alessandria. La zona montuosa* (FORNERIS e PASCALE, 2003)], da studi di settore su scala di bacino, da ricerche e monitoraggi [ne sono esempi gli *Studi e ricerche finalizzate alla definizione di linee di gestione delle risorse idriche dei bacini idrografici... tributari del fiume Po...* della PROVINCIA DI TORINO (2000) ed il piano MARIUS (REGIONE PIEMONTE, 1988)] su aree più o meno vaste e, in generale, dalla letteratura, quando disponibile;
– determinazione dell'*indice fisico di produttività* Ipf (PEROSINO e SPINA, 1988); con Ipf > 5 risultano ZP a ciprinidi (FORNERIS e PEROSINO, 1992);

Tab. V. Indici di abbondanza (Ia = 1 ÷ 4) e di struttura di popolazione (A ÷ C). Classificazione della zone ittiche potenziali (ZP) e reali (ZR).

Ia	descrizione
1	Specie sporadica (cattura di pochissimi individui, anche di un solo esemplare).(*)
2	Specie presente (cattura di pochi individui).
3	Specie abbondante (cattura di molti individui, senza risultare dominante).
4	Specie molto abbondante (cattura di molti individui, spesso dominante).
A	Popolazione strutturata (cattura di individui sia giovani, sia in età riproduttiva).
B	Popolazione non strutturata (assenza, o quasi, di adulti; prevalenti o esclusivi individui giovani).
C	Popolazione non strutturata (assenza, o quasi, di giovani; prevalenti o esclusivi individui adulti).
ZP1	Zona ittica potenziale a salmonidi (criteri per la definizione delle zone 1 e 2 in Tab. VII ed in funzione delle caratteristiche ambientali naturali del sito indagato).
ZP2	Zona ittica potenziale a ciprinidi (criteri per la definizione delle zone 3 e 4 in Tab. VII ed in funzione delle caratteristiche ambientali naturali del sito indagato).
ZR1	Zona ittica reale a salmonidi (criteri per la definizione delle zone 1 e 2 in Tab. VII ed in funzione delle popolazioni effettivamente presenti nel sito indagato).
ZR2	Zona ittica reale a ciprinidi (criteri per la definizione delle zone 3 e 4 in Tab. VII ed in funzione delle popolazioni ittiche effettivamente presenti nel sito indagato).

(*) Con indice di abbondanza 1, è difficile descrivere la struttura di popolazione; in alcuni casi, si usa soltanto l'indicazione del numero (1). Per alcune specie (solitamente predatori ai vertici della catena alimentare) l'indice 1 neppure è indicativo dell'abbondanza, in quanto è normale la presenza di pochi (o di pochissimi) individui.

– l'altitudine della stazione di campionamento, con riferimento ai limiti altitudinali climatici individuati da DURIO *et al.* (1982) per le Alpi occidentali ed alle fasce altimetriche del bacino sotteso alla stazione indagata; si possono considerare ZP1 gli ambienti posti ad altitudini superiori a:
  – 600 m s.l.m. per le stazioni che sottendono un bacino con altitudine massima < 1.700 m s.l.m.;
  – 400 m s.l.m. per le stazioni che sottendono un bacino con altitudine massima nella fascia altimetrica 1.700 ÷ 2.700 m s.l.m.;
  – 300 m s.l.m. per le stazioni che sottendono un bacino con altitudine massima nella fascia altimetrica 2.700 ÷ 3.100 m s.l.m.;
  – 250 m s.l.m. per le stazioni che sottendono un bacino con altitudine massima > 3.100 m s.l.m.

Tali criteri sono utili per distinguere le zone ittiche potenziali (ZP) a salmonidi (ZP1) ed a ciprinidi (ZP2). Le zone ZP1 sono ancora distinte in:

ZP1.1 - Zone a salmonidi nei bacini tributari di destra del Po a valle del Tanaro;

ZP1.2 - Zone a salmonidi definite a trota fario dalla "*Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese*" (REGIONE PIEMONTE, 1991) nei bacini del Tanaro, Maira, Varaita e tributari di sinistra del Po;

ZP1.3 - Zone a salmonidi definite a trota marmorata e/o temolo dalla "*Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese*" (REGIONE PIEMONTE, 1991) nei bacini del Tanaro, Maira, Varaita e tributari di sinistra del Po.

Tab. VI. Scheda di campionamento.

Corso d'acqua:	Codice stazione:	Data:
Località:	Comune:	Altitudine (m s.l.m.):

Valore intrinseco (V). Indice di abbondanza per specie (Ia): sporadica/accidentale (1), presente (2), abbondante (3), molto abbondante (4), struttura bilanciata (A), prevalenti o esclusivi giovani (B), prevalenti o esclusivi adulti (C). Indice di rappresentatività Ir = 1 per Ia = 1 e Ir = 2 per Ia > 1. Punteggio P = V·Ir.

specie	V	Ia	Ir	P	specie	V	Ia	I	P
Storione cobice	+9				Pigo	+6			
Storione comune	+3				Pseudorasbora	-2			
Storione ladano	+3				Rodeo amaro	-2			
Agone	+6				Sanguinerola	+2			
Cheppia	+2				Savetta	+6			
Salmerino alpino	+2				Scardola	+1			
Salmerino di fonte	-2				Tinca	+1			
Trota fario	+1/-1				Triotto	+2			
Trota iridea	-1				Vairone	+4			
Trota marmorata	+6				Cobite comune	+2			
Temolo	+2				Cobite mascherato	+6			
Bondella	+1				Pesce Gatto	-2			
Lavarello	+1				Siluro	-2			
Luccio	+2				Anguilla	+1			
Alborella	+3				Gambusia	-2			
Aspio	-2				Bottatrice	+1			
Barbo	+4				Persico sole	-2			
Barbo Canino	+4				Persico trota	-2			
Brema	-2				Pesce persico	+1			
Carassio	-2				Lucioperca	-2			
Carpa	+1				Acerina	-2			
Carpa erbivora	-1				Cagnetta	+4			
Cavedano	+1				Ghiozzo padano	+4			
Gardon	-2				Panzarolo	+6			
Gobione	+1				Scazzone	+2			
Lasca	+4				Spinarello	+2			
Pesce rosso	-2								

ZR		ZP		Totale specie	
Totale specie AU (autoc.)		Indice Ittico		Classe di qualità	

No*:

Tab. VII. Zone ittiche del Piemonte (*Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese* - REGIONE PIEMONTE, 1991). Indice di abbondanza per specie: assente (0), sporadica/accidentale (1), presente (2), abbondante (3), molto abbondante (4).

Nome volgare	zona 1	zona 2	zona 3	zona 4
trota fario	3/4	0/1	0/1	0
trota marmorata	0/1	0/1/2/3/4	0/1	0
temolo	0/1	0/1/2/3/4	0/1	0
scazzone	0/1/2/3/4	0/1/2/3/4	0/1	0
vairone	0/1	0/1/2/3/4	1/2/3/4	0
barbo canino	0/1	0/1/2/3/4	0/1/2/3/4	0
barbo comune	0	0/1	0/1/2/3/4	0/1/2
cavedano	0	0/1	1/2/3/4	2/3/4
alborella	0	0	0/1/2	1/2/3/4
lasca	0	0/1	0/1/2/3/4	0/1
scardola	0	0	0/1	0/1/2/3/4
carpa	0	0	0	0/1/2
tinca	0	0	0	0/1/2
anguilla	0	0/1	0/1	0/1/2

Zona 1 (zona ittica a trota fario). Zona 2 (zona ittica a trota marmorata e/o temolo). Zona 3 (zona ittica a ciprinidi reofili). Zona 4 (zona ittica a cirpinidi limnofili).

Le modalità per la determinazione degli indici di abbondanza (Ia; Tab. V) sono molto generiche; non sono forniti i criteri per l'attribuzione dei valori Ia = 1 ÷ 4. Si ammette una eccessiva concessione alla soggettività dell'ittiologo che effettua i campionamenti e ciò rappresenta una impostazione metodologica che ha caratterizzato molti studi fin qui effettuati. Non ci si pone l'obiettivo di risolvere questo problema, ma occorre stabilire i criteri che individuano il passaggio dall'indice Ia ad un altro indice Ir (*indice di rappresentatività*) utile ai fini dell'I.I. (indicato nella scheda di campionamento; Tab. VI). Si pone Ir = 1 per Ia = 1 e Ir = 2 per Ia ≥ 2. Ciò permette, con la procedura descritta più avanti, l'applicazione dell'I.I., mentre l'annotazione sulla scheda per tutti i valori Ia fornisce indicazioni di carattere generale sulla consistenza delle popolazioni. I criteri per l'attribuzione dei valori Ir sono descritti in tabella VIII.

In fase di campionamento si compila la scheda (Tab. VI); in essa sono indicate le specie della lista di tabella IV ed i relativi *valori intrinseci* (V), assegnando a ciascuna l'indice Ir ed attribuendo la zona ittica (ZP e ZR) all'ambiente campionato. Per ogni specie si calcola un punteggio (P) dato dal prodotto P = V·Ir. Per ciascuna specie può risultare P = V se sporadica, oppure P = 2V se presente o abbondante o molto abbondante. Dalla somma dei punteggi si ottiene l'indice ittico (I.I.). La presenza di specie esotiche abbassa il valore dell'I.I. Per la superspecie *Salmo trutta* occorre precisare quanto segue:

– vengono considerate alloctone le sottospecie *Salmo* [*trutta*] *trutta* (ceppo atlantico) e *Salmo* [*trutta*] *macrostigma* (trota sarda e/o ceppo mediterraneo);
– *Salmo* [*trutta*] *marmoratus* è considerato l'unico salmonide autoctono.

La contemporanea presenza di trote fario (ceppo atlantico e/o mediterraneo) e di trote marmorate (e loro ibridi) fa variare il valore "V" relativo alla trota fario da +1 (presenza di sole fario) a -1. Ai fini dell'attribuzione del valore "V" e del calcolo dell'I.I., valgono quindi le seguenti considerazioni:
– nei casi di cattura di sole trote fario vale V = +1;
– nei casi di cattura di sole trote marmorate e/o loro ibridi vale V = +6 (dove Ir è determinato dalla somma della presenza delle due forme);
– nei casi di cattura di trote fario e di trote marmorate e/o loro ibridi, si pone V = -1 per le prime e V = +6 per le seconde.

La trota fario è stata classificata nel gruppo delle specie con V = +1 nonostante sia considerata alloctona (OR = AL2*), attribuendole V = -1 solo nei casi in cui essa viene rinvenuta in condizione simpatrica rispetto alla trota marmorata ed ai suoi ibridi. È stato assegnato l'asterisco in quanto specie di interesse alieutico, evitando quindi l'inserimento nel gruppo con V = -2.

La procedura dell'I.I. implica, per ogni specie, l'attribuzione di OR = +/- 1. La distinzione tra specie AU ed AL è fondamentale per la determinazione di un qualunque indice ittico (BIANCO, 1990). Mentre per *Salmo* [*trutta*] *marmoratus* non vi sono dubbi circa la sua autoctonia (OR = +1), la scelta di considerare alloctone *Salmo* [*trutta*] *trutta* e *Salmo* [*trutta*] *macrostigma* deriva da una serie di considerazioni rispetto alle quali si rinvia ai lavori di SOMMANI (1948), FORNERIS *et al*. (1994), PASCALE e NONNIS (2003) e NONNIS *et al*. (2003). Tuttavia tale questione, almeno nei casi di presenza esclusiva di trota fario, ai fini dell'I.I., ha rilevanza nulla, in quanto essa viene comunque considerata AL2* (Tab. I e IV), quindi conteggiata come forma autoctona, sebbene con punteggio esiguo. Viene invece considerata OR = -1 quando sono presenti anche individui di trota marmorata e/o di ibridi, in quanto ritenuta in competizione (quasi sempre in conseguenza di immissioni inopportune) rispetto alla forma ritenuta meritevole di tutela.

VALORI DELL'I.I. E CLASSI DI QUALITÀ

L'I.I. porta a valori bassi per i torrenti nelle testate dei bacini (ZP1.1 e ZP1.2), popolati da trote fario per immissioni più meno frequenti, talora insieme a una o poche specie di accompagnamento. Dal punto di vista naturalistico, in funzione della ricchezza biologica (diversità ≡ numero di specie) e della presenza di specie rare e/o endemiche e/o che destano preoccupazione

per il loro stato di conservazione, tali ambienti presentano comunità poco interessanti, quasi esclusivamente sostenute da immissioni ai fini alieutici (OR = AL2*).

L'interesse naturalistico aumenta verso valle, dove le condizioni ambientali permettono la presenza di un numero crescente di specie. Ciò non è in contraddizione rispetto alla definizione "pregiate" frequentemente data alle acque montane. Esse presentano generalmente una migliore qualità chimica e biologica e paesaggistica e sono interessanti per la pesca sportiva. Sono valori antropici importanti e meritevoli di attenzione per la gestione del territorio, ma non coerenti con una oggettiva qualificazione del valore naturalistico che, in questa proposta, tiene invece conto soprattutto della ricchezza biologica.

Verso valle, in zone ZP1.3 e ZP2, gli indici I.I. teorici sono più elevati; in tali situazioni il riscontro di indici bassi, oltre a denunciare uno scarso pregio naturalistico, è probabile conseguenza di alterazioni; pertanto, seppure con cautela, gli I.I. si possono utilizzare anche come indici di qualità ambientale. Gli indici teorici più elevati sono quelli relativi alla zona a ciprinidi, ma altrettanto buoni risultano quelli dei tratti inferiori delle ZP1.3.

Considerando un indice ittico (I.I.) massimo pari a 45 per la zona a salmonidi e pari a 60 per la zona a ciprinidi, si propone la divisione in classi presentata nella tabella IX.

Tab. VIII.Numero minimo di individui (N) catturati in fase di campionamento affinchè una determinata specie possa considerarsi almeno presente (Ia ≥ 2 → Ir = 2).

Gruppi	**specie (denominazione *scientifica* e volgare)**	**N**
Acipenseridae	*Acipenser sturio, Acipenser naccarii, Huso huso*	2
Clupeidae	*Alosa fallax, Alosa fallax nilotica*	10
Salmonidae	*Salmo* [*trutta*] *trutta, Salmo* [*trutta*] *marmoratus, Oncorhynchus mykiss, Salvelinus alpinus, Salvelinus fontinalis*	5
Thymallidae	*Thymallus thymallus*	10
Coregonidae	*Coregonus lavaretus, Coregonus macrophthalmus*.	10
Esocidae	*Esox lucius*.	2
Cyprinidae (specie AU)	*Barbus plebejus, Chondrostoma genei, Leuciscus cephalus, Alburnus alburnus alborella, Leuciscus souffia*.	20
	Barbus meridionalis, Scardinius erythrophthalmus, Phoxinus phoxinus, Rutilus erythrophthalmus, Chondrostoma soetta, Gobio gobio	15
	Rutilus pigus, Tinca tinca	5
Cyprinidae (specie AL)	*Cyprinus carpio, Ctenopharyngodon idella, Carassius carassius, Carassius auratus, Pseudorasbora parva, Aspius aspius, Rutilus rutilus, Rhodeus sericeus, Abramis brama*	5
Cobitidae	*Cobitis taenia bilineata* *Sabanejewia larvata*	5 2
Siluridae	*Silurus glanis*	2
Ictaluridae	*Ictalurus melas*	5
Anguillidae	*Anguilla anguilla*	5
Cyprinodontidae	*Gambusia holbrooki*	5
Gadidae	*Lota lota*	2
Centrarchidae	*Lepomis gibbosus* *Micropterus salmoides*	5 5
Percidae	*Perca fluviatilis* *Stizostedion lucioperca, Acerina cernua*	5 2
Blenniidae	*Salaria fluviatilis*	5
Gobiidae	*Padogobius martensii*	20
Cottidae	*Cottus gobio*	5
Gasterosteidae	*Gasterosteus aculeatus*	2

Ir = 0 per le specie autoctone limnofile rinvenute in ambienti chiaramente classificabili in ZP1.

VERIFICHE APPLICATIVE

La procedura di determinazione dell'*Indice Ittico* (I.I.) sopra esposta, in sintesi, porta a valori variabili in base ai seguenti criteri:

– l'I.I. aumenta con il numero di specie autoctone; quelle alloctone contribuiscono ad abbassarlo; esso dipende soprattutto dal livello di biodiversità;
– le specie, con punteggi diversi, contribuiscono, in modo sommativo, alla determinazione del valore sintetico dell'indice; a ciascuna è assegnato un *valore intrinseco* in funzione della sua orgine (alloctona o autoctona), della sua distribuzione geografica e della consistenza delle popolazioni, delle segnalazioni della Direttiva CEE 92/43 "HABITAT", della Convenzione di Berna e della lista IUCN;
– ogni specie contribuisce, in modo sommativo, alla determinazione del valore sintetico dell'indice in funzione della consistenza della popolazione; tale criterio "premia" gli ambienti caratterizzati da abbondante fauna ittica ed in modo tanto più evidente quanto maggiore è il numero di specie e tanto più elevati sono i rispettivi valori intrinseci.

L'I.I. varia da valori prossimi allo zero (anche negativi nel caso in cui fossero presenti unicamente una o più specie esotiche), fino a valori massimi prossimi a 100 (ampi corsi d'acqua di pianura, soprattutto di transizione tra la zona a salmonidi e quella a ciprinidi).

L'I.I. fornisce indicazioni sul livello di "qualità naturalistica" della comunità ittica; pertanto è poco corretto individuare relazioni dirette con la qualità dell'ambiente e/o delle acque. Risultano valori molto bassi per ambienti ove sono presenti esclusivamente popolazioni di trote fario, anche se abbondanti. In molte di tali situazioni la qualità delle acque e la funzionalità fluviale sono ottime. Si tratta però di ambienti che, sotto il profilo dell'ittiofauna (comunità monospecifiche quasi sempre sostenute artificialmente ai fini alieutici), sono poco interessanti.

Si è ritenuta utile una ripartizione dei valori dell'I.I. in classi di qualità in modo da compensare le tendenze verso valori elevati negli ambienti a ciprinidi e modesti in quelli a salmonidi. Sono state individuate cinque classi, secondo il criterio di attribuzione della prima classe alla migliore. Per gli ambienti spiccatamente oligotrofici o in generale caratterizzati dalle condizioni ambientali più difficili per l'ittiofauna (es. zone a trote fario dell'Appennino), si è attribuito un valore minimo I.I. = 16 per la prima classe. Per gli ambienti naturalmente più ricchi e produttivi (es. zone a ciprinidi dei fiumi principali) si è attribuito una valore minimo I.I. = 51 per la prima classe.

La procedura sopra descritta è stata applicata ad una serie di recenti studi e ricerche tra cui:

– "*Studi e ricerche finalizzate alla definizione di linee di gestione delle risorse idriche dei bacini idrografici... tributari del fiume Po...* della PROVINCIA DI TORINO (2000), con integrazioni da studi precedenti (REGIONE PIEMONTE, 1991; C.R.E.S.T., 1992-1994), con dati relativi a ben 212 stazioni di campionamento, distribuite sul territorio con criteri prevalentemente morfometrici e quindi rappresentative delle diverse fasce altimetriche che caratterizzano, in generale, anche la porzione occidentale del bacino del Po. I campionamenti sono stati effettuati con metodi che hanno fornito indici di abbondanza delle varie specie coerenti con quanto richiesto dalla procedura sopra descritta;
– Si è reso disponibile un recente lavoro (BADINO *et al*., 2003), che ha comportato una riorganizzazione funzionale del ricco insieme di dati disponibili per la Provincia di Torino, al quale si rimanda per gli elenchi delle specie ittiche rinvenute in tutte le stazioni considerate; questo ha permesso una facile e rapida applicazione dell'I.I.;
– il reticolo idrografico dell'alto bacino del fiume Po, nel tratto sotteso alla confluenza con il Pellice, è stato oggetto di analisi biologiche nell'ambito di uno studio sulla gestione delle risorse idriche (C.R.E.S.T., 1999); sono stati effettuati campionamenti su 41 stazioni con indicazione degli indici Ia, utili all'applicazione della procedura per la determinazione dell'I.I.;
– un'altra importante fonte di dati è costituita dalla recente *Carta Ittica della Provincia di Alessandria - La zona Montana* (FORNERIS e PASCALE, 2003), uno studio che ha interessato 57 stazioni, nei bacini del Curone, Scrivia, Orba e Bormida e che ha riguardato sia zone ittiche a trote fario (ZP1.1), sia zone ittiche a ciprinidi (ZP2). In alcune stazioni, in cui sono stati rilevati parametri ittiologici relativi a quantità e struttura delle popolazioni ittiche presenti, è stato possibile

Tab. IX. Classi di qualità (I ÷ V) in funzione dell'indice I.I. e delle ZP.

Tipologia ambientale		Classi di qualitá (Q) in funzione dell´I.I.				
		V	IV	III	II	I
Zona ittica potenziale a salmonidi (ZP1)	ZP1.1	≤ 2	3 ÷ 5	6 ÷ 10	11 ÷ 15	≥ 16
	ZP1.2	≤ 3	4 ÷ 7	8 ÷ 15	16 ÷ 25	≥ 26
	ZP1.3	≤ 5	6 ÷ 10	11 ÷ 20	21 ÷ 40	≥ 41
Zona ittica potenziale a ciprinidi ZP2		≤ 10	11 ÷ 20	21 ÷ 35	36 ÷ 50	≥ 51

applicare l'I.I.;
- sul torrente Corsaglia, nell'area di S. Michele di Mondovì (Cuneo), in zona ZP1.3, nell'ambito di uno studio di impatto ambientale relativo ad un progetto di un impianto di produzione elettrica mediante termocombustione (C.R.E.S.T., 2003a), è stata indagata l'ittiofauna su due stazioni con i criteri sopra descritti;
- sul reticolo idrografico del bacino del Boesio, tributario del lago Maggiore (Varese), sono state individuate 16 stazioni di campionamento per analisi biologiche nell'ambito dello studio riguardante *le acque correnti superficiali naturali del reticolo idrografico del territorio della Comunità Montana Valcuvia* (C.R.E.S.T., 2003b). I campionamenti relativi all'ittiofauna sono stati condotti sperimentando la metodologia proposta per la determinzione dell'I.I.;
- per il "*Progetto speciale 2.5. Azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei*" dell'Autorità Di Bacino del Fiume Po (HYDRODATA, 1999) si sono effettuati alcuni campionamenti nel bacino dello Stura di Demonte che hanno fornito dati dai quali si è applicato l'I.I.

L'applicazione dell'I.I. agli studi succitati ha portato alle seguenti osservazioni:
- la maggior parte degli ambienti classificati come zone ittiche a trota fario (ZP1.1 e ZP1.2) è risultata in quarte e quinte classi di qualità; quasi sempre le comunità sono poco o nulla diversificate, spesso con popolazioni povere e/o mal strutturate, anche in situazioni di buona/ottima qualità delle acque; in rari casi si sono ottenute terze classi grazie alle presenze (quasi mai abbondanti) di specie di accompagnamento quali scazzoni o vaironi; la seconda classe si ottiene, per i torrenti appenninici con la presenza, insieme alla trota, di entrambe le specie, ma con popolazioni abbondanti;
- la maggior parte degli ambienti classificati come zone ittiche a trota marmorata e/o temolo (ZP1.3) è risultata in classi tra la terza e la prima; in assenza di alterazioni ambientali, soprattutto dei regimi idrologici o con la conservazione di portate residue sufficienti, sembra relativamente facile conseguire I.I. = 41 (minimo per la classe prima in tali ambienti);
- nelle zone a ciprinidi (ZP2), soprattutto nei corsi d'acqua alimentati da bacini con minori potenzialità idriche, oltre agli effetti indotti dalle sottrazioni d'acqua, si aggiungono le elevate pressioni antropiche; sono ambienti nei quali è più facile l'adattamento di specie esotiche; si sono quindi riscontrate, con una certa frequenza, quarte ed anche quinte classi per tipologie ambientali potenzialmente adatte a fornire i più elevati valori dell'I.I.;
- le classi di qualità più elevate risultano per le ZP1.3 e ZP2, quasi sempre in tratti fluviali caratterizzati da buona qualità ambientale valutata con altri criteri biologici;
- il valore dell'I.I. (e la classe di qualità) assume significato esclusivamente naturalistico per le categorie ZP1.1 e ZP1.2; non si riconoscono relazioni con la qualità ambientale in generale e con la qualità delle acque in particolare; le classi quarta e quinta non individuano necessariamente situazioni di degrado, sono da considerarsi "normali" per quegli ambienti e pertanto non richiedono particolari attenzioni per la tutela dell'ittiofauna (ad esclusione dei fini alieutici); l'eventuale identificazione di ambienti di quel tipo caratterizzati almeno da una classe seconda (o addirittura prima) significa viceversa il riconoscimento di situazioni eccezionali, pertanto meritevoli di interesse per la tutela (per es. ai fini della lettera d) dell'art. 10 del D. Lgs. 152/1999);
- il valore dell'I.I. e la relativa classe di qualità possono assumere significato naturalistico e/o indicatore della qualità ambientale per le categorie ZP1.3 e ZP2; si tratta degli ecosistemi acquatici più diffusi nel reticolo idrografico della porzione occidentale del bacino del Po; la maggior parte delle stazioni relative al monitoraggio delle acque superficiali previsto dalla REGIONE PIEMONTE (2002) in applicazione delle indicazioni del D. Lgs. 152/1999 appartiene a queste tipologie ambientali.

PROBLEMI APERTI ED ULTERIORI CONSIDERAZIONI

La metodologia sopra descritta è valida per la porzione occidentale del bacino del Po (Fig. 1), l'ambito territoriale meglio conosciuto dagli scriventi. Con opportune correzioni ed a seguito di una fase sperimentale sarebbe possibile formulare una proposta di indice complessivamente valido per l'intero bacino del Po, estendibile forse anche agli altri tributari dell'alto Adriatico.

L'I.I. non è semplice funzione del numero totale delle specie rinvenute in un determinato ambiente, ma è determinato dalla loro importanza naturalistica o, viceversa, per i pesci alloctoni, dal loro possibile impatto sulla fauna locale, nonchè dallo stato delle popolazioni presenti; da qui la necessità di attribuire a ciascuna specie valori diversi.

Se è relativamente semplice attribuire diversi valori ai pesci autoctoni (con ruolo positivo nell'ambiente) ed alloctoni (ruolo negativo), nell'ambito dei primi risulta ben più difficile, seppure necessaria, una distinzione in funzione della sensibilità rispetto alle alterazioni ambientali e/o della dimensione e della consistenza degli

areali di distribuzione (stato).

Il ricorso alla Direttiva CEE 92/43 "Habitat", alla Convenzione di Berna ed alla lista IUCN (fattore DC; Tab. III) rappresenta un tentativo di individuazione di criteri oggettivamente riconosciuti ed accettati in un ampio ambito, scaturiti dalla collaborazione di diversi specialisti e di enti di ricerca a livello europeo e dei quali, a nostro parere, si deve, in una prima fase, tenere conto. Importante risulta anche il fattore EN (Tab. II), più direttamente correlato allo stato delle specie anche a livello locale.

La scelta adottata soffre di una sorta di provvisorietà, condizionata dalla necessità dell'aggiornamento delle liste legate al fattore DC, aspetto questo che mal si concilia rispetto all'opposta esigenza di garantire una certa continuità per quanto attiene i valori intrinseci (V); senza la continuità diventa difficile la verifica sperimentale (basata sul continuo confronto tra situazioni diverse nel tempo e nello spazio) di una metodologia, i cui parametri di riferimento non possono cambiare frequentemente.

Se la metodologia proposta costituisce un percorso di ricerca che merita di essere ulteriormente sperimentato ed approfondito, occorre allora lavorare ad un sistema di determinazione del valore intrinseco delle specie più strettamente legato al loro stato nel bacino del Po e meno dipendente dalla redazione delle liste internazionali, seppure prevedendo comunque aggiornamenti sulla base del confronto sull'evoluzione delle conoscenze sul territorio mediante un sistema ben organizzato dalla comunità scientifica. Si tratta di un compito importante, che potrebbe essere opportunamente gestito dall'Associazione Italiana Ittiologi d'Acqua Dolce.

Un altro parametro importante è l'indice di rappresentatività Ir. Per una certa specie, in un dato ambiente, non è la stessa cosa rinvenire uno o pochi esemplari, oppure una popolazione abbondante e ben strutturata. La tab. VIII è un tentativo per distinguere le situazioni con Ir = 1 o Ir = 2 ed i numeri in essa riportati sono il frutto dell'esperienza degli scriventi. Tuttavia anche questo argomento merita ulteriori riflessioni. Per esempio rinvenire 20 cavedani, numero minimo indispensabile per Ir = 2, in occasione di un campionamento in un piccolo corso d'acqua collinare, non è un identico risultato se lo stesso numero di individui è rinvenuto in un grande fiume di pianura. L'introduzione di un "tempo di campionamento" potrebbe essere un tentativo di trovare una risoluzione per casi quali quello citato, ma potrebbe altresì essere interessante verificare l'opportunità di indicare valori diversi in funzione delle "dimensioni" dell'ambiente in studio, per esempio della larghezza di alveo bagnato quale valore medio tra le condizioni idrologiche di media annua e di magra normale. Su questo tema, come su altri, si è riflettuto, ma si è considerato di evitare, per il momento, di inserire ulteriori meccanismi nell'ambito di una metodologia che altrimenti rischia di diventare troppo complessa. Quindi anche per tale questione risulta indispensabile una ulteriore sperimentazione.

L'I.I. non ha, come scopo principale, la valutazione dello stato dell'ambiente. Questo è un obiettivo che caratterizza altre metodologie basate su indicatori biologici (es. I.B.E.) ed anche su altri parametri ambientali (es. I.F.F.) che, prima di diventare sistemi caratterizzati da buona attendibilità, sono stati ripetutamente riveduti e corretti nell'ambito di prolungate sperimentazioni ed alle quali hanno collaborato diversi specialisti.

L'individuazione di una metodologia basata sui pesci è sempre stata condizionata dalla necessità di individuare connessioni dirette tra lo stato dell'ecosistema acquatico e quello della comunità ittica in esso ospitata, aspetto questo peraltro evidente in qualunque altro indice di qualità idrobiologica. L'esistenza di tali connessioni dovrebbe essere ovvia: ad un elevato numero di specie ittiche sensibili corrisponde un alto indice, ad un basso numero un indice inferiore; le comunità ittiche subiscono modificazioni, talora eclatanti, in conseguenza dell'alterazione degli ambienti acquatici e ciò dovrebbe riflettersi in un "valore" di qualità ambientale basso: situazione limite è la scomparsa dell'ittiofauna a fronte di fenomeni di massiccio inquinamento; l'assenza di pesci presupporrebbe, in questo caso, la peggiore classe di qualità. Ma l'assenza di pesci non è imputabile esclusivamente ad una situazione ambientale alterata.Sono infatti numerose le situazioni caratterizzate dall'assenza di pesci anche in ambienti incontaminati. Tali potrebbero essere molti torrenti alpini, unicamente popolati da trote fario (alloctone) d'immissione, nei quali, seppure con acque di ottima qualità, le popolazioni ittiche sono mantenute artificialmente; in tali casi si potrebbe addirittura parlare di "inquinamento" dovuto ad immissioni estranee al carteggio faunistico locale.

Si tratta di una questione importante, in quanto, in un territorio come quello italiano e, soprattutto, nel bacino del Po, le aree montane costituiscono una porzione rilevante ed una parte consistente del reticolo idrografico è costituita da ambienti (ZP1.1 o ZP1.2) caratterizzati, per cause naturali, da comunità ittiche povere, rappresentate da un limitato numero di specie, insufficienti ai fini della determinazione di una buona qualità ambientale, se valutata esclusivamente sul parametro della ricchezza specifica. Tali ambienti sono, come già detto, frequentemente popolati da salmonidi, presenti naturalmente od in seguito ad immissioni; i pesci più rappresentativi sono quindi le trote, ma non è

detto che queste possano essere utilizzate quali indicatori sensibili, in quanto le loro necessità principali sono legate alla temperatura ed alla ossigenazione delle acque; una volta che esse sono garantite entro limiti accettabili, i salmonidi si rivelano, in molti casi, piuttosto tolleranti.

Quali potrebbero essere allora i migliori bioindicatori di qualità ambientale in questi particolari ambienti, se i salmonidi provengono, nella maggioranza dei casi, da introduzioni operate dall'uomo e se il loro ruolo di "specie sensibili" andrebbe, forse, parzialmente rivisto? Forse le cosiddette "specie di accompagnamento" delle trote, quali sanguinerola, vairone, barbo canino e scazzone? Probabilmente no, in quanto esse solitamente costituiscono popolazioni ben strutturate in ambienti che si trovano verso valle.

Ogni metodo biologico si basa sulla seguente domanda: *quale dovrebbe essere la composizione di una determinata comunità in condizioni ideali, in assenza di alterazioni ambientali?* È il cosiddetto "bianco", cioè la situazione che andrebbe individuata e descritta per utilizzarla quale riferimento per la caratterizzazione della classe di qualità più elevata. Bisogna avere il coraggio di riconoscere che, per una porzione significativa del reticolo idrografico naturale, in gran parte caratterizzato da acque fredde ed oligotrofiche, il "bianco" dovrebbe essere caratterizzato dall'assenza di pesci.

Se non si ammette tale presupposto si corre il rischio di indirizzare la ricerca verso obiettivi impossibili da conseguire, quindi con spreco di tempo e di risorse.

Un indice porta, quale risultato, ad un valore numerico, sintesi di una procedura più o meno complessa e che rappresenta una forma di giudizio rispetto all'ambiente indagato o ad una sua componente. Se l'obiettivo consiste nella valutazione dello stato di un ecosistema occorre individuare una scala di sensibilità riguardante gli organismi costituenti la comunità bersaglio. Questo sistema funziona bene per i macroinvertebrati, raggruppamento utilizzato per l'applicazione dell'I.B.E.; ma è possibile procedere in modo analogo anche per l'ittiofauna? Si tratta di una questione essenziale, a monte di ogni ipotesi propositiva.

Su tale problema gli scriventi hanno lavorato fin dal 1995, dopo esperienze maturate nel campo di monitoraggi su aree vaste, su scala di bacino, provinciale e regionale, ma non è stato possibile redigere un elenco di specie ittiche (o di gruppi) ordinate in funzione di una scala di sensibilità. Ogni ipotesi presentava aspetti contraddittori, ogni tentativo di formulazione di una lista risultava criticabile alla luce dei risultati ottenuti dai campionamenti. Inoltre le specie solitamente indicate come le più sensibili, cioè genericamente descritte dalla letteratura come quelle più esigenti (che "*…prediligono acque fresche ed ossigenate…*") sono quasi tutte caratteristiche delle zone di transizione dalle acque a salmonidi a quelle a ciprinidi. A monte emergono i problemi sopra descritti ed a valle cambia la naturale composizione delle comunità ittiche e quelle stesse specie diventano spesso occasionali o comunque non caratterizzanti.

Questo aspetto è forse il limite principale relativamente ad ogni possibile ipotesi di un indice ittico espressamente votato a fornire valutazioni quantitative sulla qualità degli ambienti fluviali ed in particolare di "tutte" le tipologie ambientali, dai torrenti alpini ai corsi di pianura. Non stupisce infatti che, tenuto conto del notevole impegno profuso negli ultimi trent'anni intorno agli indici biotici e della necessità ripetutamente manifestata di utilizzare anche i pesci quali bioindicatori, non si sia ancora affermata alcuna metodologia "convincente".

Anche l'idea di formulare una lista ordinata in funzione della sensibilità sembra quindi poco praticabile e comporta il forte rischio di percorrere un vicolo cieco. Per tale ragione si è preferito proporre una soluzione che permetta di distinguere le varie specie soprattutto in funzione dello stato, secondo il criterio per cui i valori assegnati sono tanto più elevati quanto più le specie hanno areali di distribuzione ridotti e/o in situazioni vulnerabili e critiche rispetto ai contesti europeo, italiano e nel bacino del Po. Per la stessa ragione l'indice proposto tende ad evidenziare il *valore naturalistico* di una determinata comunità ittica, senza necessariamente prevedere legami diretti con la qualità degli ambienti.

In sintesi, la proposta di indice ittico sopra esposta si basa sui seguenti riferimenti essenziali:

1. limita gli obiettivi a quanto concretamente possibile; la qualificazione naturalistica di una comunità ittica rappresenta comunque un obiettivo importante, utile soprattutto per la tutela e la gestione;

2. accetta il principio per cui la fauna ittica dei corsi d'acqua del versante padano occidentale dell'alto Appennino e delle zone alpine superiori (ZP1.1 e ZP1.2) non è adatta per fornire indicazioni sulla qualità ambientale in senso lato;

3. accetta il principio per cui i corsi di cui al punto precedente sono, sotto il profilo naturalistico, poco interessanti, in quanto naturalmente popolati da nessuna o da poche specie, le quali comunque formano popolazioni più abbondanti e meglio strutturate verso valle; la presenza di pesci, quali le trote fario d'immissione di origine atlantica, è un ulteriore fattore indicativo di scarsa qualità faunistica, in quanto definibile come una forma di inquinamento;

4. rinuncia ad enfatizzare la correlazione tra composi-

zione della comunità ittica e qualità ambientale; solo per gli ambienti acquatici tipici delle porzioni a valle delle zone a salmonidi (ZP1.3) e per le zone a ciprinidi (ZP2), l'I.I., oltre a fornire un valore relativo alla qualità naturalistica delle comunità ittiche, consente di esprimere, seppure con molta cautela e mediante il confronto con i risultati di altre analisi, valutazioni anche sulla qualità ambientale.

BIBLIOGRAFIA

AA. VV., 2003. *Sistemi di analisi naturalistiche relative alla redazione di rapporti di compatibilità ambientale ed alla predisposizione di strumenti per la pianificazione, tutela e gestione delle risorse naturali*. Settore Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino.

BADINO G., FORNERIS G., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2003. La fauna ittica della Provincia di Torino. *Riv. Piem. St. Nat*., **24**: 295 - 326. Carmagnola (TO).

BIANCO P.G., 1990. Proposta di impiego di indici e di coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. Atti III Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Perugia, 28 - 30 settembre 1989). *Riv. Idrobiol*. **29**(1): 131 - 149. Assisi (Pg).

C.R.E.S.T., 1988. *Banca Dati delle Zone Umide*. Assessorato Programmazione Economica e Parchi Naturali della Regione Piemonte - C.S.I., Torino.

C.R.E.S.T, 1992-1994. *Studio delle Caratteristiche Ambientali del Torrente Orco - Ricerca finalizzata al calcolo e gestione delle risorse idriche e gestione dell'ittiofauna*. Dipartimenti di Produzioni Animali Epidemiologia ed Ecologia, di Biologia Animale e di Chimica Analitica dell'Università di Torino. Assessorati all'Ecologia e Caccia e Pesca dell'Amministrazione Provinciale di Torino.

C.R.E.S.T., 1999. *Gestione delle risorse idriche e della fauna acquatica del bacino del Po sotteso alla confluenza con il Pellice (territorio della Provincia di Cuneo)*. Sistema delle Aree Protette della Fascia Fluviale del Po - Tratto Cuneese. Saluzzo (CN).

C.R.E.S.T., 2003a. *Studio di impatto ambientale per il progetto di impianto termolettrico in S. Michele Mondovì (CN). Flora, fauna terrestre ed idrobiologia* (idrologia, qualità delle acque ed ittiofauna). I.C.L. - Industria Chimica del Legno SIMA. S. Michele di Mondovì (Cuneo).

C.R.E.S.T., 2003b. *Le acque correnti superficiali naturali del reticolo idrografico del territorio della Comunità Montana Valcuvia*. Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino. Comunità Montana Valcuvia (Varese).

DE BIAGGI E., PEROSINO G.C., FOIETTA F., SAINI R., STOPPA T., 1987. L'eutrofizzazione dei bacini lacustri piemontesi e il progetto regionale di Banca Dati delle Zone Umide. *Riv. Piem. St. Nat*., **8**: 3 - 20. Carmagnola (TO).

DURIO P., MORI D., PEROSINO G.C., 1982. *Le variazioni climatiche, le glaciazioni, la morfogenesi glaciale (particolari riferimenti al Piemonte e alla Valle d'Aosta)*. Labor. Riforma (Ce.Se.Di.), Assessorato alla Cultura della Provincia di Torino.

EUROPEAN COMMUNITIES COMMISSION, 1991. *Corine biotopes manual*. Vol. 3: Habitat of the European Community. Office for Official Publication of the European Communities, Luxemburg (EUR 12587).

FORNERIS G., PASCALE M., 2003. C*arta ittica della Provincia di Alessandria.. La zona montana*. Provincia di Alessandria. EDA. Torino.

FORNERIS G., PASCALE M., SICURO B., PALMEGIANO G.B. 1994. Analisi biometrica di tre popolazioni di *Salmo [trutta] trutta*. *Atti V Conv. Naz. A.I.I.A.D.* Vicenza: 53 - 62.

FORNERIS G., PEROSINO G.C., 1992. Indici fisici di produttività e zonazione ittica in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat*., **13**: 47 - 71. Carmagnola (TO).

HYDRODATA, 1999. *Progetto speciale 2.5. Azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei*". Autorità Di Bacino Del Fiume Po. Parma.

NONNIS MARZANO F., TAGLIAVINI J., CHIESA D., PASCALE M., GANDOLFI G., 2003. "*Marcatori molecolari per la gestione e la conservazione di popolazioni appenniniche di trota fario*". Atti del workshop "*Selezione e recupero della trota fario (Salmo trutta L.) di ceppo mediterraneo: esperienze a confronto*": 25-30. Villalago di Piediluco (TN).

PASCALE M., NONNIS MARZANO F., 2003. La gestione delle popolazioni autoctone di salmonidi in alcuni bacini idrografici dell'Appennino settentrionale. Atti del workshop *Selezione e recupero della trota fario (Salmo trutta L.) di ceppo mediterraneo: esperienze a confronto*: 31-35. Villalago di Piediluco (TN).

PEROSINO G.C., SPINA F., 1988. Ricerca di modelli semplici con variabili morfometriche ed idrologiche per analisi di sintesi degli ambienti fisici delle acque correnti naturali e possibili applicazioni nei campi biologico e ittico. *Atti II Conv. Naz. A.I.I.A.D.* (Torino 5-7 giugno 1987): 251 - 260. Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Torino.

PROVINCIA DI TORINO, 2000. *Studi e ricerche finalizzate alla definizione di linee di gestione delle risorse idriche dei bacini idrografici... tributari del fiume Po...* Provincia di Torino - HYDRODATA (To).

REGIONE PIEMONTE, 1988. *M.A.R.I.U.S. - Monitoraggio Ambientale Risorse Idriche, Utenze, Scarichi (integrazione e sviluppo di sistemi informativi e di monitoraggio di regioni ed enti locali)* . Assessorato Ambiente della Regione Piemonte, Torino.

REGIONE PIEMONTE, 1991. *Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca. Torino.

REGIONE PIEMONTE, 2002. *Monitoraggio ambientale dei corsi d'acqua in Piemonte (atlante dei punti di campionamento)*. Nuovo bollettino MARIUS. Direzione Pianificazione Risorse Idriche. Torino.

SOMMANI E., 1948. Sulla presenza del *Salmo fario* L. e del *Salmo marmoratus* Cuv. nell'Italia settentrionale: loro caratteristiche ecologiche e considerazioni relative ai ripopolamenti. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*. **24** (3/I): 136-145. Roma.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione*. Edagricole. Bologna.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 103-108.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Prove di acclimatazione e studio della dinamica di una popolazione di luccio (*Esox lucius* L.) in un lago eutrofico (lago Pranda, Appennino Settentrionale)

Federico Ielli[1*], Pierpaolo Gibertoni[2], Maurizio Penserini[3]

1 Ittiologo consulente della Provincia di Reggio Emilia, Ufficio Faunistico Caccia e Pesca, Via Gorizia 49 - 42100 Reggio Emilia.

2 Veterinario Ittiologo. Via Porali 1/a - 42037 Collagna (RE)

3 Coadiutore gestione fauna ittica Provincia di Reggio Emilia. Via Roma, 10 - 42037 Collagna (RE).

** Referente per la corrispondenza (f.ielli@mbox.provincia.re.it)*

Riassunto
Nel marzo 2002 l'Ufficio Faunistico della Provincia di Reggio Emilia effettuò l'immissione di circa 3.000 larve di luccio (*Esox lucius* L.) nel Lago Pranda (Appennino Reggiano), nell'ambito di un programma di ricerca (Progetti Finalizzati della Regione Emilia Romagna) per il recupero di questa specie ittiofaga. La progressiva eutrofizzazione delle acque ha indotto modifiche quantitative e qualitative della fauna ittica del lago Pranda, originariamente costituita da trota fario (*Salmo "trutta" trutta*) e da vairone (*Leuciscus souffia*); anche il gambero di *fiume (Austropotamobius pallipes*), un tempo ben rappresentato, appare oggi in forte contrazione.
Recenti indagini ittiologiche (giugno 2004) hanno evidenziato che il lago Pranda è attualmente un lago a Ciprinidi. Le specie più abbondanti sono l'alborella (*Alburnus alburnus alborella*) ed il carassio (*Carassius sp*), ma ben rappresentate sono pure la tinca (*Tinca tinca*) ed il luccio (*Esox lucius*), mentre la trota fario (*Salmo "trutta" trutta*) tende a localizzarsi soprattutto in prossimità dell'immissario. Scarse sono risultate la carpa (*Cyprinus carpio*), il cobite (*Cobitis Taenia*) ed il gobione (*Gobio gobio*), così come all'atto dei campionamenti non è stata rilevata la presenza del gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*). L'immissione delle larve di luccio ha avuto come prima finalità la bonifica dei Ciprinidi infestanti (in particolare modo alborella e carassio).
I campionamenti effettuati nel novembre 2002 e nel febbraio 2004 hanno permesso di elaborare la dinamica di popolazione degli Esocidi. Si è constatato che il luccio ha trovato nel Lago Pranda un ambiente idoneo per accrescersi ed acclimatarsi, pur a fronte di accrescimenti non omogenei. In aggiunta, successive verifiche hanno confermato il successo riproduttivo di questa specie, oltre a quello della tinca.

PAROLE CHIAVE: Lago Pranda / luccio / acclimatazione / dinamica di popolazione / modifiche comunità ittica / eutrofizzazione

Naturalization test and study of the dynamics of a population of pikes (*Esox lucius* l.) into an eutrophic lake (Pranda lake, northern Appennine)
In March 2002 the Faunistic Office of the Province of Reggio Emilia carried out the immission of approximately 3.000 larvae of pike (*Esox lucius* L.) into the Pranda lake (Apennine of Reggio Emilia), within a research programme (Oriented Projects by the Emilia Romagna Region) for the recovery of this piscivourous species. The Pranda Lake is a small mountain man-made lake (1.250 m above sea level) originated as a consequence of the dam of the Cerretano Channel, effluent of the overlooking Cerreto Lake. The progressive eutrophisation of its waters has involved qualitative and quantitative modifications in the fish fauna. Originally the fish fauna was composed by the river trout (*Salmo "trutta" trutta*) and by the vairone (*Leuciscus souffia*). The crayfish *(Austropotamobius pallipes*) was also well represented.
Recent ichthyological investigations (June 2004) pointed out that the Pranda Lake is at the moment a lake populated by Cyprinidae. The most aboundant species turn out to be the bleak (*Alburnus alburnus alborella*) and the crucian carp (*Carassius sp*) but well represented are also the tench (*Tinca tinca*) and the pike (*Esox lucius*), while the brown trout (*Salmo "trutta" trutta*) tends to localize especially close to the effluent. The carp (*Cyprinus carpio*), the loach (*Cobitis taenia*) and the gudgeon (*Gobio gobio)* tend to be scarce; also the presence of the crayfish (*Austropotamobius pallipes*) has not been detected during the sampling. The immission of the larvae of pike has the main purpose to reclaim the infesting Cyprinidae (especially bleak and crucian carp).
The samplings carried out in the November 2002 and February 2004 allowed to process the population dynamics of the Esocidae. It has been observed that the pike has found a suitable environment to grow and to naturalize in the Pranda Lake, notwithstanding a not homogeneous growth of the subjects. Following checks confirmed the successful reproduction of this species in addition to the tench.

KEY WORDS: Pranda Lake / pike / naturalization / population dynamics / modification of the fish community / eutrophisation

INTRODUZIONE

Il presente lavoro è stato realizzato nell'ambito di un programma di ricerca (Progetti Finalizzati della Regione Emilia Romagna) per il recupero e la reintroduzione del luccio, specie ittiofaga in forte contrazione in tutto l'areale padano (ALESSIO e GANDOLFI, 1983; ALESSIO *et al.*, 1997; IELLI e GIBERTONI, 2004; OPPI, 1989).

Il lago Pranda (Fig. 1) fa parte del Comprensorio dei Laghi Cerretani (Fig. 2), comprendente 6 laghi di retro arco sviluppatisi durante l'ultima glaciazione del Quaternario e diverse torbiere, situati all'interno dell'area protetta del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano. La depressione, originariamente occupata da un acquitrino tra boschi di abete e di faggio, venne successivamente allagata mediante una piccola diga costruita sul Canale Cerretano. Il lago sta attualmente evolvendo verso lo "status" di torbiera: tale processo viene favorito ed accelerato dai nutrienti provenienti, tramite l'immissario, dalla stazione turistica di Cerreto Laghi, particolarmente durante la stagione estiva ed invernale (sciistica). Tale situazione ha inciso notevolmente sulle termiche lacustri (in aumento) e sul grado di ossigenazione delle acque che, attualmente, appaiono in fase di progressiva eutrofizzazione (Tab. I).

Anche la fauna ittica ha subito profonde modificazioni, sia quantitative che qualitative, al punto tale che, anche in seguito ad un approccio non sempre scientificamente controllato nelle immissioni e/o in conseguenza della pesca con il pesce vivo, le specie dominanti risultano attualmente quelle ciprinicole, nonostante il bacino sia naturalmente vocato per i Salmonidi (zona omogenea "D" L.R. 11/93 Regione Emilia Romagna). L'immissione di una specie ittiofaga come il luccio ha avuto il duplice scopo di controllare da un lato l'esubero dei Ciprinidi infestanti e, dall'altro, di favorire lo sviluppo di un'attività alieutica alternativa, dato che la specie è notevolmente apprezzata dai pescatori.

MATERIALI E METODI

I campionamenti dell'ittiofauna sono stati effettuati l'11.6.2004 mediante elettropesca, sia lungo le sponde in tratti di lunghezza predeterminata (100 m), sia a centro lago, in prossimità dell'isolotto, agendo con l'ausilio di un piccolo natante di vetroresina. Si è trattato di indagini di tipo semi-quantitativo, con definizione del numero delle specie presenti e dei relativi indici di abbondanza. In aggiunta, mediante misuratore di ossigeno e termometro digitale "OxyGuard-Handy Beta" sono stati rilevati sul posto i valori di ossigeno disciolto, la percentuale di saturazione di questo gas e la temperatura dell'acqua.

Le catture effettuate il 4.11.2002 e il 20.2.2004 hanno permesso di elaborare la dinamica di popolazione del luccio, previa misurazione della lunghezza totale (mm) di ciascun esemplare. Questi sono stati inoltre pesati (g), fotografati e, in base alle caratteristiche della livrea, divisi in tre gruppi riconducibili rispettivamente al fenotipo "mediterraneo" (con presenza di zebrature longitudinali o trasversali), "continentale" (con presenza di macchie ovalari gialle o color crema) od "intermedio" (con presenza di zebrature e di macchie) (Fig. 3). Tale suddivisione, tuttavia, ha carattere preliminare in quanto, per convalidare l'effettiva appartenenza dei soggettia a differenti popolazioni di luccio, saranno necessarie ulteriori indagini, di tipo genetico. Infatti, la semplice analisi del fenotipo risulta spesso insufficiente a causa degli effetti che i fattori ambientali esercitano sullo sviluppo (GRAHAM *et al.*, 1993) e per il fatto che la variabilità delle popolazioni europee appare assai modesta (HANSEN *et al.*, 1999).

Fig. 1. Il Lago Pranda.

Fig. 2. I laghi cerretani; la freccia indica il lago Pranda.

RISULTATI

Censimenti ittiofaunistici

I campionamenti mediante pesca elettrica hanno evidenziato che nel Lago Pranda sono attualmente presenti 8 specie ittiche (Tab. II). La classificazione è stata effettuata secondo GANDOLFI et *al.*, 1991. Le specie reperite sono, in ordine di abbondanza decrescente, alborella (*Alburnus alburnus alborella*), carassio (*Carassius sp.*), trota fario (*Salmo trutta trutta*), tinca (*Tinca tinca*), luccio (*Esox lucius*), carpa (*Cyprinus carpio*), vairone (*Leuciscus souffia*) e cobite (*Cobitis taenia*).

La trota fario, di cui sono stati catturati 18 esemplari da 6 a 40 cm di lunghezza totale, è stata localizzata esclusivamente in prossimità della foce dell'immissario o, addirittura, nel primo tratto di quest'ultimo, dove le acque più fresche ed ossigenate permettono una migliore sopravvivenza a questa specie stenoterma di acque fredde anche in periodo estivo. Infatti, dai rilevamenti diretti, è apparso che la temperatura dell'acqua varia da 17,1 °C a 14,8 °C e l'ossigeno disciolto da 9 mg/L (94% di saturazione) a 12,2 mg/L (116% di saturazione), rispettivamente a centro lago ed in prossimità dell'immissario (Tab. III). Durante la campagna non è stata rilevata la presenza del gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*), Crostaceo Decapode un tempo frequente in questa zona e, attualmente, in forte o fortissima contrazione in tutto il Comprensorio dei Laghi Cerretani.

Il luccio e la tinca tendono invece a localizzarsi in prossimità di ostacoli sommersi e delle elofite spondali (fascia a cariceto), di cui il lago Pranda è ricco. Di

Fig. 3. Fenotipi dei lucci del Lago Pranda: a) mediterraneo con zebrature; b) continentale con macchie.

Tab. I. Parametri fisico-chimici delle acque del Lago Pranda rilevati da VIAROLI *et al.* (1990).

Dati idrochimici	
pH	7,79
Conducibilità a 20°C (µS/cm)	108
alcalinità totale (meq/L)	0,895
SO_4 (mg/L)	1,6
Cl (mg/L)	3,4
NO_3 (µgN/L)	144
NH_4 (µgN/L)	18
Na (mg/L)	2,77
K (mg/L)	<0,10
Mg (mg/L)	1,89
Ca (mg/L)	17,4
Fosforo totale (µgP/L)	15
Silice reattiva disciolta (mg/L)	0,86
Clorofilla-*a* fitoplanctonica (µg/L)	7,14

Tab. III. Parametri chimico-fisici delle acque del Lago Pranda rilevati durante il campionamento dell'11-6-2004

Parametri chimico-fisici	
lungo costa	
ossigeno disciolto [ppm]	9
ossigeno percentuale saturazione [%]	94
temperatura °C	17,1
centro lago	
ossigeno disciolto [ppm]	12,2
ossigeno percentuale saturazione [%]	116
temperatura °C	14,8
prossimità immissario	
ossigeno disciolto [ppm]	8,6
ossigeno percentuale saturazione [%]	80
temperatura °C	13

Tab.II. Specie ittiche rinvenute nel Lago Pranda l'11-6-2004.

Specie ittiche	Indice d'abbondanza	Osservazioni
Alborella *(Alburnus alburnus alborella)*	***	popolazione strutturata
Carassio *(Carassius sp.)*	***	popolazione strutturata
Trota fario *(Salmo trutta trutta)*	***	popolazione strutturata ma localizzata
Tinca *(Tinca tinca)*	**	popolazione strutturata
Luccio *(Esox lucius)*	**	popolazione strutturata
Carpa (*Cyprinus carpio)*	*	popolazione non strutturata
Cobite *(Cobitis taenia)*	*	popolazione non strutturata
Vairone *(Leuciscus souffia)*	*	popolazione non strutturata

Legenda: ***abbondante; **discreta; *presente.

queste due specie fitofile è stato anche verificato il successo riproduttivo, con presenza di individui dell'anno di 1,5-2 cm per il luccio e di 4-6 cm per la tinca.

Per il luccio l'attività riproduttiva è apparsa piuttosto tardiva, perdurando per tutto il mese di aprile. Nelle zone più nordiche, la frega del luccio inizia alla fine dell'inverno, appena dopo il disgelo. I dati citati in bibliografia variano da fine febbraio sino agli inizi di giugno –da nord a sud del suo areale di ripartizione– e ogni popolazione frega nell'arco di una ventina di giorni (GILLET, 1985). Le temperature dell'acqua variano in tale periodo da 4 a 14 °C; un raffreddamento al di sotto dei 6 °C rallenta l'attività riproduttiva (FORTIN *et al*., 1982). Secondo GANDOLFI *et al*. (1991) la frega del luccio si estende tra febbraio ed aprile e quella della tinca da maggio a luglio.

Nelle acque del medio Po la maturità sessuale del luccio viene raggiunta dalla maggior parte dei maschi al terzo anno di vita e dalla maggior parte delle femmine al quarto (ALESSIO, 1975); parimenti anche le femmine della popolazione di luccio delle risorgive del Tesina (Veneto) si riproducono al quarto anno, mentre i maschi sono già maturi al secondo (MARCONATO, 1986). Nel Lago Pranda, considerando che i lucci sono stati immessi nel marzo 2002 (classe d'età 0+), l'età di prima riproduzione pare coincidere con il terzo anno di vita (classe d'età 2+) per entrambi i sessi, anche se saranno necessarie ulteriori verifiche negli anni a venire.

Infine le popolazioni di carpa, vairone e cobite del Lago Pranda sono rappresentate da un basso numero di individui.

Luccio, dinamica di popolazione

In tabella IV sono riassunte le catture dei lucci effettuate rispettivamente il 4.11.2002 e il 20.2.2004, con indicati sesso, lunghezza totale (mm) e peso corporeo (g). Da questi dati si è potuta estrapolare la dinamica della popolazione di Esocidi presente nel Lago Pranda (Fig. 4). Emergono con evidenza marcate differenze negli accrescimenti degli esemplari, dato che le lunghezze totali spaziano da 130 mm (25 g) a 310 mm (210 g) durante il primo campionamento e da 270 mm (160 g) a 560 mm (1.300 g**)** durante il secondo, pure a fronte di una differente taglia nominale (4-8 cm LT) e dei differenti caratteri fenotipici dei luccetti immessi nel marzo del 2002. D'altra parte i lucci del Pranda sembrano accrescersi maggiormente rispetto alla media delle popolazioni italiane. Infatti in genere vengono raggiunti 15-20 cm di lunghezza totale (40-80 g) al primo anno di vita, 35-45 cm al terzo (350-800 g), 50-60 cm al quinto (1-2 Kg) e 65-75 cm all'ottavo (2,5-4,0 Kg) (ALESSIO, 1975; MARCONATO, 1986; CALDERONI, 1965). Le abbondanti disponibilità trofiche dell'ambiente sembrano influenzare in buona misura questa maggiore disponibilità all'accrescimento.

Tab. IV. Sesso, lunghezza totale (mm) e peso corporeo (g) dei lucci catturati mediante elettropesca il 4-11-2002 e il 20-2-2004 nel Lago Pranda.

04/11/2002				20/02/2004			
LUCCIO	**Sex**	**LT (mm)**	**BW (g)**	**LUCCIO**	**Sex**	**LT (mm)**	**BW (g)**
1		130	25	1	♀	550	1270
2		135	31	2	♂	490	970
3		145	35	3	♂	515	1050
4		150	40	4	♂	470	790
5		150	45	5	♀	450	700
6		195	80	6	♀	420	590
7		140	30	7		250	160
8		140	37	8	♂	300	195
9		290	170	9	♂	300	190
10		295	175	10	♀	270	160
11	♂	290	160	11		295	190
12	♀	310	210	12		320	290
13		285	150	13	♂	560	1300
14		140	25	14	♀	400	450
15		220	120	15	♂	250	155
16		160	65	16		420	575
17	♀	295	180	17	♂	515	1100
18		135	33				
19	♂	305	200				

DISCUSSIONE

Il Lago Pranda appare oggi un lago a Ciprinidi, sia perché le specie dominanti sono l'alborella ed il carassio, specie caratteristiche di acque calde, sia perché nel bacino si sono evidenziati negli ultimi anni processi di eutrofizzazione, accelerati dalle attività antropiche della sovrastante stazione turistica di Cerreto Laghi. Nonostante ciò, anche grazie alle immissioni effettuate annualmente dalla Provincia di Reggio Emilia, la trota fario è ancora discretamente rappresentata, soprattutto in prossimità dell'immissario che convoglia nel lago acque più fresche. Tuttavia si impongono, sin d'ora, severe misure di controllo sugli scarichi organici, che giungono al lago solo parzialmente depurati: questa potrebbe essere una delle cause di rarefazione e/o di estinzione della locale popolazione di gambero di fiume.

In aggiunta, una più razionale e scientifica politica gestionale nelle immissioni per evitare indesiderate propagazioni di specie alloctone e/o invasive (la pesca con il pesce vivo è già stata vietata da alcuni anni) potrà giovare all'ambiente, idoneo per vocazione alla presenza dei Salmonidi. L'immissione del luccio, specie ittiofaga situata all'apice delle catene trofiche acquatiche, pare aver sortito buoni risultati nel controllo delle popolazioni sovradensitarie dei Ciprinidi. Tali considerazioni potranno essere confermate negli anni a venire, in considerazione del fatto che la popolazione degli Esocidi pare essersi perfettamente acclimatata nelle acque del Lago Pranda. La specie è inoltre tutelata dalla Provincia di Reggio Emilia con una misura minima di 50 cm di lunghezza totale (40 cm secondo L.R. 22/2 1993, n. 11, art. 16 comma 7) e la possibilità di cattura

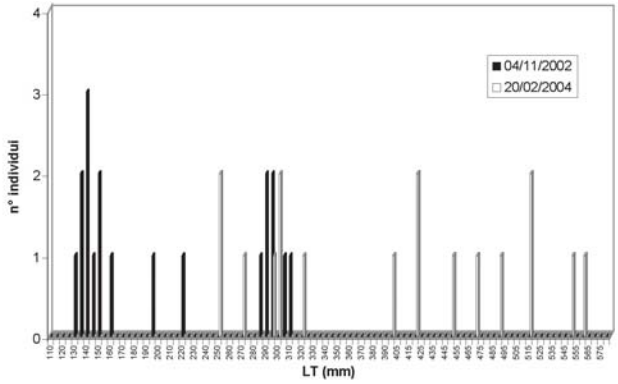


Fig. 4. Dinamica di popolazione di *Esox Lucius* del Lago Pranda, negli anni 2002-2004.

di un unico esemplare giornaliero. Ulteriori misure protettive potrebbero essere individuate nell'allungamento del periodo di divieto di pesca (attualmente dal 15/12 al 15/4 dell'anno seguente, da R.R. 16 agosto 1993, n. 29) almeno sino alla fine di aprile-prima quindicina di maggio, dato che la frega del luccio è apparsa tardiva nel Lago Pranda a causa delle basse temperature dell'acqua in questo periodo.

Per quanto riguarda la dinamica della popolazione, le differenze marcate nelle taglie dei lucci catturati durante le due campagne di campionamento potrebbero essere dovute all'immissione di soggetti di taglia disomogenea, ma anche alla presenza di differenti ceppi di luccio.

Tali ipotesi potranno venire suffragate solo da ulteriori indagini, anche di tipo genetico. Per contro, a due anni dall'immissione, i lucci del Pranda sembrano accrescersi più rapidamente della media nazionale.

BIBLIOGRAFIA

ALESSIO G., 1975. Ricerche sulla biologia del luccio, Esox lucius L., (Osteichthyes, Esocidae), in Lomellina occidentale ed in una "valle" veneta. *Boll. Pesca, Piscic. Idrobiol.*, **30**: 257-275.

ALESSIO G., GANDOLFI G., 1983. *Censimento e distribuzione attuale delle specie ittiche nel bacino del Fiume Po.* Quad. Ist. Ric. Acque, n. 67, VII + 92 pp.

ALESSIO G., DUCHI A., BERCELLI M., BALDACCINI G.N.., BIANUCCI P., 1997. *Interrelazione tra ittiofauna ed eutrofizzazione nel Lago di Massaciuccoli.* Doc. Tecn. 13: 347-378.

CALDERONI P., 1965. Contributo allo studio dell'accrescimento del luccio (*Esox lucius* L.) del Lago Trasimeno. *Riv. Idrobiol.*, **4**: 3-15.

FORTIN R., DUMONT P., FOURNIER H., 1982. Reproduction et force des classes d''-ge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut Richelieu et la baie Missisquoi. *Can. J. Zool.*, **60**: 227-240.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto poligrafico e Zecca dello Stato, Roma. XVI + 617 pp.

GILLET C., 1985. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In: *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, INRA, Paris, 1985: 167-185.

GRAHAM J.H., FREEDMAN D.C., EMLEN J.M., 1993. Developmental stability: a sensitive indicator of population under stress. In: *Environmental toxitology and Risk.* Assessment. ASTM STP 1179. American Society for Testing and Materials, Lewis eds. Philadelphia, PA: 136-158.

HANSEN M.M., TAGGART J.B., MELDRUP D., 1999. Developement of new VNTR markers for pike and assesment of variability at di-and tetranucleotide reperat microsattelite loci. *Journal of Fish Biology*. **55**: 183-188.

IELLI F., GIBERTONI P., 2004. Studio degli accrescimenti e della

dinamica di due popolazioni padane di lucioperca (*Stizostedion lucioperca*). *Atti 9° Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Acquapartita (FC), 11-13 giugno 2002*. A.I.I.A.D. Univ. degli Studi di Parma. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 113-119.

MARCONATO A., 1986. *Strategie riproduttive e selezione sessuale in tre specie di pesci teleostei d'acqua dolce*. Tesi di Dottorato di Ricerca in Biologia Evoluzionistica. Università di Padova, 206 pp.

OPPI E., 1989. La situazione ittica del Garda e i problemi della pesca. In: *Il Lago di Garda tra incremento turistico e conservazione ambientale*. Bortolazzi, S. Giovanni Lupatoto (Verona): 86- 93.

VIAROLI P., ROSSI V., CLERICI A., MENOZZI P., 1990. Caratteristiche litologiche ed idrochimiche dei principali laghi dell'Appennino Tosco-Emiliano. *Atti del 9° congresso A.I.O.L. S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990*: 93-104.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 109-115.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Identificazione, conservazione e recupero del popolamento autoctono di trota di torrente nella provincia di Pescara

Enrico Marconato[1*], Valerio Ketmaier[2], Marco A. Riva[1], Thomas Busatto[1], Giuseppe Maio[1], Stefano Salviati[1], Franco Recchia[3], Antonello Colantoni[3], Antonella Basilavecchia[3], PierLisa Difelice[3]

1 Aquaprogram s.r.l., Via Borella 53 - 36100 Vicenza

2 Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", V.le dell'Università 32, I-00185 Roma

3 Provincia di Pescara, Piazza Italia - 65121 Pescara

** Referente per la corrispondenza (fax 0444 301212; e.marconato@aquaprogram.it)*

Riassunto

La trota di torrente (*Salmo t. trutta*) è uno dei Salmonidi europei maggiormente studiati; la specie è composta da numerose forme geograficamente localizzate e mostra una notevole variabilità e plasticità dei caratteri morfologici, ecologici e comportamentali. Questa variabilità ha portato in passato alla descrizione di almeno 50 specie, attualmente riconosciute tutte appartenere a *S.trutta*.

La trota è fra le specie ittiche d'acqua dolce preferite dalla maggior parte dei pescatori sportivi e su di essa viene esercitata una notevole pressione di pesca. Questa situazione, insieme al generale degrado delle caratteristiche ambientali dei fiumi, ha determinato una notevole contrazione, se non la totale scomparsa, dei popolamenti originali di trota. La risposta al declino delle popolazioni naturali si è tradotta in una massiccia opera di re-introduzione artificiale, volta ad aumentare il numero di esemplari disponibili per la pesca sportiva; i ripopolamenti sono ormai una pratica ben consolidata nel nostro paese. Il problema principale legato a queste attività è l'immissione di individui di origine geografica non nota, con la conseguente introduzione di caratteri genetici alloctoni.

In Abruzzo il popolamento autoctono di trote dovrebbe corrispondere alla linea mediterranea (riferibile a *S. macrostigma*), ma si ignorava se e quanto la componente Atlantica vi fosse stata introdotta. La Provincia di Pescara, in collaborazione con il Parco Nazionale della Majella ed il Parco Nazionale del Gran Sasso-Monti della Laga, ha attivato un progetto per il recupero della trota di torrente autoctona delle acque provinciali. Vengono presentati i dati del monitoraggio genetico effettuato nei corsi d'acqua del territorio provinciale e lo stato di sviluppo del progetto di recupero impostato con i citati Enti.

PAROLE CHIAVE: Trota mediterranea / Fiume Pescara

Identification, conservation and recovery of native trout in the Pescara's district

The brook trout (*Salmo t. trutta*) is one of the most studied European salmonids; this species includes several groups geographically localized and shows a wide variability and plasticity of the morphometric, ecological and behavioural characters. This variability led in the past to the description of at least 50 different species, but now they all seem to belong to the *S. trutta* group.

The trout is one of the freshwater fish preferred by the anglers and it's submitted to a high fishing effort. This situation, together with the general decay of river environment, determined an important decrease, and sometimes a complete disappearing, of the original stocks of trout. The answer to the decay of the natural populations was a massive artificial introduction, with the aim to increase the number of fish available for anglers; restocking is a very common management tool in our country. The main problem following those activities is the introduction of specimens of not known origin, with the consequent introduction of exotic genes.

In Abruzzo the autochthonous stocks of trout should belong to the Mediterranean genotype (*S. macrostigma*), but it was not known if and how much the Atlantic genotype would be introduced. The Pescara Province Authority, in cooperation with the "Majella" and "Gran Sasso-Monti della Laga" National Parks, activated a project in order to recover the Mediterranean trout in the rivers of the province watersheds. In this work are shown the genetic analysis results of those specimens sampled during the monitoring campaign carried out in the rivers of the province, and the development of the recover project, planned in cooperation with the parks mentioned above.

KEY WORDS: Mediterranean trout / *Salmo trutta trutta* / Pescara River

INTRODUZIONE

Premessa

La trota (*Salmo trutta*) è uno dei Salmonidi Europei maggiormente studiati; la specie è composta da numerose forme geograficamente localizzate e mostra una notevole variabilità e plasticità dei caratteri morfologici, ecologici e comportamentali.

Queste differenze hanno portato in passato alla descrizione di almeno 50 specie, attualmente riconosciute tutte appartenere a *S. trutta* (BEHNKE, 1986; ELLIOT, 1989; FERGUSON, 1989).

I recenti sviluppi della genetica molecolare consentono ora di raccogliere set di dati indipendenti da quelli morfologici, riguardanti le differenze genetiche inter e infrapopolazionali, e che, associati ai dati meristici e morfometrici, aiutano a comprendere la storia evolutiva di una determinata specie. Una volta inquadrate in un contesto biogeografico ben preciso, queste informazioni dovrebbero quindi permettere di individuare le specie e i ceppi autoctoni originari di determinati territori.

Uno dei principali obiettivi della futura gestione del patrimonio salmonicolo della Provincia di Pescara è il recupero dell'originale ceppo autoctono di trota di torrente (ceppo mediterraneo) e il ripristino dei suoi popolamenti naturali, in luogo delle trote di allevamento (ceppo atlantico) che ormai da lungo tempo vengono introdotte nel bacino dell'Aterno-Pescara, dove hanno costituito popolazioni selvatiche.

È stato quindi impostato il presente progetto, con l'obiettivo primario di individuare esemplari geneticamente riferibili al ceppo mediterraneo; questi esemplari costituiranno lo stock di riproduttori per la produzione di avannotti da liberare in aree preselezionate e a tal fine predisposte, localizzate all'interno del Parco Nazionale della Majella e del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, dove potranno dar luogo ai primi nuclei di popolazioni naturali di ceppo mediterraneo.

Cenni storici e distribuzione della trota (*Salmo trutta*)

La trota di torrente è presente nella maggior parte del territorio nazionale, comprese le isole maggiori; in particolare, nei bacini a breve gittata appenninici e ancora in Sicilia e Sardegna, la sua distribuzione è a mosaico (BIANCO, 1987).

Le trota è fra le specie ittiche d'acqua dolce più importanti economicamente e su di essa viene esercitata una notevole pressione di pesca. Questa situazione, insieme al generale degrado delle caratteristiche ambientali dei fiumi, ha determinato una notevole contrazione, se non la totale scomparsa, dei popolamenti originali di trota, sostituiti nel tempo con una massiccia opera di re-introduzione artificiale di materiale di origini alloctone. Le introduzioni hanno anche occultato l'areale originale della specie, dal momento che le trote sono state immesse anche in ambienti acquatici in cui originariamente non erano presenti. Nelle acque della provincia di Pescara, le trote sono state rinvenute in quasi tutte le stazioni di raccolta.

Le indagini genetiche effettuate su numerosi esemplari raccolti, hanno evidenziato la presenza nelle acque provinciali di trote di origini sia atlantiche che mediterranee. In particolare i popolamenti naturali di trota in Abruzzo si riferivano ai bacini del fiume Pescara (Tasso, Gizio, Sagittario, San Callisto e lago di Scanno) e del Sangro-Fondillo; tuttavia i popolamenti del Sangro sono stati alterati dall'introduzione di popolamenti trentini a partire da fine '800, mentre il Parco Nazionale d'Abruzzo ha autorizzato semine di alloctoni per oltre 30 anni (BIANCO, 1991). L'alterazione biogeografica e genetica dei popolamenti di trota dell'Abruzzo è quindi di vecchia data; la diffusione della trota in questa regione sembrava essere originariamente molto più ridotta (LOPEZ, 1892).

In tempi più recenti, limitatamente al territorio compreso nel Parco della Majella, si sono effettuati ripopolamenti di salmonidi (*Salmo trutta, Salvelinus fontinalis, Oncorhynchus mykiss*) a cura delle Province dell'Aquila e di Chieti, per quantitativi di circa 10-12 tonnellate l'anno. Per oltre trent'anni queste immissioni hanno interessato gli ambiti del Parco Nazionale della Majella, in particolare i tratti superiori del Sangro, dell'Aventino e dell'Aterno Pescara, vari corsi d'acqua del Parco Nazionale d'Abruzzo, laghi in quota e anche laghi di sbarramento di bassa quota (BIANCO, 1991; 1995; 1997).

Genetica

Le trote italiane sono sempre state oggetto di numerose controversie, storiche ed attuali, a riguardo delle presunte specie e sottospecie esistenti (POMINI, 1940, 1941; SOMMANI, 1950; TORTONESE, 1970; GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987a-b; BIANCO, 1988 e 1994). Purtroppo un secolo di introduzioni di ceppi esterni, frequentemente di origini transalpine, hanno reso assai ardua l'individuazione di popolazioni autoctone.

Di qui la necessità di conoscere nel dettaglio l'entità della variazione e del grado di differenziamento genetico fra popolazioni naturali di trota di torrente su larga scala geografica, al fine di poter pianificare programmi di reintroduzione congruenti con le caratteristiche genetiche delle popolazioni autoctone. Numerosi studi sono stati condotti in questo senso, sia analizzando i polimorfismi dei loci codificanti per proteine enzimatiche (FERGUSON, 1989), sia i polimorfismi di sequenza

di differenti regioni del DNA mitocondriale (mtDNA) (APOSTODILIS *et al*., 1996; 1997; BERNATCHEZ *et al*., 1992; BERNATCHEZ e OSINOV, 1995; PATARNELLO *et al*., 1994). Tutti questi studi hanno permesso di inquadrare le popolazioni europee di *S. trutta* in cinque principali linee evolutive (Adriatica, Atlantica, Danubiana, "Marmoratus" e Mediterranea), con caratteri genetici ben distinti, il cui differenziamento reciproco è imputabile principalmente agli eventi glaciali del Quaternario. Va sottolineato come la maggioranza delle immissioni artificiali in tutta Europa siano state effettuate a partire da riproduttori di origine Atlantica.

L'analisi genetica preliminare condotta su 62 esemplari di trota raccolti in vari corsi d'acqua della provincia di Pescara, ha rilevato la presenza di elementi di origine sia atlantica che mediterranea. Questa "mescolanza", come anticipato, è il risultato delle numerose semine effettuate ad iniziare già dal secolo scorso in tutte le acque salmonicole della Provincia.

MATERIALI E METODI

Campionamento ittico

Operativamente, i campionamenti della fauna ittica sono stati realizzati utilizzando un elettrostorditore portatile a voltaggio modulabile (150-380 V; 0,5-7 A). Sono stati campionati tratti diversi di corso d'acqua, scelti in funzione della tipologia ambientale locale e della fauna ittica presente. I campionamenti relativi al presente lavoro sono stati effettuati nel periodo tra l'8 ottobre ed il 12 dicembre 2003.

Sulla base delle informazioni derivanti dai lavori di numerosi ricercatori (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987 a-b; BIANCO, 1979, 1988, 1994; POMINI, 1940, 1941; LORENZONI *et al*., 2003), la trota di ceppo mediterraneo è distinguibile fenotipicamente da quella di ceppo atlantico sulla base di alcuni caratteri, e principalmente (Fig. 1):

- presenza di una macchia scura preopercolare di medio-grandi dimensioni;
- presenza di macchie parr in individui adulti;
- assenza dell'alone bianco intorno alla punteggiatura rossa dei fianchi, o comunque presenza di una banda chiara poco evidente;
- punteggiatura diffusa ed abbondante lungo i fianchi, con punti spesso irregolari.

Questi caratteri sono stati quindi utilizzati per fare una prima selezione sul campo degli esemplari da sottoporre successivamente all'analisi genetica.

Tutti i pesci catturati durante i campionamenti venivano quindi classificati e, nel caso in cui presentavano i sopra citati caratteri, venivano fotografati, misurati, pesati e trasferiti al centro di stabulazione; a tutti gli esemplari trattenuti è stato eseguito un prelievo di scaglie per la determinazione genetica.

Analisi genetica

Il monitoraggio genetico delle trote è stato effettuato secondo la metodologia seguente. Sono stati utilizzati due diversi marcatori del mtDNA (*cyt-b* e *16S*); in queste regioni infatti vi sono sostituzioni nucleotidiche fissate che consentono di discriminare tra ceppo Atlantico e Mediterraneo (PATARNELLO *et al*., 1994). Se da un lato questi geni consentono una rapida identificazione della forma "atlantica" da quella "mediterranea", a causa della modalità di ereditarietà esclusivamente materna del mtDNA, i marcatori ad esso associati non sono sempre adatti per mettere in evidenza eventi pregressi di introgressione e possono a volte fornire risultati fuorvianti. È stato quindi studiato un locus nucleare (nDNA), codificante per l'enzima *LDH-C1*, che consente di discriminare ulteriormente fra ceppi Atlantici e Mediterranei "puri" o "ibridi".

RISULTATI

Distribuzione

I campionamenti effettuati nel corso di una indagine sui popolamenti salmonicoli della provincia di Pescara (MARCONATO *et al.*, 2002), hanno preliminarmente permesso di individuare la distribuzione sul territorio provinciale delle popolazioni residue di trota di ceppo mediterraneo (Fig. 2).

Nella tabella I sono riportati i risultati delle analisi genetiche a suo tempo effettuate; per ogni stazione di campionamento è riportato il numero di individui appartenenti al ceppo mediterraneo o al ceppo atlantico o, nel caso, con genotipo nucleare ibrido e aplotipo mitocondriale atlantico o mediterraneo.

Le popolazioni in cui la componente mediterranea è più rappresentata sono quelle relative al fiume Aterno in località Vittorito, al fiume Pescara presso la confluenza con l'Aterno e poco più a valle in località De

Fig. 1. Caratteristiche utilizzate nella scelta degli individui.

Fig. 2. Provincia di Pescara e corsi d'acqua indagati.

Tab. I. Risultati dell'analisi genetica degli individui catturati nelle stazioni di campionamento.

corso d'acqua	località	Totale	Genotipo mediterraneo puro	Ibrido nucleare M/M aplotipo M	Ibrido nucleare A/M aplotipo A	Genotipo Atlantico puro
Aterno	Vittorito	44	23	17	4	0
Fiume Gizio	Riserva monte Genzana	1	0	0	0	1
Fiume Pescara	Confluenza aterno	11	11	0	0	0
Fiume Pescara	De Contra	21	18	3	0	0
Fiume Pescara	Sorgenti Pescara	11	4	4	1	2
Fiume Sagittario	riserva gole del sagittario	3	1	2	0	0
Vetoio	Centro ittiogenico	8	0	1	3	4
Tavo	Farindola	2	0	0	0	2
Fiume S. Callisto	Popoli ponte statale	2	0	2	0	0
Totale		**99**	**57**	**29**	**8**	**9**

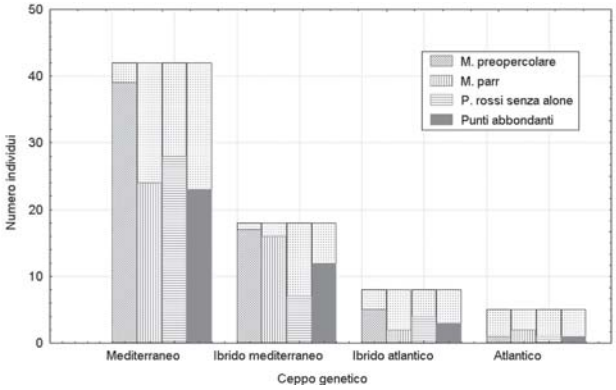


Fig. 3. Relazione tra il genotipo e l'espressione del fenotipo.

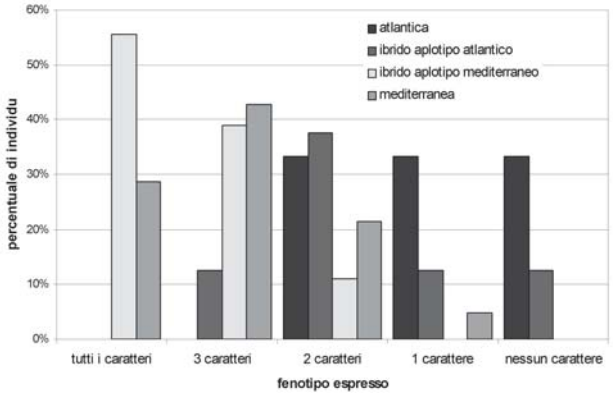


Fig. 4. Relazione tra il genotipo ed il numero di caratteri espressi.

Contra, nel territorio comunale di Popoli. I dati relativi agli altri corsi d'acqua sono numericamente scarsi, ma ciò è legato al fatto che nelle popolazioni residenti erano stati rinvenuti pochissimi individui con fenotipo riferibile al ceppo mediterraneo.

Nel presente lavoro sono stati quindi scelti quei corsi d'acqua in cui la componente autoctona appariva più rappresentata e con popolazioni meglio strutturate.

Correlazione fenotipo-genotipo

Come anticipato, la scelta degli individui da sottoporre ad analisi genetica è stata effettuata sulla base del fenotipo, utilizzando come caratteri indicativi (LORENZONI *et al.*, 2003): la presenza di una macchia preopercolare di grandi dimensioni, la presenza di macchie parr definite anche in individui adulti, l'assenza di un'aureola bianca ben sviluppata intorno alla punteggiatura rossa (carattere proprio ad esempio della trota fario di ceppo atlantico) ed una punteggiatura diffusa ed abbondante lungo i fianchi dell'animale.

In base a queste osservazioni, sono state analizzate dal punto di vista genetico complessivamente 99 trote; una volta determinato il loro status genico (esemplari puri o ibridi), a questo è stato associato il relativo fenotipo, grazie al fatto che per ogni esemplare esaminato era disponibile la fotografia effettuata al momento della cattura.

È stata quindi effettuata una valutazione della misura in cui, per ogni genotipo riscontrato, si manifestano i singoli caratteri (Fig. 3); per questa operazione sono state scartate le situazioni in cui le foto presentavano dubbi interpretativi relativamente ad uno o più caratteri, per cui complessivamente sono stati considerati utili i dati relativi a 73 esemplari.

Si può facilmente osservare che per gli individui di ceppo "mediterraneo puro" i quattro caratteri si manifestano con una buona frequenza; in particolare la macchia preopercolare è presente nella quasi totalità dei casi, ma anche l'assenza dell'alone bianco in corrispondenza dei punti rossi appare un carattere rappresentativo. Meno importanti risultano le macchie parr e l'abbondanza dei punti, caratteristiche che interessano poco più della metà degli esemplari "mediterranei puri". Nell'ibrido con aplotipo mediterraneo tutti i caratteri si manifestano con una buona frequenza, ad eccezione dell'alone bianco di cui sopra, che viene espresso in meno della metà dei casi.

Nel caso dei genotipi ibrido con aplotipo atlantico ed atlantico puro, invece, i caratteri distintivi sono espressi con una frequenza abbastanza bassa, ma è anche vero che è stato analizzato un ridotto numero di esemplari. Indipendentemente da ciò, rimane certo il fatto che i caratteri considerati si manifestano maggiormente quanto più il genotipo si avvicina a quello mediterraneo. In figura 4 è riportata un'ulteriore elaborazione di questi dati, che associa il manifestarsi contemporaneo dei caratteri cosiddetti mediterranei nello stesso individuo.

I risultati di questa verifica mostrano che tutti i caratteri considerati sono contemporaneamente presenti solo negli individui puri e negli esemplari ibridi con aplotipo mediterraneo (rispettivamente nella percentuale del 56% e 29%). Si manifestano contemporaneamente 3 caratteri nel 45% degli individui mediterranei puri e nel 33 % degli ibridi mediterranei, ma anche in una discreta percentuale (38%) degli ibridi con aplotipo atlantico si manifestano contemporaneamente almeno 3 caratteri. In particolare, i due caratteri più comunemente espressi in quest'ultima categoria sono le macchie parr e la macchia preopercolare.

La percentuale di individui in cui sono espressi solo 2 dei 4 caratteri considerati è maggiore nei genotipi che più si avvicinano al ceppo atlantico e minore nel ceppo mediterraneo o ibrido con aplotipo mediterraneo. Infine solamente negli individui atlantici puri e ibridi con aplotipo atlantico (rispettivamente 33 e 13%) non viene manifestato alcun carattere considerato come distintivo del ceppo mediterraneo.

Si nota che gli ibridi con aplotipo mediterraneo sono quelli per i quali i 4 caratteri si manifestano nella maggior parte dei casi. Si deve aggiungere però che un certo numero di individui appartenenti al ceppo mediterraneo puro sono di grandi dimensioni (ad esempio gli individui di Capo Pescara ed alcuni dell'Aterno a Vittorito) ed è probabile che alcune caratteristiche della livrea possano andare perse con l'età.

In tabella II gli esemplari "mediterranei puri" (43 individui) sono stati divisi in due gruppi di lunghezza, superiore e inferiore ai 290 mm, corrispondente alla lunghezza massima della terza classe d'età.

Come si può osservare, in effetti, l'espressione di tutti e quattro i caratteri fenotipici considerati sembra maggiore negli esemplari inferiori ai 290 mm, anche se comunque la percentuale degli esemplari che presentano tre caratteri rappresenta pure in questo gruppo ancora una leggera maggioranza; interessante osservare che negli individui di grosse dimensioni (>290 mm) nella maggior parte dei casi compaiano solo due caratteri.

Un altro fattore determinante dovrebbe poi essere quello ambientale; da questo punto di vista si sottolinea quanto sia spesso facile rinvenire nei corsi d'acqua appenninici trote di immissione, di origine atlantica, che durante la crescita mantengono le macchie parr o la macchia preopercolare. Il fattore ambientale è quindi importante in situazioni acquatiche particolari; ad esempio esemplari di grosse dimensioni raccolti nel grande bacino formato dalle sorgenti del Pescara (inseriti nelle elaborazioni presentate) avevano solo la macchia preopercolare, mentre tutti gli altri caratteri erano assenti.

Tab. II. Espressione dei caratteri della livrea di individui mediterranei puri in funzione della loro lunghezza.

caratteri espressi	>290 mm	%	<290 mm	%
0 caratteri	0	0	0	0
1 carattere	2	11	0	0
2 caratteri	8	44	1	4
3 caratteri	6	33	13	54
4 caratteri	3	11	10	42

CONCLUSIONI

Le campagne di cattura condotte nel 2002 e, grazie a questo lavoro, negli ultimi mesi del 2003, hanno permesso di ben definire la distribuzione delle popolazioni residue di trota di ceppo mediterraneo nei corsi d'acqua della Provincia di Pescara.

Si tratta nella maggior parte dei casi di popolazioni fortemente introgresse dal punto di vista genetico, in cui la componente genetica autoctona è spesso presente, ma con frequenze estremamente ridotte.

In alcuni casi si sono invece rinvenute situazioni piuttosto interessanti, in cui sono presenti diversi esemplari riferibili al ceppo mediterraneo autoctono; si tratta di alcune zone di due importanti corsi d'acqua: il fiume Aterno ed il fiume Pescara (compresa l'area delle sorgenti). Nei campioni raccolti è risultato elevato il numero di trote "mediterranee pure" presenti nel fiume Pescara e buono quello dell'Aterno in località Vittorito. In entrambi i siti sono state costituite da molti anni zone di riposo biologico dove sono vietate le immissioni e la pesca, fatto che ha certamente favorito il mantenimento di popolazioni mediterranee di una certa entità.

I dati raccolti evidenziano una discreta corrispondenza tra le caratteristiche della livrea considerate tipiche del ceppo mediterraneo e i risultati delle analisi genetiche. Tuttavia non si riscontra una corrispondenza univoca tra genotipo e fenotipo; i risultati di questo lavoro, infatti, sembrano evidenziare che la contemporanea presenza delle quattro caratteristiche di livrea ritenute attribuibili al ceppo mediterraneo sia una condizione più facilmente rinvenibile in esemplari ibridi, pur con aplotipo mediterraneo, che non negli esemplari puri.

Non è improbabile che la causa di questa situazione sia da ricercare nel "fattore ambientale" e sulla conosciuta influenza che esso può avere sull'espressione del fenotipo.

Il mantenimento delle macchie "parr" nello stadio adulto e la presenza della macchia preopercolare, ad esempio, sono caratteri fenotipici che spesso sono indotti da particolari condizioni ambientali, a prescindere dalla discriminante genetica (BIANCO, 1988). La presenza/assenza della punteggiatura è certamente influenzata dalla situazione ambientale in cui si sviluppa l'animale; si prenda ad esempio la situazione dei bacini lacustri, dove la punteggiatura può scomparire o i punti possono assumere conformazioni diverse (macchie ad X).

Anche la taglia sembra avere influenze dirette sulla livrea: all'aumentare dell'età alcuni caratteri (come la punteggiatura o le macchie "parr") sono meno visibili o scompaiono del tutto. L'elevato numero di individui di medio-grandi dimensioni utilizzati nel presente studio potrebbe quindi aver influenzato i risultati dell'analisi fenotipica. D'altra parte, è stato verificato con certezza il fatto che gli esemplari che manifestano contemporaneamente almeno 3 o 4 caratteri distintivi risultano individui mediterranei puri o ibridi, mentre non vi sono mai esemplari mediterranei puri senza che vi sia alcuno dei citati caratteri ed è estremamente raro che vi siano esemplari puri che presentino uno solo di questi caratteri.

In conclusione, l'analisi fenotipica può essere di grande aiuto nel preselezionare esemplari appartenenti

al ceppo mediterraneo, ma l'analisi del DNA appare per ora un supporto irrinunciabile per stabilire con precisione l'appartenenza all'uno o all'altro ceppo genetico; tuttavia la variabilità dei caratteri fenotipici osservata induce a pensare che le analisi dei loci del DNA nucleare e mitocondriale utilizzate in questa indagine potrebbero non essere sufficienti.

Da questo punto di vista sarebbe opportuno analizzare ulteriori loci genici per poter confermare con maggior precisione le presenti osservazioni; sarebbe quindi auspicabile riuscire ad individuare una popolazione di trota di ceppo mediterraneo pura (determinata tramite analisi del fenotipo e delle vicende del corso d'acqua nel tempo) di cui poter eseguire una analisi completa del genoma, per ottenere termini di paragone certi per la definizione delle differenze genetiche di trote appartenenti al ceppo mediterraneo e al ceppo atlantico.

BIBLIOGRAFIA

APOSTODILIS A.P., KARAKOUSIS Y., TRIANTAPHYLLIDIS C., 1996. Genetic differentiation and phylogenetic relationships among Greek brown trout (*Salmo trutta*) populations as revealed by RFLP analysis of PCR amplified mitochondrial DNA segments. *Heredity*, **77:** 608-618.

APOSTODILIS A.P., TRIANTAPHYLLIDIS C., KOUVATSI A., ECONOMIDIS P.S., 1997. Mitochondrial DNA sequence variation and phylogeography among *Salmo trutta* (Greek brown trout) populations. *Mol. Ecol.*, **6:** 531-542.

BEHNKE R.J. 1986. Brown trout. *Trout*, **27:** 42-47.

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. *Mol. Ecol.*, **1:** 161-173.

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. *Mol. Ecol.*, **4:** 285-298.

BIANCO P.G., 1979. I pesci d'acqua dolce dell'Abruzzo. *Biologia Contemporanea*, Roma, **3:** 105-110.

BIANCO P.G.,1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Atti 2° Conv. A.I.I.A.D.*, Torino: 41-66.

BIANCO P.G., 1988. I pesci d'acqua dolce d'Italia: note su un recente contributo. *Atti Soc. ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat.* Milano, **129:** 146-158.

BIANCO P.G., 1991. Pesci. In: *Caratterizzazione naturalistica dell'area interessata dal previsto impianto idroelettrico di Scontrone sul fiume Sangro*. ENEL & Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Aquila (relazioni tecniche), pp 80-105.

BIANCO P.G., 1994. L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. *Biogeographia*, **17:** 427-485.

BIANCO P.G., 1995. Pesci. In: *Rapporto Finale. Siti Di Interesse Comunitario Nei Nuovi Parchi Nazionali Dell'Appennino dell'Italia Centrale (Monti Sibillini; Gran Sasso-Monti Della Laga; Majella).* European Commission - Ministero dell'Ambiente - Servizio Conservazione della Natura - Edito da Lega Ambiente, 266 pp + 120 pp (appendice).

BIANCO P.G., 1997. I Ciclostomi e i Pesci (32). In: *Ricerche sulla Valle Peligna (Italia Centrale, Abruzzo)*. Osella G. et al. Ed., Quaderni di Provincia Oggi, L'Aquila: 607-623.

ELLIOT J., 1989. Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and international resource. *Fresh. Biol.*, **21:** 1-5.

FERGUSON A., 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Fresh. Biol.*, **21:** 35-46.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987*a*. I pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti Soc. ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat.* Milano, **128:** 3-56.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987*b*. L'ittiofauna autoctona delle acque interne italiane: problemi aperti sulla sistematica. *.Atti 2° Conv. A.I.I.A.D.*, Torino: 131-145.

LOPEZ C., 1892. *Cenni sulla fauna dell'Abruzzo teramano.* Fabbri ed., Teramo, 60 pp.

LORENZONI M., CAROSI A., PANARA F., 2003. *Il recupero del ceppo autoctono della trota fario nel bacino idrografico del fiume Nera.* Assessorato alla Programmazione Faunistica, Provincia di Terni.

MARCONATO E., BIANCO P.G., MAIO G, SALVIATI S., 2002. *Il monitoraggio della Carta Ittica della Provincia di Pescara*. Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Pescara. Relazione tecnica.

PATARNELLO T., BARGELLONI L., CALDARA F., COLOMBO L., 1994. Cytochrome *b* and 16S rRNA sequence variation in the *Salmo trutta* (Salmonidae, Teleostei) species complex. *Mol. Phylog. Evol.*, **3:** 69-74.

POMINI F., 1940. Ricerche sul *Salmo macrostigma* Dum. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **16:** 13-63.

POMINI F., 1941. Ricerche sui *Salmo* dell'Italia peninsulare. *Atti Soc. ital. Sci. Nat.*, **80:** 33-48.

SOMMANI E., 1950. Osservazioni sulla sistematica ed ecologia delle trote nell'Italia meridionale. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **5:** 170-187.

TORTONESE E., 1970. *Fauna d'Italia. Osteichthyes. Parte prima.* Calderini, Bologna, 565 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 117-126.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Impatto ambientale e sussistenza delle troticolture di montagna nel Trentino

Leonardo Pontalti[1*], Giovanni Baruchelli[1], Diego Coller[2], Giuliano Luigi Gandolfi[1], Alvise Vittori

1 Istituto Agrario di S.Michele all'Adige, via E. Mach 1 - 38010 S.Michele all'Adige (TN)

2 Associazione Troticoltori Trentini, via Galileo Galilei 43 - 38015 Lavis (TN)

** Referente per la corrispondenza (fax: 0461 650956; leonardo.pontalti@provincia.tn.it)*

Riassunto

Nel Trentino, l'abbondante presenza di acque tipiche della "Zona della Trota" ha favorito il diffondersi della troticoltura fin dal XIX secolo. La continua ricerca di miglioramento nelle attività agricole integrative anche su terreni marginali, ha portato alla realizzazione di molti piccoli impianti per l'allevamento dei salmonidi, costruiti all'inizio in terra battuta e poi in calcestruzzo per resistere all'erosione dei corsi d'acqua circostanti, e per aumentarne il carico e facilitarne la gestione, quasi sempre familiare. Su 53 impianti oggetto di indagini recenti, 30 hanno una superficie delle vasche inferiore a 3.000 m^2. Solo 5 superano i 10.000 m^2.

I troticoltori hanno bilanciato il limite alla produzione rappresentato dalle acque fredde (nel Trentino occorrono 15-20 mesi per raggiungere la taglia commerciale, contro gli 11-13 della pianura) col vantaggio di ottenerere trote con carni più compatte, pagate di più al conferimento. Alla minor produzione consentita da un ambiente severo corrisponde un impatto ambientale più contenuto, oggi richiesto dalla Grande Distribuzione Organizzata (GDO) con il riconoscimento di maggiore remunerazione, alle seguenti condizioni:

- il valore dell'Indice Biotico Esteso (IBE) dell'ambiente acquatico a monte della pescicoltura deve essere non inferiore a 10 (1ª Classe di Qualità Biologica), mentre quello dell'ambiente a valle deve essere non inferiore a 8 (2ª Classe);
- è vietato l'uso di ossigenatori elettromeccanici e/o l'iniezione di ossigeno liquido con la finalità di aumentare la densità di allevamento;
- la densità di allevamento non deve mai superare i 20 kg/m^3.

In questo lavoro sono state prese in esame sei troticolture. A monte ed a valle di ciascuna, per un periodo di tre anni, sono stati rilevati i principali parametri chimico-fisici e sono state analizzate le comunità del macrozoobenthos (metodo IBE), al fine di verificare l'impatto ambientale e il rispetto del disciplinare concordato con la GDO.

PAROLE CHIAVE: troticolture di montagna / impatto ambientale / produzione di qualità

Environmental impact and subsistence of mountain trout farms in Trentino

In the Trentino region, since the 19th century, the trout culture diffusion has been favored by the abundant availability of waters typical of the "Trout Zone". A lot of little trout farms have been built up as a result of the continual search of integrative agricultural activities even in secondary lands. At the beginning they were built in soil, then in lime for better stand the erosion due to the surrounding rivers. They usually have a family management. In accordance with a recent research carried out on 53 trout farms, 30 have a tank surface lower than 3.000 m^2 and only 5 have a surface higher than 10.000 m^2.

The trout farmers have balanced the limit to production due to the cold waters (in Trentino 15-20 months are needed to reach the portion size, but in plain lands only 11-13 months are needed) with trout meats more compact. The lower production due to the harsh environment is correlated with the lower environmental impact, today paid from the Big Organized Distribution (GDO) on the whole-sale price. To the following conditions:

- the Extended Biotic Index (EBI) value upstream the fish farm must be not lower than 10 (1st Biological Quality Class), while dowstream it must be not lower than 8 (2nd Class);
- the use of mechanic oxygenator and/or the injection of liquid oxygen to increase the breeding density, which must never exceed 20 kg/m^3, are not allowed.

In this work six trout farms were considered. Upstream and downstream of everyone, for a period of three years, the most important chemical and physical parameters were recorded and the macrozoobenthos (IBE method) was analyzed to verify the environmental impact and the respect of the GDO agreement. Finally, to obtain a quality production and a lower environmental impact, today the market offers to the farmers an higher remuneration.

KEY WORDS: mountain trout farms / environmental impact / quality production

INTRODUZIONE

Nel Trentino, l'abbondante disponibilità di acque tipiche della "Zona della Trota" ha favorito il diffondersi di piccoli impianti per l'allevamento delle trote fin dal XIX secolo. La continua ricerca di attività agricole integrative anche su terreni marginali, ha portato alla realizzazione di molti piccoli impianti per la troticoltura, costruiti all'inizio in terra battuta e poi in calcestruzzo per meglio resistere all'erosione dei corsi d'acqua circostanti, con gestione quasi sempre familiare. Su 53 impianti oggetto di indagine recente, 30 hanno una superficie delle vasche inferiore a 3.000 m^2. Solo 5 superano i 10.000 m^2.

Nate come incubatoi di valle al fine di incrementare la produzione delle acque libere, le troticolture a ciclo completo si sono diffuse nel primo sessantennio del '900, con l'affermarsi del turismo, soprattutto nella Valle del Sarca, conquistando i mercati con una produzione d'eccellenza. Negli anni '50, il prezzo spuntato dalla trota era superiore a quello della carne di vitello; la *buvette* di Montecitorio serviva ai deputati le trote provenienti dal Trentino.

Nel ventennio successivo la produzione nazionale di trote si è in massima parte trasferita dal Trentino alla pianura friulano-veneta, lungo la linea delle risorgive con acque sui 12-14 gradi tutto l'anno, ed è rapidamente aumentata grazie alle temperature più favorevoli all'ingrasso, al maggior spazio disponibile, al miglioramento dei mangimi commerciali completi e all'utilizzo –in anni più recenti– dell'ossigeno liquido.

La conseguente caduta dei prezzi ha obbligato le troticolture di montagna, per restare sul mercato, a riunirsi in cooperativa e puntare sulla qualità del prodotto. I troticoltori hanno bilanciato il limite alla produzione rappresentato dalle acque fredde (nel Trentino occorrono 15-20 mesi per raggiungere la taglia commerciale, contro gli 11-13 della pianura) col vantaggio di ottenerere trote con carni più compatte, apprezzate dai consumatori disposti a spendere di più, contraddistinte con un marchio e pagate di più al conferimento. Alla minor produzione consentita da un ambiente severo corrispondono consuetudini d'allevamento molto attente alla tutela del prodotto (eradicazione e prevenzione delle malattie, alimentazione adeguata in quantità e qualità, controlli sullo stato del pesce al conferimento e penalità per chi non rientra nei limiti imposti dai parametri concordati, attenzione alla rintracciabilità, assistenza tecnica costante assicurata da personale specializzato); a quanto sopra corrisponde un impatto ambientale più leggero, tuttavia periodicamente controllato. Oggi tutto questo è richiesto dalla Grande Distribuzione Organizzata (GDO) al fine di corrispondere ad una miglior remunerazione. In sintesi, l'accordo fra gli allevatori e la GDO riguarda i seguenti aspetti:

- la qualità dell'acqua utilizzata (che dev'essere di torrente o di risorgiva, esente da scarichi urbani o da insediamenti produttivi, e rispondente ai requisiti chimico-fisici ritenuti idonei alla vita dei salmonidi del D.L. n. 152 del 1999);
- la densità di allevamento (il carico ittico non deve mai superare i 20 kg/m^3);
- le tecniche di allevamento (è vietato l'uso di ossigenatori elettromeccanici e/o l'iniezione di ossigeno liquido con la finalità di aumentare la densità di allevamento);
- l'alimentazione (è utilizzato un mangime dedicato, privo di coloranti o pigmentanti anche d'origine naturale, con un minor contenuto in grassi);
- lo stato di forma dei pesci (il mangime è somministrato ai pesci in maniera misurata affinché non eccedano nell'accumulo di grasso, controllandolo peraltro con un semplice dato parametrico, detto fattore di condizione, risultato dal peso dell'esemplare –in grammi– moltiplicato per cento, diviso la lunghezza –in centimetri– elevata al cubo. Il fattore di condizione non deve essere superiore a 1,25);
- gli aspetti sanitari (gli impianti devono essere indenni da malattie virali ai sensi del D.P.R. n. 555 del 1992);
- la pulizia (le vasche sono svuotate e disinfettate periodicamente);
- la rintracciabilità (oltre al registro di carico e scarico e al registro dei farmaci, ciascun allevatore tiene schede aziendali con indicata la movimentazione dei pesci, i carichi per ogni vasca e le pezzature; le vasche sono numerate);
- le analisi e i controlli necessari riguardanti i pesci in vasca, il mangime, l'acqua, i pesci in macellazione, il trasporto;
- l'impatto ambientale: il valore dell'Indice Biotico Esteso (IBE) dell'ambiente acquatico a monte della pescicoltura dev'essere non inferiore a 10 (1ª Classe di Qualità Biologica), mentre quello dell'ambiente a valle deve risultare non inferiore a 8 (2ª Classe);

MATERIALI E METODI

Sono state prese in esame sei troticolture, al fine di valutare il loro impatto ambientale. Queste troticolture si trovano in tre diversi bacini idrografici (Chiese, Brenta e Sarca), sono composte da 16-40 vasche costruite in calcestruzzo (o con argini in calcestruzzo e fondo in terra) collocate su dislivelli da 3,3 a 16 metri. Hanno superfici dello specchio d'acqua comprese fra 1.800 e 13.000 m^2. Utilizzano portate di sorgente o di torrente comprese mediamente fra 140 e 425 L/s (corrispondenti al 75-100 % della portata di magra del corso d'acqua sul quale sono situate) che consentono nell'impianto 2,5-12,6 ricambi idrici giornalieri (Tab. I). Allevano sia materiale da consumo

Tab. I. Caratteristiche degli impianti. C = calcestruzzo; aC fT = argini in calcestruzzo, fondo in terra; S = sorgente; T = torrente; P = pozzo; I = trota iridea; F = trota fario; Sf = salmerino di fonte; Sa = salmerino alpino.

Dati sulla pescicoltura		Alto Chiese	Basso Chiese	Alto Brenta	Basso Brenta	Alto Sarca	Basso Sarca	Media
Acqua captata	%	100	90	100	100	75	90	**92,5**
Vasche esterne	n°	40	16	30	34	25	37	**30,3**
Materiali		C	aC fT	C	aC fT	C	C	-
Dislivello	m	16	5,4	3,4	3,3	5	6	**6,5**
Superficie vasche	m^2	1800	13000	8000	5700	2962	4100	**5927**
Portata derivata (media)	L/s	(140)	350-500 (425)	140-250 (195)	200-450 (325)	250-400 (325)	80-250 (165)	**296**
Altezza dell'acqua	cm	75	110	85	75	75	70	**82**
Ricambi/giorno	n°	9	2,6	2,5	6,6	12,6	5	**6,4**
Origine dell'acqua		S	T	S	S (P)	T	T	-
Specie ittiche		I - F - Sf	I	I	I - F - Sf	I	I - F - Sa	-
Incubatoio/avannotteria		si	no	si	si	si	si	-

(trota iridea) che da ripopolamento (trota fario, salmerini).

In pescicoltura, sull'acqua in entrata e in uscita, per un periodo di tre anni sono stati prelevati campioni d'acqua per le analisi chimiche, eseguite in un laboratorio accreditato secondo la norma ISO/IEC 17025. Queste analisi hanno riguardato, tra l'altro, il BOD_5, il fosforo totale come P, l'azoto nitroso come N e l'azoto ammoniacale (NH_4^+). L'ossigeno disciolto è stato rilevato in campo con sonda WTW OXI 330, che misura anche la temperatura.

Sull'immissario immediatamente a monte della captazione e sull'emissario poche decine di metri a valle dello scarico di ciascuna troticoltura, nel corso dei tre anni sono state fatte le analisi del macrozoobenthos, applicando il metodo IBE (GHETTI, 1997). Oltre all'elenco dei taxa (SANSONI, 1988), sulla scheda di rilevamento dei dati di campo sono state annotate le principali caratteristiche topografiche della stazione di campionamento e del bacino sotteso (altitudine, pendenza, superficie di bacino sotteso, distanza dalla sorgente, esposizione dei versanti, substrato geologico e pedologico, copertura vegetale) e le caratteristiche del corso d'acqua (regime idrologico, larghezza dell'alveo, velocità della corrente, altezza dell'acqua, granulometria dei substrati, organismi incrostanti, ritenzione del detrito organico, stato di decomposizione della materia organica, presenza di anaerobiosi sul fondo, vegetazione acquatica e riparia, manufatti artificiali).

Nel corso dei tre anni, in ciascuna stazione si sono effettuate da 4 a 8 ripetizioni delle analisi chimiche e da 2 a 6 ripetizioni per quelle biologiche, in relazione al rischio d'impatto previsto nei diversi ambienti.

RISULTATI

I dati raccolti, esposti sinteticamente nelle tabelle I-III e nelle figure 1-7, vengono qui di seguito illustrati più nel dettaglio.

Pescicoltura dell'Alto Chiese

Ha dimensioni ridotte, con vasche numerose e piccole, un buon ricambio idrico ed un forte dislivello fra le vasche che consente la naturale riossigenazione dell'acqua. È alimentata da una sorgente omeotermica (temperature comprese fra i 9 e i 10 °C durante tutto l'anno) che nasce direttamente nell'impianto; cosicché non è stato possibile fare analisi IBE a monte.

L'analisi del macrozoobenthos è stata eseguita a valle (615 m.s.m.), nel torrente che ne riceve i reflui e drena un bacino di 45 km^2 che presenta le caratteristiche seguenti: riguardo il substrato geologico, nella parte alta prevalgono depositi morenici würmiani, mentre i versanti sono costituiti da calcari grigi; più a valle, sul versante destro sono presenti calcari grigi e calcari nodulosi in quota, sul versante sinistro dolomia principale e calcari bianchi in quota. Per la vegetazione, in quota vi sono pascoli di discreta qualità, poi, sui versanti, fustaie più o meno regolari di abete rosso, abete bianco e larice con sottobosco di faggio, nocciolo, maggiociondolo, ontano, e copertura viva di muschi, acetosella, felci, graminacee, farfaraccio, citiso. Nella parte bassa del bacino, dopo una fascia di prati e coltivi presenti su ambo i versanti, in destra orografica troviamo una copertura irregolare di abete rosso, abete bianco e larice con sottobosco di faggio e maggiociondolo e copertura viva di lucertolina fetente, caprifoglio, sambuco, farfaraccio, erba lucciola, acetosella; sulla sinistra orografica una fustaia mista di abete rosso, abete bianco, pino e larice, con sottobosco di faggio, orniello, carpino, e copertura viva di anemone, ciclamino, erica, rovo, felci, graminacee. L'esposizione dei versanti è Nord-Sud nel tratto a monte, poi Nord Ovest-Sud Est.

Il torrente è sistemato con briglie e scogliere laterali in massi, con alveo di piena ridotto a 8-10 metri, alveo bagnato di 5-6 metri, corrente elevata e turbolenta (pendenza 10%), altezza media dell'acqua 5-15 cm, altezza massima 60-80 cm, granulometria a massi e

ciottoli, feltro da sottile a spesso con presenza di alghe verdi filamentose, tracce di anaerobiosi sul fondo, ombreggiatura scarsa.

Sono state fatte 5 analisi IBE, 1 in inverno, 2 in estate e 2 in autunno; sono state trovate da 17 a 19 unità sistematiche (fra le quali gli efemerotteri appartenenti al genere *Baetis* tendono a prevalere numericamente), per un valore IBE sempre uguale a 10 (I^a Classe di Qualità biologica).

L'ossigeno disciolto è attorno ai 10 mg/L sia a monte che a valle; a monte, il BOD_5 è pari a 2 mg/L, l'azoto nitroso è presente in tracce, fosforo e azoto ammoniacale sono assenti; a valle, il BOD_5 medio non supera gli 8 mg/L, azoto nitroso 0,02 mg/L, fosforo 0,11 mg/L, azoto ammoniacale 0,12 mg/L (valori medi).

Pescicoltura del Basso Chiese

È la più grande delle troticolture prese in esame, con vasche disposte sul conoide del torrente che l'alimenta (acqua con temperature comprese fra 4 e 15 °C) dopo aver attraversato un bacino di 50 km^2 costituito da dolomie e calcari, nel quale il principale segnale d'intervento antropico è rappresentato dalla tortuosa strada di transito. I versanti molto ripidi nel primo tratto d'alveo sono prevalentemente coperti da cedui di faggio, frassino, carpino, roverella e piante sparse di abete rosso e pino silvestre; la copertura viva è di graminacee, ginepro, erica. Più a valle è presente una fascia di rimboschimenti di pino nero su cedui magri degradati di orniello, carpino, sorbo, faggio, con nuclei di pino silvestre. La copertura viva è composta da graminacee, erica, elleboro, rododendro. In quota troviamo una copertura di cedui di faggio, carpino, betulla, sorbo, con copertura viva analoga alla precedente, e fustaie irregolari di abete rosso, abete bianco e pino silvestre. L'esposizione prevalente dei versanti è Nord-Sud. Il torrente scorre in un susseguirsi di rapide e cascate, in una profonda gola che si apre in un alveo più largo immediatamente a monte della pescicoltura.

A monte dell'impianto (altitudine 420 m.s.m.) i 3

Tab. III. Unità Sistematiche (U.S.) e valori IBE rilevati a monte e a valle delle troticolture indagate.

	a monte		a valle	
	U.S.	IBE	U.S.	IBE
Alto Brenta				
23.08.1988	16	10-9	15	7-8
01.03.2000			18	8
31.08.2000			19	9
05.07.2001	18	10	22	9
18.10.2002			20	8-9
08.10.2003	11	-	18	8
Alto Sarca				
08.10.1991	17	10		
09.03.2000			16	10-9
06.09.2000			16	10-9
03.07.2001	17	10	14	9
06.11.2002			17	10
13.10.2003	17	10	24	11
Alto Chiese				
16.03.2000			17	10
06.09.2000			17	10
13.07.2001			18	10
27.09.2002			17	10
10.11.2003			19	10
Basso Brenta				
01.03.2000	21	11-10	12	7
12.06.2000			19	8
31.08.2000			18	7
15.10.2001	12	-	18	8
06.11.2002			16	9-8
08.10.2003	16	10-9		
05.11.2003			16	8-7
Basso Sarca				
09.03.2000	19	10	14	8
24.08.2000			15	9-10
13.09.2001	18	10	15	9
06.11.2002			17	8
21.10.2003	17	9	17	8
Basso Chiese				
19.01.2000	20	10-11	15	9-10
24.08.2000			14	8
06.09.2001	17	10	20	9-10
18.09.2002			13	8
16.10.2003	19	10	15	7-8

Tab. II. Temperature dell'acqua durante l'anno (°C).

	Alto Chiese	Basso Chiese	Alto Brenta	Basso Brenta	Alto Sarca	Basso Sarca
gen	9,5	4	9	10,3	0,5	4
feb				10	3	6,3
mar	9	6	10	9,8	3,8	9
apr			10,2	9,8	4,9	
mag	9,7		10,6	10,9		10,8
giu	9,7	10,1	10,6	11	7,7	10,9
lug	9,2	12,5	10,8	12	16	15
ago		11	10,5		13	12,4
set	9,5		9,9	10,4	13	12
ott	9,6	9,2	10,2	10,9	9,1	10,9
nov	9,5	8,7	10,1	10,3	7	8,9
dic		6	9,7		7,2	8

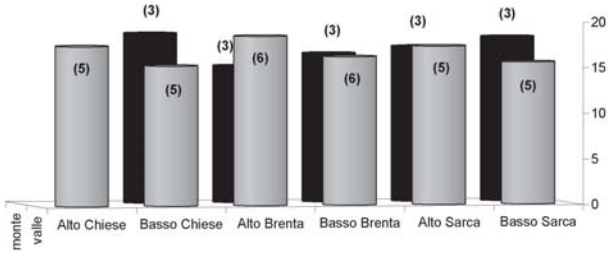


Fig. 1. Numero delle unità sistematiche I.B.E.: valori medi. Tra parentesi, il numero di campionamenti per stazione.

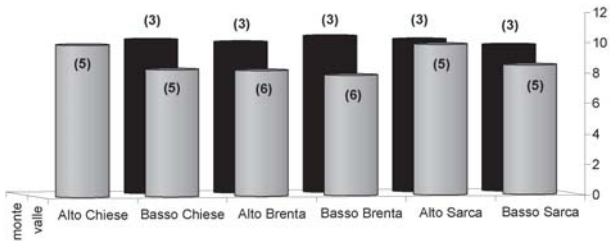


Fig. 2. Indice Biotico Esteso (I.B.E.): valori medi. Tra parentesi, il numero di campionamenti per stazione.

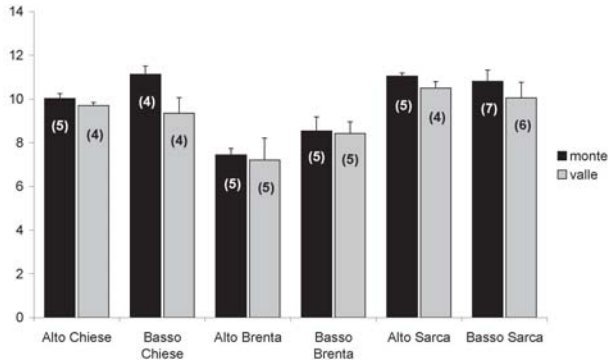


Fig. 3. Ossigeno disciolto (mg/L). Tra parentesi, il numero di rilevamenti per stazione.

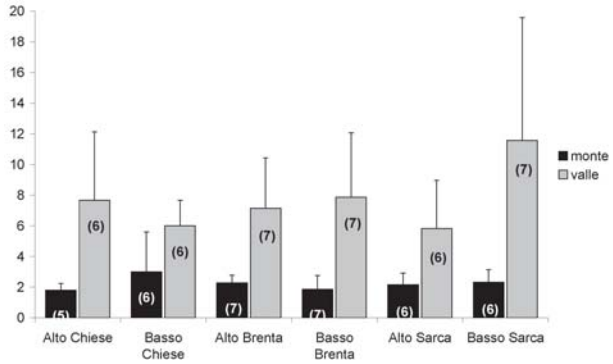


Fig. 4. BOD_5 (mg/L). Tra parentesi, il numero di rilevamenti per stazione.

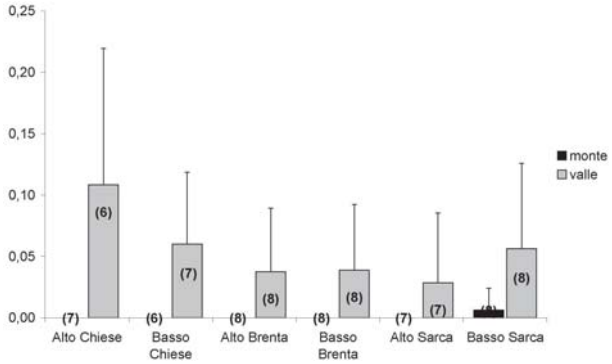


Fig. 5. Fosforo totale come P (mg/L). Tra parentesi, il numero di rilevamenti per stazione.

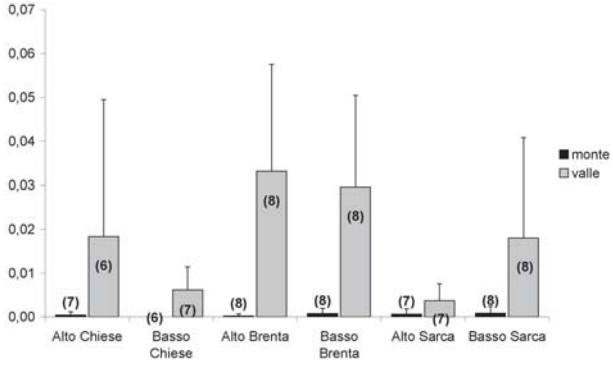


Fig. 6. Azoto nitroso come N (mg/L). Tra parentesi, il numero di rilevamenti per stazione.

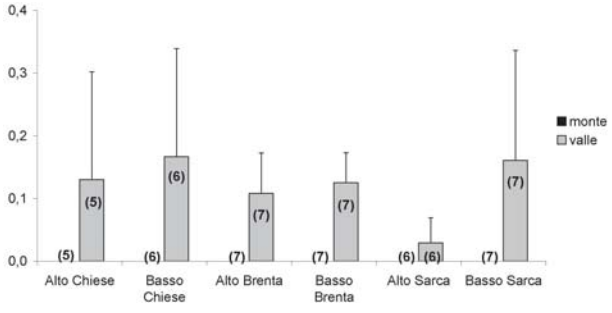


Fig. 7. Azoto ammoniacale NH_4^+ (mg/L). Tra parentesi, il numero di rilevamenti per stazione.

prelievi di benthos (fatti in estate, autunno e inverno) hanno evidenziato da 17 a 20 unità sistematiche, nessuna dominante numericamente, con valori IBE fra 10 e 11 (I[a] Classe di Qualità biologica). Ossigeno in saturazione, BOD_5 medio pari a 3 mg/L, fosforo, azoto nitroso e azoto ammoniacale assenti.

A valle dell'impianto (400 m.s.m.) il torrente, largo 2-5 metri, scorre in un alveo di piena incanalato e costeggiato da strade, largo una ventina di metri e scarsamente ombreggiato, dove la velocità di corrente si riduce, così come la granulometria del substrato (ghiaia e ciottoli) e l'altezza media dell'acqua (5-10 cm), che tende a infiltrarsi nel materasso alluvionale.

Sono presenti alghe filamentose e sporadiche macrofite sommerse (*Ranunculus*); tracce di anaerobiosi sul fondo. I 5 prelievi di macrozoobenthos (fatti in estate, autunno e inverno), costituiti da 13-20 unità sistematiche con prevalenti *Baetis* e ditteri della famiglia *Chironomidae*, hanno dato valori di IBE compresi fra 7-8 e 9-10, corrispondenti a una II^a Classe di Qualità Biologica tendente alla I^a o alla III^a a seconda del periodo idrologico. L'ossigeno disciolto si mantiene attorno ai 9 mg/L, BOD_5 vicino a 6 mg/L, azoto ammoniacale inferiore a 0,2 mg/L, azoto nitroso inferiore a 0,01, fosforo 0,06 mg/L (valori medi).

Pescicoltura dell'Alto Brenta

Alimentata da una risorgiva di fondovalle (415 m.s.m.) con temperature fra i 9 e gli 11°C, è stata recentemente ristrutturata al fine di utilizzare al meglio lo spazio disponibile e il dislivello utile fra la prima e l'ultima vasca. La sorgente nasce un centinaio di metri a monte dell'impianto, alle pendici settentrionali dell'Altopiano dei Sette Comuni, su substrato calcareo alluvionale di fondovalle, dove un ceduo misto di carpino, nocciolo e faggio con sporadiche presenze di pino, abete rosso e larice in destra orografica, s'incontra con coltivazioni a carattere intensivo (seminativi, arativi, frutteti e prati falciabili) in sinistra. La polla, che sgorga dal suolo formando un laghetto invaso da cannuccia di palude e mazzasorda e circondato da salici, viene subito captata e convogliata per intero in pescicoltura, tramite tubazione. Nel laghetto l'altezza massima dell'acqua è superiore al metro, la corrente è lenta e laminare, il substrato ha granulometria a ghiaia e sabbia.

In due dei tre prelievi di benthos fatti a monte sono state trovate 16 e 18 unità sistematiche (nessuna dominanza numerica) e valori IBE pari a 10-9 e 10 (I^a Classe bassa). Il terzo prelievo, eseguito in periodo di magra, ha dato appena 11 unità sistematiche (nessuna dominanza). Ossigeno disciolto poco inferiore agli 8 mg/L, BOD_5 attorno a 2 mg/L, azoto nitroso in tracce, fosforo e azoto ammoniacale assenti.

A valle della pescicoltura, la risorgiva scorre veloce in un canale discretamente ombreggiato largo 2 metri, con acqua alta una ventina di centimetri e substrato ghiaioso, per buona parte coperto da ranuncolo, crescione e altre macrofite sommerse. Nel corso dei 6 campionamenti di benthos sono state trovate 15-22 unità sistematiche (con marcate presenze di *Baetis*, ditteri simulidi e chironomidi, crostacei asellidi, gasteropodi e bivalvi) corrispondenti a valori IBE fra 8 e 9 (II^a Classe), essendo stato trovato solamente una volta un valore inferiore (7-8), in epoca precedente alla ristrutturazione della pescicoltura. Ossigeno disciolto e BOD_5 sono risultati attorno a 7 mg/L, azoto ammoniacale 0,1 mg/L, azoto nitroso e fosforo 0,03 mg/L (valori medi).

Pescicoltura del Basso Brenta

Come la precedente, è alimentata da acqua di risorgiva (temperature fra 9,8 e 12°C) che nasce vicino all'impianto, a 270 m.s.m., alla base del versante meridionale del Sottogruppo di Cima Laste, Plesso di Cima d'Asta, e scorre bassa e veloce in alveo naturale largo 2-4 metri su substrato calcareo alluvionale, fra il bosco misto che ricopre lo scosceso versante sinistro e i prati da falcio alternati ai campi di mais del fondovalle. Prevale un substato a ghiaia, coperto da feltro sottile o rilevabile solo al tatto e da macrofite sommerse per il 60-90 % della superficie bagnata, sempre ben ombreggiata dalla fascia riparia.

In due dei tre prelievi di benthos fatti a monte della pescicoltura sono state trovate 16 e 21 unità sistematiche (nessuna dominanza numerica) e valori IBE pari a 10-9 e 10-11 (I^a Classe). Il terzo prelievo ha dato appena 12 unità sistematiche (nessuna dominanza). L'ossigeno disciolto è risultato, mediamente, poco inferiore ai 9 mg/L, il BOD_5 attorno a 2 mg/L, azoto nitroso in tracce, fosforo e azoto ammoniacale assenti.

A valle dell'impianto, costituito da vasche con fondo in terra, la risorgiva, circondata da un bosco golenale, riprende a scorrere in un alveo sempre più diversificato, largo da 3 a 6 metri, formante raschi e zone piatte alternate a buche profonde e di sbarramento, nelle quali la sostanza organica si sedimenta, con conseguenti zone di anaerobiosi. La copertura di macrofite sommerse è diffusa (prevalente *Ranunculus*) e l'ombreggiatura è quasi totale. I 6 campionamenti di benthos, fatti nelle quattro stagioni, hanno evidenziato 12-19 unità sistematiche, con dominanza di crostacei gammaridi, e valori IBE compresi fra 7 e 9-8, corrispondenti a una II^a Classe di Qualità Biologica talvolta sconfinante nella III^a Classe alta. L'ossigeno disciolto presenta valori simili a quelli trovati a monte, mentre il BOD_5 si attesta attorno agli 8 mg/L, azoto ammoniacale 0,1 mg/L, fosforo e azoto nitroso 0,03 mg/L (valori medi).

Pescicoltura dell'Alto Sarca

Di costruzione datata, si può considerare il prototipo della pescicoltura di montagna: di piccole dimensioni, collocata a ridosso del torrente dal quale attinge solamente una parte dell'acqua (temperature da 0,5 a 16°C), è formata da vasche in calcestruzzo di grandezza e forma diverse e separate da forti dislivelli, e può contare su una dozzina di ricambi idrici giornalieri.

Il torrente, captato dalla pescicoltura a 585 m.s.m. (a 16 km dalla sorgente), drena un bacino di 80 km^2. La parte in quota del bacino è costituita da tonaliti

intrusive dell'Adamello che, scendendo, lasciano il posto a filladi quarzifere e paragneiss e, più a valle, a morene. Sono presenti pascoli nella parte alta e una fustaia di protezione con abete rosso e larice a quota 1600 metri. Il versante destro è coperto prevalentemente da fustaie di abete rosso e larice con sottobosco di faggio, nocciolo, ontano e copertura viva di felci, muschi, graminacee, lonicera, senecio. Il versante sinistro (medio) è coperto da una fascia di prati e pascoli più o meno alberati, che in quota cedono il posto a boschi di abete rosso (con presenza di larice e pino silvestre) e sottobosco di faggio, nocciolo, pioppo tremolo, sorbo, ontano, betulla e copertura viva di mirtillo, acetosella, felci, lampone, brugo. I versanti, con esposizione media Nord Est-Sud Ovest, hanno suoli bruni lisciviati.

A monte della pescicoltura il torrente (largo 5-6 metri) scorre in alveo naturale (largo una decina di metri), ben ombreggiato dalla vegetazione riparia, interrotto in alcuni punti da briglie. La corrente è elevata e turbolenta, il substrato a massi e ciottoli (con qualche traccia di anaerobiosi) è ricoperto da feltro sottile. In ognuno dei 3 prelievi di benthos sono state trovate 17 unità sistematiche (prevalenza di *Baetis*) per un IBE sempre pari a 10 (I^a Classe bassa). Ossigeno disciolto sempre superiore a 10 mg/L, BOD_5 attorno a 2 mg/L, azoto nitroso in tracce, azoto ammoniacale e fosforo inferiori ai minimi rilevabili.

A valle dell'impianto l'acqua è convogliata in un cunettone in calcestruzzo largo un metro e mezzo, con substato naturale quasi assente a causa della corrente molto elevata ed uniforme, il che ha fatto dubitare della possibilità di applicare il metodo IBE per mancanza di varietà di microhabitat. Invece i 5 prelievi di macrozoobenthos hanno dato da 14 a 24 unità sistematiche (anche qui *Baetis* prevalente) corrispondenti a valori IBE fra 9 e 11 (II^a e I^a Classe). Riguardo i dati chimici, l'ossigeno disciolto è risultato mediamente superiore ai 10 mg/L, il BOD_5 attorno ai 6 mg/L, e i valori medi di fosforo, azoto nitroso e azoto ammoniacale sono risultati inferiori a quelli trovati a valle delle altre pescicolture.

Pescicoltura del Basso Sarca

Simile alla precedente, è collocata a 410 m.s.m. in un ambiente orograficamente assai aspro (valle stretta, pendenza dei versanti molto elevata), ma il clima è mitigato dalla vicinanza del Lago di Garda che, nonostante la scarsa insolazione *in loco*, permette la coltura della vite e del castagno. Nel tratto a monte il torrente incide depositi morenici prevalentemente würmiani e, più a valle, i calcari bianchi compatti e le dolomie stratificate del Lias costituenti i versanti. Questi hanno esposizione Nord-Sud e sono coperti, nella parte bassa, da boscaglia termofila submediterranea costituita in prevalenza di roverella, carpino nero, orniello; sulle rupi esposte a sud è presente il leccio, che nelle vallecole più umide ma ancora sufficientemente calde si trova in consorzio col tasso, il bosso, l'agrifoglio e con un ricco sottobosco di anemone epatica ed elleboro. Allontanandosi dalla sponda benacense, fra le querce caducifoglie compaiono il pino silvestre e arbusti di pruni selvatici, pero corvino, corniolo, scotano, frangola sul versante sinistro, e cedui misti di latifoglie e pino silvestre con sottobosco di erica sul versante destro.

Il torrente (temperature fra i 4 e i 15°C), di portata modesta e non soggetto a piene violente, scorre in un alveo con buona pendenza (7%) ma stabile, con substrato a ciottoli e massi ricoperti di muschio, ben ombreggiato dalla vegetazione riparia. Nel corso dei 3 prelievi di macrozoobenthos, fatti in estate, autunno e inverno, sono risultate a monte da 17 a 19 unità sistematiche (con prevalenza di *Baetis* e crostacei gammaridi), per valori IBE compresi fra 9 e 10 (I^a-II^a Classe). Ossigeno disciolto sui 10 mg/L, BOD_5 attorno a 2 mg/L, fosforo attorno a 0,01 mg/L, azoto nitroso in tracce, azoto ammoniacale assente.

A valle dell'impianto la pendenza aumenta e la corrente diviene molto elevata e turbolenta. Compaiono alghe verdi filamentose. I cinque campionamenti di benthos hanno evidenziato 14-17 unità sistematiche, alle quali corrispondono valori IBE fra 8 e 9-10 (II^a Classe). L'ossigeno disciolto si mantiene su valori vicini a quelli rilevati a monte, mentre il BOD_5 è circa 12 mg/L, il fosforo 0,06 mg/L, l'azoto nitroso 0,02 mg/L e l'azoto ammoniacale 0,15 mg/L (valori medi).

DISCUSSIONE

Carichi unitari

Secondo diversi autori (GHITTINO, 1983; DRUMMOND SEDGWICK, 1996; AA.VV., 2003), un allevamento di trote iridee d'acqua dolce che utilizzi acque di superficie delle zone temperate, dovrebbe avere una disponibilità d'acqua di almeno 5 L/s per tonnellata di pesce. Si tratta ovviamente di dati teorici, sui quali nella realtà influiscono molti fattori, come la composizione chimica dell'acqua, l'andamento reale della disponibilità idrica, la variazione della temperatura dell'acqua durante l'anno, le caratteristiche costruttive dell'impianto, le consuetudini di gestione, il mangime, l'eventuale presenza di patologie, ecc. Tutti questi fattori possono modificare notevolmente i valori reali dei carichi unitari rispetto a quelli teorici. Ad esempio, l'impianto dell'Alto Sarca raggiunge le temperature massime di 15-16°C –particolarmente favorevoli all'ingrasso– in condizioni di magra, quando i carichi unitari devono essere ridotti; perciò l'aumento estivo

della produzione non riesce a compensare il fermo invernale imposto da temperature vicine allo zero.

È certamente preferibile affidare il rispetto di un protocollo che limita i carichi unitari, oltre che alla buona volontà dei produttori, anche a dei limiti oggettivi, come nel caso degli impianti esaminati. Questi limiti saranno tuttavia valutati in maniera più approfondita nel prosieguo della ricerca, anche per arrivare ad una più precisa classificazione delle pescicolture che consenta di valorizzarne le peculiarità nell'insieme, a vantaggio di una migliore programmazione delle produzioni e nel rispetto degli standard di qualità.

Ossigenazione

La rinuncia –concordata fra allevatori e GDO– all'ossigeno liquido, cioè al fattore che negli ultimi 10 anni maggiormente ha contribuito all'aumento delle produzioni unitarie, accresciute di due-tre volte nelle troticolture che ne fanno uso, rappresenta certamente l'autolimitazione più importante. Le conseguenze sono tre.

Innanzitutto, assume rilevanza una delle caratteristiche più tipiche degli impianti di montagna, cioè la pendenza che, opportunamente sfruttata, permette la naturale riossigenazione dell'acqua che ruscella da una vasca all'altra. Il frantumarsi dell'acqua facilita il naturale riequilibrio delle pressioni parziali dei gas disciolti in acqua con quelle dei gas presenti nell'atmosfera. Perciò, oltre alla riossigenazione, la pendenza permette anche il naturale strippaggio dell'azoto, quando questo gas inerte –che è il principale responsabile della Malattia da Gas nei pesci– si trova in sovrassaturazione nelle acque di risorgiva (PONTALTI e BARUCHELLI, 2001); facilita inoltre il passaggio all'aria dell'ammoniaca escreta dai pesci che, accumulandosi nelle acque d'allevamento, risulta nociva per i pesci stessi e può produrre un notevole impatto sugli ecosistemi acquatici a valle.

Poiché la riossigenazione consentita dalla pendenza è inferiore a quella possibile con l'ossigeno liquido (e in ogni caso non può superare il limite di saturazione del 100 %, mentre l'iniezione forzata di ossigeno consente sovrassaturazione), agli allevatori non conviene discostarsi troppo, per eccesso, dal naturale limite di carico che consente un buon stato fisiologico del pesce; altrimenti si andrebbe incontro ad un calo eccessivo dell'ossigeno (la trota sta bene in presenza di almeno 7 mg/L) con stress ed al manifestarsi di numerose patologie, maggiori perdite, maggiore necessità di cure, disinfestazioni, pulizia delle vasche, ecc.

Infine ai bassi carichi consentiti in mancanza di ossigenazione artificiale corrisponde un più contenuto impatto ambientale sull'emissario della pescicoltura, come evidenziato dalle analisi chimiche e dell'IBE fatte nel corso di questo lavoro. Da un'indagine recentemente avviata, i primi dati rilevati indicano che gli impianti che allevano trote in densità superiori grazie ai sistemi di ossigenazione artificiale, presentano impatti ambientali maggiori, sia dal punto di vista chimico che biologico (PONTALTI e BARUCHELLI, dati in corso di rilevamento).

Alimentazione

Indicazioni utili per una somministrazione del mangime volta a raggiungere gli obiettivi di incremento ponderale senza compromettere lo stato di forma del pesce vengono dall'applicazione dell'Indice di Corposità o Fattore di Condizione K (LAGLER, 1956). Punto di riferimento sono le popolazioni selvatiche, analizzate nella Carta ittica del Trentino (AA.VV., 1980), dove il fattore K è stato utilizzato per illustrare l'equilibrio ponderale del pesce (grasso, ben nutrito, magro, ecc.). Il valore del K trovato per i Salmonidi in natura è vicino a 1 e può variare mediamente fra 0,8 e 1,4. Per la trota, oscilla solitamente fra 0,9 e 1,2. Più il pesce è magro, più il K risulta basso. Bassi valori di K si sono trovati, ad esempio, sulle trote che abitano le acque troppo pure –e perciò meno ricche di alimento– dei torrenti di alta montagna. Introdotto nelle pescicolture trentine col Protocollo di Autodisciplina (AA.VV., 1994) e applicato nella pescicoltura dell'Istituto Agrario di S.Michele a/A sui ceppi rustici destinati al rinsanguamento delle progenie commerciali (PONTALTI e VITTORI, 1996), il K consente di mantenere le *silhouettes* delle trote in vasca simili a quelle degli esemplari selvatici. Si determina nel modo seguente:

$$K = \frac{W}{L^3} \cdot 100$$

dove: W = peso corporeo espresso in grammi;
L = lunghezza espressa in centimetri.

Nel caso dei 6 impianti esaminati, l'obbligo di contenere il K entro il limite di 1,25 ha consentito di calibrare più correttamente le tabelle di alimentazione, evitare sprechi di mangime e di produrre trote troppo magre. La migliore assunzione e conversione del mangime ha certamente contribuito a contenere l'impatto ambientale.

Impatto ambientale

Come osservato nel corso di indagini svolte in passato nel Trentino su 46 allevamenti ittici (PONTALTI e BARUCHELLI, 1988), l'analisi IBE fatta a monte e a valle, accompagnata dal rilevamento di alcuni parametri chimici (ossigeno, ammonio, nitriti) può consentire un'attendibile valutazione dell'impatto ambientale, relazionabile con i carichi unitari e con la quantità d'acqua utilizzata. Nel presente lavoro, al rilevamento di questi paramentri è stato aggiunto quello del fosforo, principale responsabile dell'eutrofizzazione dei corpi idrici e

presente anche nei più recenti mangimi estrusi in percentuali attorno all'1%; nonché quello del BOD_5, influenzato sia dall'aumento della sostanza organica che va a costituire il *pabulum* batterico, sia dall'inibizione causata dalla formaldeide e da altri disinfettanti ad azione batteriostatica comunemente usati in pescicoltura (GHITTINO, 1985; WOO e BRUNO, 1999; AA.VV., 2003). Come già ricordato, a un minor carico corrispondono minore stress, meno malattie e minor uso di antibiotici e disinfettanti che inibiscono l'attività batterica e hanno conseguenze anche sui processi dell'autodepurazione naturale nel corso d'acqua a valle (MEYER e SCHNICK, 1989). Si ritiene che questo aspetto meriti ulteriori indagini anche in relazione alla possibilità di sostituire la formaldeide –tossica per l'uomo, per inalazione, ingestione e contatto con la pelle– con altri disinfettanti di minor tossicità ed impatto come, ad esempio, l'acqua ossigenata 130 vol., sperimentata con esito positivo presso l'Istituto Agrario in alternativa alla formaldeide per disinfettare le uova di trota.

I dati raccolti nel presente lavoro confermano quanto già rilevato nel 1988 per quel che concerne il basso impatto ambientale delle pescicolture con le caratteristiche sopracitate. Riguardo l'IBE, si sono trovati in alcune circostanze valori inferiori (di poco) ai limiti posti dal protocollo. Ciò è avvenuto a valle degli impianti del Basso Chiese (1 prelievo su 5 con IBE = 7-8) e del Basso Brenta (2 prelievi su 6 con IBE = 7) e ciò in seguito a condizioni di eccezionale magra. Lo stesso si è trovato a monte degli impianti dell'Alto Brenta, Basso Brenta e Basso Sarca (in 1 prelievo su 3 in tutte e tre le stazioni), anche questi da ricondurre al motivo precedente; nel caso degli impianti del Brenta, occorre inoltre ricordare che sono alimentati da acqua di risorgiva, nella quale è normale osservare una minor presenza in taxa e il giudizio IBE può risultare problematico (GHETTI, 1997), per il minor tenore in ossigeno e la frequente sovrassaturazione in azoto (PONTALTI e BARUCHELLI, 2001). Da rilevare, di contro, il caso della troticoltura dell'Alto Sarca, dove il modesto apporto organico dell'impianto consente l'insediamento di qualche taxon detritivoro in più a valle, senza alterare sensibilmente il popolamento macrozoobentonico del torrente. Quanto sopra (arricchimento in taxa) si riscontra anche a valle della troticoltura dell'Alto Brenta, alimentata da acqua di sorgente.

Il caso delle due pescicolture del Brenta merita una considerazione a parte. Entrambe sono alimentate da acqua di risorgiva che captano al 100% e hanno un lieve dislivello fra le vasche, ma quella dell'Alto Brenta, nonostante abbia un minor numero di ricambi/giorno e l'acqua contenga meno ossigeno in partenza, presenta a valle valori IBE migliori di quella del Basso Brenta. Si ritiene che la causa sia da ricercare nelle caratteristiche fisiche degli alvei a valle, rettificato e con corrente veloce quello dell'emissario dell'impianto dell'Alto Brenta, naturale e con frequenti zone a corrente lenta l'altro. Quando l'alveo a valle è naturale, come nel caso dell'impianto del Basso Brenta, la maggior parte della sostanza organica tende a sedimentare vicino al punto della sua immissione nel corso d'acqua, nelle buche e nelle zone con minor velocità di corrente, dando il via ai fenomeni normalmente associati al suo accumulo (zone di anaerobiosi, liberazione di ammoniaca o di solfuri ecc.) con conseguenze negative anche sul benthos. In un alveo canalizzato come nel caso dell'impianto dell'Alto Brenta, nel quale la velocità della corrente –maggiore e costante– diluisce e disperde più rapidamente a valle la sostanza organica, si trovano, nonostante le condizioni di partenza peggiori, valori IBE migliori (il carico organico e il relativo impatto sono "esportati" più a valle).

È opinione condivisa che un corso d'acqua con alveo naturale, pur risentendo maggiormente dell'inquinamento nel tratto immediatamente a valle dello scarico, possa recuperare la I^a Classe di Qualità IBE in spazi inferiori rispetto a un corso d'acqua canalizzato: esperienze recenti riguardanti il lagunaggio (PONTALTI e VITTORI, 1999) confermano che maggiori sono le superfici e i tempi di contatto acqua-substrato, migliore è l'autodepurazione. Ma, negli impianti esaminati, è impossibile verificare questo fatto perché, poco più a valle delle pescicolture, ci sono sempre altri corsi d'acqua –affluenti o recettori– e altri scarichi, cioè interferenze che non consentono di seguire, fino al completamento del processo, il recupero di qualità relativo all'impatto della sola pescicoltura. Perciò il giudizio, espresso sulla base di rilevamenti che possono essere fatti solo poco a valle degli scarichi, è da completare. Potrà essere integrato nel prosieguo della ricerca con considerazioni sulla naturalità dell'alveo, esprimibili ad esempio tramite l'Indice di Funzionalità Fluviale – IFF (SILIGARDI *et al.*, 2000). È necessario raccogliere ulteriori dati per arrivare a capire, sulla base di un'ampia casistica, come è opportuno correggere il giudizio di qualità sugli alvei non naturali (ad es. diminuendo di mezzo punto o un punto l'IBE, oppure integrando il valore dell'IBE con quello dell'IFF). Un lavoro simile è stato fatto in uno studio di impatto da polvere di marmo scaricata nei corsi d'acqua: l'impatto è contenuto nei tratti montani, ma diviene notevole quando il corso d'acqua, arrivato in pianura, rallenta il suo corso e la polvere di marmo può sedimentare sul substrato naturale (SANSONI *et al.*, 1983).

CONCLUSIONI

Una produzione di qualità ed un minor impatto ambientale oggi cominciano ad essere richiesti dal

mercato agli allevatori per la maggiore remunerazione.

Le principali analisi chimico-fisiche (temperatura dell'acqua, ossigeno disciolto, BOD_5, azoto nitroso, azoto ammoniacale e fosforo) associate all'applicazione del metodo IBE sui popolamenti di macroinvertebrati bentonici (ed eventualmente all'IFF sulle fasce riparie), effettuate ripetutamente per un periodo di tre anni a monte e a valle, si ritengono adatte per evidenziare l'impatto ambientale delle pescicolture, dove l'allevamento dei salmonidi viene fatto senza forzature.

Si ritiene positivo, negli impianti considerati, il fatto che il minor impatto ambientale dipenda, nella considerazione degli allevatori, oltre che dal timore della punizione di legge, dall'incentivo del premio di mercato, che riconosce una produzione di maggior pregio.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 1980. *Carta ittica della Provincia di Trento*. Stazione Sperimentale Agraria Forestale di S.Michele all'Adige (TN).

AA.VV., 1994. *Autodisciplina del settore itticolo del Trentino per una produzione di qualità*. Associazione Troticoltori Trentini, 21 pp.

AA.VV., 2003. *Troticoltura moderna*. A cura di G. Baruchelli, Monografie ESAT, 321 pp., Istituto Agrario di S.Michele all'Adige.

DECRETO LEGISLATIVO 11 MAGGIO 1999, N. 152. 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.

DIRETTIVA 91/67 CEE del Consiglio che stabilisce le norme di polizia sanitaria per la commercializzazione di animali e prodotti d'acquacoltura, recepita con DPR n.555 del 30 dicembre 1992, e successive modificazioni e integrazioni.

DRUMMOND SEDGWICK S., 1996. *Allevamento della trota*. Edagricole, 176 pp.

GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.

GHITTINO P., 1983. *Tecnologia e patologia in acquacoltura. vol. 1, Tecnologia*. Ed. Bono, Torino, 532 pp.

GHITTINO P., 1985. *Tecnologia e patologia in acquacoltura. vol. 2, Patologia*. Ed. Bono, Torino, 444 pp.

LAGLER K.F., 1956. *Freshwater Fishery Biology*. WMC Brown Company publishers, 421 pp.

MEYER F.P., SCHNICK R.A., 1989. A review of chemicals used for the control of fish diseases. *Aquatic Sciences* **1**: 693-710.

PONTALTI L., BARUCHELLI G., 1988. *Impatto ambientale e qualità delle acque utilizzate dalle troticolture trentine*. Esperienze e Ricerche, vol. XVII, Stazione Sperimentale Agraria Forestale di S.Michele all'Adige (TN), 159-186 + tav.

PONTALTI L., VITTORI A., 1996. Know-how dell'impianto pilota in rapporto alla produzione di salmonidi. *Atti del VI° Convegno nazionale AIIAD*, Varese Ligure 6-8 giugno 1996, 295-305.

PONTALTI L., VITTORI A., 1999. Miglioramento della qualità di un corso d'acqua del Trentino mediante lagunaggio. *Quaderni ETP*, **28**: 49-58.

PONTALTI L., BARUCHELLI G., 2001. Malattia da gas nelle pescicolture del Trentino. *Rivista Italiana di Acquacoltura* **36**: 87-109.

SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, 190 pp.

SANSONI G., SACCHETTI P., BARABOTTI P.L., 1983. *Corsi d'acqua del litorale apuano. Effetti inquinanti della polvere di marmo*. Comunità Montana delle Apuane, Massa, 1983, 95 pp.

SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGADDI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F. – Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma, 222 pp.

WOO P.T.K, BRUNO D.W., 1999. *Fish Diseases and Disorders. Volume 3: Viral, Bacterial and Fungal Infections*. CABI Publishing, 874 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 127-133.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Considerazioni sulla messa a punto di produzioni eco-compatibili di giovanili di Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758) destinati al ripopolamento: quantità o qualità?

Clara Boglione*, Maurizio Giganti, Pierpaolo Sessi, Lorenzo Tancioni

Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura – Dipartimento di Biologia – Università di Roma "Tor Vergata"

* *Referente per la corrispondenza (boglione@uniroma2.it)*

Riassunto
Sono stati effettuati due cicli di allevamento sperimentale di larve di persico reale (*Perca fluviatilis*) destinate al ripopolamento, a partire da uova raccolte nel Lago di Bracciano (VT). Il primo è stato realizzato nella primavera del 2002, in allevamento semi-intensivo, con zooplanctonti distribuiti nelle vasche di 25 m^3 di volume in *flow-throught* con un vicino bacino di lagunaggio. Il secondo, svolto nella primavera del 2003, è stato condotto in condizioni semi-intensive, somministrando zooplanctonti prelevati dallo stesso bacino di lagunaggio ed allevati, parallelamente all'allevamento larvale, in specifici "reattori" ("acque verdi"). Il lotto del 2002 ha evidenziato un tasso di sopravvivenza delle larve a fine allevamento (30 giorni dalla schiusa) del 3-5%; nel 2003 il tasso di sopravvivenza, alla stessa età, è notevolmente migliorato, raggiungendo circa l'80%. Per la valutazione della qualità morfologica sono stati esaminati 342 campioni a 30 giorni di entrambe le esperienze. Dalla sperimentazione del 2002 è emerso che i giovanili erano affetti da bassa frequenza di anomalie, lasciando ipotizzare che la modalità di allevamento sperimentata nel primo anno sarebbe stata quella da utilizzare in futuro. In realtà, il modulo 2002 presentava caratteristiche tipiche di un sistema 'fuori controllo', con evidenti e frequenti fenomeni di cannibalismo, indice di una inadeguata disponibilità di cibo. Il miglioramento quantitativo ottenuto nel 2003 e la constatazione che lotti di uova di qualità diversa danno origine a larve differenti qualitativamente, rende concreta la possibilità di conciliare esigenze di ordine qualitativo a quelle quantitative, legate alla necessaria economicità del processo produttivo.

PAROLE CHIAVE: allevamento larvale / anomalie scheletriche / conte meristiche / *Perca fluviatilis* / ripopolamento

Consideration on the setting up of "environmental friendly" production of European Perch (*Perca fluviatilis*, L. 1758) juveniles to be addressed to restocking action: quantity or quality?
Two experimental rearing of *Perca fluviatilis* larvae for restocking, obtained by eggs from Bracciano Lake (VT), were carried out in our laboratory. The first one (in 2002) consisted of semi-intensive rearing in 25m^3 tanks, with zooplankton administered by a *flow-through* system connected with a pond. The second experimental rearing was carried out in 2003, in the same semi-intensive condition but larvae were fed with wild zooplankton. Survival rates (at the moment of restocking, with 30 days-old larvae) were 3-5% in 2002 and 80% in 2003. As many as 342 European perches were examined for the morphological quality, and obtained results evidenced that 2002' juveniles exhibited the lowest malformation rate, allowing to assume that the 2002 rearing methodology was better than the 2003 one. Actually, the 2002 rearing showed some characteristics that were typical of a system got out of control, i.e. evident and frequent cannibalism phenomena which highlighted inadequacy of food supply. The quantitative amelioration achieved in 2003 and the ascertainment that the quality of the egg batches affects the quality of the hatched larvae make real the possibility of conciliating qualitative with quantitative requirements, as the necessity of economizing the productive process demands.

KEY WORDS: Larval rearing / skeletal anomalies / meristic counts / *Perca fluviatilis* / restocking

INTRODUZIONE

Nelle attività di ripopolamento un problema da non sottovalutare riguarda la messa a punto di tecniche che garantiscano la "qualità" del seme prodotto, non solo per fini cosiddetti 'estetici' ma anche funzionali. Un pesce con gravi anomalie scheletriche presenterà infatti una fitness inferiore rispetto al normale: faticherà di più nel nuoto e, di conseguenza, anche nell'alimentarsi o per sfuggire ai predatori, rendendo in questo modo meno efficace la pratica di ripopolamento stessa.

In questo scenario, il presente studio aveva lo scopo di valutare la qualità su base morfologica dei giovanili ottenuti, per verificare l'idoneità della tecnica di allevamento larvale semi-intensiva utilizzata (i "grandi volumi", descritta in RUSSO *et al*., 2004) a produrre sog-

getti con il minor tasso possibile di anomalie. Durante l'ontogenesi, infatti, l'espressione di un fenotipo geneticamente predeterminato è modulata dall'omeostasi di sviluppo che interviene per contrastare eventuali disturbi genetici o ambientali (CLARKE, 1995). Quando questi prevalgono, l'efficienza dei normali processi di differenziamento diminuisce e possono così insorgere teratologie di vario genere. Quindi, tanto più le condizioni in cui le larve vengono allevate si allontanano da quelle caratterizzanti le nursery naturali, tanto maggiore sarà la frequenza e la gravità delle anomalie scheletriche nei giovanili prodotti e, di conseguenza, tanto più bassa sarà l'efficacia del ripopolamento.

In quest'ottica, la valutazione morfologica del prodotto finale è di fondamentale importanza per stimare la fattibilità del processo d'allevamento e per "arricchire" di un valore aggiunto quel prodotto frutto di pratiche eco-compatibili come quello ottenuto con la tecnica dei "grandi volumi". In questo studio, il metodo utilizzato per l'analisi della qualità morfologica è quello del monitoraggio scheletrico (BOGLIONE *et al.*, 1988a,b,c), basato sull'osservazione delle anomalie nello sviluppo e nelle conte meristiche, mentre la specie oggetto di ripopolamento è il persico reale (*Perca fluviatilis*), per l'importanza che questa specie riveste nel bilancio economico della pesca professionale e per la difficoltà che presenta nella produzione di stadi giovanili.

Nell'ambito del progetto di ricerca "Produzioni eco-compatibili certificabili di giovanili da ripopolamento", eseguito dal Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura, del Dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Roma Tor Vergata, in collaborazione con l'A.G.C.I. Pesca, nel quadro delle attività previste nel "Piano per lo sviluppo dell'acquacoltura in acque dolci" del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Legge 21 maggio 1998, n.164), sono stati effettuati due cicli di allevamento sperimentale di uova e larve di persico reale destinati al ripopolamento (RUSSO *et al.*, 2004). Il primo è stato effettuato nella primavera del 2002, in allevamento "estensivo", con zooplanctonti distribuiti nelle vasche di 25 m^3 di volume in *flow-throught*, da un vicino bacino di lagunaggio. Il secondo, svolto nella primavera del 2003, è stato condotto in condizioni semi-intenive, con la somministrazione di zooplanctonti selezionati dallo stesso bacino di lagunaggio e prodotti, parallelamente all'allevamento larvale, in specifici volumi colturali ("acque verdi"). L'esperienza del 2002 ha evidenziato un tasso di sopravvivenza delle larve a fine allevamento (30 giorni dalla schiusa) molto basso, del 3-5%; in quella del 2003 il tasso di sopravvivenza, alla stessa età, è notevolmente migliorato, raggiungendo circa l'80%. Campioni di individui a 30 giorni da entrambe le esperienze sono stati utilizzati per la valutazione della qualità morfologica.

MATERIALI E METODI

Sono state studiate 342 post-larve provenienti da tre lotti (Tab. I). I campioni, fissati in formalina (4% in tampone fosfato 0,1 M pH 7,2), sono stati colorati *in toto* con rosso alizarina e blu alcian (PARK e KIM, 1984, modificato). Ciascun pesce è stato osservato su entrambi i lati allo stereomicroscopio (Wild) e su ognuno sono state rilevate le anomalie scheletriche ed effettuate le conte di alcuni caratteri meristici (vertebre e raggi e pterigiofori delle pinne).

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'esame dei campioni ha permesso di individuare, accanto alle varianti morfologiche già descritte in letteratura nel persico reale, come quella a carico dell'arco neurale della penultima vertebra caudale (VOSKOBONIKOVA e GRECHANOV, 2002), mostrata in Fig. 1, anche varianti anatomiche mai descritte in questa specie, come la presenza di pterigiofori interdorsali privi di raggio tra le due pinne dorsali (Fig. 2). Sono state osservate in 44 individui, quasi esclusivamente nel lotto 2002 dove 34 persici ne possedevano 1, 6 ne possedevano 2, ed uno 3. Tra le varie ipotesi effettuate, quella che sembra essere la più probabile è che si tratterebbe di elementi 'vestigiali', ossia pterigiofori di raggi dorsali che non si sono differenziati, in quanto sono stati osservati solo negli individui con un numero di elementi delle pinne dorsali inferiore ai valori medi osservati nel lotto (Tab. II).

Sul perchè siano stati osservati quasi esclusivamente nel lotto del 2002, le ipotesi sono numerose. La causa genetica non va esclusa, alla luce dei risultati ottenuti con la caratterizzazione genetica effettuata su persici reali provenienti da due aree diverse del Lago di Bracciano, Vicarello e Anguillara, che permettono di

Tab. I. Descrizione dei lotti allevati

Lotto	Densità iniziale (larve/L)	Codice	N°	LT media (mm)	LT dev. st.	LS media (mm)	LS dev. st.	Età (gg)
Vasca 1 2002	1,25	V1-02	113	26	4,88	21	4,08	30
Vasca 3 2003	0,80	V3-03	114	12	1,87	10	1,39	35
Vasca 4 2003	1,60	V4-03	115	12	1,51	10	1,01	35

ipotizzare l'esistenza nel lago di due o più pool genici isolati riproduttivamente (dati non pubblicati). Un'altra causa potrebbe essere dovuta al maggiore irraggiamento solare che la vasca del 2002 ha subito, rispetto a quelle del 2003. Gli effetti delle variazioni di temperatura e luce sul numero dei caratteri meristici nei pesci sono infatti ampiamente descritti in letteratura. Ulteriori indagini volte a caratterizzare morfologicamente le due popolazioni del lago di Bracciano sono comunque necessarie per chiarire questo aspetto.

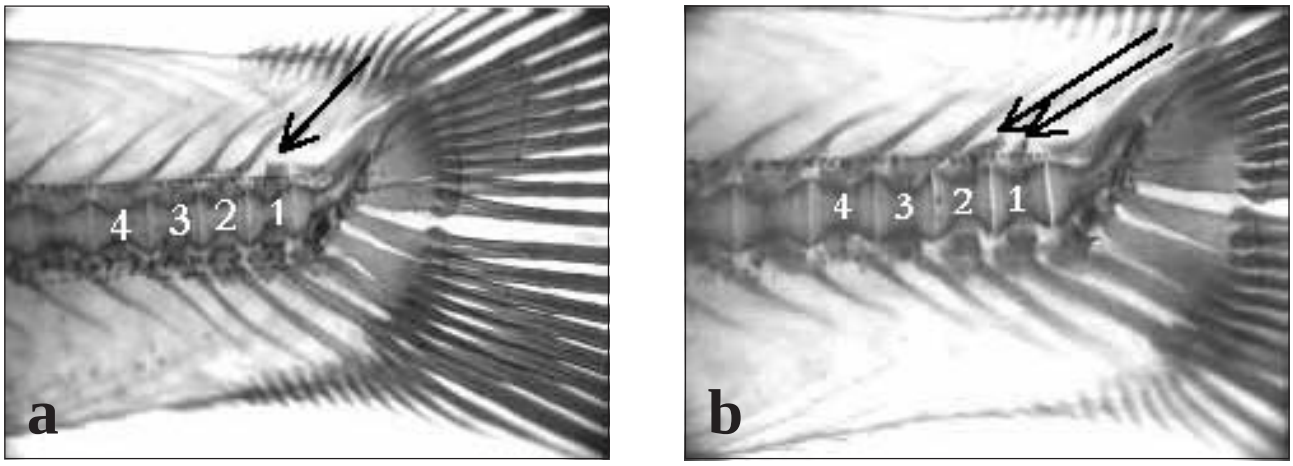


Fig. 1. Regione caudale di due individui diversi che presentano le due varianti morfologiche dell'arco neurale della seconda (2) vertebra caudale, già descritte da VOSKOBONIKOVA e GRECHANOV (2002), e considerato come un tipico polimorfismo di questa specie. Le vertebre caudali sono vertebre nella regione caudale le cui spine neurali ed emali sono allungate a formare delle palette natatorie (1, 2, 3, 4). **a**: (32 x) soltanto la vertebra (1) che precede l'urostilo ha l'arco neurale privo di neurospina (freccia); LT 31 mm; **b** (50x): anche la seconda (2) vertebra caudale porta un arco neurale modificato (freccia); LT 27 mm.

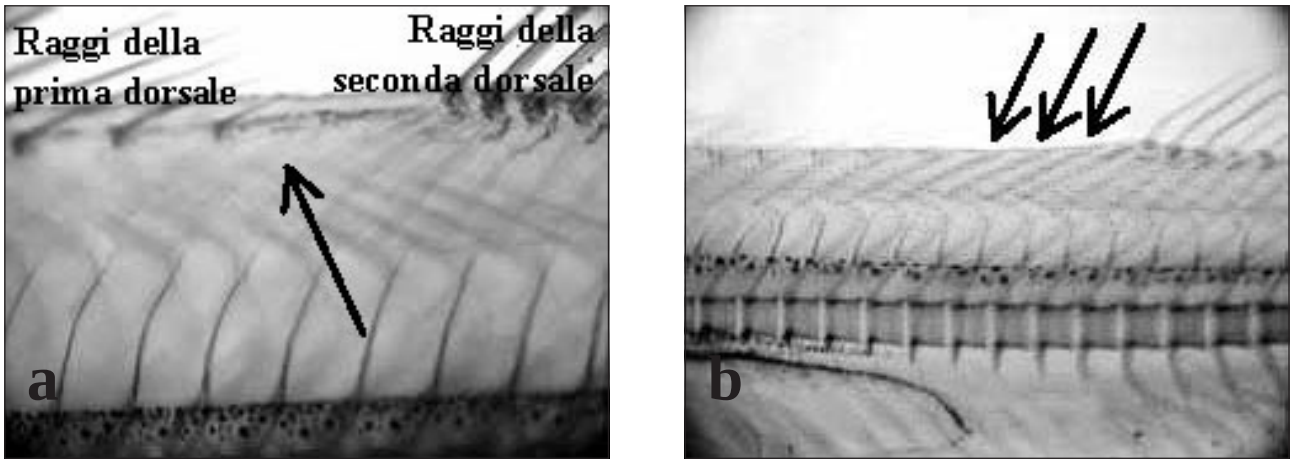


Fig. 2. **a**: esempio di pterigioforo (freccia) situato fra le due pinne dorsali, privo di raggi e non attribuibile a nessuna della due; LT 30 mm. 40 x. **b**: in questo individuo gli pterigiofori interdorsali sono tre (frecce). 2x

Tab. II. Analisi del numero degli elementi della prima e seconda dorsale nel lotto V1-02. In grassetto sono evidenziati i valori che si discostano da quelli osservati nell'intero lotto.

V1-02	totale			individui senza interdorsali			individui con interdorsali		
	mediana	**min**	**max**	**mediana**	**min**	**max**	**mediana**	**min**	**max**
Pter. I Dors.	14	12	15	14	**13**	15	**13**	12	15
Rag. I Dors.	14	12	16	14	**13**	16	**13**	12	**15**
Pter. II Dors.	15	14	18	16	14	18	15	14	16
Rag. II Dors.	16	15	19	16	15	19	16	15	**17**

I dati relativi ai caratteri meristici (Tab. III) si riferiscono esclusivamente ai lotti del 2002 che, nonostante avessero la stessa età degli altri lotti, mostravano, oltre ad una taglia maggiore, anche uno stadio di sviluppo più avanzato, con l'avvenuto differenziamento di tutti gli elementi meristici. Rispetto ai valori riportati in letteratura, il numero delle vertebre e dei raggi della seconda pinna dorsale sono risultati leggermente più elevati, anche questa una probabile conseguenza del maggiore irraggiamento solare subito dal lotto del 2002. Poichè il numero di vertebre definitivo viene espresso molto precocemente nelle larve, allo stadio delle vescicole ottiche nell'embrione, la variazione riscontrata potrebbe anche essere una conseguenza delle variazioni di temperatura o degli shock meccanici subiti dalle uova durante il prelievo ed il trasporto all'impianto.

L'esame delle anomalie scheletriche (riportato in Tab. IV) ha evidenziato come il tasso di individui anomali e, soprattutto, il tasso di individui con almeno una anomalia grave è molto più basso di quello riportato in letteratura per qualsiasi altra specie marina allevata (BOGLIONE *et al*., 2000). Inoltre, il lotto risultato di migliore qualità è quello del 2002, mentre il peggiore quello della vasca 3 del 2003, che presenta la frequenza più elevata di individui con almeno una malformazione e di quelli con malformazioni gravi. Nella figura 3 sono riportati alcuni esempi di anomalie leggere e gravi.

Analizzando questi risultati qualitativi insieme con i dati relativi alle performance zootecniche (riportate sinteticamente in Tab. IV) si evidenzia come il lotto V3 sia quello costituito da larve schiuse dalle uova di qualità peggiore. Il miglioramento dell'alimentazione effettuato nel secondo ciclo di allevamento ha permesso quindi di sopperire alla scarsa qualità delle uova garantendo un tasso di crescita e di sopravvivenza simile nei due lotti del 2003, ma non ha impedito che le anomalie scheletriche, soprattutto quelle gravi, si manifestassero in maggiore quantità che nell'altro lotto composto da larve provenienti da uova di migliore qualità.

Per quanto riguarda il lotto del 2002, risulta caratterizzato da taglie maggiori (21 mm di media vs i 10 degli altri lotti) e minori frequenze di individui malformati e di individui con anomalie gravi. Però solo il 3-5% degli

Tab. IV. Risultati della valutazione qualitativa dei tre lotti (indice malformativo = n° anomalie / n° individui malformati)

	V1-02	V3-03	V4-03
individui osservati	113	114	115
% indiv. malformati	80,5	96,5	92,2
indice malformativo	4	5	4
n° tipologie osservate	23	36	34
anom. gravi/anom tot (%)	4,67	8,96	6,10
% indiv. con anom. gravi	7,96	28,95	20,87
indice anom. gravi	1,9	1,5	1,1
LS mm (dev. st.)	21 (4,1)	10 (1,4)	10 (1,0)
densità (larve/litro)	1,2	0,8	1,6
qualità dei nastri	+++	++	+++
% sopravvissuti	3-5%	80%	80%

Tab. III. Confronto delle conte meristiche rilevate nel lotto V1-02 con quelle riportate in letteratura

Autore	N° vertebre	Raggi I dorsale (duri)molli	Raggi II dorsale (duri)molli	Raggi anali (duri)molli	Raggi pettorali	Raggi pelvici (duri)molli	Raggi principali caudali (sup)inf
KOTTELAT, 1997	39-42	-	-	-	-	-	-
BERG, 1965	39-42	(14-20)*	13-16	(2)7-10	-	-	-
LADIGES e VOGT, 1986		(13-17)	(1-2)13-16	(2)8-10	-	-	-
VOSKOBOINIKOVA e GRECHANOV, 2002	41	(15)	(1)17	(2)10	13-14	(1)5	(9)8
Questo studio	39-43	(12-16)§	(1-2)13-17§	(2)9-10§	10-16§	(1)4-6§	(8-9)8§

Autore	Pterigiofori I dorsale	Pterigiofori II dorsale	Pterigiofori Anale	Ossa predorsali	N° ipurali	N° epurali
KOTTELAT, 1997	-	-	-	-	-	-
BERG, 1965	-	-	-	-	-	-
LADIGES eVOGT, 1986	-	-	-	-	-	-
VOSKOBOINIKOVA e GRECHANOV, 2002	9	17	10	1	5	3
Questo studio	12-17§	14-19§	9-12§	1-2§	5§	2-4

* Questo autore riporta il numero complessivo di raggi duri di tutte le dorsali, senza definire quanti appartengono alla prima e quanti alla seconda dorsale.

§ Vengono qui riportati i valori minimi osservati sugli individui di 100 giorni (V1-02), perché molti caratteri non erano ancora acquisiti negli altri lotti e quindi i valori minimi osservati in questi lotti non avrebbero valore indicativo per la specie.

individui è sopravissuto. Il lotto del 2002 si caratterizza, quindi, per la produzione di un minor numero di individui ma di qualità migliore.

L'analisi delle corrispondenze è stata applicata alla matrice binaria dei dati delle anomalie scheletriche. La matrice risultante era formata da 306 individui x 36 tipi di anomalie. L'ordinamento relativo al primo ed al secondo asse fattoriale (riportati in Fig. 4) mostra una elevata sovrapposizione dei gruppi di punti relativi agli individui di ciascun lotto; anche rappresentandoli con gli '*spider-plot*' (Fig. 5) i lotti appaiono molto simili tra loro, conseguenza di un quadro malformativo molto simile tra i lotti.

Vista la scarsa discriminazione tra i lotti letta dall'analisi delle corrispondenze, si è deciso di testare la correttezza del raggruppamento degli individui nei 3 lotti utilizzando il test non parametrico MRPP (Multi-Response Permutations Procedures) per analizzare, a partire dalla matrice binaria delle anomalie, il grado di affinità esistente tra di essi. I risultati del test hanno fornito un valore di R maggiore di 0 (R = 0,02106044), che sta a significare un'eterogeneità all'interno dei lotti

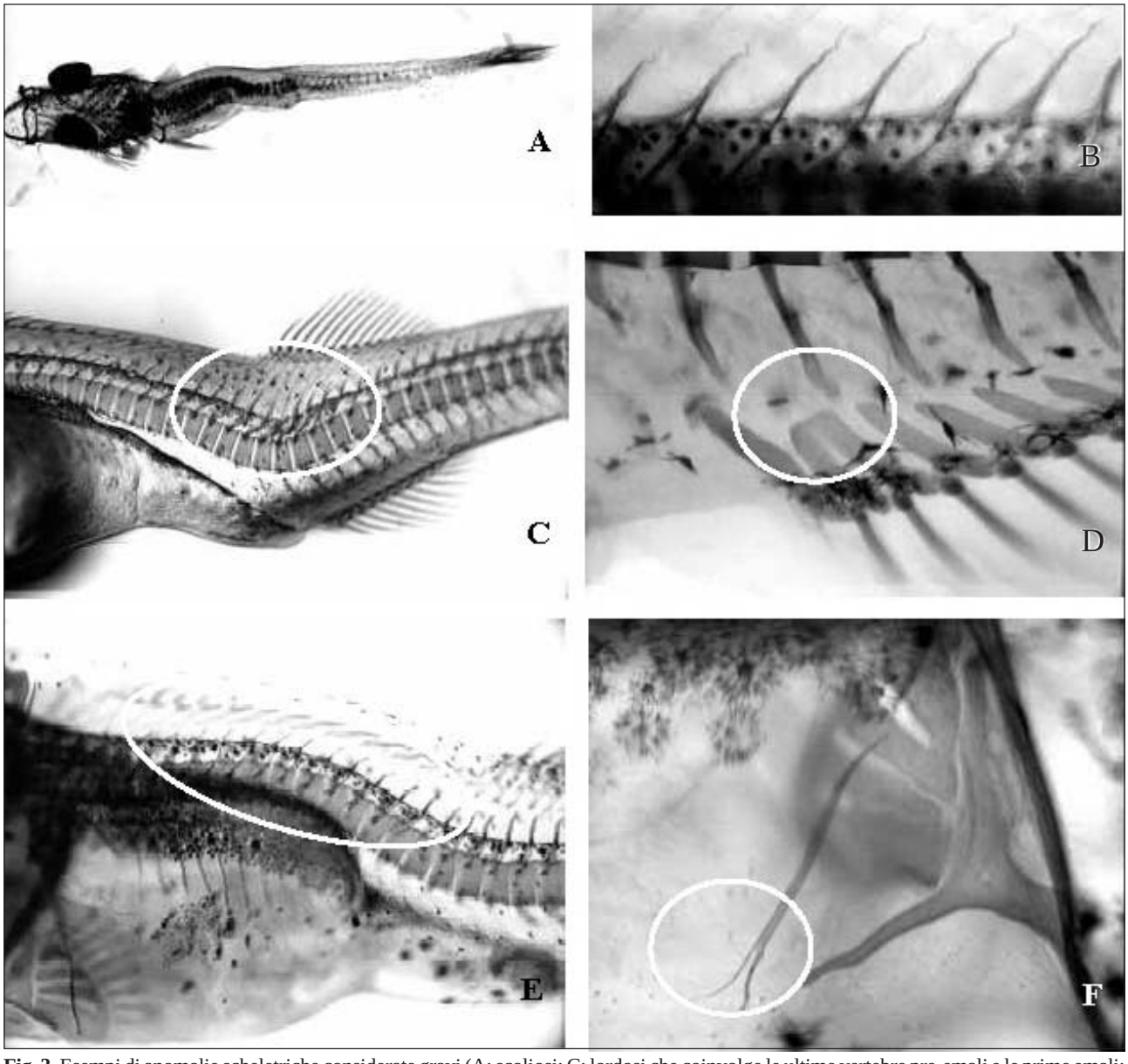


Fig. 3. Esempi di anomalie scheletriche considerate gravi (A: scoliosi; C: lordosi che coinvolge le ultime vertebre pre-emali e le prime emali; E: cifosi nella regione delle vertebre pre-emali) e leggere (B: deformazione delle spine neurali delle vertebre; D: fusione della regione prossimale degli pterigiofori della pinna anale; F: post-cleitro bifido).

minore di quella attesa in base al caso. Inoltre, tra i vari lotti oggetto di questo studio, quello del 2002 è molto più omogeneo al suo interno rispetto ai due lotti del 2003, confermando statisticamente ciò che era emerso dall'ordinamento risultante dalla AC.

CONCLUSIONI

Questo studio rappresenta la prima documentazione di prove di allevamento larvale del persico reale e della valutazione qualitativa su base morfologica dei giovanili prodotti. Il persico reale si è rivelata una specie particolarmente interessante per l'acquacoltura a sostegno della piccola pesca, vista la possibilità di ottenere notevoli miglioramenti nella sopravvivenza delle larve grazie a piccoli accorgimenti a bassa tecnologia e alla bassa frequenza di individui malformati in confronto a quanto osservato in specie marine allevate in modo tradizionale.

La messa a punto della metodologia di allevamento, effettuata nel corso di sole due prove, ha permesso di migliorare in modo consistente il tasso di sopravvivenza. Si è visto come il lotto del 2002 sia caratterizzato dalla produzione di un minor numero di individui ma di qualità migliore. Ciò porterebbe a ipotizzare che la modalità di allevamento sperimentata nel 2002 sia quella da utilizzare in futuro. Ma in realtà, il modulo 2002 presentava caratteristiche tipiche di un sistema 'fuori controllo', con evidenti e frequenti fenomeni di cannibalismo, indice di una inadeguata disponibilità di cibo. Il considerevole miglioramento produttivo ottenuto nel secondo anno di allevamento, unito all'osservazione che lotti di uova di qualità diversa danno origine a larve anch'esse differenti qualitativamente, permette di ipotizzare la possibilità di riuscire a conciliare le esigenze di ordine qualitativo con quelle legate alla necessaria economicità del processo produttivo e che richiedono la produzione di grandi numeri.

Per quanto riguarda le prospettive di miglioramento per l'ottenimento di giovanili da ripopolamento di persico reale, si raccomanda la sperimentazione di cicli di riproduzione *ex situ*, di sistemi alternativi di incubazione delle uova e di testare assetti idrodinamici diversi nelle vasche di allevamento larvale. La verifica dell'esistenza di fenotipi scheletrici differenti tra le due popolazioni (Vicarello e Anguillara) identificate geneticamente nel lago di Bracciano e altre provenienti da altri laghi del Lazio e del Nord Italia può inoltre contribuire a completare la conoscenza sulla morfologia scheletrica di questa specie.

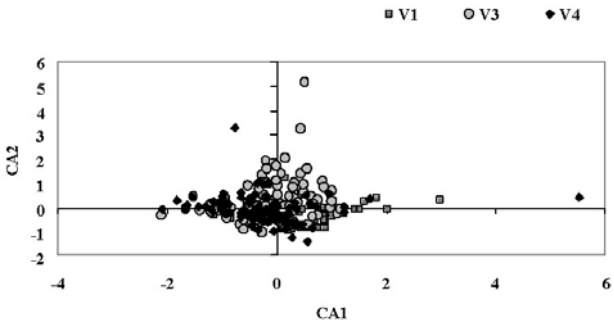


Fig. 4. Risultati dell'AC: V1: lotto V1-02; V3: lotto V3-03; V: lotto V4-03.

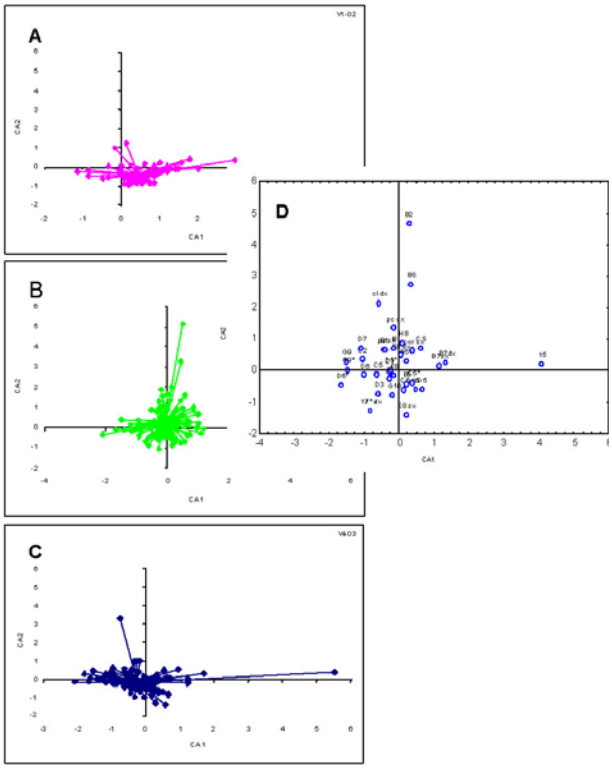


Fig. 5. A, B, C: *Spider–plot* per i tre lotti (A: V1-02, B: V3-03, C: V4-03). Nel grafico D è riportato l'ordinamento relativo ai punti-anomalia.

BIBLIOGRAFIA

BERG L.S., 1965. *Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. 3, 4th edition. Israel Program for Scientific Translations Ltd. Jerusalem (Russian version published 1949): 2542-2255.

BOGLIONE C., MARINO G., BEDIN L., BERTOLINI B., FERRERI F., FEZZARDI D., FINOIA M.G., FRESI E., ROSSI A., SCARDI M., CATAUDELLA S., 1998a. Analisi morfo-funzionale dello sviluppo embrionale e della ontogenesi larvale in Teleostei marini da

Acquacoltura, in relazione al problema delle malformazioni ed alla ottimizzazione della qualità del novellame. *Biol. Mar. Med*., **5** (3)III: 2289-2299.

BOGLIONE C., DE INNOCENTIIS S., DELL'AQUILA M., GAGLIARDI F., LOY A., MARINO G., MUGNAI F., SCARDI M., SPANÒ A., CATAUDELLA S., 1998b. Applicazione ed ottimizzazione di un sistema di monitoraggio per larve e giovanili di specie ittiche marine riprodotte in condizioni controllate. *Biol. Mar. Med*., **5** (3)II: 939-948.

BOGLIONE C., COSTA C., DE FRANCESCO M., FANTOZZI M., GAGLIARDI F., LOY A., SCARDI M., SELMO C., SPANÒ A., CATAUDELLA S., 1998c. Monitoraggio della qualità larvale e di giovanili di teleostei di acquacoltura come sistema di controllo delle tecniche di riproduzione e di primo allevamento: applicazione alle produzioni consolidate ed a quelle innovative. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3)II: 949-958.

BOGLIONE C., CECCHETTI M., COSTA C., DE FRANCESCO M., DE INNOCENTIIS S., DELL'AQUILA M., FANTOZZI M., FERZINI G., GAGLIARDI F., LOY A., MUGNAI F., SELMO C., SCARDI M., SPANÒ A., CATAUDELLA S., 2000. Seed quality in wild and reared Mediterranean finfish. In: *Recent advances in Mediterranean aquaculture finfish species diversification*. Zaragoza: CIHEAM-IAMZ, 2000. p. 89-95. (Cahiers Options Méditerranéennes ; v. 47). Seminar of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean on "Recent advances in Mediterranean aquaculture finfish species diversification", 1999/05/24-28, Zaragoza (Spain).

CLARKE G.M., 1995. The genetic basis of the developmental stability. II. Asymmetry of extreme phenotypes revisited. *Am. Nat*., **146**(5): 708-725.

KOTTELAT M., 1997. European freshwater fishes. *Biologia* **52**, Suppl. 5:1-271.

LADIGES W., VOGT D., 1986. *Guida dei pesci d' acqua dolce d'Europa*. 233 pp: 157-158.

PARK E. H., KIM D. S., 1984. A procedure for staining cartilage and bone of whole vertebrate larvae while rendering all other tissues transparent. *Stain Technology*, **59(5)**: 269-272.

RUSSO T., TANCIONI L., CICCOTTI E., CAPRIOLI R., CONTI L., FUSARI A., RAMPACCI M., CATAUDELLA S., 2004. Studio dell'ecologia trofica larvale del Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758) in condizioni sperimentali per la messa a punto di tecniche di allevamento in grandi volumi basate sull'alimentazione con planctonti di origine selvatica. *10° Congresso Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci "La gestione dell'ittiofauna per la tutela e la conservazione degli ambienti fluviali"*, Montesilvano (Pe) 2-3 aprile 2004, Riassunti dei contributi scientifici: 47.

VOSKOBOINIKOVA O.S., GRECHANOV I.G., 2002. Development of the Skeleton during the Ontogenesis of the River Perch *Perca fluviatilis*. *Journal of Ichthyology*, **42(4)**: 322-333.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 135-140.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La zona a Salmonidi del bacino del fiume Agri (sud Italia): struttura, densità e biomassa delle popolazioni di trota fario, *Salmo (trutta) trutta*

Gaetano Caricato*, Michele Langella

Università degli Studi della Basilicata, Dipartimento di Scienze delle Produzioni Animali, Campus di Macchia Romana - 85100 Potenza

** Referente per la corrispondenza (fax +39 0971 205099; gcaricato@pta.unibas.it)*

Riassunto

Al fine della realizzazione della carta ittica del bacino del fiume Agri (Basilicata, Sud Italia) è stato condotto uno studio sulle popolazioni ittiche della zona a Salmonidi. L'indagine è stata effettuata su 11 siti di campionamento. I dati ottenuti hanno mostrato differenze nella struttura e nella distribuzione tra le varie popolazioni ittiche del bacino. La presenza della trota è stata osservata nella sezione medio-alta del bacino del suddetto fiume, a partire da 250 m s.l.m. In 9 siti di campionamento sono state stimate la densità (compresa fra 0,006 ind/m^2 e 0,32 ind/m^2) e lo *standing crop* (compreso fra 0,81 g/m^2 e 13,49 g/m^2). La migliore popolazione di trota fario del bacino, strutturata in 6 fasce di età (dalla classe 0+ alla classe 5+), è stata individuata presso le sorgenti. Le caratteristiche morfologiche delle trote campionate sono state analizzate su 60 individui provenienti dalle 6 stazioni più significative. Per ciascun individuo sono stati analizzati più di 30 parametri morfologici. Dall'analisi dei dati è risultato che nella zona a Salmonidi erano presenti popolazioni di trota fario (*Salmo trutta)* di probabile ceppo autoctono. Le caratteristiche morfologiche di queste trote infatti si distinguevano da quelle descritte per la trota fario di "ceppo atlantico", lasciando ipotizzare nella zona la presenza di individui autoctoni. Resta comunque evidente come i risultati ottenuti debbano essere correlati con indagini volte a determinare il genotipo, per poter risalire alla specie e capire quindi se gli esemplari di trota fario del bacino del fiume Agri siano effettivamente autoctoni.

PAROLE CHIAVE: fiume Agri / Sud Italia / *Salmo trutta* / dinamica di popolazione

The Salmonids area of the basin of the Agri river (Southern Italy): structure, density and biomass of the population of brown trout, *Salmo (trutta) trutta*

In order to accomplish the fisheries management plan about the basin of the Agri river (Basilicata, Southern Italy) a research about the fishes of Salmonid area has been developed. The data showed some differences both in the structure and in the distribution of the fishes of the basin. The presence of the trout was observed in the middle-upper area of the basin of the river itself. In nine sampled areas the density (between 0.006 fishes/m^2 and 0.32 fishes/m^2) and the standing crop (between 0.81 g/m^2 and 13.49 g/m^2) were estimated. The representative population of the brown trout of the basin, structured in 6 classes of age (from the class 0 to the class 6), was located near the sources. The morphological characteristics of the sampled trouts were analyzed on 60 fishes coming from 6 representative sampling points. For each fish more than 30 morphological parameters were analyzed. What emerges from the data is that in the Salmonid area there were populations of brown trout (*Salmo trutta*) of probable autochthonous stock. The morphological characteristics of these trouts were distinguished from those described for the brown trout of the Atlantic stock, supposing the presence of autochthonous fishes in this area. In any case it is evident that the obtained results must be correlated to the researches in order to determine the genotype, to go back to the species and to understand if the specimens of the brown trout of the basin of the Agri river are really autochthonous.

KEY WORDS: Agri river / Southern Italy / *Salmo trutta* / dynamic of population

INTRODUZIONE

Le transfaunazioni di specie autoctone operate dall'uomo, soprattutto con le estese pratiche di semina di "pesce bianco" (miscellanea di specie indigene parzialmente indeterminate e di sconosciute origini), hanno modificato, talvolta in modo occulto, gli areali originari di quasi tutte le forme indigene italiane (BIANCO, 1994). Nella quasi totalità dei casi il materiale immesso è di origine alloctona e ciò comporta conseguenze negative per le popolazioni indigene. È noto che le usuali pratiche di allevamento determinano la perdita di variabilità genetica nelle popolazioni addomesticate e la selezione di numerosi caratteri che possono risultare svantaggiosi in natura (GARCIA-MARIN *et al.*, 1991; THORPE, 1991).

Per tali ed altre ragioni, una corretta e razionale

gestione delle risorse ittiche delle acque, in particolare di quelle a salmonidi, non può che essere impostata sul recupero delle popolazioni selvatiche (FORNERIS *et al.*, 1996). Ciò impone la sostituzione delle pratiche di ripopolamento finora adottate con metodiche che prevedano la rinuncia alla semina di materiale adulto e l'utilizzo di esemplari allo stadio giovanile ottenuti a partire da riproduttori selvatici, con metodi di allevamento meno selettivi ed in condizioni più vicine a quelle naturali (ZERUNIAN, 2002).

Passo fondamentale per una corretta gestione dei ripopolamenti è quindi l'analisi delle popolazioni ittiche dei corsi d'acqua (GIOVINAZZO *et al.*, 1991). A tale riguardo pochi studi sono stati condotti sull'ittiofauna dei fiumi della Basilicata; qualcosa è stato scritto per i bacini dei fiumi Basento, Mercure e Sinni (CARICATO *et al.*, 1998; 1999) ma poco o nulla si conosce circa la popolazione ittica del fiume Agri, quello a maggiore vocazione salmonicola dell'intera regione. Questa lacuna ha portato diversi autori (GANDOLFI *et al.*, 1991; ZERUNIAN, 2002) a non considerare i bacini lucani come probabili aree originarie del complesso *Salmo trutta* indigeno in Italia, sebbene in passato, nelle acque del fiume Basento, BIANCO (1987) avesse osservato trote che, per la loro caratteristica livrea (grande macchia preopercolare scura e bande brunastre trasversali), erano riconducibili ad esemplari autoctoni.

Al fine di apportare ulteriori informazioni scientifiche circa la distribuzione attuale delle tre semispecie del complesso *Salmo trutta* in Italia meridionale, obiettivo del presente lavoro è stato quindi verificare la presenza di popolazioni autoctone di trota fario del bacino del fiume Agri e valutarne la biomassa, la struttura e la densità.

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato condotto su popolazioni naturali di *Salmo trutta* del bacino del fiume Agri. Per la definizione delle sezioni di rilevamento relative ai bacini idrografici, l'individuazione dei siti di indagine (o stazioni di rilevamento, costituite da un tratto di corso d'acqua di 100-250 m), è stata effettuata su base topografica (Carta I.G.M. 1:25.000), posizionando gli stessi immediatamente a monte di confluenze significative, in corrispondenza di confini inferiori di territori comunali, in base ad incrementi sostanziali degli aerali dei bacini imbriferi od in funzione di eventuali impatti antropici in grado di determinare possibili variazioni quali-quantitative nelle comunità ittiche. Ciascuna stazione di campionamento è stata identificata con un codice a due lettere, relativo al bacino di appartenenza, ed un numero progressivo che indica l'ubicazione progressiva della stazione di campionamento. Nella figura 1 si riportano i siti di campionamento presi in considerazione nel presente studio.

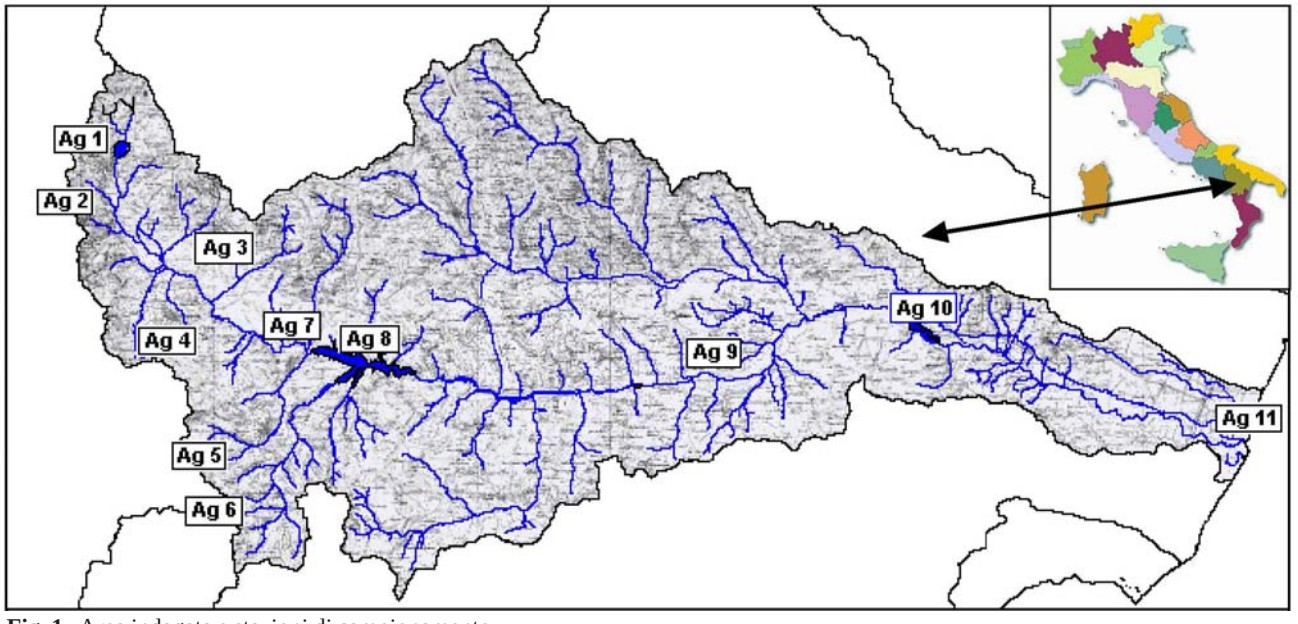


Fig. 1. Area indagata e stazioni di campionamento.
Staz. Ag 1 – Sorgenti Agri, località Marsico Nuovo (PZ); **Staz. Ag 2** – Torrente Santino, località Marsico Nuovo (PZ); **Staz. Ag 3** – Torrente Molinara, località Marsicovetere (PZ); **Staz. Ag 4** – Torrente Cavolo, località Tramutola (PZ); **Staz. Ag 5** – Torrente Sciaura, località Moliterno (PZ); **Staz. Ag 6** – Torrente Maglia, località Sarconi (PZ); **Staz. Ag 7** – Fiume Agri, località ponte Santo Stefano (PZ); **Staz. Ag 8** – Lago del Pertusillo, località Grumento Nova (PZ); **Staz. Ag 9** – Fiume Agri, località Sant'Arcangelo (PZ); **Staz. Ag 10** – Traversa di Gannano; località Tursi (MT); **Staz. Ag 11** – Fiume Agri, località Scanzano Jonico (MT).

Nei siti di indagine sono stati rilevati parametri riguardanti la tipologia e morfologia ambientale del relativo tratto di corso d'acqua; inoltre si è provveduto ad effettuare anche analisi chimiche, fisiche e biologiche delle acque. I campionamenti ittici sono stati effettuati mediante pesca elettrica e i pesci campionati sono stati anestetizzati con MS 222 (80 mg ogni litro di acqua). Le scaglie sono state conservate in etanolo al 30 % per la determinazione dell'età in laboratorio. Compiute le misure, i pesci sono stati risvegliati, acclimatati e rilasciati nel punto di cattura. La determinazione tassonomica delle specie è stata effettuata in accordo con TORTONESE (1970) e GANDOLFI *et al.* (1991).

Le metodologie di raccolta dati e di analisi delle peculiarità morfologiche e morfometriche delle trote campionate, in accordo con LORENZONI *et al.* (1991) sono state diverse a seconda della fase di indagine (fase di campo e fase di laboratorio). Nella fase preliminare dell'indagine sono stati realizzati questionari, distribuiti alle Società di pescatori sportivi delle province di Potenza e di Matera. Di pari passo sono state effettuate riunioni collegiali in cui sono state raccolte tutte le indicazioni utili per il completamento dello studio storico conoscitivo sulle acque del bacino del fiume Agri. I questionari compilati dai pescatori sportivi hanno permesso di effettuare un censimento preventivo delle varie specie ittiche presenti nel bacino del fiume Agri, poi verificato tramite i recuperi effettuati sul campo. Le Amministrazioni provinciali di Potenza e di Matera hanno inoltre fornito informazioni sulle semine effettuate, sulla gestione dei popolamenti e sulle gare di pesca svolte.

Durante la fase di campo si è provveduto al campionamento dei pesci con elettrostorditore, al prelievo di scaglie, alla realizzazione di alcune foto, alla classificazione degli esemplari prelevati, alla raccolta dati per la caratterizzazione morfologica e alla misura della lunghezza totale (LT) e del peso (BW). Nella fase di laboratorio infine si è provveduto a raccogliere i dati relativi ai parametri morfologici e morfometrici.

Caratterizzazione morfologica

Per quanto riguarda la caratterizzazione morfologica dei soggetti campionati, un subcampione composto da 60 individui è stato fotografato sul posto e portato in laboratorio per le successive misurazioni; ad alcuni esemplari è stato inoltre prelevato un campione di muscolo, conservato in azoto liquido e portato in laboratorio per la caratterizzazione istochimica. Su alcuni esemplari di trota, prima del loro rilascio in acqua, si è provveduto a conservare in alcool etilico al 90% un piccolo lembo della pinna caudale di circa 1 cm^2.

La raccolta dei dati è stata effettuata raccogliendo dettagliatamente i principali parametri morfologici utilizzati da altri autori per l'identificazione delle specie ittiche (LORENZONI *et al.*, 2003; LUCARDA *et al.* 2002). Per ciascun individuo sono stati analizzati quindi più di 30 parametri morfologici quali: lunghezza totale, lunghezza alla furca, lunghezza all'occhio, lunghezza all'opercolo, lunghezza mascellare, distanza interorbitale, altezza massima del corpo, altezza minima del corpo, diametro dell'occhio, altezza pinna pettorale, altezza pinna ventrale, altezza pinna anale, altezza pinna dorsale, n° vertebre, n° ciechi pilorici, n° denti sulla testa del vomere, n° denti sullo stelo del vomere, n° scaglie sulla linea laterale, n° scaglie sopra la linea laterale, n° scaglie sotto la linea laterale, n° raggi ramificati della pinna dorsale, n° raggi ramificati della pinna anale, n° raggi ramificati della pinna ventrale, n° raggi ramificati della pinna pettorale, n° raggi ramificati della pinna caudale, n° macchie rosse, n° macchie rosse sulla linea laterale, n° macchie nere, n° macchie parr, n° macchie parr dorso, n° macchie rosse sulla pinna dorsale, n° macchie nere sulla pinna dorsale.

Metodo delle catture successive

Al fine di stimare il più probabile numero di individui presenti per ogni stazione di campionamento è stato utilizzato il metodo delle catture successive (MORAN, 1951; ZIPPIN, 1956 e 1958). Tale metodo permette di stimare, per ogni specie, il numero e la biomassa probabile, la densità (n° ind./m^2) e lo standing crop (g/m^2).

$$N = (C_1^2) / (C_1 - C_2)$$

dove: N = n° probabile di pesci; C_1 = n° catture prima passata; C_2 = n° catture seconda passata.

Calcolo della Biomassa di una popolazione ittica

La biomassa è la quantità di individui (espressa in grammi) per ciascuna specie probabilmente presente in un dato ambiente:

$$B = N * P$$

dove: B = Biomassa probabile (g); N = n° probabile di pesci calcolato con il metodo Moran-Zippin; P = Peso medio degli esemplari catturati (g).

Calcolo della densità di una popolazione ittica

La densità di una popolazione esprime il numero di individui di ogni specie per unità di area (m^2):

$$D = N / S$$

dove: D = Densità (n° ind/m^2); N = n° probabile di pesci calcolato con il metodo Moran-Zippin; S = Superficie investigata (m^2).

Calcolo dello standing crop di una popolazione ittica

Lo *standing crop* esprime il valore della produttività ittica di ogni specie:

Standing crop = B / S

dove: Standing crop = produttività (g/m²); B = Biomassa (g); S = Superficie investigata (m²).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dall'analisi dei dati dei popolamenti ittici effettuati nel bacino del fiume Agri e da quelli relativi alle caratteristiche geomorfologiche del bacino stesso, estensione e conformazione, è stato possibile suddividere il fiume Agri in quattro distinte zone ittiche: zona a Salmonidi (specie dominante la trota fario), zona mista Salmonidi/Ciprinidi reofili (specie dominanti la trota fario, l'alborella del Vulture, la rovella e il cavedano), zona a Ciprinidi (ciprinidi reofili e limnofili) e zona di foce (specie eurialine).

Le specie alloctone colonizzano soprattutto i settori più a valle dei corsi d'acqua (zona a Ciprinidi), mentre i tratti montani (zona a Salmonidi) e collinari (zona Mista) presentano comunità ittiche più integre. In totale sono state campionate 27 specie ittiche, di cui 12 probabilmente autoctone e 15 alloctone (Tab. I). L'immissione di specie aliene che ha interessato negli ultimi venti anni il fiume Agri ed in particolare la diga del Pertusillo, hanno causato uno stravolgimento della popolazione ittica dell'intero bacino.

La qualità complessiva delle acque del bacino del fiume Agri, pur non potendosi definire ottimale, non presenta particolari condizioni di inquinamento: solamente a valle dei centri abitati e nelle zone oggetto di risistemazione idraulica vi è un leggero inquinamento. La qualità ambientale è purtroppo compromessa soprattutto dalla presenza di numerosi manufatti, posti nella parte medio-alta dell'asta principale, che costituiscono una gravissima limitazione ai naturali spostamenti della fauna ittica ma che tutelano in un certo senso le popolazioni ittiche nautrali dei tratti alti del fiume. Buona parte del bacino del fiume Agri convive purtroppo con la presenza di diversi pozzi petroliferi, del centro olii a Viggiano e di un petroliodotto che collega Viggiano con Taranto; la presenza di tali manufatti rappresenta ovviamente un fattore di elevato rischio ambientale per l'intera area.

In generale il fiume Agri presenta uno stato di qualità delle acque buono in corrispondenza delle sorgenti, in piena zona a Salmonidi, dove è possibile osservare anche i gamberi d'acqua dolce (*Austropotamobius pallipes*, Linneo, 1738). La qualità dell'acqua va però peggiorando gradualmente in corrispondenza dei centri abitati di Paterno, Villa d'Agri, Tramutola e Viggiano. A valle della diga del Pertusillo e della traversa di Gannano la qualità dell'acqua migliora sensibilmente; in queste zone sono state rinvenute popolazioni stabili e ben strutturate di alborella del Vulture, cavedano, barbo e granchi di fiume (*Potamon fluviatile*, Herbst, 1758). Tutti questi organismi rientrano nella dieta della lontra, un mustelide che ha trovato in queste acque il luogo ideale per vivere e riprodursi (PRIGIONI e FUMAGALLI, 1992).

Per quanto riguarda la zona a Salmonidi, la presenza della trota fario è stata osservata nella sezione medio-alta del bacino del fiume Agri, a partire da 250 m s.l.m. In questa zona, in 9 siti di campionamento (Fig. 1), sono state stimate la biomassa (compresa fra 1297 g e 17991 g), la densità (compresa fra 0,006 ind/m² e 0,32 ind/m²) e lo *standing crop* (compreso fra 0,81 g/m² e 13,49 g/m²) delle popolazioni selvatiche di trota fario (Tab. II).

Nello specifico, le stazioni di campionamento Ag 4, Ag 5 e Ag 6 sono quelle con la più alta densità ittica con rispettivamente 0,032 ind/m², 0,20 ind/m², e 0,17 ind/m². Anche per quanto riguarda lo standing crop queste tre aree rappresentano i siti con i valori di produttività ittica più elevati con ripettivamente 10,98

Tab. I. Elenco delle specie ittiche presenti nel bacino del fiume Agri: (*) alloctone in Basilicata; (**) alloctone in Italia; (°) segnalate ma non campionate.

Famiglia	Nome Comune	Nome Scientifico
Salmonidae	Trota fario "autoctona"	*Salmo (trutta) trutta*
	Trota fario "alloctona"	*Salmo (trutta) trutta*
	Trota iridea **	*Oncorhynchus mykiss*
Ciprinidae	Alborella *	*Alburnus alburnus alborella*
	Alborella del Vulture	*Alburnus albidus*
	Barbo comune	*Barbus plebejus*
	Carassio comune **	*Carassius carassius*
	Carassio dorato **	*Carassius auratus*
	Carpa **	*Cyprinus carpio*
	Cavedano	*Leuciscus cephalus*
	Rovella	*Rutilus rubilio*
	Scardola	*Scardinius eritrophtalmus*
	Tinca	*Tinca tinca*
	Triotto *	*Rutilus eritropthalmus*
	Pseudorasbora**	*Pseudorasbora parva* Schl.
Anguillidae	Anguilla	*Anguilla anguilla*
Percidae	Persico reale **	*Perca fluviatilis*
Ictaluridae	Pesce gatto **	*Ictalurus melas*
Esocidae	Luccio *	*Esox lucius*
Centrarchidae	Persico trota **	*Micropterus salmonides*
Clupeidae	Cheppia	*Alosa fallax*
Serranidae	Spigola	*Dicentrarchus labrax*
Mugilidae	Cefalo	*Mugil cephalus*
Cobitidae	Cobite commune *	*Cobitis taenia* L.
Pleuronectidae	Passera	*Platichthys flesus luscus* P.
Atherinidae	Latterino °	*Atherina boyeri*
Poecilidae	Gambusia **	*Gambusia holbroocki*

Tab. II. Distribuzione, struttura, densità e biomassa delle popolazioni di trota fario, *Salmo (trutta) trutta*, del bacino del fiume Agri.

	Ag 1	Ag 2	Ag 3	Ag 4	Ag 5	Ag 6	Ag 7	Ag 9
Individui (N. ind.)	135,84 *(±12,08)*	66,72 *(±6,18)*	18,75 *(±2,38)*	360,04 *(±28,15)*	110,41 *(±19,08)*	8162 *(±16,28)*	70,08 *(±13,19)*	8,17 *(±2,02)*
Biomassa (g)	17991,14 *(±139,14)*	6481,84 *(±71,12)*	2037,45 *(±19,52)*	12270,47 *(±114,24)*	6609,4 *(±854,02)*	6529,68 *(±977,27)*	8605,35 *(±1125,6)*	1297 *(±878,04)*
Densità (N. ind./m²)	0,08 *(±0,01)*	0,09 *(±0,01)*	0,03 *(±0,005)*	0,32 *(±0,15)*	0,20 *(±0,13)*	0,17 *(±0,12)*	0,04 *(±0,03)*	0,005 *(±0,003)*
Standing crop (g/m²)	11,17 *(±1,08)*	9,09 *(±1,02)*	3,02 *(±0,48)*	10,98 *(±5,08)*	11,72 *(±6,09)*	13,49 *(±5,12)*	5,38 *(±1,27)*	0,81 *(±0,48)*

g/m², 11,72 g/m², e 13,49 g/m². Il popolamento ittico di queste aree, pur essendo ben espresso per la presenza di quattro fasce di età, è però costituito prevalentemente da individui coetanei di trota fario, in conseguenza delle immissioni stagionali di trote. La trota fario è presente in queste aree con un ampio numero di individui per le classi 1+ e 2+.

Le popolazioni di trota meglio strutturate, con ben sei differenti fasce di età (dalla classe 0+ alla classe 5+), sono state localizzate presso le sorgenti del fiume Agri e del torrente Santino e sono rispettivamente le stazioni di campionamento Ag 1 e Ag 2 (Fig. 2).

Anche il sito Ag 3, torrente Molinara, è di particolare interesse biologico; purtroppo però la ricorrente penuria idrica alla quale si assiste in quest'area per via delle continue captazioni idriche, deprime le capacità produttive potenziali del torrente. La trota fario è comunque ben rappresentata e verosimilmente costituita da individui che dal fiume Agri risalgono questo torrente alla ricerca di aree più idonee alla propria ecologia. Questi tre siti di campionamento rientrano in aree sottoposte a riposo biologico da diversi anni, fatto che ha contribuito allo sviluppo di una popolazione di trota fario molto ben strutturata e con una piramide di età molto ampia, con ben sei classi di età. La provincia di Potenza ha indicato queste aree come zone di protezione

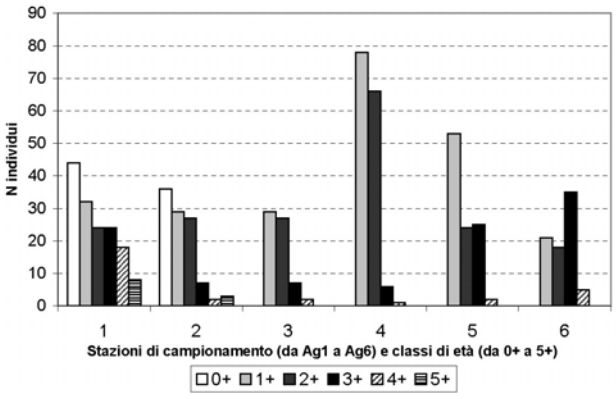


Fig. 2. Struttura delle popolazioni di trota fario di alcuni corsi d'acqua del bacino del fiume Agri.

e frega con divieto assoluto di pesca e ripopolamento.

Situazione differente è, invece, quella riscontrata in tutte le altre stazioni di campionamento composte prevalentemente da individui coetanei di trota fario. L'anomala distribuzione per fasce di età delle popolazioni di trota rinvenute nelle stazioni di campionamento a valle di Ag 1, Ag 2 e Ag 3, è dovuta soprattutto alle immissioni stagionali di trote. La zona in questione è libera alla pesca ed è interessata da ripopolamenti ittici stagionali, con immissione di materiale di origine zootecnica di "ceppo atlantico", proveniente da allevamenti italiani. Annualmente in queste acque vengono immesse uova embrionate con scatole Vibert, trotelle fario di 9-12 cm e soggetti adulti per il pronto pesca con taglia superiore ai 22 cm di lunghezza. Complessivamente si può ritenere che in quest'area la popolazione itttica sia mantenuta in gran parte dalla immissione di materiale operata dall'uomo; venendo a mancare quest'ultima, la disponibilità ittica non coprirebbe sicuramente l'elevato numero di catture dovuto alla pesca. Oltre alla trota fario autoctona ed a quella di allevamento, nel fiume Agri è presente anche la trota iridea che viene immessa nei laghi o in prossimità degli stessi in occasione delle gare di pesca sportiva.

CONCLUSIONI

Il presente studio ha permesso di redigere la carta delle vocazioni ittiche del Bacino del Fiume Agri. Sono state infatti individuate quattro distinte zone ittiche: zona a Salmonidi, zona mista, zona a Ciprinidi e zona di foce. Fra queste la zona a Salmonidi è quella che, per la presenza di individui autoctoni di trote fario e di gamberi d'acqua dolce e per l'ottimo stato di qualità delle acque, risulta di particolare interesse biologico (GHETTI, 1997) e andrebbe quindi salvaguardata.

I risultati fin qui ottenuti evidenziano inoltre come la trota fario sia presente in molti tratti del bacino del fiume Agri anche se in diversi casi la sua presenza è dovuta soprattutto a ripopolamento ittico per fini di pesca sportiva. L'introduzione di trote fario di allevamento non sortisce però alcun effetto positivo e duraturo sulla pesca, in quanto la disponibilità ittica è

stagionale e gli individui adulti difficilmente riescono ad acclimatarsi e a riprodursi. Una alternativa all'utilizzo di trote fario di allevamento di provenienza alloctona potrebbe essere quella di utilizzare per fini riproduttivi e di ripopolamento gli esemplari adulti delle popolazioni selvatiche di trota fario che popolano il fiume Agri. Va infatti segnalato come nei tratti in cui vige il divieto di pesca siano presenti popolazioni di trota fario ben strutturate e di probabile origine autoctona.

In particolare in corrispondenza delle sorgenti del fiume Agri e del torrente Santino (Ag 1 e Ag 2) sono state campionate popolazioni di trota fario strutturate con ben sei fasce di età. Gli studi fin qui prodotti hanno quindi permesso di individuare potenziali popolazioni autoctone di trota fario; è evidente però che questi risultati debbano essere correlati ad indagini volte a determinare il genotipo, per ottenere risposte definitive sulla distribuzione del complesso *Salmo trutta* in Italia. L'abbinamento di metodologie genetiche ad analisi morfometriche e morfologiche potrebbe costituire l'approccio giusto per individuare gli esemplari di sicura origine autoctona in modo pratico ed efficace, a garanzia dell'integrità genetica dei popolamenti naturali.

Alla luce di tali risultati e di queste ultime riflessioni, che costituiscono un punto di partenza per ulteriori ricerche ma che evidenziano la minaccia di estinzione di queste residue popolazioni selvatiche di trota fario, gli organi deputati alla gestione del territorio potranno programmare precisi interventi di tutela della fauna ittica del bacino del fiume Agri puntando principalmente sulla salvaguardia della biodiversità e dell'ambiente naturale.

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento va all'Assessore dell'Ufficio Caccia e Pesca della Provincia di Potenza, Dott.ssa Anna Fulgione, al Responsabile del Settore Acque Interne del Comitato Regionale FIPSAS di Basilicata, Sig. Gastone Paolini ed al Funzionario Responsabile del Settore Pesca del dipartimento Ambiente e Territorio della Regione Basilicata, Sig. Sandrino Caffaro.

BIBLIOGRAFIA

BIANCO P.G., 1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Atti del II Conv. Naz. AIIAD*, Torino: 41-66.

BIANCO P.G., 1994. Alien introductions, chief elements of native freshwater fish degradation, and use of indices and coefficients as an example to quantify the situation existing in Italy. *Proceedings World Fisheries Congress*, Athens, May 1992.

CARICATO G., CECCHINI S., TEROVA G., SILEO L., SAROGLIA M., 1998. Atti del convegno "*Gestione degli invasi artificiali nell'ambito degli schemi idrici della Basilicata*", finalizzato alla realizzazione di un Laboratorio di Tecnologie Informative per la Pianificazione dei Bacini Idrografici (LA.T.I.B.I.).

CARICATO G., PASCALE M., CACCHINI S., SAROGLIA M., FORNERIS G., 1999. *Rapporto sulla prima campagna di campionamenti dell'ittiofauna del bacino del Sinni, dei torrenti Mercure e San Giovanni e del lago piccolo di Monticchio*. Collana di Studi e Ricerche Scientifiche sull'ambiente n° 7: La qualità delle acque dolci. Vol. 7, 133 pp.

FORNERIS G., PASCALE M., PEROSINO G. C., 1996. *Idrobiologia*. Consorzio regionale per la tutela, l'incremento e l'esercizio della pesca - Valle D'Aosta. Edizioni EDA, Torino, 372 pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Pubblicazione realizzata dal Ministero dell'Ambiente, dall'Unione Zoologica Italiana e dall'Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato. Roma, 917 pp.

GARCIA-MARIN J.L., JORDE P.E., RYMAN R., UTTER F., PLA C., 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of broun trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture*, **95**: 235-249.

GHETTI F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.) – I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Manuale di applicazione edito dalla Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.

GIOVINAZZO G., BALLERINI M., LORENZONI M., MEARELLI M., 1991. Variabilità morfometrica e meristica in *Salmo trutta* L. del bacino del F. Nera. *Atti IV Conv. Naz. AIIAD*, Riva del Garda, Trento: 447-458.

LORENZONI M., GIOVINAZZO G., MEARELLI M., BALLERINI M., 1991. Prime considerazioni sulle caratteristiche biologiche e morfologiche si *Salmo trutta* L. del bacino umbro del f. Nera. *Atti della S.I.T.E.*, **8**: 465-468.

LORENZONI M., CAROSI A., PANARA F., 2003. *Il recupero del ceppo autoctono della trota fario nel bacino del fiume Nera*, Provincia di Terni, Assessorato alla Programmazione Faunistica, 182 pp.

LUCARDA N.A., MARTINI M, PATARNELLO T., FORNERIS G., 2002. Caratterizzazione morfometrica e meristica di *Salmo t. trutta*, *Salmo t. marmoratus* e loro ibrido. *9° Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, p. 21.

MORAN P.A.P., 1951. A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*, **38**: 307-311.

PRIGIONI C., FUMAGALLI, 1992. Nicchia trofica e preferenze alimentari della Lontra (*Lutra lutra*) nei fiumi Agri e Basento (Basilicata), *54° Congresso UZI*, Riassunti: Relazioni e Posters, p. 59.

THORPE J.E., 1991. Acceleration and deceleration effects of hatchery rearing on salmonid development, and their consequences for wild stocks. *Aquaculture*, **98**: 111-118.

TORTONESE E., 1970. *Osteycthes – Pesci Ossei, Vol. II* Calderini, 545 pp.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione: Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Ed agricole Bologna, 220 pp.

ZIPPIN C., 1956. An evaluation of removal method of estimation animal populations. *Biometrics*, **12**: 163-189.

ZIPPIN C., 1958. The removal method of population estimation. *Journal Wildl. Mgmt.*, **22**: 82-90.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 141-147.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La valutazione del valore economico ricreativo della pesca sportiva in Basilicata (Sud Italia)

Severino Romano[1], Gaetano Caricato[2*], Emilia Langella[3]

1 Dipartimento Tecnico Economico per la Gestione del Territorio Agricolo Forestale, Università degli Studi della Basilicata, Campus di Macchia Romana - 85100 Potenza

2 Dipartimento di Scienze delle Produzioni Animali, Università degli Studi della Basilicata, Campus di Macchia Romana - 85100 Potenza

3 Dottore Agronomo Forestale

** Referente per la corrispondenza (fax +39 0971 205099; gcaricato@pta.unibas.it)*

Riassunto
La pesca sportiva in Basilicata (sud Italia), seppure non apporti all'economia lucana un guadagno diretto nella vendita del pesce ("il pesce pescato non viene pagato"), costituisce comunque una fonte di entrata per la comunità sotto forma di "esternalità positive". Per la determinazione del valore economico di tale attività ricreativa si è fatto ricorso a modelli di valutazione referendari, in particolare all'approccio *close ended dicothomous choice* (CEDC), applicato ai pescatori di uno dei più interessanti territori della regione, la Val d'Agri, dove l'uso sostenibile delle risorse naturali (ambientali o agricole di grande pregio) si contrappone allo sfruttamento petrolifero in atto da ormai diversi anni. Il tutto in un contesto che vede il territorio ricadente interamente nel Parco Nazionale della Val d'Agri e del Lagonegrese per il quale, a oltre un decennio dalla sua istituzione, non si è ancora giunti ad una perimetrazione definitiva. I benefici diretti dell'attività ricreativa della pesca sportiva sono stati determinati attraverso due step differenti tendenti, il primo, alla valutazione del valore d'uso attuale della pesca sportiva in quest'area ed, il secondo, alla determinazione del prezzo di opzione relativo ad una ipotesi di miglioramento della qualità ricreativa alieutica. Dall'analisi dei dati, a fronte dei finanziamenti necessari per l'implementazione dell'alternativa progettuale proposta, i benefici sociali che ne deriverebbero sono risultati pari a €58.680. Il basso valore complessivo riscontrato dipende ovviamente solo dall'esiguo numero di utenti presenti nel territorio, ciò non toglie che in un contesto decisionale fra preservazione e sfruttamento depauperante delle risorse presenti anche tale componente dovrebbe essere considerata all'interno dei benefici conseguibili dalla prima ipotesi.

PAROLE CHIAVE: Valutazione ipotetica / CEDC / Sud Italia / pesca sportiva

Evaluation of the ricreative value of the sportive fishing in Basilicata (Southern Italy)
Though sports fishing in Basilicata (South Italy) doesn't give to the economy of the region direct profits for what concerns the sale of fish (in fact "the fished fish is never paid"), but it represent source of unearned income to the community. To determine the economic value of this recreative activity we have applied to special schedules, especially the approach "close ended dichotomous choise" (CEDC), subjected to the fishers of one of the most interesting lands of the region, the Agri Valley, where the sustainable use of natural (environmental or agricultural) resources contrasts the petrol exploitation taking place for several years. Every thing develops in the National Park of Agri Valley and of Lagonegro. The recreative values of the sports fishing where determined by two different steps. The former is the valuation of the present utilization value of the sports fishing in this area; the latter is the definition of the option price relating to the assumption to improve the recreative fishing quality. From the analysis of data the estimated social profits were €58.680. The low total value, which was found out, only depends on the small number of the fishers in this territory; anyway between the exploitation of the territory and the protection of the environment we have to save the environment.

KEY WORDS: Contingent evaluation / CEDC / Southern Italy / sports fishing

INTRODUZIONE

Il mondo della pesca sportiva in Basilicata comprende attualmente circa duemila tesserati, i due terzi dei quali provengono dalla provincia di Potenza; il numero di pescatori in Basilicata viene ulteriormente incrementato da coloro che provengono da altre regioni d'Italia, Campania e Puglia in particolare, e dall'estero. Seppure la pesca sportiva non apporti all'economia lucana un guadagno diretto nella vendita del pesce ("il pesce

pescato non viene pagato"), essa costituisce comunque una fonte di entrata per la comunità sotto forma di "esternalità positive". La presenza dei pescatori sportivi nel territorio regionale è fonte di reddito soprattutto per il territorio stesso poiché il pescatore acquista carburante, beni di consumo (alimenti, bevande, caffè, giornali, tabacchi, altro) presso bar o altri esercizi locali quali ad esempio i negozianti di articoli da pesca e di souvenir. Va inoltre considerato che alcuni pescatori pernottano in loco, costituendo così un ulteriore apporto economico per i gestori di ristoranti, di agriturismi ed alberghi.

La valutazione economica dei benefici indiretti apportati dalla pesca sportiva in Basilicata è stata determinata in seguito allo sviluppo di un apposito questionario composto da risposte multiple sottoposto ai pescatori abituali della Valle d'Agri, una delle zone più frequentate dai pescatori sportivi per la presenza di trote fario e di acque di elevata qualità. Dall'analisi delle risposte dei questionari è scaturita una serie di informazioni circa le abitudini di pesca dei pescatori della Valle.

La serie di dati a nostra disposizione è stata quindi analizzata con metodi economici innovativi, quali la valutazione ipotetica CEDC (*close ended dicothomus choice*), al fine di risalire ad una completa valutazione del surplus atteso per il calcolo della stima del probabile apporto economico della pesca sportiva. Per tale ragione si è proceduto alla stima dei benefici diretti dell'attività ricreativa della pesca sportiva attraverso due step differenti tendenti, il primo, alla valutazione del valore d'uso attuale della pesca in quest'area ed, il secondo, alla determinazione del prezzo di opzione relativo ad una ipotesi di miglioramento della qualità ricreativa alieutica.

MATERIALI E METODI

La teoria economica welfaristica postula che il valore dei beni e dei servizi ambientali sia determinabile attraverso la stima della disponibilità a pagare (*WTP*) o ad accettare (*WTA*) un dato ammontare di reddito per un cambiamento di benessere individuale. In assenza di una misura cardinale dell'utilità per la stima della *WTP*/*WTA* si ricorre generalmente a misure della variazione di benessere o del *surplus*. Facendo riferimento alla teoria della domanda di Lancaster, il consumatore viene visto come un agente economico che combina risorse e servizi secondo una tecnologia individuale per produrre attività che creino soddisfazione. Procedendo in modo analogo per quanto riguarda il bene ambientale, è possibile determinare la disponibilità a pagare (*WTP*) per quel determinato bene.

Risulta pertanto evidente come il Valore Economico Totale (VET) sia da considerarsi come un aggregato di differenti componenti di valore, ognuna generata da differenti processi di produzione individuale che producono utilità. Se è vero, infatti, che il concetto di valore è basato sulle preferenze individuali, ne segue che il valore attribuito ad un bene da un certo individuo è dato dalla personale percezione del bene in esame e degli altri beni, dalle preferenze individuali e dal contesto della valutazione (BROWN, 1984). Quindi per un bene ambientale esistono diverse domande (di uso attuale, di opzione, di esistenza, ecc.) e, quindi, valori che compongono il VET (KUTRILLA, 1967; ARROW *et al.*, 1974; RANDALL, 1992).

Ricordando che il quadro sinottico delle componenti del valore economico totale prevede la suddivisione di tali grandezze economiche in due grandi gruppi: i valori d'uso (attuali e futuri, depauperanti e non depauperanti) ed i valori di esistenza (intergenerazionali, intragenerazionali ed intrinseci), nel presente lavoro vengono valutate due delle componenti del VET afferenti ai cosiddetti "valori d'uso": il valore d'uso attuale (corrispondente ad un aumento ipotetico rispetto al costo attuale della licenza di pesca) ed il valore di opzione (corrispondente al pagamento di una *una tantum* per l'implementazione di un progetto di riqualificazione ambientale dei corsi d'acqua interessati dall'attività alieutica).

Il metodo della valutazione ipotetica (CVM): l'approccio CEDC

Sotto il nome di valutazione ipotetica è classificata tutta una serie di metodologie che, utilizzando interviste, cercano di stimare il valore economico di una determinata risorsa naturale attraverso le preferenze dichiarate direttamente dagli individui, grazie alla simulazione di un mercato ipotetico o contingente. Solitamente viene chiesta agli intervistati la loro massima disponibilità a pagare per poter utilizzare la risorsa. Altre volte può essere domandata la *max WTP* per ottenere un miglioramento della situazione iniziale, o la *min WTA* per sopportare un peggiormento delle condizioni iniziali, quindi la *CVM* può essere utilmente adoperata nel caso di variazioni quali-quantitative della disponibilità di una qualsiasi risorsa naturale "*unpriced*".

Nel presente lavoro la stima dei benefici economici derivanti dalla pesca sportiva in Val d'Agri è stata condotta tramite l'implementazione dell'approccio *close ended*. Tramite tale approccio viene presentato all'intervistato un determinato valore monetario a cui potrà rispondere in maniera binaria (SI/NO, *Dichotomous choice technique*, cfr. BISHOP e HEBERLEIN, 1979; HANEMANN, 1984; LOOMIS, 1988; ROMANO e ROSSI, 1994; ROMANO, 1994).

Nell'approccio *close-ended* (HANEMANN, 1984), il valore dell'utilità ricercata risulta correlato alla variabi-

le dicotomica, SI/NO, rappresentata dalle risposte alle offerte proposte ai visitatori. Ad esempio nel caso di un miglioramento di benessere, la distribuzione di probabilità di tale variabile casuale viene individuata dalla relazione:

$Pr_1 = Pr\ (SI|OFF) =$
$= Pr\{v_1\ (1, y\text{-}OFF, a) + \varepsilon_1 \geq v_o\ (0, y, a) + \varepsilon_0\} =$
$= Pr\ \Delta v + \mu \geq 0 = Pr\ \mu \geq -\Delta v$ (1)

dove $\mu = \varepsilon_1 - \varepsilon_0$, $\Delta v = v_1 - v_0$, *OFF* è la somma di denaro che l'individuo pagherebbe per non rinunciare al miglioramento dichiarato nel questionario, *y* è il suo reddito, *a* è un vettore di variabili delle caratteristiche che potrebbero influenzare le preferenze, tipico di ogni individuo, v_1 e v_0 sono le funzioni indirette di utilità (rispettivamente *post* ed *ante* miglioramento), ed infine ε rappresenta un errore casuale distribuito normalmente con media 0 e varianza 1.

Se $F_\mu(\epsilon)$ rappresenta la distribuzione di frequenza cumulata (d.f.c.) di μ, la probabilità della *WTP* viene individuata dalla relazione:

$$Pr_1 = F_\mu(\Delta v) \quad (2)$$

nel caso di accettazione dell'offerta o dalla:

$$Pr_0 = Pr\ (NO = 0|O_{FF}) = 1 - F_\mu(\Delta v) \quad (3)$$

nel caso di rifiuto dell'offerta.

Le d.f.c. maggiormente utilizzate in letteratura sono rappresentate (cfr. AMEMIYA, 1981) dalla logistica standardizzata (modello *logit*)*:*

$$F_\mu(\Delta v) = \frac{1}{1+e^{-\Delta v}} \quad (4)$$

o dalla normale standardizzata (modello *probit*)*:*

$$F_\mu(\Delta v) = \int_{-\infty}^{\Delta v} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-t^2/2} dt. \quad (5)$$

Per le variazioni di benessere Δv vengono solitamente utilizzate tre forme funzionali (BISHOP e HEBERLEIN, 1979; HANEMANN, 1984; SELLAR *et al.* 1985 e 1986; BOYLE e BISHOP, 1988):

modello 1: $\Delta v = \alpha + \beta^* OFF$; (6)
modello 2: $\Delta v = \alpha + \beta^* \ln (1 - OFF/R)$; (7)
modello 3: $\Delta v = \gamma + \delta^* \ln (OFF)$; (8)

Per la risoluzione operativa della stima di tali relazioni HANEMANN (1984) afferma che l'individuo accetterà di pagare la somma *OFF* solo se la sua "vera" *WTP*, che nel caso di un miglioramento è rappresentata dal *surplus* compensativo, è maggiore di *OFF*, viceversa in caso contrario:

$Pr_1 = Pr\ (SI = 1|OFF) = Pr\ (WTP > OFF) = 1\text{-}G_C$ (9)
$Pr_0 = Pr\ (NO = 0|OFF) =$
$= Pr\ (WTP \leq OFF) = 1 - Pr_1 = G_C$ (10)

dove G_C è la d.f.c.di *CS.*

Dal confronto della (9) e della (10) con la (2) e la (3), rispettivamente, si evidenzia che la $F_\mu(\epsilon)$ equivale alla probabilità che $CS > OFF$, cioè $F_\mu[\Delta v(OFF)] = 1 - G_C$: quindi, per risolvere la (3) basta individuare i parametri della d.f.c. $(1 - G_C)$.

L'individuazione del *CS* si ottiene calcolando il valore medio della distribuzione G_C (*OFF*), secondo la:

$$E[CS] = \int_0^\infty [1 - G_C(OFF)]dOFF = \int_0^\infty F_\mu[\Delta v(OFF)]dOFF \quad (11)$$

o il suo valore mediano:

$$F_\mu(CS_{0,5}) = 0{,}5. \quad (12)$$

Ambedue le stime sono coerenti con la logica economica, però, dal punto di vista statistico, il valore mediano risulta preferibile al valore medio in quanto si tratta di una misura più robusta di tendenza centrale e, quindi, risente meno della media di qualsiasi errore nei dati o di osservazioni aberranti (*outliers*) che possono influenzare la stima della distribuzione, specialmente le sue code (cfr. HANEMANN, 1984; ROMANO e CARBONE , 1993).

L'implementazione del modello di valutazione al caso di studio

La determinazione del campione su cui effettuare le interviste per procedere con la stima delle componenti del VET rappresenta, insieme alla formulazione del questionario per la rilevazione dei dati, una delle fasi più delicate dell'intera ricerca (ROMANO, 2002). Per giungere alla determinazione sia in termini quantitativi che qualitativi del campione da analizzare, bisogna necessariamente passare attraverso l'acquisizione di informazioni riguardanti l'universo che si intende studiare. Tale fase è da ritenersi la premessa indispensabile per una corretta stima del valore di un bene ambientale attraverso l'uso di tecniche di valutazione referendarie (MARANGON e TEMPESTA, 1998).

Non esistendo stime ufficiali da parte della Federazione Italiana di Pesca Sportiva (F.I.P.S.) sulla composizione e sul numero di pescatori mediamente presenti durante l'anno in Val d'Agri, si è fatto riferimento a stime riportate da un sondaggio fatto dall'Ufficio Natura della Regione Basilicata ai fini della redazione del Piano Ittico Regionale e della Carta Ittica regionale. Su tale base sono stati in seguito condotti rilievi sul territorio per analizzare gli eventuali scostamenti dai valori medi riportati nelle valutazioni effettuate in precedenza.

In seguito ai rilievi condotti è stato costruito un campione formato da 210 osservazioni e stratificato in funzione della distribuzione temporale (mensile e settimanale) dell'affluenza alla Val d'Agri. Il rilevamento dei dati ha interessato il periodo fra la primavera e l'autunno 2002, ed è stato svolto per mezzo di interviste dirette ai pescatori, impiegando un questionario appositamente formulato. Il questionario è stato sottoposto ai pescatori di alcune delle società più importanti di pesca sportiva della provincia di Potenza ed in

collaborazione con la FIPFAS di Potenza. Il questionario è stato strutturato nella sua parte iniziale in modo da poter acquisire le informazioni riguardanti le caratteristiche socio economiche dell'intervistato e le sue abitudini di pesca, sia per quanto riguarda la pesca nel territorio libero che per quel che riguarda quella nei laghetti privati

RISULTATI E DISCUSSIONE

La stima dei benefici diretti dell'attività ricreativa pesca sportiva in Val d'Agri è stata condotta attraverso due step differenti tendenti, il primo, alla valutazione del valore d'uso attuale della pesca in quest'area ed il secondo alla determinazione del prezzo di opzione relativo ad una ipotesi di miglioramento della qualità ricreativa della pesca in Val d'Agri.

Prioritario ad ogni esercizio di valutazione attraverso le tecniche di valutazione contingente è la costruzione dello scenario plausibile con cui simulare il mercato ipotetico attraverso il quale procedere con la determinazione della disponibilità a pagare (*WTP*) media.

In questo ambito le raccomandazioni del NOAA panel (ARROW *et al*., 1993) evidenziano la necessità di costruire uno scenario familiare all'esperienza degli intervistati, onde evitare i casi frequenti di rifiuto di rispondere per la incapacità di valutazione della propria *WTP*.

Nel caso della prima componente dei benefici potenziali (il valore di uso attuale) è stato proposto un aumento del costo della licenza di pesca, pena la impossibilità di praticare l'attività alieutica. Nel caso del prezzo di opzione, invece, è stato ipotizzato un miglioramento quali-quantitativo della esperienza ricreativa tramite un programma di ripopolamento delle acque della Val d'Agri con specie autoctone di interesse alieutico. In ambedue i casi, comunque, si è cercato di determinare la *WTP* media dei pescatori che si recano in Val d'Agri. Tale entità viene ad identificarsi con il cosiddetto surplus del consumatore marshalliano della teoria economica, cioè l'area sottesa alla funzione di domanda ricreativa.

La teoria welfaristica postula che il valore dei beni e servizi è determinato in base alla disponibilità a pagare (*WTP*) o ad accettare (*WTA*) un dato ammontare di reddito per un cambiamento di benessere individuale. Tale disponibilità a pagare è quindi un prezzo teorico che rappresenta il valore soggettivamente attribuito dal consumatore ad una data quantità di merce. Tale valore coincide con il prezzo di mercato nel caso quest'ultimo esista e non contenga distorsioni. Nel caso in cui, invece, il mercato non esista (com'è il caso dei beni ambientali) o è distorto, la *WTP* è lo strumento principale per la stima dei benefici sociali derivanti dalla produzione del bene in questione. È questo il caso della determinazione del valore della pesca sportiva, non esistendo un prezzo di mercato per le giornate ricreative consumate.

Si ricorda come l'approccio utilizzato nella valutazione preveda una forma di elicitazione di tipo referendario, attraverso il quale si perviene alla stima della distribuzione della disponibilità a pagare/accettare da parte degli intervistati per ottenere/rinunciare un miglioramento della situazione di benessere iniziale (ROMANO, 2002). Inoltre l'approccio implica la scelta della forma funzionale della distribuzione cumulata di frequenza (dcf) della probablità di accettazione della disponibilità a pagare proposta. Nel caso in esame, non essendoci riscontri empirici in letteratura che facciano propendere verso una forma funzionale piuttosto che un'altra (cfr. ROMANO, 2002), si è impiegato il modello *logit*.

Determinato tale valore medio, lo stesso è stato riportato all'universo dei pescatori della Val d'Agri in modo tale da poter quantificare il beneficio complessivamente ritratto dagli utilizzatori della risorsa. Tale valore, infatti, risulta propedeutico all'implementazione di qualsiasi studio di analisi costi benefici (ACB) che abbia come scopo l'analisi della convenienza economica dell'implementazione di alternative progettuali da parte degli Enti preposti tendenti alla conservazione delle risorse alieutiche nell'area di ricerca od al loro miglioramento quanti-qualitativo.

Nel caso della stima del valore d'uso attuale, una volta illustrato lo scenario ipotetico, è stato chiesto all'intervistato se "*… rinnoverebbe ugualmente la sua licenza di pesca se il suo costo aumentasse di x •?*"

I risultati della valutazione sono riportati in tabella I.

La dcf assume pertanto la forma:

y=exp(-1,2065+(,064099)*x)/(1+exp(-1,2065+(,064099)*x))

Per quanto riguarda la determinazione del valore d'uso attuale, una prima riflessione sui risultati ottenuti pone in evidenza come i parametri manifestino segni in linea con quanto previsto dalla teoria economica. Gli indicatori statistici manifestano valori ampiamente superiori ai rispettivi valori critici confermando la buona significatività statistica del modello e dei parametri

Tab. I. Stima dei parametri della DCF del Valore d'uso attuale.

Model: Logistic regression (logit) N of 0's:159 1's:81 (off)
Dep. var: Risp Loss: Max likelihood
Final loss: 144,56767612 $Chi^2(1)$=17,759 p=,00003

	Const.B0	**Off**
stima	-1,20649	0,064099
Odds ratio (unit ch)	0,29925	1,066198
Odds ratio (range)		6,416552

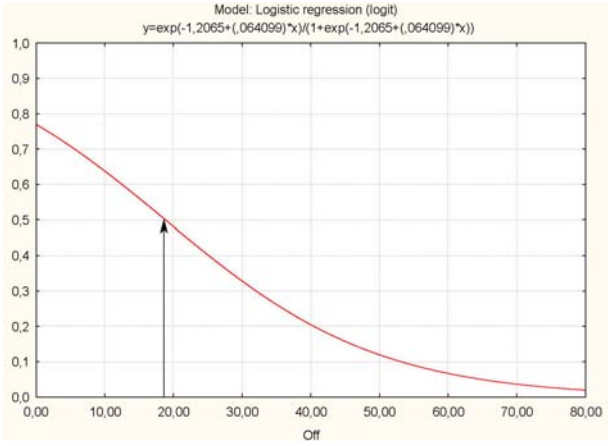


Fig. 1. Valore d'uso attuale della pesca in Val d'Agri.

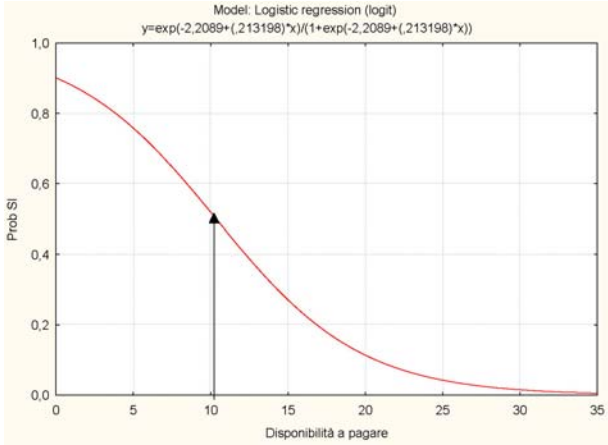


Fig. 2. Prezzo di opzione della pesca in Val d'Agri.

stimati. Inoltre, la funzione logistica individuata in base ai parametri stimati segue un andamento quasi asintotico della sua coda, andando a "chiudere" molto lentamente sull'asse delle ascisse (Fig. 1).

Ciò è dovuta all'elevata appetibilità dell'attività ricreativa alieutica per gli intervistati, i quali anche a soglie di offerta elevate continuavano a mostrare percentuali di accettazioni discrete. Sulla base dei valori stimati è stato possibile determinare il surplus atteso medio per continuare a pescare in Val d'Agri. In questo contesto sono state determinate ambedue le misure indicate dalla teoria economica: il valor medio ed il valor mediano.

I valori stimati sono risultati rispettivamente pari a 18,82 € per il valor mediano e 22,21 € per il valor medio. Tale scostamento è dovuto proprio all'asintoticità della dcf, in quanto il valor medio che rappresenta il valore da stimare, risente delle code della distribuzione. In questi casi, infatti, è consigliabile ricorrere alla stima del valor mediano in quanto trattasi di una misura più robusta di tendenza centrale che non risente delle code della funzione stimata. È da evidenziare, inoltre, come il valor mediano rappresenti una buona approssimazione del valore ricercato, in quanto in condizioni normali (con andamento regolare della dcf) risulta molto prossimo al valor medio.

La seconda parte della valutazione dei benefici derivanti dall'attività pesca sportiva in Val d'Agri è rappresentata dal prezzo di opzione per un miglioramento quali-quantitativo dell'esperienza alieutica. In questo caso, dopo aver illustrato lo scenario ipotetico all'intervistato, gli è stato posto il seguente quesito:
"*Qualora la Regione dovesse realizzare un programma che preveda il recupero, la riproduzione ed il ripopolamento di specie autoctone (trota fario, alborella del Vulture, …) con l'obiettivo ultimo di aumentare la disponibilità ittica nelle acque lucane, sarebbe disposto a pagare una somma aggiuntiva di x • alle normali tasse della licenza di pesca*?"

A questa domanda l'intervistato poteva accettare o rifiutare lo scambio rappresentato dalla soglia di pagamento proposta.

La stima dei parametri della dcf della probabilità di accettazione è riportata in tabella II.

Anche in questo caso i parametri manifestano segni in linea con quanto previsto dalla teoria economica. Gli indicatori statistici manifestano valori ampiamente superiori ai rispettivi valori critici confermando la buona significatività statistica del modello e dei parametri stimati.

Sulla base delle stime condotte la dcf è risultata pari a:

y=exp(-2,2089+(,213198)*x)/(1+exp(-2,2089+(,213198)*x))

La funzione logistica individuata in base ai parametri stimati segue del resto un andamento del tutto "regolare", manifestando probabilità di accettazione dell'offerta prossime al 100% in vicinanza di soglie di offerta piuttosto contenute ed, al tempo stesso, facendo segnare probabilità di accettazione molto basse per le soglie progressivamente crescenti, andando a "chiudere" sull'asse delle ascisse (Fig. 2).

Individuati i parametri e la funzione di distribuzione

Tab. II. Stima dei parametri della DCF del prezzo di opzione.

Model: Logistic regression (logit) N of 0's:77 1's:133 (offerte)
Dep. var: Risp2 Loss: Max likelihood
Final loss: 96,174902937 $Chi^2(1)$=83,656 p=0,0000

	Const.B0	**Off2**
Stima	-2,20886	0,2132
Odds ratio (unit ch)	0,10983	1,2376
Odds ratio (range)		391,3221

delle probabilità di accettazione delle offerte, è stato successivamente calcolato sia il valore medio sia la mediana per il prezzo di opzione. I valori individuati sono pari a 10,36 € per il valor mediano e 10,52 € per il valore medio. Come è possibile notare i due valori sono molto simili e tale risultato è attribuibile all'andamento regolare della funzione stimata. Questo fatto è sicuramente dovuto al maggiore realismo della proposta progettuale sottoposta agli intervistati rispetto a quanto analizzato nel primo caso.

I valori stimati hanno permesso, attraverso l'inferenza all'universo, la quantificazione dei benefici totali dell'attività alieutica in Val d'Agri nel caso di una più efficiente gestione da parte degli Enti preposti.

A fronte dei finanziamenti necessari per l'implementazione dell'alternativa progettale proposta, infatti, i benefici sociali sono risultati complessivamente pari a 58.680 €.

A questi, inoltre, bisognerebbe valutare e aggiungere i benefici non strettamente legati all'attività alieutica quali ad esempio l'aumento di qualità ambientale in senso lato, di biodiversità, di ripristino ambientale, ecc.

CONCLUSIONI

La pesca in Val d'Agri è un'attività ricreativa che manifesta un crescente interesse da parte di molti utenti provenienti soprattutto dalla provincia di Potenza, ma anche dalle province e regioni limitrofe.

Tutto ciò si concretizza sicuramente in un indotto economico di notevole entità, con ricadute dirette, indirette ed indotte sui settori del sistema economico interessati dall'attività alieutica. Tale indotto potrebbe essere sicuramente superiore se fosse dato adito a finanziamenti finalizzati ad un miglioramento quali-quantitativo delle risorse alieutiche della valle.

Infatti, attualmente l'esperienza ricreativa alieutica è per la maggior parte di tipo giornaliero: a tale fenomeno partecipa un discreto numero di pescatori per i quali la pesca in Val d'Agri non rappresenta solo la meta principale dell'esperienza ma, più spesso, una tappa di un più lungo soggiorno presso parenti ed amici soprattutto durante le vacanze estive.

Il lavoro mette in evidenza i benefici diretti (le esternalità positive) che il fenomeno pesca sportiva in Val d'Agri produce. La quantificazione di tali valori diventa essenziale nella valutazione della convenienza economica di alternative progettuali relative ad investimenti nel settore da parte del decisore pubblico (miglioramenti ambientali, ripopolamenti, ecc.).

Ciò non toglie che l'indotto economico della pesca sportiva nel territorio esaminato vada ben al di là delle sole esternalità positive (del resto sono state stimate solo due componenti del valore economico totale del fenomeno pesca sportiva in Val d'Agri), andando ad interessare settori del sistema economico a cui fanno riferimento i laghetti privati in attività o su cui si scaricano gli effetti della spesa del pescatore per affrontare l'esperienza ricreativa, ecc.

Il lavoro in parte ha messo in evidenza anche tali effetti attraverso la spesa media degli utenti intervistati. Si ricorda che la puntuale quantificazione degli effetti diretti, indiretti ed indotti sui settori del sistema economico, in termini di produzione, valore aggiunto e numero di occupati attivati, è possibile ottenerla solo con la disponibilità di una tavola delle interdipendenze settoriali relativa al territorio oggetto di analisi. Simili studi, relativi ad esempio alla quantificazione degli impatti economici (produzione, valore aggiunto ed occupazione) della caccia, sono stati condotti per la provincia di Firenze (MARINELLI e ROMANO, 1997) e per la Toscana (ROMANO, 1995).

Quanto detto risulta confermato dall'analisi della spesa media sostenuta dai pescatori intervistati: oltre il 66 % degli intervistati ha dichiarato un spesa media per persona e per giornata di pesca non superiore ai 50 €, con punte massime che superano i cento euro.

La differente spesa riscontrata all'interno del campione intervistato dipende, oltre che dalla differente lunghezza dell'esperienza ricreativa, soprattutto dall'abitudine di pesca (se va a pescare nei laghetti privati o se preferisce il territorio libero), dalle abitudini alimentari (se pranza al ristorante o preferisce la colazione a sacco) ed infine dalla distanza dal luogo di pesca.

La stessa cosa si osserva se andiamo a considerare le spese di pesca annuali ottenute moltiplicando ogni singola voce per il corrispondente numero di giornate pesca effettuate dall'intervistato. In questo caso la tipologia di pesca, prettamente giornaliera, si manifesta con una minore spesa annuale relativa ad esempio alle spese di soggiorno (alloggio, pranzi e cene, colazioni, ecc.) ed una maggiore spesa relativa ai costi di viaggio, ovvero ai costi di spostamento per raggiungere le località di pesca. La spesa media per persona e per anno è risultata pari a 1.095,78 €. La notevole variabilità di spesa del campione è dovuta in questo caso soprattutto al consumo di carburante.

Altra considerazione da fare è relativa al campione oggetto del questionario, il quale è composto nella sua totalità da uomini. Che questa pratica sia soprattutto una prerogativa degli uomini lo si evidenzia anche nell'analisi delle domande relative ai laghetti privati, dove è risultato che solo nel 7,6% dei casi esaminati l'utente si reca con la famiglia a pescare. In questo ambito solo il 12,5% delle mogli pesca, mentre il restante 87,5% compie lunghe passeggiate (75%) oppure gioca con i figli (12,5%). Interessante è inoltre il dato relativo ai laghetti di pesca privati, che hanno in

media un costo di 20,55 euro e che coinvolgono il 39% degli intervistati con una frequenza pari alle 20 uscite. A queste voci poi devono aggiungersi anche quelle relativa al rilascio di licenza di pesca e di iscrizione alla FIPSAS (Federazione Italiana Pesca Sportiva Attività Subacquee).

BIBLIOGRAFIA

AMEMIYA T., 1981. Qualitative Response Models: A Surveys. *Journal of Economic Literature* **19**: 997-1016.

ARROW K.J., FISHER A.C., 1974. Environmental preservation, uncertainty and Irreversibility. *Quaterly Journal of Economics* **88**: 312-319.

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P., LEANER E., RADNER R., SCHUMAN H., 1993. Report of the NOAA Panel on contingent valuation. *Federal Register* **58** (10): 4602-4614.

BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A., 1979. Measuring Values of Extramarket Goods: Are Indirect Measures Biased?. *American Journal of Agricoltural Economics* **61** (5): 926-930.

BOYLE K.J., BISHOP R.C., 1988. Welfare measurement using contingent valuation: A comparison of technique. *American Journal of Agricultural Economics* **70** (1): 20:28.

BROWN G., GOLDSTEIN J.H., 1984. A Model for Valuing Endangered Species. *Journal of Envirnmental Economics and Management* **11** (4): 303-309.

HANEMANN W.M., 1984. Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses. *American Journal of Agriculture Economics* **66** (3): 332-341.

KUTRILLA, 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review*, **LVII**, 4: 777-786.

LOOMIS J.B., 1988. Broadering the Concept and Measurement of Existence Values. *North-east Journal of Agricultural and Resource Economics* **17** (1): 23-29.

MARANGON F., TEMPESTA T., 1998. *La gestione economica delle aree protette tra pubblico e privato: il caso di una zona umida costiera a Marano Lagunare*. Forum Editrice Universitaria Udinese, Udine.

MARINELLI, ROMANO S., 1997. *La valutazione economica dei benefici e dell'impatto aggregato della attività venatoria in provincia di Firenze*. Giunti Editore, Firenze.

MITCHELL R.C., CARSON R.T., 1989. *Using surveys to valuing public goods: The contingent valuation method*. Resource for the Future. Washington D.C.

RANDALL A., 1992. A total framework for benefit estimation. In: Peterson G.L., Swanson C.S., McCollum D.W and Thomas M.H. *Valuing wildlife resources in Alaska*. Westview Press. Oxford.

RANDALL A., IVES B.C., ESTMAN C., 1974. Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements. *Journal of Environmental Economics and Management* **1**: 132-49.

ROMANO D., CARBONE F., 1993. La valutazione economica dei benefici ambientali: un confronto fra approcci non di mercato. *Rivista di Economia Agraria*, **48** (1): 19-62.

ROMANO D., ROSSI, 1994. La valutazione economica del trekking sull'Appennino Tosco-Romagnolo: un confronto fra approcci non di mercato. *Aestimum* numero speciale Giugno-Dicembre. Ceset.

ROMANO S., 1995. L'attività venatoria in Toscana: l'analisi degli impatti sul sistema economico attraverso l'applicazione di un modello di input-output. *Aestimum* **33**.

ROMANO S., 2002. La stima del valore di opzione e di esistenza delle risorse ambientali: l'applicazione al caso del *Pinus leucodermis* del Pollino". *Aestimum*, **41**.

ROMANO S., 1994. Valuation of the forest landscape using dochotomous choice model. In: *Proceedings of the International Symposium on "Modelling of Economy in Specially Protected Regions", hald in Drawno 9-11 June 1994. Sczecin*: pp. 165-80.

SELLAR C., CHAVAS J.P., STOLL J.R., 1985. Validation of empirical measures of welfare change: a comparison of non market techniques. *Land Economics* **61** (2).

SELLAR C., CHAVAS J.P., STOLL J.R., 1986. Specification of the Logit model: the case of valuation of non market goods. *Journal of Environmental Economics and Management* **13**.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 149-154.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Collocazione sistematica del ciprinide ipogeo *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra, 1924: considerazioni filogenetiche e biogeografiche

Licia Colli[1], Roberto Berti[2], Francesco Nonnis Marzano[1], Gilberto Gandolfi[1], James Tagliavini[1]*

[1] *Dip. di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma. Parco Area delle Scienze 11/a – 43100 Parma.*

[2] *Dip. di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze. Via Romana 17 – 50125 Firenze.*

* *Referente per la corrispondenza (fax 0521 905400; tagliavini@biol.unipr.it)*

Riassunto
Phreatichthys andruzzii Vinciguerra, 1924 –ciprinide ipogeo endemico della Somalia centrale– presenta accentuati caratteri di adattamento all'ambiente troglobio. Dal 1996 figura nella Lista Rossa (*Red List*) della IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura) come specie "vulnerabile" a causa del ristretto areale distributivo e dell'interesse scientifico di cui *P. andruzzii* è oggetto.
Benché considerato filogeneticamente affine al genere *Barbus* su basi morfomeristiche, *P. andruzzii* rappresenta tuttavia un *taxon* di difficile collocazione sistematica. Scopo del presente lavoro è l'acquisizione di caratteri genetico-molecolari di *P. andruzzii*, da confrontare con quelli già disponibili per altri generi e specie della famiglia Cyprinidae, per contribuire in tal modo alla descrizione sistematica del gruppo. Sono state prodotte sequenze di DNA mitocondriale corrispondenti all'intero gene citocromo *b* e a parte del gene per il 12S rRNA. Nel caso del gene citocromo *b*, le relazioni filogenetiche della specie sono state approfondite ulteriormente attraverso il confronto con dati relativi a specie d'origine eurasiatica, medio-orientale ed africana. Le analisi effettuate hanno rilevato una affinità maggiore tra *P. andruzzii* ed alcune specie provenienti dall'Asia e dal Medio-Oriente, rispetto ad altri *taxa* originari del continente africano.

PAROLE CHIAVE: ciprinidi / *Phreatichthys andruzzii* / citocromo *b* / 12S / filogenesi

On the taxonomy of *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra, 1924: phylogenetic and biogeographic hypoteses
Phreatichthys andruzzii Vinciguerra, 1924 –a hypogean cyprinid fish from central Somalia– shows wide features of adaptation to troglobitic environment. Since 1996 the species appears in IUCN Red List as "vulnerable" species because of restricted geographic distribution and scientific interest.
Although considered phylogentically related to the genus *Barbus* on a morphomeristic base, *P. andruzzii* represents anyway a *taxon* of difficult taxonomic placement. Aim of this work is the molecular characterization of *P. andruzzii* in order to compare original sequence data with informations about other genera and species within the family Cyprinidae, contributing in any case to systematic description of the group. We produced mitochondrial sequences corresponding to the whole cytochrome *b* gene and to a fragment of the 12SrRNA gene. In the case of cytochrome *b*, the phylogenetic relationships of *P. andruzzii* have been extended to species from Europe, Asia, Middle-East and Africa, highlighting a stronger affinity with some asian and middle-eastern species than with other african *taxa*.

KEY WORDS: cyprinids / *Phreatichthys andruzzii* / cytochrome *b* / 12S / phylogeny

INTRODUZIONE

I ciprinidi (Pisces: Cypriniformes: Cyprinidae) costituiscono una delle più numerose famiglie di vertebrati; tra i pesci d'acqua dolce rappresentano il *taxon* più vasto per numero sia di generi (210), sia di specie (2010) (NELSON, 1994). Benché attualmente si disponga di numerose osservazioni paleontologiche, anatomiche e genetiche, i rapporti filogenetici esistenti all'interno della famiglia Cyprinidae non sono ancora del tutto chiariti. In particolare, per quanto concerne il continente africano, appare chiara la necessità di un'estesa revisione sistematica volta a risolvere i dubbi sulla reale monofilia di numerosi *taxa*, tra cui i generi *Barbus* (LÉVÊQUE, 1983; HOWES, 1987; BERREBI *et al*., 1996), *Labeo* (REID, 1985) e *Varicorhinus* (SKELTON *et al.*, 1991).

Phreatichthys andruzzii Vinciguerra, 1924 appartiene ad un genere monospecifico di difficile collocazione sistematica all'interno della famiglia, benché sulla base di valutazioni morfomeristiche sia considerato affine al genere *Barbus* (VINCIGUERRA, 1924) (Fig. 1). Endemico della Somalia centrale, *P. andruzzii* vive a livello di falda freatica all'interno di un sistema idrografico ipogeo, costituito da formazioni evaporitiche dell'Eocene medio ed inferiore, che si estende, per quanto noto,

per circa 500 kmq. A causa della distribuzione estremamente ridotta e dell'interesse scientifico suscitato, *P. andruzzii* è stato inserito già da alcuni anni nelle Liste Rosse della IUCN come specie "vulnerabile" (HILTON-TAYLOR, 2000).

La specie mostra anoftalmia completa (negli individui adulti non è possibile identificare né tracce residue né rudimenti di occhi: BERTI *et al*., 2001) con marcata riduzione dei lobi mesencefalici, scomparsa dei nervi ottici e del chiasma (ERCOLINI e BERTI, 1975). Tali caratteristiche, insieme al manifestarsi di profonde modificazioni morfologiche e comportamentali, sono comunemente ritenute fattori proporzionali alla durata dell'isolamento in ambiente ipogeo (CULVER *et al.*, 1990); pertanto, la completa anoftalmia e la marcata riduzione dell'intero apparato visivo in *P. andruzzii* suggeriscono che si tratti di una delle specie meglio adattate agli habitat sotterranei e, dal punto di vista evolutivo, di uno dei *taxa* troglomorfi più antichi (ADEN, 2002).

In base a dati di diversità genetica di tipo enzimatico (COBOLLI-SBORDONI *et al*., 1996), la colonizzazione degli ambienti ipogei da parte dei ciprinidi somali, ed in particolare *P. andruzzii*, è stata fatta risalire al Plio–Pleistocene, in concomitanza con una progressiva desertificazione che portò alla scomparsa della maggior parte dei bacini idrici di superficie (CANE e MOLNAR, 2001).

Per molto tempo la pratica comune è stata quella di assegnare le specie troglomorfe a generi distinti rispetto ai parenti di superficie, basandosi sulle palesi differenze morfologiche riscontrabili (BANISTER e BUNNI, 1980; ROMERO, 2001), ma alla luce di recenti osservazioni parrebbe che le due specie ipogee *P. andruzzii* e *Barbobsis devecchii* della Somalia, insieme agli altri ciprinidi troglomorfi africani, *Ceacobarbus geertsii* Boulenger, 1921 della Repubblica Democratica del Congo e *Iranocypris typhlops* Brunn & Kaiser, 1943 dell'Iran, dovrebbero essere tutte assegnate a specie distinte del genere *Barbus*.

Nel presente lavoro, per chiarire la posizione sistematica di *P. andruzzii* in seno alla famiglia Cyprinidae e indagare le relazioni filogenetiche della specie con altri *taxa* di origine africana, asiatica e medio-orientale, sono state caratterizzate le sequenze di DNA mitocondriale dei geni citocromo *b* e 12S rRNA, marcatori tradizionalmente impiegati negli approcci di sistematica molecolare.

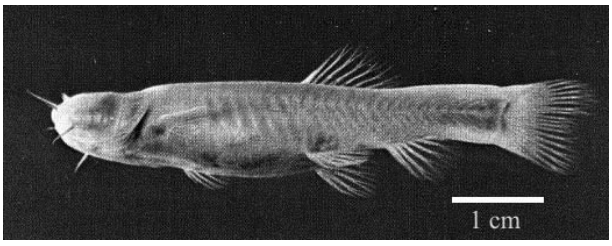


Fig. 1. Esemplare adulto di *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra, 1924 fotografato in laboratorio.

MATERIALI E METODI

Estrazione del DNA, amplificazione e sequenziamento

I campioni utilizzati sono costituiti da frammenti di tessuto conservati in acetone, prelevati da esemplari viventi di *Phreatichthys andruzzii* catturati in Somalia tra il 1977 e il 1981 e mantenuti in acquari presso l'Università di Firenze. Il DNA totale è stato estratto e purificato impiegando il kit "Bio-Rad Quantum Prep AquaPure™ Genomic DNA Kit". Le sequenze di mtDNA corrispondenti all'intero gene mitocondriale citocromo *b* (cyt *b*) e ad un frammento (386 bp) del gene 12S rRNA sono state ottenute con PCR (*Polymerase Chain Reaction*; MULLIS e FALOONA, 1987).

Per l'amplificazione del gene citocromo *b* sono state impiegate *(i)* la coppia di *primers* universali L14725–H15149 (KOCHER *et al*., 1989; PÄÄBO *et al.*, 1991) e *(ii)* due coppie disegnate su allineamenti multipli di sequenze mitocondriali di specie ittiche, 400F–5'-GCCTTCGTAGGATATGTACTGCC-3' e 800R–5'-AAGTATCATTCGGGTTTGATGTG-3', 650F–5'-GCTGAACTCAGACGCAGACAA-3' e 1200R–5'-GGTGGCGCTAGGAAGGATTTTAACC-3'. Per l'amplificazione di parte del gene ribosomale 12S è stata impiegata la coppia di *primers* universali L1091(1067)–H1478 (KOCHER *et al*., 1989).

Condizioni d'amplificazione: tutte le reazioni sono state condotte in un volume di 20 µL, contenente soluzione tampone, 1,5 mM $MgCl_2$, 0,16 mM dNTPs, 0,25 µM *primers*, 1 U *Taq* polimerasi (Fisher Molecular Biology), 0,5 µL di DNA totale (contenenti 5-100 ng di DNA).

Ciclo termico: denaturazione a 94°C per 2'; 30 cicli a 94°C per 15", 50°C per 20", 70°C per 25", estensione finale a 70°C per 2'.

Gli amplificati sono stati visualizzati e purificati con elettroforesi su gel d'agarosio 1,5% ed impiegati per sequenziamenti effettuati con il Kit della Beckman & Coulter, *"DTCS-Dye Terminator Cycle Sequencing"* secondo il protocollo suggerito dalla casa produttrice (impiegando gli stessi *primers* utilizzati per le amplificazioni) e risolti con un sequenziatore automatico Beckmann & Coulter *CEQ-2000*.

Analisi filogenetiche delle sequenze di citocromo *b* e 12S rRNA

Le sequenze di *Phreatichthys* sono state confrontate con i corrispondenti geni (cyt *b* e 12S rRNA) di *Barbus barbus* presenti in banca dati (GenBank) impie-

gando il programma ClustalX (THOMPSON *et al*., 1997). Dall'allineamento delle sequenze dei diversi individui di *P. andruzzii* sono stati calcolati la composizione in basi azotate per entrambi i geni ed il valore del rapporto transizioni/trasversioni (Ts/Tv) per il solo citocromo *b;* per ambedue i geni di *P. andruzzii* sono state costruite le sequenze "consenso" e confrontate con le sequenze corrispondenti di 19 altri ciprinidi, scelti in modo da rappresentare la distribuzione geografica mondiale della famiglia, e di *Crossostoma lacustre* (famiglia Balitoridae) utilizzato come *outgroup*.

Gli allineamenti sottoposti a *bootstrap* (1000 repliche: FELSENSTEIN, 1985) sono stati utilizzati nel programma Phylip (FELSENSTEIN, 2002) per costruire matrici di distanza con l'algoritmo di Kimura-2 parametri (KIMURA, 1980) ed alberi filogenetici secondo il metodo di *Neighbor-joining* (NJ); il programma Treeview (PAGE, 1996) ha permesso di visualizzate i risultati in forma d'albero.

La medesima procedura d'analisi è stata applicata all'allineamento ottenuto confrontando la sequenza consenso di citocromo *b* di *P. andruzzii* con i dati relativi ad altre 52 specie di ciprinidi di provenienza europea, eurasiatica, africana e medio-orientale; le specie *Astyanax mexicanus* (famiglia Characidae) e *Phenacogrammus interruptus* (famiglia Alestiidae) sono state utilizzate come *outgroup*.

Le stime di divergenza percentuale tra sequenze di citocromo *b* di ciprinidi, desunte da tale allineamento, sono state utilizzate per stimare i tempi di divergenza evolutiva tra le diverse specie, assumendo come orologio molecolare un tasso di mutazione pari a 1,32%/ Milione di anni (MACHORDOM e DOADRIO, 2001).

RISULTATI

La composizione in basi delle sequenze di *P. andruzzii* è la seguente: citocromo *b*: A=29,3%, C=29,3%, G=14,8% e T=26,6%; 12S rRNA: A=32,2%, C=24,4%, G=21,7% e T=21,7%. Le stime ottenute nel caso del citocromo *b* mostrano una carenza di guanina già rilevata in precedenza nel DNA mitocondriale di molte specie di pesci (MACHORDOM e DOADRIO, 2001; DOADRIO *et al*., 2002). Il valore medio del rapporto Ts/Tv per il gene del citocromo *b* è risultato pari a 1,36.

All'interno della famiglia, *Phreatichthys andruzzii* ha mostrato valori di divergenza compresi tra un minimo di 9,68% (*Garra gotyla*) ed un massimo di 24,21% (*M. fulgida*) per il citocromo *b* e tra 6,78% (*Spinibarbus hollandi*) e 11,93% (*Hybopsis winchelli*) per il 12S rRNA.

Le ricostruzioni filogenetiche, basate sui geni 12S e cyt *b* di *P. andruzzii* insieme a 19 altre specie di ciprinidi e *Crossostoma lacustre* (*outgroup*), hanno prodotto risultati molto simili in entrambi i casi (Fig. 2): *P. andruzzii* compare in raggruppamenti che includono *taxa* di origine eurasiatica o africana, e che sono nettamente distinti da gruppi originari dell'Europa o del Nord America. In particolare la specie mostra affinità filogenetica con *Barbus barbus* e *Spinibarbus hollandi*. Le due specie di origine eurasiatica, *Alburnoides bipunctatus* e *Leuciscus idus*, sembrano invece avere strette relazioni con *taxa* geograficamente distanti, di provenienza nord americana o europea.

Il confronto della sequenza di citocromo *b* di *P. andruzzii* con altre 52 specie di ciprinidi di origine europea, africana, medio-orientale o asiatica e con *Astyanax mexicanus* e *Phenacogrammus interruptus* (*outgroup*), ha prodotto i risultati mostrati in Fig. 3. L'analisi distingue cinque raggruppamenti principali: un primo gruppo, che include specie di provenienza europea e medio-orientale tra cui *Alburnus alburnus*, *Chondrostoma regium*, *Leuciscus cephalus* e *L. idus*, si posiziona "in radice" rispetto ai *taxa* restanti. Il nodo successivo identifica un secondo insieme di specie dell'Asia e del Medio-Oriente, tra cui si colloca *Phreatichthys andruzzii*. Le numerose specie africane appartenenti al genere *Barbus* e *Varicorhinus* si suddividono in tre differenti linee evolutive, affini ad entità di origini geografiche nettamente distinte: *Pseudobarbus burchellii* e 7 specie di *Barbus* dell'Africa centro-meridionale formano un gruppo omogeneo insieme a due *taxa*

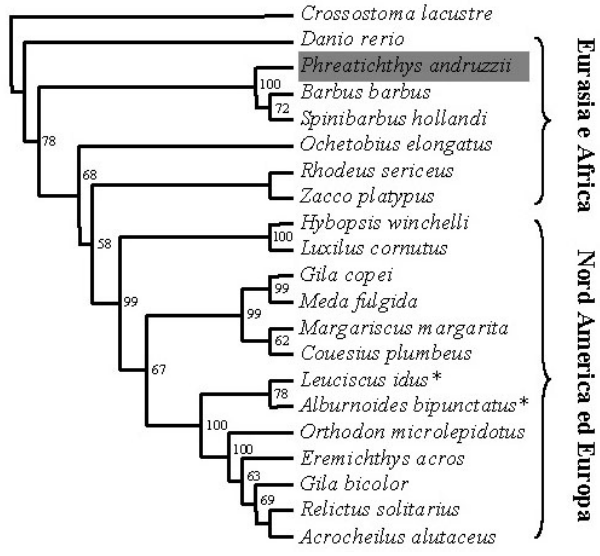


Fig. 2. Albero di consenso costruito secondo Neighbor-joining a partire dall'allineamento delle sequenze del gene citocromo b di *P. andruzzii* con quelle di 19 specie di ciprinidi e *Crossostoma lacustre* (*outgroup*). Sono mostrati solo i valori di *bootstrap* superiori a 50. L'asterisco indica specie di provenienza geografica diversa da quella indicata a lato della graffa. La ricostruzione filogenetica basata su analoghe sequenze del gene 12S presenta topologia d'albero equivalente (dati non mostrati).

dell'Asia centro-meridionale, *Barbus* (*Puntius*) *conchonius* distribuito dall'Afghanistan al Bangladesh e *B.* (*Puntius*) *titteya* dello Sri Lanka.

Barbus callensis e *B. nasus*, originarie dell'Africa settentrionale (Marocco, Tunisia ed Algeria), dimostrano elevata affinità con specie medio-orientali, asiatiche e dell'Europa centro-meridionale (*Capoeta capoeta*, *B. barbus*, *B. meridionalis* e *B. bocagei*).

Il genere *Varicorhinus* e le restanti specie di *Barbus* vengono inclusi nel raggruppamento che comprende anche *B. grypus*, *B. kosswigi* e *B. luteus*, provenienti dal Medio-Oriente. L'applicazione dell'orologio molecolare ha consentito stime di tempi di divergenza compresi tra 15,9 e 10,8 Milioni di anni (Ma), in piena era miocenica. In particolare, la divergenza di *P. andruzzii* dalle altre specie incluse nello stesso *cluster* sembrerebbe risalire al tardo Miocene, tra 10,8 e 7,3 Ma.

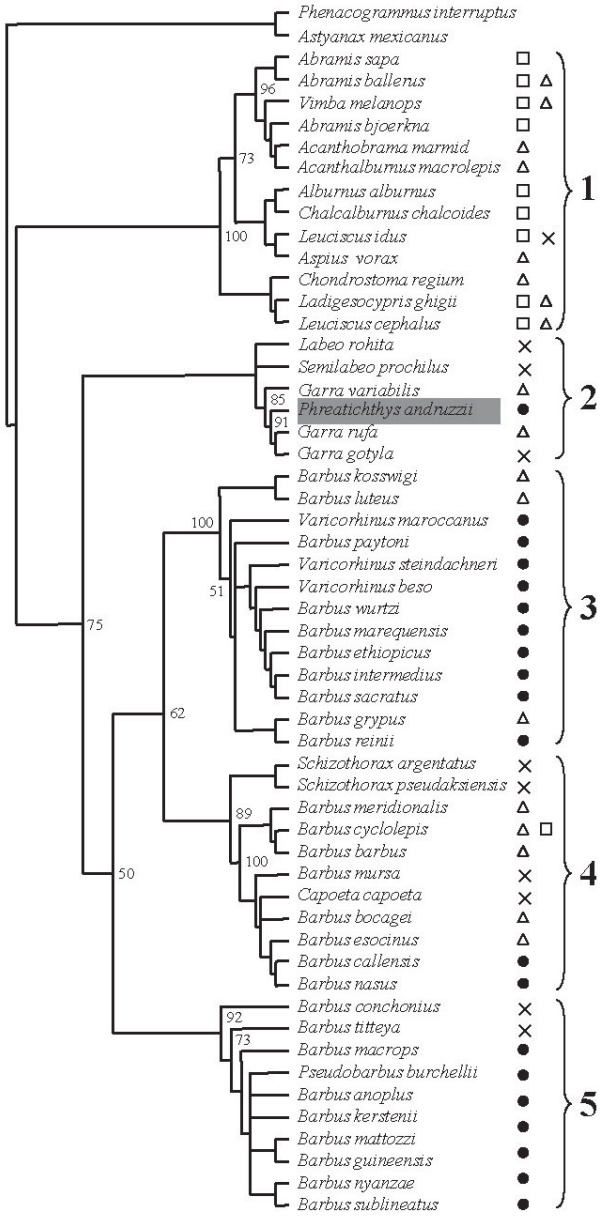


Fig. 3. Albero condensato costruito secondo *Neighbor-joining* a partire dall'allineamento delle sequenze complete di citocromo *b* di *P. andruzzii* con 52 specie di ciprinidi e *Phenacogrammus interruptus* e *Astyanax mexicanus* (*outgroup*). Sono mostrati solo i valori di *bootstrap* superiori a 50. I simboli a lato dei nomi indicano la distribuzione geografica delle specie: cerchio nero = Africa; quadrato bianco = Europa; crocetta = Asia; triangolo bianco = Medio-Oriente. Le parentesi graffe accompagnate dai numeri corrispondono ai *cluster* evidenziati dalla ricostruzione filogenetica.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le analisi condotte in base al doppio raffronto citocromo *b* e 12S rRNA hanno prodotto risultati in stretto accordo: nell'ambito della distribuzione mondiale della famiglia Cyprinidae, come atteso, *Phreatichthys andruzzii* mostra affinità filogenetiche con specie di provenienza eurasiatica o africana (Fig. 2) e si discosta da altri *taxa* di provenienza europea o nord-americana.

La topologia d'albero è congruente con dati relativi ai tempi di invasione del continente nord-americano: l'esistenza di differenze ben identificabili concorda con il lungo periodo di tempo trascorso dalla colonizzazione della regione neartica da parte dei ciprinidi (Oligocene: COBURN e CAVENDER, 1992).

La collocazione delle due specie eurasiatiche *Leuciscus idus* e *Alburnoides bipunctatus* tra i *taxa* nord-americani può essere spiegata tenendo conto della loro appartenenza alla medesima sottofamiglia Leuciscinae, e della possibilità di contatti trans-atlantici avvenuti tra i ciprinidi del continente europeo e nord-americano a seguito di mutamenti paleogeografici (PATTERSON, 1981). Il *taxon* asiatico *Ochetobius elongatus*, benché facente parte della stessa sottofamiglia, dimostra maggiore affinità verso entità più distanti dal punto di vista sistematico, ma geograficamente vicine.

Sebbene in questa prima ricostruzione paia trovare conferma la già citata affinità di *Phreatichthys andruzzii* con la specie eurasiatica *Barbus barbus* (VINCIGUERRA, 1924; ERCOLINI *et al.*, 1982), le indagini successive, condotte con le sequenze di citocromo *b* di *P. andruzzii* e di numerosi ciprinidi d'origine geografica vicina alla Somalia, hanno permesso di approfondire le osservazioni a tale riguardo.

La topologia d'albero (Fig. 3) mostra una prima dicotomia che separa un consistente raggruppamento di specie di provenienza europea o medio-orientale (*cluster* 1) appartenenti alla sottofamiglia Leuciscinae. La loro collocazione "in radice" rispetto agli altri *cluster* conferma quanto suggerito da DURAND *et al.* (2002) circa le relazioni esistenti tra Leuciscinae e le

restanti sottofamiglie di ciprinidi.

La composizione del secondo *cluster* (2) evidenzia una netta differenza rispetto a quanto emerso nelle precedenti ricostruzioni filogenetiche (citocromo *b* e 12S rRNA, Fig. 2): *P. andruzzii* si colloca all'interno di un gruppo ben supportato (valore di *bootstrap* 75%), che comprende esclusivamente specie provenienti dal Medio-Oriente o dall'Asia. La maggior similarità di sequenze è stata riscontrata proprio con *Garra gotyla* (90,3%) e *G. rufa* (88,7%), entrambe dell'Asia sud-occidentale; benché i valori d'identità siano i più elevati tra quelli calcolati per il *set* di specie in esame, tra i *taxa* considerati non sembra comunque essere presente alcuna specie "sorella" epigea strettamente imparentata con *P. andruzzii*.

Dal punto di vista filogenetico, nessuna delle specie africane incluse nel *set* di dati appare strettamente correlata con il ciprinide ipogeo. Neppure per l'eurasiatico *Barbus barbus* (84,5% di identità) vengono mai evidenziate le strette relazioni con *P. andruzzii* invocate all'atto della descrizione di quest'ultimo (VINCIGUERRA, 1924; ERCOLINI *et al*., 1982); sembra piuttosto confermata l'ipotesi secondo cui *B. barbus* apparterrebbe ad una linea evolutiva distribuita principalmente in Europa e nelle regioni adiacenti dell'Africa N–W, del Medio-Oriente e dei bacini del Caspio/Aral (BERREBI, 1995; BERREBI *et al*., 1996). La topologia d'albero, infatti, mostra un raggruppamento (4) in cui risultano incluse, oltre a *B. barbus*, numerose entità europee (*Barbus meridionalis, B. bocagei*), medio-orientali (*B. cyclolepis*, *B. mursa*, *B. esocinus*), asiatiche (*Capoeta capoeta* ed il genere *Schizothorax*) o nord-africane (*B. callensis* e *B. nasus*). Riguardo a questi ultimi due *taxa*, non sorprende il loro inserimento nel *cluster*, poiché si tratta di entità già da tempo note per la loro affinità con specie della Penisola Iberica, della Grecia e del Medio-Oriente (MACHORDOM e DOADRIO, 2001). Altri ciprinidi africani, appartenenti ai generi *Varicorhinus* e *Barbus*, vengono ripartiti tra i gruppi 3 e 5. Più volte sono stati sollevati dubbi circa l'effettiva monofilia di entrambi i *taxa* (SKELTON *et al.*, 1991; LÉVÊQUE, 1983; HOWES, 1987; BERREBI *et al*., 1996): il genere *Barbus* appare effettivamente un assemblaggio polifiletico, comprendente distinte linee evolutive (*cluster* 3 e 5). Così pure le specie di *Varicorhinus*, benché incluse nel medesimo raggruppamento, non formano però un insieme omogeneo a sé stante.

I tempi di divergenza (orologio molecolare corrispondente al tasso di mutazione di 1,32%/Ma: MACHORDOM e DOADRIO, 2001) per le linee evolutive evidenziate dall'albero filogenetico, sono compresi tra 15,9 e 10,8 Milioni di anni (Miocene) e concordano con i dati paleontologici e paleogeografici relativi allo stabilirsi di una connessione terrestre tra il blocco africano e quello eurasiatico a livello dell'attuale penisola arabica. Proprio attraverso tale connessione si sarebbe verificata l'invasione del continente africano da parte di ciprinidi ancestrali.

A questo primo evento di scambio di specie ne seguirono altri in epoche successive, soprattutto a seguito della crisi di salinità del Messiniano (da 7 a 5,5 Ma – fine Miocene) e delle glaciazioni pleistoceniche (1,8–0,01 Ma).

Pare probabile, pertanto, che l'attuale aspetto dell'ittiofauna delle regioni adiacenti al Mediterraneo rifletta la sovrapposizione di più eventi migratori e di scambio, verificatisi nel corso degli ultimi 18 Milioni di anni.

Per quanto riguarda l'Africa, questo dato concorda con le evidenze fossili attualmente note che fanno risalire la comparsa dei primi ciprinidi al Miocene medio (CAVENDER, 1991).

Anche la collocazione di *Phreatichthys andruzzii* sembra confermare l'ipotesi di una derivazione asiatica dei ciprinidi africani: la specie, originaria del Corno d'Africa e posizionata in un'area prossima al margine di contatto miocenico tra i due continenti, dimostra di avere chiare affinità con ceppi asiatici, inserendosi in una linea evolutiva ben distinta da tutti i *taxa* africani considerati.

Le marcate differenze riscontrate tra *P. andruzzii* e le specie asiatiche *Barbus (Puntius) titteya*, *B. (Puntius) filamentosus* e *B. (Puntius) schuberti*, rilevate tramite indagini allozimiche da COBOLLI-SBORDONI *et al*. (1996), potrebbero derivare dall'appartenenza a linee evolutive separate (Fig. 3, *cluster* 2 e 5) da un lungo tempo di divergenza.

Alla luce di queste evidenze, la problematica legata alla nomenclatura del genere *Phreatichthys* si complica: non trovando conferma alla similarità tra *P. andruzzii* e *Barbus barbus*, l'ipotesi di una collocazione del ciprinide ipogeo nel medesimo genere non sembra giustificabile sulla base dei dati molecolari proposti.

La posizione geografica dei *taxa* apparentemente affini a *P. andruzzii* ed inclusi nel medesimo *cluster*, insieme alla presenza nella Penisola Arabica di due ulteriori specie ipogee appartenenti al genere *Garra* (*Garra barreimiae* Fowler & Steinitz, 1956 e *Garra dunsirei* Banister, 1987 dell'Oman) potrebbero far supporre un evento di migrazione collaterale rispetto all'ingresso in Africa degli ancestori di altri ciprinidi africani, in particolare dei progenitori dei *Barbus* attuali. Tali eventi sarebbero databili al tardo Miocene, come suggeriscono i tempi di divergenza tra *P. andruzzii* e restanti specie del *cluster*: *Garra gotyla*, 7,3 Ma; *Garra rufa*, 8,6 Ma; *Garra variabilis*, 10,8 Ma; *Labeo rohita*, 9,2 Ma; *Semilabeo prochilus*, 10,4 Ma.

BIBLIOGRAFIA

ADEN E., 2002. Eye regression in the cavefish *Phreatichthys andruzzii*. *Atti del XVI° Simposio Internazionale di Biospeleologia*. Verona, 8"15 settembre 2002: 26.

BANISTER K.E., BUNNI M.K., 1980. A new blind cyprinid fish from Iraq. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool.)*, **38**(3): 151-158.

BERREBI P., 1995. Speciation of the genus *Barbus* in the north Mediterranean basin: recent advances from biochemical genetics. *Biol. Conserv*., **72**: 237–249.

BERREBI P., KOTTELAT M., SKELTON P., RÁB P., 1996. Systematics of *Barbus*: state of the art and heuristic comments. *Folia Zool*., **45**: 5–12.

BERTI R, DURAND J.P., BECCHI S., BRIZZI R., KELLER N., RUFFAT G., 2001. Eye degeneration in the blind cavedwelling fish *Phreatichthys andruzzii*. *Canadian Journal of Zoology, Revue Canadienne de Zoologie*, **79**(7): 1278-1285.

CANE M.A., MOLNAR P., 2001. Closing of the Indonesian seaway as a precursor to east African aridification around 3"4 million years ago. *Nature*, **411**: 157-162.

CAVENDER G.J., 1991. The fossil record of the Cyprinidae. In: Winfield I.J. & Nelson J.S.: *Cyprinid fishes - Systematics, biology and exploitation*. Ed. Chapman & Hall: 34-54.

COBOLLI-SBORDONI M., DE MATTHAEIS E., MATTOCCIA M, BERTI R., SBORDONI V., 1996. Genetic variability and differentiation of hypogean Cyprinid fishes from Somalia. *J. Zoo. Syst. Evol. Research*, **34**: 75-84.

COBURN M.M., CAVENDER T.M., 1992. Interrelationships of North American cyprinid fishes. In *Systematics, historical ecology, and North American freshwater fishes*, (R.L. Mayden Ed.), Stanford Univ. Press, Stanford, California: 328–373.

CULVER D.C., KANE T.C., FONG R., JONES D.W., TAYLOR M.A., SAUEREISEN S.C., 1990. Morphology of cave organisms - it is adaptive. *Mémoires de Biospéleologie*, **17**: 13-26.

DOADRIO I., CARMONA J.A., MACHORDOM A., 2002. Haplotype Diversity and Phylogenetic Relationships Among the Iberian Barbels (*Barbus*, Cyprinidae) Reveal Two Evolutionary Lineages. *Journal of Heredity*, **93**(2): 140–147.

DURAND J.D., TSIGENOPOULOS C.S., ÜNLÜ E., BERREBI P., 2002. Phylogeny and Biogeography of the Family Cyprinidae in the Middle"East Inferred from Cytochrome b DNA - Evolutionary Significance of this Region. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **22**(1): 91-100.

ERCOLINI A., BERTI R., 1975. Light sensitivity experiments and morphology studies of the blind phreatic fish *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra from Somalia. *Monit. Zool. Ital*., Suppl. **6**: 29–43.

ERCOLINI A., BERTI R., CHELAZZI L., MESSANA G., 1982. Researches on the phreatobic fishes of Somalia: achievements and prospects. Monit. *Zool. Ital*. (N.S.), Suppl. **17**: 219-241.

FELSENSTEIN J., 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**: 783–791.

FELSENSTEIN J., 2002. *PHYLIP 3.6 (Phylogeny Inference Package) version 3.6a3*. Dept. of Genome Science, Univ. of Washington, Seattle, WA. Sito web: http://evolution.gs.washington.edu/phylip.html

HILTON-TAYLOR C., 2000. *2000 IUCN red list of threatened species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: XVII+61 pp.

HOWES G.J., 1987. The phylogenetic position of the Yugoslavian cyprinid fish genus *Aulopyge* Heckel, 1841, with an appraisal of the genus *Barbus* Cuvier & Cloquet, 1816 and the subfamily Cyprininae. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool)*, **53**(5): 165-196.

KIMURA M., 1980. A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *J. Mol. Evol*., **16**: 111–120.

KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PÄÄBO S., VILLABLANCA F.X., WILSON A.C., 1989. Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, **86**: 6196–6200.

LÉVÊQUE C., 1983. Le genre *Barbus* (Pisces, Cyprinidae) en Côte d'Ivoire. *Cybium*, **7**(3): 61-86.

MACHORDOM A., DOADRIO I., 2001. Evidence of a Cenozoic Betic-Kabilian Connection Based on Freshwater Fish Phylogeography (*Luciobarbus*, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **18**(2): 252–263.

MULLIS K.B., FALOONA F.A., 1987. Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase-catalyzed chain reaction. *Methods in Enzymology*, **155**: 335–350.

NELSON J.S., 1994. *Fishes of the World*. Ed. John Wiley & sons: 130-135.

PÄÄBO S., THOMAS W.K., WHITFIELD K.M., KUMAZAWA Y., WILSON A.C., 1991. Rearrangements of mitochondrial transfer RNA genes in marsupials. *J. Mol. Evol*., **33**: 426–430.

PAGE R.D.M., 1996. TREEVIEW: an application to display phylogenetic trees on personal computers. *Computer Applications in the Biosciences*, **12**: 357–358. Sito web: http://taxonomy.zoology.gla.ac.uk/rod/treeview.html

PATTERSON C., 1981. The development of the North American fish fauna - a problem of historical biogeography. In *The Evolving Biosphere* (P.H. Greenwood & P.L. Forey Eds.), British Museum (Natural History) and Cambridge Univ. Press, London: 265-281.

REID G. MCG., 1985. A revision on African species of *Labeo* (Pisces: Cyprinidae) and a redefinition of the genus. *Theses zoologicae*, **6**: 322 pp.

ROMERO A., 2001. Scientists prefer them blind: the history of hypogean fishes research. *Env. Biol. Fish*., **62**: 43-71.

SKELTON P.H., TWEDDLE D., JACKSON P.B.N., 1991. Cyprinids of Africa. In: Winfield I.J. & Nelson J.S.: *Cyprinid fishes - Systematics, biology and exploitation*. Ed. Chapman & Hall: 211-239.

THOMPSON J.D., GIBSON T.J., PLEWNIAK F., JEANMOUGIN F., HIGGINS D.G., 1997. The ClustalX windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Research*, **24**: 4876–4882. Sito web: http://www-igbmc.u-strasbg.fr/BioInfo/ClustalX/Top.html

VINCIGUERRA D., 1924. Descrizione di un ciprinide cieco proveniente dalla Somalia italiana. *Annali Mus. civ. Stor. nat. Giacomo Doria*, **51**: 239–243.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 155-158.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Variazioni quali-quantitative della comunità ittica in un torrente appenninico (T. Dolo, Appennino Reggiano) in seguito allo svaso di un bacino artificiale ENEL

Pierpaolo Gibertoni[1*], Federico Ielli[2], Maurizio Penserini[3]

1 *Veterinario Ittiologo. Via Porali 1/a - 42037 Collagna (RE)*

2 Ittiologo consulente della Provincia di Reggio Emilia, Ufficio Faunistico Caccia e Pesca, Via Gorizia 49 - 42100 Reggio Emilia

3 Coadiutore gestione fauna ittica Provincia di Reggio Emilia. Via Roma,10 - 42037 Collagna (RE)

* *Referente per la corrispondenza (fax 0522.897110; p.gibertoni@libero.it)*

Riassunto

Il Bacino idroelettrico di Gazzano-Fontanaluccia, originato dallo sbarramento artificiale del Torrente Dolo, viene periodicamente sottoposto a svaso per consentire ordinarie opere di manutenzione alle paratoie di fondo dell'omonima diga. Le modalità di svaso sono attualmente concertate con i competenti Uffici Faunistici ed Ambientali delle confinanti Provincie di Reggio Emilia e di Modena, nonché con A.R.P.A. e Servizio Tecnico Bacini Enza e Sinistra Secchia. Benché le operazioni siano effettuate con rigore scientifico ed i fanghi scendano diluiti nel sottostante Torrente Dolo, a distanza di circa un mese dall'ultimo svaso indagini ittiologiche effettuate mediante elettropesca hanno evidenziato che il popolamento ittiofaunistico a valle dello sbarramento è risultato profondamente alterato, sia qualitativamente che quantitativamente. Prevalgono infatti i cavedani (*Leuciscus cephalus*) e le alborelle (*Alburnus alburnus alborella*), probabilmente fuoriusciti dalla diga durante lo svaso, mentre risultano decisamente in forte contrazione percentuale le specie precedentemente presenti quali il vairone (*Leuciscus souffia*), il barbo canino (*Barbus meridionalis*), specie localmente protetta, e la trota fario (*Salmo trutta trutta*). È stata inoltre rilevata la presenza occasionale della scardola (*Scardinius erithropthalmus*). Si impongono immediate ed urgenti misure di protezione e di reintroduzione delle popolazioni indigene e di bonifica delle specie indesiderate per ripristinare gli originali equilibri.

PAROLE CHIAVE: bacino idroelettrico / svaso / variazione qualitativa e quantitativa / comunità ittica / ripristino

Qualitative and quantitative modifications in the fish community into an Apennine stream (Dolo stream, Apennine of Reggio Emilia, Italy) as a consequence of the emptying of an ENEL artificial basin

The hydroelectric basin of Gazzano-Fontanaluccia, originated from the artificial dam of the Dolo Stream, is submitted to emptying to allow the maintenance of the end gates of the same dam. The emptying methods are decided in cooperation with the competent Faunistic and Environmental Offices of the neightbouring Provinces of Reggio Emilia and Modena, and with the A.R.P.A. and Technical Service Enza Basin and Sinistra Secchia. Notwithstanding the operations are carried out according to the rigour of science and the muds drop down diluted into the below Dolo Stream, after one month ichthyological investigations, carried out by means of electro fishing, pointed out deep qualitative and quantitative modifications in the fish fauna population downstream the dam. The Mediterranean chub (*Leuciscus cephalus*) and the bleaks (*Alburnus alburnus alborella*) are prevailing, probably escaped from the dam during the emptying, while there is a sharp decrease in the previously present species such as the vairone (*Leuciscus souffia*), the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) and the brown trout (*Salmo trutta trutta*). Also the presence of the rudd (*Scardinius erithropthalmus)* has been detected. Urgent protection and reintroduction measures for the local populations and to reclaim the species not desired are required to recover the original balances.

KEY WORDS: hydroelectric basin / emptying / qualitative and quantitative modifications / fish community / recovery

INTRODUZIONE

Il Torrente Dolo è un importante affluente di destra orografica del Fiume Secchia e rappresenta, per una buona parte del suo corso, il confine geografico tra le Province di Modena e di Reggio Emilia (Fig. 1). Le sorgenti e i tributari dell'alto corso del Torrente Dolo sono ubicati all'interno del territorio del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano. In media valle, ad una quota di 715 m s.l.m., in prossimità dei paesi di Gazzano (RE) e di Fontanaluccia (MO), è stata eretta negli anni '50 una diga che ha originato un lago (736 m

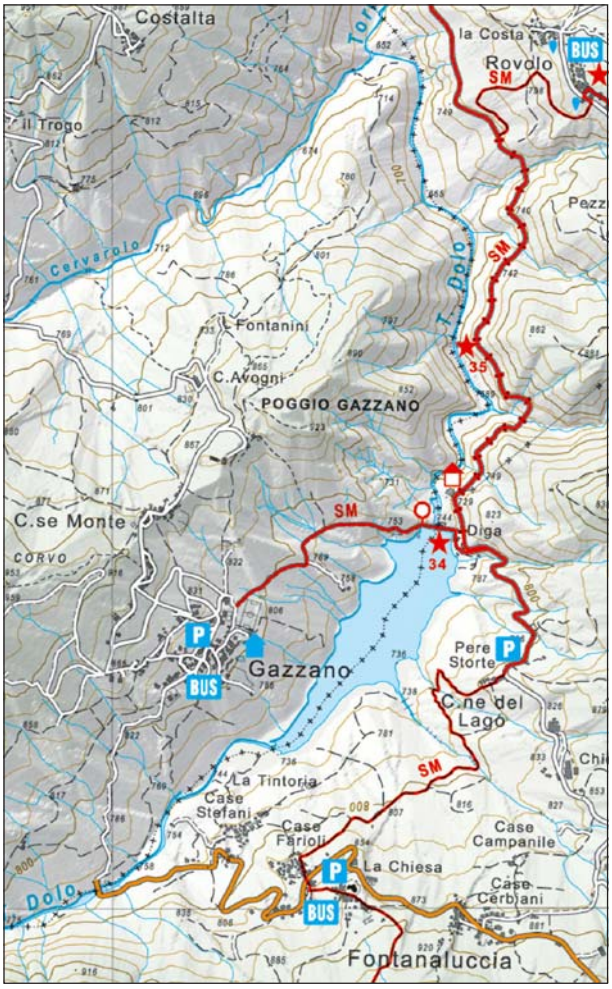


Fig. 1. Torrente Dolo ed invaso idroelettrico di Gazzano-Fotanaluccia tra le Province di Modena e Reggio Emilia.

s.l.m. al massimo invaso) con capienza idrica pari a circa 80.000 mc. Tale bacino idroelettrico fa parte di un sistema di derivazioni, di condotte forzate e di centrali idroelettriche che attingono la quasi totalità delle acque superficiali anche dei Torrenti Dragone (MO) e Cervarolo (RE), corsi d'acqua che conferirebbero le loro acque al Torrente Dolo a valle della diga, in netto contrasto con quanto sancito dal D. Lgs. 152/99 Testo Unico Sulle Acque in tema di rilasci minimi vitali –DMV– (ANTONIETTI *et al*., 1999). Le acque del bacino idroelettrico, mediante condotta forzata, sono conferite ad una centrale idroelettrica nel paese di Farneta (MO) sita a circa 15 Km a valle dell'invaso. Pertanto il tratto immediatamente a valle della diga sopravvive esclusivamente grazie agli affioramenti dal subalveo. Il popolamento ittico, originariamente salmonicolo, ha subito profonde modificazioni, con predominanza attuale dei ciprinidi reofili a causa del maggiore riscaldamento estivo delle acque; situazione già evidenziata in altri ambienti appenninici (GANDOLFI *et al*., 1991; IELLI, 1999).

Nell'agosto del 2003 ENEL GREEN POWER S.p.a. dà inizio ad opere di svaso del bacino idroelettrico di cui è concessionaria, per manutenzione alle paratoie di fondo. Le strutture sono infatti intasate dall'accumulo di anni di fanghi organici trasportati a valle dal Torrente Dolo (Fig. 2), che hanno parimenti ridotto di oltre un terzo l'originale capacità dell'invaso. Le modalità dello svaso vengono concertate con i competenti Uffici Faunistici ed Ambientali delle confinanti Province di Reggio Emilia e di Modena, nonché con A.R.P.A. e Servizio Tecnico Bacini Enza e sinistra Secchia.

MATERIALI, METODI E RISULTATI

Benché le operazioni vengano effettuate con rigore scientifico ed i fanghi scendano diluiti nel sottostante tratto del Torrente Dolo (acque di categoria "C" a ciprinidi reofili secondo L.R. 11/93 Regione Emilia-

Fig. 2. L'invaso idroelettrico durante le fasi di svaso. Da notarsi l'ingente accumulo di fanghi e sedimenti.

Romagna, ma gestite a Z.R.S.P –Zona a Regime Speciale di Pesca– per la presenza di trote fario, vaironi e barbi canini), a distanza di circa un mese (16.09.2003) indagini ittiologiche effettuate mediante elettropesca hanno evidenziato modificazioni del popolamento ittiofaunistico.

Nel luglio del 2003 si è effettuato un campionamento ittico di controllo in un tratto di corso d'acqua lungo circa 200 metri a valle della diga. Mediante passaggi ripetuti di pesca con elettrostorditore è stata effettuata la cattura dei pesci i quali, una volta misurati in lunghezza totale (mm) e pesati (g) sono stati identificati per specie e poi rilasciati. I dati così raccolti hanno permesso di elaborare le relative strutture di popolazione e la composizione percentuale della comunità ittica.

La medesima operazione è stata svolta successivamente allo svaso nello stesso tratto fluviale. I dati quantitativi e percentuali relativi alle catture effettuate durante i due campionamenti sono riportati rispettivamente in tabella I e nelle figure 3 e 4.

Come si evince, la comunità ittica a seguito delle operazioni di svaso risulta profondamente alterata sia qualitativamente che quantitativamente. Prevalgono infatti i cavedani (*Leuciscus cephalus*) la cui percentuale prima e dopo lo svaso passa rispettivamente dal 7,47% al 59,03% e le alborelle (*Alburnus alburnus alborella*) (dallo 0% al 29,52%), probabilmente fuoriusciti dall'invaso durante le operazioni di svuotamento della diga, mentre risultano decisamente in forte contrazione sia il vairone (*Leuciscus souffia*) (che scende dal 65,12% al 10,23%), il barbo canino (*Barbus meridionalis*) (dal 24,56% allo 0,59%) e la trota fario (*Salmo "trutta" trutta*) (dal 2,85% allo 0,59%). È stata rilevata anche la presenza sporadica della scardola (*Scardinius erithropthalmus*). Durante le operazioni di campionamento antecedenti lo svuotamento del bacino furono catturati anche alcuni gamberi di fiume (*Austropotamobius pallipes*), specie non più reperita successivamente allo svaso stesso.

Tab. I. Specie ittiche, numero e percentuale di individui catturati durante le operazioni di campionamento, rispettivamente prima e dopo lo svaso.

data campionamento	**15.07.03**		**16.09.03**	
	n° ind.	**%**	**n° ind.**	**%**
totale soggetti catturati	281		5082	
vairone (*Leuciscus souffia*)	183	65,12	520	10,23
barbo canino (*Barbus meridionalis*)	69	24,56	30	0,59
cavedano (*Leuciscus cephalus*)	21	7,47	3000	59,03
trota fario (*Salmo" trutta" trutta*)	8	2,85	30	0,59
alborella (*Alburnus alburnus aborella*)	0	0,00	1500	29,52
scardola (*Scardinius erythrophthalmus*)	0	0,00	2	0,04

CONCLUSIONI

Appare evidente che le operazioni di svaso abbiano concretamente alterato gli originali equilibri della comunità ittica preesistente. Il tratto di Torrente Dolo situato a valle della diga di Gazzano-Fontanaluccia è andato incontro, nel corso degli anni, ad una progressiva "ciprinizzazione", perdendo la sua originale vocazione.

La comunità ittica presente prima delle operazioni di svaso del bacino idroelettrico era costituita da specie pregiate come la trota fario e/o in stato di contrazione nelle acque appenniniche, come il vairone ed il barbo canino (ZERUNIAN, 2002; NONNIS MARZANO *et al.*, 2003). La presenza di popolazioni ben strutturate aveva indotto il Servizio Caccia e Pesca della Provincia di Reggio Emilia ad istituire, di concerto con la locale Commissione Ittica di Zona, un tratto a Regime Speciale di

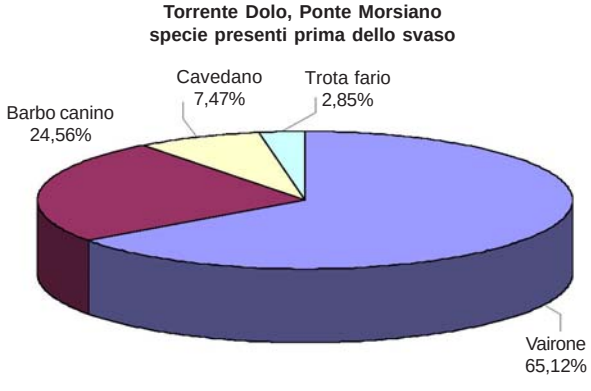


Fig. 3. Ripartizione percentuale delle varie specie ittiche catturate nel periodo antecedente le operazioni di svaso.

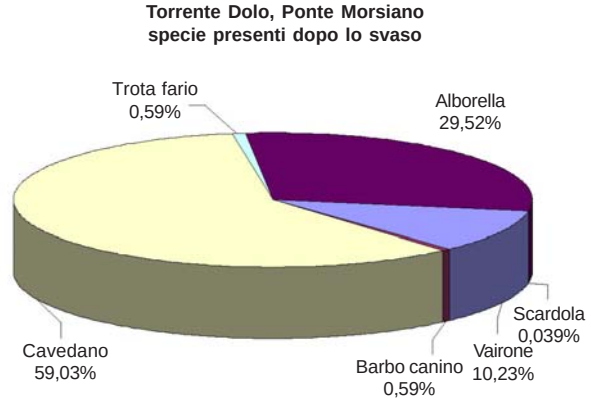


Fig. 4. Ripartizione percentuale delle varie specie catturate nel periodo successivo alle operazioni di svaso.

Pesca (ZRSP). Inoltre, proprio per la tutela di queste due ultime specie, era stato limitato il prelievo alieutico ad un massimo di 50 esemplari per il vairone, e adottata la protezione integrale per il barbo canino. Tali provvedimenti furono poi estesi a tutto il territorio provinciale.

La presenza qualificata di una popolazione di gambero di fiume, Crostaceo Decapode protetto dalla vigente normativa regionale ed oggetto di recenti studi di settore (MAZZONI *et al.*, 2004), non più riscontrata nelle operazioni di campionamento successive allo svaso, è da ritenersi quantomeno preoccupante, anche in considerazione del fatto che i fanghi sedimentati in alveo sembrano aver alterato, almeno momentaneamente, lo stato dei fondali e le catene trofiche acquatiche. In riferimento a ciò sarebbe quanto mai auspicabile provvedere ad un adeguato recupero dello stato dei luoghi con ricreazione dell'ambiente fluviale e delle rispettive nicchie ecologiche.

La reintroduzione di soggetti selvatici appartenenti alle specie indigene, catturati nei tratti più a valle ove ancora sono presenti popolazioni ben strutturate, effettuando contemporaneamente operazioni di bonifica delle specie indesiderate e/o invasive (cavedano, alborella e scardola), potrebbe favorire in tempi più rapidi la ricostituzione della comunità ittica, con ripristino degli originali equilibri.

Tutto ciò non può andare assolutamente disgiunto dall'applicazione di un adeguato Deflusso Minimo Vitale (DMV), idoneo non solo a garantire la vita dell'ittiofauna ma, soprattutto, a favorire la capacità autodepurativa del corso d'acqua, cosa che attualmente non avviene. In tale contesto il totale rilascio del Rio Cervarolo nel Torrente Dolo a valle della Diga di Gazzano-Fontanaluccia potrebbe migliorare grandemente la situazione ambientale e rappresentare un importante segnale di "apertura" ecologica da parte di ENEL GREEN POWER S.p.a.

Infine, ma non ultimo in ordine d'importanza, è quanto mai auspicabile che la futura prassi gestionale in materia di pesca –per altro già in parte adottata dalle Province competenti– si indirizzi ad una politica naturalistica nelle immissioni nel lago sovrastante la diga, evitando qualsiasi tipo di introduzione di specie indesiderate.

BIBLIOGRAFIA

ANTONIETTI R., LORO R., MARCHIANI C., MUSCI F., SANSONI G., 1999. *Indirizzi Metodologici per la Definizione del Deflusso Minimo Vitale in Ambiente Montano.* Parco del Gigante, Buana (RE). CD

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ist.Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.

IELLI F., 1999. *Studio dell'ittiofauna del bacino montano del Fiume Secchia (Reggio E.).* Provincia di Reggio Emilia.

MAZZONI D., GHERARDI F., FERRARINI P., 2004. *Guida al Riconoscimento dei Gamberi d'Acqua Dolce*. Greentime, Bologna.

NONNIS MARZANO F., PASCALE M., PICCININI A., 2003. *Atlante dell'Ittiofauna della Provincia di Parma.* StilGraf, Parma.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione.* Ed agricole, Bologna.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 159-164.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La reazione di allarme del ciprinide di acque sotterranee *Phreatichthys andruzzii*

Annalisa Paglianti*, Filippo Ceccolini, Roberto Berti

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi", Università di Firenze, Via Romana 17 - 50125 Firenze

** Referente per la corrispondenza (fax 055 222565; annalisa.paglianti@unifi.it)*

Riassunto

Phreatichthys andruzzii è un pesce di grotta endemico del sistema idrografico sotterraneo della Somalia. Analisi istologiche dell'epidermide testimoniano la presenza di cellule clavate, responsabili negli ostariofisi della produzione della sostanza di allarme. Scopo del presente lavoro è stato valutare se l'evoluzione in ambiente sotterraneo possa aver comportato, in *P. andruzzii*, una regressione del complesso sostanza-reazione di allarme. *Phreatichthys andruzzii* è stato filmato in luce infrarossa dopo l'introduzione di sostanza di allarme di un conspecifico e ne è stata analizzata la distribuzione spaziale considerando la distanza dal fondo dell'acquario, dal punto di erogazione e dal baricentro del gruppo. Da ciò emerge che questo pesce non presenta una risposta significativa in presenza di estratto di pelle di un conspecifico. È possibile che le abitudini alimentari di questa specie, in cui sono frequenti gli atti di cannibalismo, abbiano esercitato pressioni evolutive tali da rendere *P. andruzzii* indifferente alla propria sostanza di allarme. Al contrario, quando *P. andruzzii* è stato testato con estratto di pelle di un eterospecifico (*Barbus filamentosus*), è stato osservato un incremento significativo della densità del gruppo ed un avvicinamento al fondo dell'acquario. Nella risposta mancano, peraltro, alcune delle caratteristiche tipiche del comportamento di allarme delle specie epigee, come ad esempio il nuoto a zigzag. Sia che si interpreti l'alterazione spaziale come una reazione di allarme che come una risposta di evitamento, la reazione a una sostanza di allarme eterospecifica risulta in ogni caso vantaggiosa per la specie. Una risposta del genere appare infatti in grado di contribuire a mantenere gli individui entro i limiti di un biotopo sotterraneo per il quale non sono a tutt'oggi note altre specie di pesci.

PAROLE CHIAVE: *Phreatichthys andruzzii* / acque sotterranee / fauna troglobia / reazione di allarme / regressione comportamentale

Alarm reaction in the cave cyprinid *Phreatichthys andruzzii*

Phreatichthys andruzzii is a cave fish endemic of a Somalian subterranean hydrographic system. Hystological analysis of *P. andruzzii* epidermis reveals the presence of typical ostariophysans club cells responsible for production of alarm substance. Aim of this work was to evaluate if adaptation to subterranean life caused a regression of the complex alarm reaction-alarm substance. *Phreatichthys andruzzii* were filmed in infra-red light after introduction of conspecific alarm substance. We analysed spatial distribution considering distance from bottom, from releasing site, and from group baricenter. *Phreatichthys andruzzii* does not significantly respond to conspecific skin extract detection. Cannibalistic habits of this species could make *P. andruzzii* indifferent to conspecific alarm substance. On the contrary, when *P. andruzzii* were tested with eterospecific skin extract (*Barbus filamentosus*), we observed significant increase of the density of the shoal and an approach to the bottom. However, alarm behaviour in this species does not present the patterns that are typical of epigean species, like zigzag swimming. Interpreting spatial alteration both as alarm reaction or as avoidance response, the reaction to an eterospecific alarm substance in *P. andruzzii* can be advantageous to avoid to cross the limits of the subterranean biotope, since *P. andruzzii* has no sympatric species.

KEY WORDS: *Phreatichthys andruzzii* / underground water / cave fauna / alarm reaction / behavioural regression

INTRODUZIONE

Nei pesci del superordine ostariofisi, la liberazione nell'ambiente della sostanza di allarme (prodotta da cellule epidermiche specializzate, le cellule clavate) innesca nei conspecifici una reazione di paura, ovvero una risposta comportamentale che ha valenza antipredatoria (PFEIFFER, 1977; CHIVERS e SMITH, 1998; MATHIS e SMITH, 1993; SMITH, 1992).

L'adattamento alla vita in ambiente sotterraneo è caratterizzato spesso dall'acquisizione di vistose regressioni sia a livello morfologico che fisiologico e comportamentale (VANDEL, 1965; CULVER, 1982; PARZEFALL, 1993; WILKENS, 1988). A testimonianza del-

l'antichità filogenetica della specie, il ciprinide *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra 1924, endemico della Somalia centrale, è una delle specie maggiormente adattate all'ambiente ipogeo, come testimoniano l'assoluta anoftalmia, la riduzione dell'encefalo *in toto* e dei lobi ottici in particolare, l'assenza di scaglie e di pigmentazione cutanea (BERTI *et al*., 2001; ERCOLINI e BERTI, 1975; VINCIGUERRA, 1924). Nonostante l'elevato grado di regressione che caratterizza il tegumento di *P. andruzzii*, le cellule clavate (responsabili negli ostariofisi della produzione della sostanza di allarme) non appaiono regredite (BIANCHI, 1978). Il dato appare interessante, qualora si consideri il fatto che nel sistema idrografico sotterraneo colonizzato da *Phreatichthys* non sono presenti altri vertebrati che possano costituire dei potenziali predatori, ed è pertanto ipotizzabile che sostanza e reazione di allarme possano aver perso il loro significato adattativo. Inoltre, in un ambiente caratterizzato da una disponibilità di risorse trofiche limitata o quantomeno discontinua, anche la predazione intraspecifica può rappresentare una strategia alimentare di valore adattativo non trascurabile.

Scopo del presente lavoro è stato valutare se l'evoluzione in ambiente sotterraneo possa aver comportato, in *P. andruzzii*, una regressione del complesso sostanza-reazione di allarme. Il comportamento della specie ipogea è stato pertanto osservato in presenza di sostanza di allarme propria e in presenza di sostanza di allarme di una specie epigea affine, *Barbus filamentosus*, che manifesta una reazione di paura ben evidente. Il principio attivo della sostanza rappresenta, infatti, un carattere conservativo all'interno del superordine degli ostariofisi e sembra avere una composizione costante per tutto il *taxon* (BROWN *et al*., 2000; BROWN *et al*., 2001; PFEIFFER, 1977; SCHUTZ, 1956).

MATERIALI E METODI

Sono stati utilizzati 2 lotti di *Phreathicthys andruzzii* costituiti da individui nati in laboratorio nel corso del 2000 (F2 di pesci prelevati in natura). Ciascun lotto era alloggiato in acquari delle dimensioni esterne di cm 100x40x50h, ognuno dei quali era corredato da una pompa, con filtro a carbone attivo e perlon, e da una resistenza termostatata da 200 W che manteneva la temperatura costante a 27±1°C. Gli acquari erano sottoposti a regolari processi di manutenzione, consistenti in un cambio parziale dell'acqua (di circa i 4/5 del totale) e del materiale filtrante ogni 4 mesi. L'acqua utilizzata era preventivamente filtrata e declorata tramite un depuratore.

Gli animali erano nutriti *ad libitum* per 6 volte la settimana con larve di chironomidi surgelate, scongelate e sciacquate prima della somministazione per evitare, per quanto possibile, l'inquinamento ambientale. Quantità di cibo eventualmente non assunte venivano rimosse nel giro di un'ora.

Sono state effettuate due serie sperimentali:

A. *Phreatichthys* saggiati a gruppi di 4 in presenza di acqua e, successivamente, di sostanza di allarme di conspecifico (n=8);

B. *Phreatichthys* saggiati a gruppi di 4 in presenza di acqua e, successivamente, di sostanza di allarme della specie epigea *Barbus filamentosus* (n=8).

Modalità di estrazione della sostanza di allarme

L'esemplare donatore veniva prelevato dall'acquario di allevamento e "risciacquato", seguendo un protocollo già adottato da altri autori (BERTI e ZORN, 2001), con due/tre passaggi in acqua pura in modo che perdesse l'odore dell'acquario di provenienza, costituito da un "bouquet" di tracce chimiche diverse (odore di cibo e di cataboliti) del tutto caratteristico e proprio di ogni acquario (BERTI *et al*., 1982). L'animale veniva poi immesso, all'interno di un sacchetto, in congelatore e qui veniva lasciato per 10 minuti, tempo sufficiente per provocarne il decesso, ma non per irrigidirne i tessuti.

Il campione di pelle utilizzato per la preparazione della soluzione veniva estratto con bisturi e pinzette, immediatamente fotografato con una fotocamera digitale e la sua area veniva calcolata sull'immagine digitale, con il programma ImageJ. Il frammento di pelle veniva poi triturato con un pestello di porcellana, dopo aggiunta di un piccolo quantitativo noto di acqua, in una capsula di Petri sul cui fondo era posta una rete a maglia fine allo scopo di aumentare l'attrito. Al preparato così ottenuto veniva quindi aggiunta acqua pura in modo che la concentrazione fosse standardizzata a 40 mL di acqua per ogni cm^2 di pelle. La soluzione veniva poi filtrata su un filtro di carta da caffè per rimuovere il particolato e distribuita in microprovette da 2 mL ciascuna che erano conservate in freezer alla temperatura di -20°C fino al momento della loro utilizzazione per gli esperimenti. Al termine dell'operazione venivano misurati lunghezza e volume dell'esemplare.

Per la serie sperimentale A è stata utilizzata sostanza di allarme ottenuta da un solo individuo di *Phreatichthys* (lunghezza totale: 6,5 cm; volume: 6 mL); per la serie sperimentale B quella estratta da un solo esemplare di *B. filamentosus* (lunghezza totale: 7 cm; volume: 11 mL) proveniente da uno stock di individui allevati in laboratorio con modalità analoghe a quelle utilizzate per la specie ipogea ma mantenuti ad una temperatura di 24±1°C.

Gli esemplari utilizzati per l'estrazione della sostanza erano di sesso femminile, dato che alti livelli di testosterone possono inibire la produzione di sostanza di allarme (SMITH e SMITH, 1983).

Descrizione dell'apparecchiatura sperimentale

Le riprese erano effettuate in assenza di luce visibile (illuminazione IR) in quanto questa specie, pur essendo anoftalma, presenta una marcata fotofobia (ERCOLINI e BERTI, 1975). L'acquario sperimentale (cm 56x31x33h, livello dell'acqua 28 cm) era sostenuto da un telaio di ferro in modo che tutti i lati rimanessero liberi per l'illuminazione e la ripresa dei pesci nelle tre dimensioni. L'acquario era sabbiato (sia dall'interno che dall'esterno) sul fondo e su due pareti fra loro adiacenti. Dietro ciascuna delle pareti sabbiate, posto a una distanza tale da garantirne una retroilluminazione uniforme, si trovava un illuminatore composto da 96 led infrarossi (FR117 Everlight Electronics), con emissione a 880 nm, lunghezza d'onda posta al di fuori dello spettro di sensibilità dei pesci (BOWMAKER, 1990; PALACIOS *et al.*, 1998). Il fondo era illuminato da due illuminatori, dalle identiche caratteristiche tecniche, piazzati al di sotto dell'acquario sperimentale, la cui luce IR era diffusa, oltre che dalla sabbiatura del fondo, da un foglio di carta lucida da disegno interposto fra gli illuminatori e l'acquario.

Il coperchio, mantenuto sopraelevato di 3 mm dalle pareti dell'acquario con degli spessori, era costituito da due lastre di vetro saldate con interposta una resistenza scaldante, a cui ogni 90 minuti veniva somministrata corrente per 30 minuti, in modo tale da evitare la formazione di condensa e, al tempo stesso, l'innalzamento della temperatura dell'acqua.

Gli esperimenti erano registrati con una telecamera posta a circa 8 metri dalla parete anteriore dell'acquario, distanza sufficiente per ridurre entro limiti accettabili l'errore di parallasse, e ottenere immagini sostanzialmente bidimensionali. Per rendere possibile l'acquisizione della posizione dei pesci nelle tre dimensioni dello spazio è stato utilizzato un sistema di specchi tale da consentire di registrare in un'unica inquadratura informazioni relative ai tre assi cartesiani x, y, z. Uno specchio posto al di sopra del coperchio e inclinato a 45° consentiva la visione dall'alto (piano x, z). Un altro specchio posto a 45° rispetto alla parete laterale destra dell'acquario garantiva la visione laterale (piano y, z). La visione frontale dell'acquario garantiva la visione del piano x, y. In questo modo da ciascun fotogramma si poteva ricavare la posizione di ciascun pesce nelle tre dimensioni dello spazio.

Un sistema di somministrazione a distanza permetteva di immettere, da una stanza adiacente, la stimolazione chimica in corrispondenza dell'angolo superiore destro dell'acquario.

Conduzione degli esperimenti

Per ciascun test, i pesci erano trasferiti nell'acquario sperimentale circa 20 ore prima dello svolgimento dell'esperimento (circa 1 ora dopo la somministrazione del cibo). Gli esperimenti si svolgevano in una stanza termostatata la cui temperatura era mantenuta a 27°C. I pesci venivano filmati per 5 minuti dopo la somministrazione di 50 mL di acqua pura, in presenza quindi del solo stimolo meccanico (controllo), e, successivamente, per 5 minuti dopo la somministrazione di 50 mL di soluzione composta da 48 mL di acqua pura e da 2 mL di sostanza di allarme.

Al termine di ogni test l'apparecchiatura era accuratamente risciacquata con abbondante acqua calda per rimuovere qualsiasi traccia di odore.

Ciascun individuo è stato saggiato una sola volta e, subito dopo gli esperimenti, veniva trasferito in un acquario appositamente allestito.

Analisi dei filmati ed elaborazione dei dati

Le immagini erano registrate su cassette VHS e in seguito digitalizzate utilizzando Adobe Premiere 5.1, in modo da poter essere elaborate al computer. Ogni 30 secondi era acquisito un fotogramma su cui venivano rilevate (con Sigma Scan 1.0) le coordinate della estremità anteriore di ciascun pesce. Le coordinate venivano registrate per ogni animale sempre nello stesso ordine (prima sul piano *x,y*, poi sul piano *y,z* e infine sul piano *x,z*) e salvate su un foglio elettronico per la successiva elaborazione. La posizione di ciascun pesce ogni 30 secondi era definita da una terna di coordinate x,y,z (costituita da valori medi di x, y e z, poiché ogni coordinata veniva rilevata due volte, in due visioni diverse). Dalle coordinate dei quattro pesci così ottenute sono stati calcolati, per ogni fotogramma, i valori medi della:

1. distanza dal fondo (DF);
2. distanza dal baricentro del gruppo (DB);
3. distanza dal punto di erogazione (DE).

Le medie dei valori di questi tre parametri, calcolate sui 5 minuti di osservazione, sono state confrontate con il t-test per dati appaiati per evidenziare se l'introduzione dello stimolo chimico determinasse una qualche alterazione nella distribuzione spaziale degli individui.

RISULTATI

Serie sperimentale A

La sostanza di allarme conspecifica non ha determinato alterazioni nel pattern di nuoto della specie ipogea. Non è mai stato osservato, ad esempio, il nuoto a zigzag e a scatti tipico delle specie epigee. Dall'analisi della distribuzione spaziale degli individui non risulta alcun effetto della sostanza conspecifica (DF: t=0,9420, gl=7, P=0,3775; DB: t=1,336, gl=7, P=0,2235; DE: t=1,404, gl=7, P=0,2030; Fig. 1, 2 e 3).

Serie sperimentale B

Analogamente a quanto osservato in presenza di sostanza conspecifica, *Phreatichthys* non ha manifestato alcuna alterazione del pattern di nuoto in presenza di sostanza di allarme eterospecifica. Al contrario, la sostanza eterospecifica ha determinato un significativo spostamento dei pesci verso il fondo (DF: t=2,723, gl=7, P=0,0296; Fig. 1) e un aumento della coesione (DB: t=3,271, gl=7, P=0,0136; Fig. 2), mentre non è risultata alcuna variazione per quanto riguarda la distanza dal punto di erogazione (DE: t=1,988, gl=7, P=0,0872; Fig. 3).

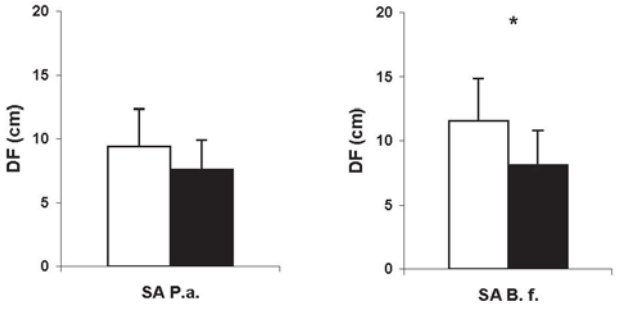


Fig. 1. Distanza degli individui dal fondo (Media e Deviazione Standard) misurata dopo la somministrazione di acqua (in bianco) e di sostanza di allarme (in nero) conspecifica (*P. a.= Phreatichthys andruzzii*) o eterospecifica (*B. f.=Barbus filamentosus*). L'asterisco indica le differenze significative, i risultati dell'analisi statistica sono riportati nel testo.

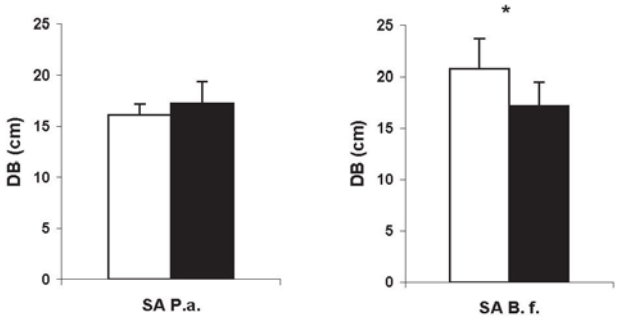


Fig. 2. Distanza degli individui dal baricentro del gruppo (Media e Deviazione Standard) misurata dopo la somministrazione di acqua (in bianco) e di sostanza di allarme (in nero) conspecifica (*P. a.= Phreatichthys andruzzii*) o eterospecifica (*B. f.=Barbus filamentosus*). L'asterisco indica le differenze significative, i risultati dell'analisi statistica sono riportati nel testo.

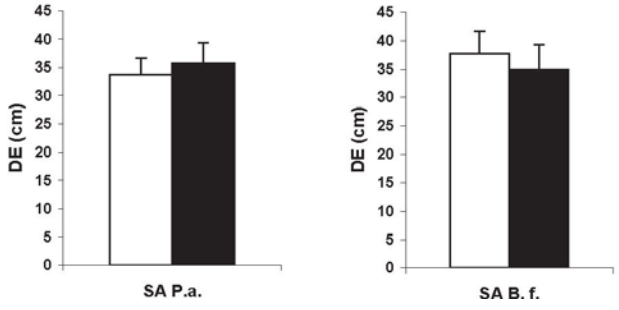


Fig. 3. Distanza degli individui dal punto di erogazione (Media e Deviazione Standard) misurata dopo la somministrazione di acqua (in bianco) e di sostanza di allarme (in nero) conspecifica (*P. a.= Phreatichthys andruzzii*) o eterospecifica (*B. f.=Barbus filamentosus*). I risultati dell'analisi statistica sono riportati nel testo.

DISCUSSIONE

Per quanto nell'epidermide di *Phreatichthys* le cellule clavate siano normalmente presenti, in presenza di estratto di pelle di un conspecifico la specie ipogea non manifesta alcuna alterazione del proprio comportamento riconducibile a una reazione di allarme.

Al contrario, in presenza di sostanza di allarme conspecifica, gli individui appartenenti alle popolazioni ipogee del caracide messicano *Astyanax fasciatus* si portano sul fondo (THINÈS e LEGRAIN, 1973; FRICKE, 1987; PARZEFALL e FRICKE, 1991). THINÈS e LEGRAIN (1973) interpretano questo comportamento come una ricerca di cibo, ma FRICKE (1987) e PARZEFALL e FRICKE (1991) hanno dimostrato che in presenza di cibo *A. fasciatus* non si alimenta. Questi ultimi autori hanno quindi ipotizzato che l'allontanamento dalla superficie abbia in questa specie di grotta un valore adattativo, mettendola in salvo da un possibile predatore che occupa lo stesso ambiente, il pipistrello pescatore *Noctilio leporinus.* La presenza di questo predatore può aver determinato una selezione tale che si sia mantenuto tanto il segnale di allarme quanto una reazione ad esso.

Una pressione selettiva in questo senso non è invece presente nell'ambiente colonizzato da *P. andruzzii*, dove l'assenza di predatori può aver reso non più necessario il sistema di comunicazione chimica sostanza-reazione di allarme, che può quindi non essersi mantenuto funzionale ed essere andato incontro a un fenomeno di regressione analogamente a quanto è accaduto, ad esempio, all'apparato visivo (ERCOLINI e BERTI, 1975; BERTI *et al.*, 2001). È possibile, inoltre, che non solo non sia presente una selezione stabilizzante per il mantenimento di una reazione di paura (e, al tempo stesso, di un segnale chimico di allarme), ma che la perdita di questo comportamento in presenza di un conspecifico ferito rappresenti addirittura un vantaggio. Infatti, i conspecifici possono costituire una risorsa trofica importante in un ambiente come quello di falda freatica, in cui la disponibilità di risorse trofiche è limitata o almeno discontinua, poiché dipendente in buona parte dall'apporto esogeno. Fra gli ostariofisi, quelle specie che hanno abitudini predatorie hanno perso la reazione di paura (PFEIFFER, 1977; SMITH, 1982) e il ciprinide ipogeo *Caecobarbus geertsii*, che

sembra aver perso la reazione, manifesta un comportamento alimentare in presenza di estratto di pelle di conspecifico (THINÈS e LEGRAIN, 1973).

La perdita della reazione di paura in *Phreatichthys* non sembra, peraltro, determinata da un fenomeno di apprendimento perché, per le condizioni in cui sono stati allevati, i pesci oggetto di questo studio non hanno mai avuto esperienze di cannibalismo. Nei ciprinidi non sono presenti denti mascellari e la predazione può avvenire solo per ingestione di individui interi: la differenza di taglia, e conseguentemente di età, è pertanto fondamentale perché possa avvenire la predazione. I lotti utilizzati per questo studio erano, invece, costituiti da individui nati in laboratorio e allevati insieme a esemplari coetanei, di taglia assolutamente comparabile.

Per quanto l'adattamento all'ambiente sotterraneo sia stato caratterizzato in *P. andruzzii* da considerevoli regressioni a carico dell'apparato tegumentario, quali la scomparsa delle scaglie e l'assenza del pigmento, il complesso delle cellule clavate presenta l'aspetto tipico degli ostariofisi. Il dato appare di non immediata interpretazione qualora si consideri che la sostanza di allarme sembra aver perduto la propria funzionalità, non determinando più alcuna modificazione comportamentale, e che produzione e mantenimento delle cellule clavate hanno un costo metabolico (WISENDEN e SMITH, 1997).

Questo fa pensare che le cellule clavate debbano aver mantenuto una qualche funzione alternativa a quella di produzione del segnale di allarme. WHITEAR e MITTAL (1983) hanno suggerito che il contenuto delle cellule clavate possa costituire una protezione di un qualche genere per la superficie epidermica danneggiata e SMITH (1982) ha ipotizzato che la sostanza di allarme avesse originariamente una funzione antipatogena e che, solo successivamente, abbia assunto il significato di segnale di allarme, proprio perché veniva rilasciata esclusivamente in conseguenza di una ferita. Le cellule clavate, inoltre, regolano la cinetica cellulare delle cellule malpighiane e sono coinvolte nella eliminazione dei leucociti in seguito all'azione di diversi agenti stressanti (IGER *et al*., 1994).

Sebbene non reagisca alla propria sostanza di allarme, *Phreatichthys* sembra reagire alla sostanza di *B. filamentosus*, in quanto gli individui si portano sul fondo e si aggregano. Tuttavia il comportamento di allarme in questa specie non presenta le caratteristiche tipiche delle specie epigee, come ad esempio un nuoto a scatti e a zig-zag.

Possiamo escludere che l'alterazione della distribuzione spaziale sia dovuta a un comportamento di tipo alimentare, legato non tanto alla presenza di sostanza di allarme quanto piuttosto alla presenza di estratto di pelle, perché sia lo spostamento verso il fondo che l'aggregazione non si realizzano in presenza di estratto di pelle di conspecifico. Inoltre, il comportamento di ricerca del cibo di *P. andruzzii* è ben riconoscibile e si manifesta, quando gli individui sono in gruppo, con un evidente aumento dell'attività di nuoto e con una frenetica perlustrazione del fondo (osservazioni personali), componenti dell'attività locomotoria che non sono mai state rilevate nel corso dei test condotti su *P. andruzzii*.

L'aumento dell'aggregazione in prossimità del fondo può essere interpretato come una reazione di allarme semplificata o più semplicemente come evitamento di un odore estraneo, poiché lo stimolo chimico veniva somministrato in superficie. BERTI e ZORN (2001) hanno evidenziato che *Phreatichthys* tende ad evitare l'odore di un eterospecifico e, poiché non esistono pesci che vivano in simpatria con *Phreatichthys*, questo comportamento può essere interpretato come un adattamento volto ad evitare lo sconfinamento in acque superficiali. Sia che si interpreti l'alterazione spaziale come una reazione di allarme, sia come una risposta di evitamento, la reazione alla sostanza di allarme eterospecica in *Phreatichthys* può essere vantaggiosa per evitare di oltrepassare il limite del biotopo sotterraneo. In acque superficiali la specie ipogea si troverebbe, infatti, ad essere esposta a un elevatissimo rischio di predazione da parte di specie normalmente provviste di occhi.

Nonostante che l'olfatto abbia un ruolo importante nel comportamento di questa specie (BERTI e ZORN, 2001), *Phreatichthys* non sembra manifestare alcuna modificazione comportamentale in presenza di sostanza conspecifica, mentre in presenza di sostanza di allarme eterospecifica sembra manifestare una reazione di paura o di evitamento. Ulteriori indagini ed un ampliamento dell'analisi comportamentale potranno permettere di valutare se una reazione di paura in presenza della propria sostanza possa essere evidenziata considerando altre componenti, o se in questa specie la reazione alla sostanza risulti modificata in comportamenti (ad esempio quello alimentare) che possono offrire un vantaggio evidente in ambiente ipogeo.

Sono necessarie, inoltre, analisi volte a distinguere se le modificazioni comportamentali indotte dalla sostanza di *B. filamentosus* debbano essere interpretate come reazione di allarme o come semplice evitamento dell'odore di un eterospecifico.

Ringraziamenti

Grazie ad Alessandro Cianfanelli per il suo aiuto nella messa a punto dell'apparecchiatura sperimentale e nell'elaborazione dei dati.

BIBLIOGRAFIA

BERTI R., ZORN L, 2001. Locomotory response of the cave cyprinid *Phreatichthys andruzzii* to chemical signals from conspecifics and releated species: new findings. *Enviromental Biology of Fishes*, **62**: 107-114.

BERTI R., THINÈS G., LEFEVRE B., 1982. Effets des informations chimiques provenant d'un milieu habité par des congenères sur l'orientation topographiche du poisson cavernicole *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra (Pisces, Cyprinidae). *International Journal of Speleology*, **12**: 103-117.

BERTI R., DURAND J. P., BECCHI S., KELLER N., RUFFAT G., 2001. Eye degeneration in the blind cave-dwelling fish *Phreatichthys andruzzii*. *Canadian Journal of Zoology, Revue Canadienne de Zoologie*, **79**: 1278-1285.

BIANCHI S., 1978. Osservazioni preliminari sulle cellule mucose di *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra, pesce freatico anoftalmo della Somalia. *Rivista di Istochimica Normale e Patologica*, **22**: 15-18.

BOWMAKER J. K., 1990. Visual pigments of fishes. In: *The visual system of fish*. Douglas R. H., Djamgoz M. B. A. (eds.), Chapman & Hall, London: 81-107.

BROWN G. E., ADRIAN J. C. JR., SMITH E., LEET H., BRENNAN S., 2000. Ostariophysan alarm pheromones: laboratory and field tests of the functional significance of nitrogen oxides. *Journal of Chemical Ecology*, **26**: 139-154.

BROWN G. E., ADRIAN J. C. JR., KAUFMANN I. H., ERIKSON J. L., GERSHANEK D., 2001. Responses to nitrogen-oxides by Characiforme fishes suggest evolutionary conservation in ostariophysan alarm pheromones. In: *Chemical signals in Vertebrates*, Vol. 9. Marchlewska-Koj A. , Lepri J. J., Müller-Schwarze D. (eds.), Plenum Press, New York: 305-312.

CHIVERS D.P., SMITH R.J.F., 1998. Chemical alarm signalling in acquatic predator-prey systems: a review and prospectus. *Ecoscience*, **5**: 338-352.

CULVER D. C., 1982. *Cave life: evolution and ecology*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 189 pp.

ERCOLINI A., BERTI R., 1975. Light sensitivity experiments and morphology studies of the blind phreatic fish *Phreatichthys andruzzii* Vinciguerra from Somalia. *Monitore Zoologico Italiano*, **9**: 183-199.

FRICKE D., 1987. Reaction to alarm substance in cave populations of *Astyanax fasciatus* (Characidae, Pisces). *Ethology*, **76**: 305-308.

IGER Y., ABRAHAM M., WENDELAAR BONGA S. E., 1994. Response of club cells in the skin of the carp *Cyprinus carpio* to exogenous stressors. *Cell and Tissue Research*, **277**: 485-491.

MATHIS A., SMITH R. J. F., 1993. Chemical alarm substances increase the survival time of fathead minnows *(Pimephales promela*s) during encounters with northern pike *(Esox lucius*). *Behavioural Ecology*, **4**: 260–265.

PALACIOS A. G., VARELA F. J., SRIVASTAVA R., GOLDSMITH T. H., 1998. Spectral sensitivity of cones in the goldfish, *Carassius auratus*. *Vision research*, **38**: 2135-2146.

PARZEFALL H. 1993. Behavioural ecology of cavedwelling fishes. In: *Behaviour of Teleost Fishes* (Fish and Fisheries series 7), Pitcher T. J. (ed.), Chapman & Hall, London: 573-606.

PARZEFALL J., FRICKE D., 1991. Alarm reaction and schooling in population of *Astyanax fasciatus* (Pisces, Characidae). *Mémoires de Biospéleologie*, **18**: 29-32.

PFEIFFER W,. 1977. The Distribution of fright reaction and alarm substance cells in fishes. *Copeia*, **4**: 653-665.

SMITH R. J. F., 1982. The adaptive significance of the alarm substance-fright reaction system. In: *Chemoreception in Fishes*, Hara T. J. (ed.), Elsevier, Amsterdam: 327-342.

SMITH R. J. F., 1992. Alarm signals in fishes. *Reviews in fish biology and fisheries*, **2**: 33-63.

SMITH R. J. F., SMITH J. D., 1983. Seasonal loss of alarm substance cells in *Chrosomus neogaeu*s, *Notropis venustus* and *N. whipplei*. *Copeia*: 822–826.

SCHUTZ F., 1956. Vergleichende untersuchungen über die schreckreaktion bei fishen und deren Verbreitung. *Zeitschrift für verleichende Physiologie*, **38**: 84-135.

THINÈS G., LEGRAIN J. M., 1973. Effects of alarm substances on the behavior of the cavefish *Anoptichthys jordani* and *Caecobarbus geertsi*. *Annales de Speleologie*, **28**: 291-297.

VANDEL A., 1965. *Biospeleology. The biology of cavernicolous animals*. Pergamon press Ltd, Oxford, XXIV + 524 pp.

VINCIGUERRA D., 1924. Descrizione di un ciprinide cieco proveniente dalla Somalia italiana. *Annali del Museo civico di Storia naturale Giacomo Doria*, **51** (1923): 239-243.

WHITEAR M., MITTAL A. S., 1983. Fine structure of the club cells in the skin of ostariophysan fish. *Zeitschrift fuer Mikroskopisch-Anatomische Forschung (Leipzig)*, **97**: 141-157.

WISENDEN B. D., SMITH R. J. F., 1997. The effect of physical condition and shoalmate familiarity on proliferation of alarm substance cells in the epidermis of fathead minnows. *Journal of Fish Biology*, **50**: 799–808.

WILKENS H., 1988. Evolution and genetics of epigean and cave *Astyanax fasciatus* (Characidae, Pisces): support of neutral mutation theory. *Evolutionary Biology*, **23**: 271-367.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 165-169.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Passaggi per pesci in Italia, tra storia ed attualità

Enrico Pini Prato

Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale, Via S. Bonaventura 13 - 50145 Firenze (fax 055 310224; enrico.pini@unifi.it)

Riassunto
A seguito di una ricerca bibliografica è stato possibile reperire informazioni circa la nascita e lo sviluppo dello studio e realizzazione di passaggi per pesci in Italia. La maggior parte delle informazioni reperite proviene da una rubrica, intitolata "Le scale di monta", pubblicata tra il 1909 ed 1910 sul "Bollettino della Società Lombarda per la Pesca e l'Acquicoltura". Tale documentazione fu utile a diffondere ed esporre, con grande attualità, i problemi causati alle migrazioni ittiche dalla frammentazione del continuum fluviale. Tuttavia non vi è stato un seguito alla materia, tanto che l'interesse e l'attività di progettazione e realizzazione sono tornati a diffondersi soltanto nell'ultimo ventennio. Ad oggi esistono strutture di moderna e corretta costruzione soprattutto al Nord Italia, tuttavia molte sono le opere di errata concezione progettuale, pertanto di nessuna utilità. Emerge allo stato attuale l'assoluta necessità del proseguimento della ricerca, finalizzata sia alla progettazione del singolo passaggio per pesci, sia all'analisi delle priorità per interi distretti ittico-idrografici.

PAROLE CHIAVE: passaggi per pesci / ricerca bibliografica / tipologie / sviluppo

History and topicality of fishpasses in Italy
The development of the study about fishpasses in Italy has been reconstructed consequently to a bibliographical research. Most of the found information come from an editorial titled "Le scale di monta", published in the period 1909-1910 on the review "Bollettino della Società Lombarda per la pesca e l'Acquicoltura". These documents were been important to spread the problems caused to the fish populations by the fragmentation of the river continuum. Nevertheless it wasn't been a continuation regarding the matter; in fact activities as studying, designing and building has started again in the last twenty years.
Modern and well-designed fishpasses actually exist especially in Northern Italy, but many systems are not working because of the incorrect project and so they are useless.
Today the improvement of the research results necessary, with particular attention both the designing of the only fishpass, and analysing all the ichtiographic and hydrologic districts.

KEY WORDS: fish passages / bibliographical research / typologies / development

INTRODUZIONE

È documentato che i passaggi per pesci esistono in Italia da oltre un secolo. Una ricerca bibliografica ha permesso di reperire informazioni circa la nascita e lo sviluppo del settore nel nostro Paese. Effettivamente, tra la fine dell'800 e gli inizi del '900, esisteva un rilevante interesse verso i passaggi per pesci, detti allora "scale di monta". Risalgono infatti a questo periodo gli studi e le prime opere eseguite, nonché un'antiquata manualistica in grado di fornire linee guida e dettagli tecnici per la corretta esecuzione degli impianti.

La fine del 1800 rappresenta il momento decisivo dell'approccio scientifico alla materia, non solo in Italia, ma in tutta Europa, come testimoniato dalla letteratura francese, tedesca ed austriaca dell'epoca (GUENAUX, 1910). Ciò avveniva in un momento storico in cui la pesca nelle acque dolci costituiva ancora fonte di reddito e di sussistenza e proprio quando le prime centrali idroelettriche iniziavano a sbarrare le grandi aste fluviali. Si verificavano pertanto due eventi in

forte conflitto: l'attività della pesca professionale nelle acque interne e la produzione di energia idroelettrica per il fabbisogno conseguente alle crescenti necessità industriali. Tuttavia non vi è stata in seguito una tradizione in materia; l'abbandono degli studi ha anzi comportato una produzione di impianti sporadica, spesso di errata impostazione progettuale e pertanto di nessuna utilità, che ha alimentato sfiducia e scetticismo verso questo tipo di opere (Fig. 1).

Oggi esistono tuttavia anche interessanti impianti di "moderna" concezione, soprattutto al Nord Italia, ove la valenza ecologica di molti corsi d'acqua e la fauna ittica tipica sono state determinanti ad incentivare lo studio e l'applicazione della materia.

Un'importante attività formativa è stata svolta dall'Amministrazione Provinciale di Modena; in particolare, il Servizio Programmazione Faunistica ha permesso il recupero della tematica con organicità e rigore scientifico dal 1984, in seguito alla richiesta della Regione Emilia Romagna di organizzare un seminario di formazione tramite indirizzi progettuali offerti da paesi come Germania, Regno Unito e Francia. Per merito di tale attività si è sviluppato un nuovo ed esaustivo approccio alla materia, che ha sottolineato l'assoluta necessità del proseguimento della ricerca, volta non soltanto alla progettazione del singolo passaggio per pesci, ma anche all'analisi di interi bacini ittico-geografici finalizzata ad individuare le priorità di intervento per il recupero di areali di elevata valenza naturalistica.

Fig. 1. Passaggio per pesci completamente errato sul fiume Pesa, Firenze (foto E. Pini Prato).

RICERCA STORICA

Il primo riferimento legislativo rinvenuto, vigente sul territorio italiano, è la Legge 4 Marzo del 1877, approvata da regolamento esecutivo con R.D. 16 Maggio 1884 che pronunciava: *«il prefetto, sentito il parere dell'Ufficio del Genio Civile, nonché le ragioni degli interessati, … può prescrivere: a) … b) che nei salti d'acqua siano praticati convenienti piani inclinati, oppure scale di monta»*.

Questo concetto venne riconfermato in atti legislativi successivi, cioè il Regolamento per la pesca nelle acque italiane e svizzere (R.D. 19 Settembre 1884), nel Regolamento per l'esecuzione della pesca nel Lago di Garda (R.D. 19 Aprile 1885), nel Regolamento per l'esecuzione della Convenzione italo-elvetica, per poi arrivare al Regolamento per la pesca fluviale e lacustre (R.D. n. 1486 del 22 Febbraio 1914, art. 6).Tale legislazione venne quindi sostituita completamente da quella relativa al testo unico delle *Leggi sulla Pesca* (R.D.L n. 1604 del 8 Ottobre 1931, art. 10) che rimane, ancora oggi, l'unica vigente in materia a livello nazionale*: «nelle concessioni di deviazione d'acqua debbono prescriversi le opere necessarie nell'interesse dell'industria della pesca (scale di monta, piani inclinati, graticci all'imbocco dei canali di presa ecc.) in base agli elementi tecnici che saranno richiesti dal Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste. Con le stesse modalità possono anche essere ordinate modificazioni in opere preesistenti, e, qualora la costruzione di opere speciali per la pesca non sia possibile, potranno prescriversi al concessionario immissioni di avannotti a sue spese»*.

Non è comunque da escludersi che esista una documentazione storica ancora precedente; si pensi semplicemente al fatto che l'usanza di apporre fascine ai piedi degli sbarramenti per catturare le anguille in rimonta, è una tradizione piscatoria antica appartenente alla civiltà contadina.

La maggior parte delle informazioni reperite proviene da una rubrica a cura del direttore, il dr. Luigi Orsenigo, intitolata "Le scale di monta", che fu pubblicata tra il 1909 ed 1910 sul "Bollettino della Società Lombarda per la pesca e l'acquicoltura" (ORSENIGO, 1909). Egli promosse l'importanza dei passaggi per pesci esponendo, con assoluta modernità rispetto ai tempi, i problemi causati alle migrazioni ittiche dalla frammentazione del continuum fluviale: *«considerando questo continuo andirivieni, appare evidente come un ostacolo che sia posto attraverso un corso d'acqua e renda impossibile il passaggio di pesci transitanti, debba recare grave danno, disturbando in modo assai notevole le condizioni naturali di vita della popolazione ittica. Il tratto di fiume o il bacino a monte dell'ostacolo tenderà a spopolarsi e perderà certe specie (per esempio l'anguilla) in breve tempo… È però sempre possibile con determinate opere, dette in generale scale di monta, far sì che i danni per la pesca vengano ovviati o almeno grandemente attenuati…»*.

Espose quindi una rassegna delle tipologie di pas-

saggi per pesci esistenti, con dovizia di dettagli tecnico-progettuali e con riferimenti ai paesi in cui tali modelli venivano utilizzati, con i relativi risultati. È interessante osservare che alcuni dei modelli citati, peraltro riprodotti anche in forma grafica, sono caduti in abbandono oppure sono poi stati elaborati in alcuni dei modelli attualmente in uso. Il nome di tali modelli derivava generalmente dall'inventore; sono citate dall'Orsenigo le seguenti tipologie: le scale Cail (divenute poi passaggi a bacini successivi con orifizi sul fondo), le scale Forster (divenute poi i "rhomboid fishpasses" utilizzati in Germania) (Fig. 2), le scale Brackett (con funzionamento simile ai passaggi di tipologia "vertical slot"), la scala Denil (nella versione originale progettata dallo stesso Denil), le scale di monta naturali (le odierne rampe in pietrame), i by-pass, le scale McDonald e Camerè, ormai praticamente scomparse. Infine, nell'ultima parte della rubrica, l'Orsenigo si soffermò su alcuni impianti realizzati in Italia alla fine dell'800, fornendone anche una descrizione tecnica. Il tema venne poi nuovamente trattato, con l'aggiunta di tavole grafiche, nel volume "Idrobiologia applicata" del 1914, realizzato dal prof. Felice Supino e edito a Milano da Hoepli (SUPINO, 1914).

È evidente come, nell'arco di pochi anni, si sviluppò un notevole interesse ed una fervente attività di ricerca lasciando, dopo oltre un secolo, una testimonianza storica di grande valore.

La prima scala di risalita italiana ufficialmente documentata, della quale è stato possibile reperire materiale progettuale, risale al 1891 e fu costruita sul Ticino a Sesto Calende, presso la diga del Villoresi (Fig. 3); altre furono fatte sull'Adda (presso Robbiate e Paterno nel 1893), nel Lambro, nel Tanaro, nella Parma, nell'alto Mella.

Della prima opera realizzata si ha una interessante documentazione tecnica dell'ing. Paribelli, risalente al

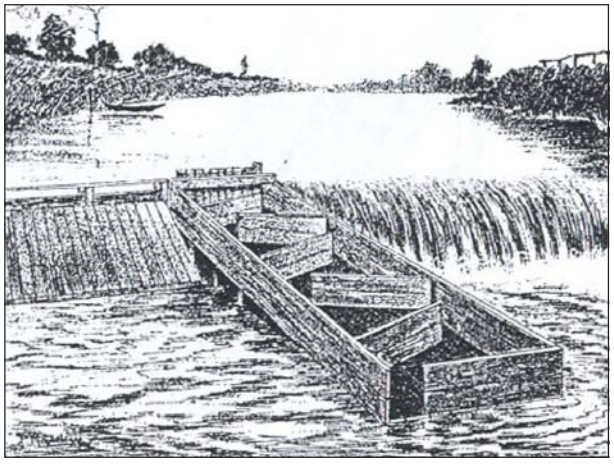


Fig. 2. Scala "Forster"(da G. Guenaux).

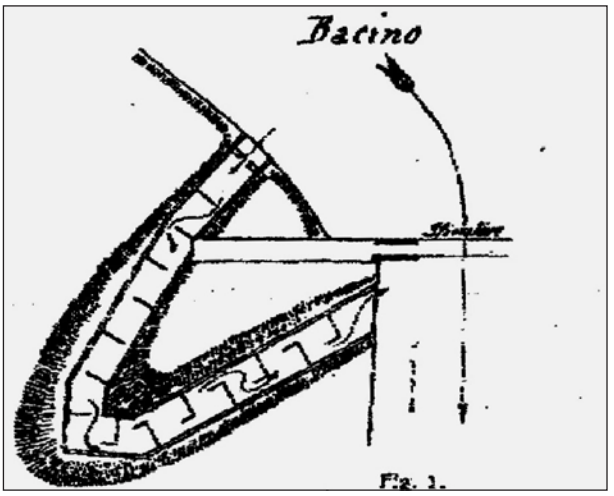


Fig. 3. Planimetria del passaggio per pesci di Sesto Calende (da L'Aquicoltura Lombarda).

1899 e tratta dalla rivista "L'Acquicoltura lombarda", poi integrata con gli stessi dettagli forniti dall'Orsenigo. Tale opera fu costruita per ovviare ai danni causati dalla diga eretta per derivare le acque del Ticino nel canale Villoresi, poiché per questa diga erano stati compromessi forti interessi dell'industria della pesca professionale. L'opera fu destinata alla rimonta di trote, anguille e cheppie che un tempo risalivano dal mare fino al Lago Maggiore rimontando il Po ed il Ticino. Tale scala fu realizzata in parte secondo la tipologia Brackett, in parte secondo la classica a bacini successivi; sviluppava la lunghezza di 31 m per il superamento di un ostacolo di 3,60 m di altezza, la larghezza delle fenditure tra un bacino e l'altro misurava 0,50 m. La scala, realizzata in muratura, con fondo selciato e paratoie di legno, costò 1500 lire, ma non soddisfece né i pescatori, né la Commissione Consultiva della Pesca, non tanto per il manufatto di per sé, quanto per l'erronea scelta dell'ubicazione. Dopo la sua costruzione non tardarono a levarsi cori di protesta contro il cattivo funzionamento e reclami perché *«fosse posto un rimedio al gravissimo danno che ne derivava»* (ACI, 1899).

Vennero più volte prodotte dichiarazioni ufficiali che potevano interpretarsi come promesse di intervento da parte del Governo, finché l'ing. Paribelli del Genio Civile, ideatore del primo progetto, preparò un secondo progetto per una nuova grande scala di risalita, nel 1899. La nuova opera avrebbe avuto grandi dimensioni, poiché furono previsti ben 12 bacini di 5x4 m ed una portata di alimentazione di 2 m^3/sec. Il costo dell'opera fu stimato in circa 30.000 lire, spesa piuttosto ingente per l'epoca. Venne quindi deliberato *«di lasciare al Governo italiano il compito di risolvere la questione»*, ma ancora nel 1910 non era stato fatto alcun intervento. Attualmente l'opera è in totale abban-

dono, coperta dalla vegetazione arborea che vi è cresciuta dentro.

È evidente come, fin dagli inizi, i passaggi per pesci siano stati materia di scarsa popolarità e di difficile attuazione, problematiche ancora attuali nella realtà italiana.

LO STATO ATTUALE

La fervente attività di inizio '900 non è stata seguita da una degna tradizione: l'esempio del sistema di passaggi per pesci realizzato intorno al 1893 sul fiume Adda (Fig. 4) –che stupisce ancor oggi per qualità progettuale, accuratezza e correttezza nel contesto di tipologie tuttora consigliate ed eseguite (FERRI, 1988)– contrasta con molti recenti impianti realizzati un po' ovunque sul territorio nazionale.

L'attività didattica proposta dalla Provincia di Modena dagli anni '80, supportata dalle esperienze estere coinvolte nella formazione, ha permesso l'introduzione di moderni concetti fondamentali alla corretta progettazione, tra i quali sono da sottolineare la portata di funzionamento ottimale per il passaggio per pesci, la localizzazione dell'entrata e dell'uscita per il pesce, il dimensionamento dei bacini, la massima velocità ammissibile dell'acqua, i dislivelli massimi, e soprattutto il concetto di dissipazione energetica dei getti defluenti all'interno di vasche e canali.

Questi concetti basilari, pubblicati su apposita manualistica (FERRI, 1984), col supporto di una più attenta cultura ecologica dei corsi d'acqua, sono stati utili per realizzare moderne opere su svariati corsi d'acqua italiani (Tidone, Dolo, Trebbia, Piave, Serchio, Comano, Lima, ecc.). Purtroppo quasi niente si sa sull'effettiva efficacia di queste opere, dato che pochissimi sono i dati provenienti da collaudi e monitoraggi relativi alla fauna ittica che le ha utilizzate.

L'apporto degli innovativi input tecnico-progettuali, nonché lo sviluppo di nuove conoscenze riguardanti la biologia e l'ecologia di molte specie ittiche, hanno evidenziato le carenze presenti nel settore a livello nazionale, ma anche permesso la messa a punto di opere non più improntate sul "buon senso" del progettista, come spesso è avvenuto in passato, ma su solide basi provenienti da dati ed esperienze testate (Fig. 5).

La presenza di numerosissimi sbarramenti sull'intero reticolo idrografico nazionale implica l'impossibilità della progettazione dei passaggi per pesci su tutti gli ostacoli, e rende pertanto necessaria una pianificazione degli interventi basata sia sui dati storici relativi alla distribuzione della fauna ittica originaria, sia sulle potenzialità di sviluppo della stessa allo stato attuale. È opportuno distinguere quali siano le situazioni di vera necessità da quelle ove l'intervento risulti meno rilevante, se non inutile; senz'altro è manifesta la priorità di costruire passaggi per pesci presso gli ostacoli situati in luoghi di cruciale importanza, ad esempio presso gli sbarramenti che impediscono la risalita di specie diadrome come cheppia (*Alosa fallax nilotica*) e anguilla (*Anguilla anguilla*), oppure per favorire gli spostamenti migratori di specie reofile o comunque ad elevata mobilità.

CONCLUSIONI

I passaggi per pesci sono stati in Italia materia di notevole interesse ai primi del '900, ma hanno perduto la popolarità per un lungo periodo, lasciando un vuoto scientifico e culturale che ha comportato danni al patrimonio ittiofaunistico nazionale anche molto gravi, come la rarefazione o la scomparsa di specie migratorie da vari corsi d'acqua.

Un ritorno d'interesse è avvenuto a partire dagli anni '80, generando un salto di qualità tecnico-scientifico

Fig. 4. Passaggio per pesci sull'Adda, 1893 (Foto M. Ferri).

Fig. 5. Passaggio per pesci di "moderna" impostazione (Foto E. Pini Prato).

che ha permesso un nuovo approccio alla materia.

Tale approccio propone un'analisi complessa e multidisciplinare degli interventi (PINI PRATO, 2003); prevede effettivamente il completo studio dei siti di intervento, sia nelle componenti tipicamente idrauliche del corso d'acqua (portata nel periodo migratorio della fauna ittica, oscillazione dei livelli a monte e a valle dello sbarramento) che in quelle biologiche (specie target da favorire, capacità natatorie, fisiologia a determinate temperature dell'acqua, ecc.).

La particolare "realtà fluviale" delle acque italiane, caratterizzata da molti sbarramenti per km di corso d'acqua, non è inoltre regolata da un'aggiornata legislazione specifica; ancora oggi la programmazione degli interventi per la realizzazione di passaggi per pesci dipende dalla sensibilità delle amministrazioni locali, mancando un'unificazione dei criteri direttivi e gestionali. In più, l'assenza di un'adeguata commissione competente, finalizzata alla supervisione dei progetti e degli impianti in opera, magari in grado di fornire linee guida per le corrette metodologie progettuali, comporta una mancanza di sistematicità, di controllo e verifica nel settore.

Nonostante le attuali difficoltà, l'utilizzo di moderne tecnologie (modelli idraulici, simulazioni multidimensionali, GIS, bibliografia specifica, ecc.) sta comunque consentendo un ulteriore salto di qualità nell'analisi, collocazione, progettazione dei passaggi per pesci.

BIBLIOGRAFIA

ACI, 1899. La nuova scala di monta alla diga Villoresi. *L'Aquicoltura Lombarda,* **4**: 37-39.

FERRI M., 1984. Atti del convegno nazionale *Progettazione di passaggi artificiali per la risalita dei pesci nei fiumi*, Modena 7 Dicembre 1984. Regione Emilia Romagna e Provincia di Modena.

FERRI M., 1988. Passaggi per pesci negli sbarramenti fluviali: aspetti tecnici e politici del grave ritardo accumulato in Italia. In Atti del Convegno *I corsi d'acqua minori dell'Italia Appenninica*, Boll. Mus. Nat. Lunigiana **6-7**: 305-308, Aulla (1986-8).

GUENAUX G., 1910. *Pisciculture*. J.B. Bailliere et fils, Paris: 175-192.

ORSENIGO L., 1909. Le scale di monta. In: *Bollettino della Società Lombarda per la Pesca e l'Acquicoltura*, n. 8-9-10-11.

PINI PRATO E., 2003. *I passaggi artificiali per pesci: un'applicazione dell'idraulica all'ecologia dei sistemi fluviali*. Tesi di dottorato di ricerca, Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale, Università degli Studi di Firenze.

SUPINO F., 1914. *Idrobiologia applicata*. Hoepli, Milano: 100-105.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 171-182.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Attività di riqualificazione ecologica di un lago alpino: caratterizzazione ambientale, intervento di liming e ripristino della comunità ittica del Lago Darengo (CO)

Cesare M. Puzzi[1]*, Carlo Romanò[2], Beniamino Barenghi[1], Massimo Sartorelli[1], Mauro Bardazzi[1], Stefania Trasforini[1], Gaetano Gentili[1], Alessandra Ippoliti[1]

1 GRAIA Srl – Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Via Repubblica, 1 – 21020, Varano Borghi (VA)

2 Amministrazione Provinciale di Como, Settore Risorse Ambientali, Via Borgovico 148 - 22100 Como

** Referente per la corrispondenza (fax: 0332 961162; cesare.puzzi@graia.com)*

Riassunto

Il presente lavoro, svolto nel triennio 2000-2002, rappresenta il primo intervento di *liming* su lago alpino compiuto in Italia. Il Lago Darengo, il principale lago alpino della Provincia di Como, è una località di elevato interesse naturalistico e turistico, nel quale, secondo le informazioni ricavate dai pescatori, si praticava la pesca sportiva sino agli anni '70. Da allora il lago non ha più ospitato una comunità ittica stabile. In mancanza di altri fattori limitanti, è stata avanzata l'ipotesi che la scomparsa dei pesci dal lago e l'insuccesso delle ripetute semine siano da attribuirsi all'acidificazione delle sue acque.

Per valutare l'entità di tale fenomeno e l'opportunità di praticare eventuali interventi di risanamento, nell'estate 2000 è stata svolta un'indagine limnologica che ha verificato l'esistenza di un problema di acidificazione del lago. Nel settembre dello stesso anno è stato quindi effettuato l'intervento di *liming*, seguito poi da una fase di monitoraggio delle condizioni ecologiche, durata 2 anni, durante i quali, essendosi ristabilite condizioni ambientali favorevoli alla vita della fauna ittica, sono state compiute due immissioni di trota fario e sanguinerola, provenienti da popolazioni autoctone, numerose e ben strutturate, del medesimo bacino idrografico.

PAROLE CHIAVE: liming / lago alpino / piogge acide / acidificazione

Restoration of an alpine lake: environmental characterization, liming and restore of the fish community of the Lake Darengo (CO, Italy)

This project, carried on from 2000 to 2002, represents the first liming action on an Italian alpine lake. Lake Darengo, the main alpine lake of the Como District, is of great importance to environmental, commercial and recreational interests. As local fishermen refer, until 1970s angling was practiced in this lake. Despite once trout were abundant, since few years the lake lacks of a stable fish community. The vanishing of fish and the unsuccessful reintroduction actions carried out are probably linked to the phenomenon of acidification.

To evaluate the acidification level and assess the scope to carry on restoration actions, in summer 2000 a limnological survey has been done. In September 2000, the liming has been carried out and in the following two years a monitoring of the lake ecological conditions has been carried on. Thanks to the restoration of favourable environmental conditions, two immissions of brown trout (*Salmo trutta trutta*) and Eurasian minnow (*Phoxinus phoxinus*) have been made. Fish used in these actions came from native populations (abundant and well-structured) of the same watershed.

KEY WORDS: liming / alpine lake / acid rain / acidification / restoration

INTRODUZIONE

Il fenomeno delle deposizioni acide costituisce a tutti gli effetti un problema di "inquinamento a distanza" che interessa aree molto estese e non può essere associato ad una specifica fonte di emissione. La prima risposta di un lago soggetto ad apporti acidi è rappresentata da un abbassamento del suo pH e da un conseguente deterioramento delle comunità biologiche a tutti i livelli trofici (LANCASTER e PATRICK, 1996; BATTARBEE e ALLOTT, 1993), che può provocare anche l'estinzione di molte specie. Il problema dell'acidificazione dei corpi idrici superficiali è stato rilevato per la prima volta nei laghi della Svezia alla fine del diciannovesimo secolo ma attualmente interessa anche numerosi laghi della regione alpina, particolarmente vulnerabili a causa della scarsa quantità di sali disciolti nelle loro acque. Da un recente studio condotto da IRSA e CNR su 59 laghi della Lombardia (TARTARI *et al.*, 2000), è infatti emersa la presenza di 3 laghi "molto sensibili" all'acidificazione: L. Darengo, L. Salarno e L. Vacca, tutti situati ad alta quota. La sensibi-

lità di un lago all'acidificazione viene valutata attraverso la misura della sua alcalinità, indice della capacità tampone.

Il Lago Darengo, collocato in aree con substrati altamente silicei con scarsissima capacità tampone, è stato soggetto ad una progressiva acidificazione che ha probabilmente portato alla completa scomparsa dei pesci dalle sue acque e all'insuccesso degli interventi di ripopolamento ittico effettuati.

Il lago è ubicato nelle Alpi Lombarde, a 1.781 m s.l.m. all'interno della Valle Darengo (Fig. 1). Emissario del lago è il Torrente Darengo che, unendosi al T. Ledù, dà origine al T. Borgo; questo, dopo aver ricevuto l'apporto del T. Bares, prende il nome di Torrente Livo e sfocia nel Lago di Como. Il bacino del Livo si estende su una superficie di 46,8 km^2 con alcune cime che superano i 2.000 m s.l.m. (Pizzo Cavregasco 2.535 m s.l.m.). Nonostante l'assenza di nevi perenni, le parti meno esposte del bacino restano coperte dalla neve per un lungo periodo (le prime precipitazioni nevose si osservano a novembre mentre il termine dello scioglimento delle nevi è a giugno).

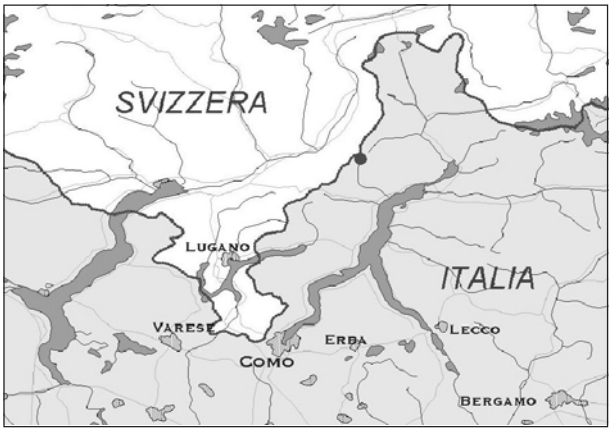


Fig. 1. Collocazione geografica del Lago Darengo.

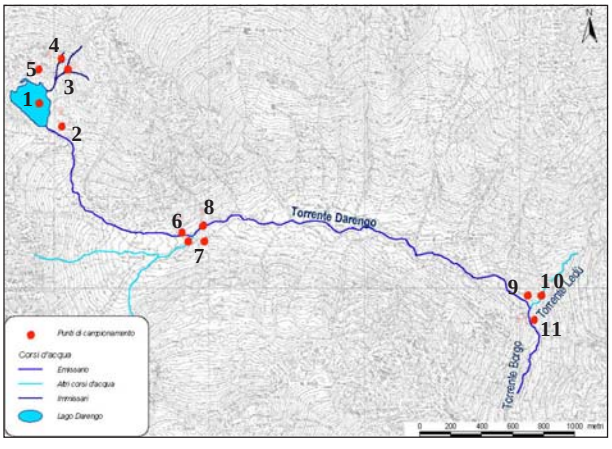


Fig. 2. Ubicazione dei punti di campionamento.

Nella zona del L. Darengo il pH delle precipitazioni è compreso tra a 4,7 e 4,8 unità (MARCHETTO *et al.*, 1998), con valori di ammonio e solfati particolarmente elevati. In tabella I sono riportate le principali grandezze morfometriche del Lago Darengo e del suo bacino.

Il lavoro è consistito in 3 fasi: campagna di monitoraggio pre-intervento (19-20-21/06/00); intervento di liming (12/09/00); immissione di esemplari di trota fario e sanguinerola; campagna di monitoraggio post-intervento. L'indagine preliminare, volta all'inquadramento ambientale del lago, ha inoltre colmato le lacune conoscitive relative ad alcune grandezze morfometriche e allo stato di salute del lago.

MATERIALI E METODI

Durante la campagna di studio sono stati effettuati: rilievo batimetrico per la definizione dei parametri morfometrici d'interesse; monitoraggio dei principali parametri chimico-fisici e biologici delle acque lacustri e dei corsi d'acqua annessi.

In figura 2 sono riportati i punti in cui sono stati effettuati i campionamenti; in tabella II la descrizione delle stazioni lungo i corsi d'acqua.

La definizione della morfometria lacustre è stata eseguita attraverso un rilievo batimetrico di dettaglio con ecoscandaglio grafico (Lowrance Eagle Mach 1) sistemato su natante. Il volume del lago è stato determinato ipotizzando che il bacino lacustre sia costituito da una serie di tronchi di cono sovrapposti uno all'altro, aventi per base la superficie delle isobate (A1, A2, A3 ,...., An) e per altezza l'equidistanza che le separa (h). Il calcolo del volume tra due isobate di aree A1 e

Tab. I. Principali grandezze morfometriche del Lago Darengo e del suo bacino imbrifero (GAGGINO et al., 1984).

Parametri	U.M.	Valori
Provincia		COMO
Bacino imbrifero		ADDA
Latitudine N		46° 13' 31"
Longitudine E		(G) 09° 15' 23"
Tipo		Naturale
Affluenti		Non rilevati
Emissario		T. Darengo
Quota media del lago	m s.l.m.	1.781
Area del lago	km^2	0,048
Area del bacino imbrifero (lago compreso)	km^2	1,27
Altitudine max del bacino	m s.l.m.	2.459
Lunghezza max	m	300
Larghezza max	m	200
Lunghezza della costa	m	1.410
Indice di sinuosità		1,99
Rapporto area bacino/ lago		31,75
Copertura di ghiaccio		Annuale

Tab. II. Descrizione delle stazioni di campionamento sui corsi d'acqua.

Stazione	Descrizione
2	Emissario del lago (in prossimità del lago)
3	Ingressi di acqua sorgiva nel lago (ramo sinistro)
4	Ingressi di acqua sorgiva nel lago (ramo destro)
5	Nevaio
6	Prima confluenza: stazione di monte – emissario
7	Prima confluenza: stazione di monte – altro torrente
7 bis	Prima confluenza: stazione di monte – acqua sorgiva
8	Prima confluenza: stazione di valle
9	Seconda confluenza: stazione di monte – emissario
10	Seconda confluenza: stazione di monte – T. Ledù
11	Seconda confluenza: stazione di valle – T.Borgo

A2 è stato effettuato con la formula di Simpson:

$$V = \frac{h}{3} \times \left(A_1 + A_2 + \sqrt{A_1 \times A_2} \right)$$

Il volume totale è dato dalla somma dei volumi compresi tra le isobate considerate.

L'elaborazione del tempo di ricambio (T_r) è stata effettuata in base a 2 diverse ipotesi di coefficiente di afflusso (Φ) del bacino imbrifero (rapporto tra volume invasato nel lago e volume complessivo di pioggia raccolto nel bacino imbrifero, dato dal prodotto tra superficie del bacino imbrifero e altezza totale di pioggia): *Ipotesi azzardata* (Φ=50%); *Ipotesi cautelativa* (Φ=100%). La portata media annua dell'emissario è stata stimata con gli stessi dati e sulla base delle stesse ipotesi utilizzate per la stima del tempo di ricambio.

Temperatura, conducibilità, pH, ossigeno disciolto e potenziale redox sono stati misurati lungo il profilo verticale del lago con sonda multiparametrica "Hydrolab - Data sonde 3". I parametri chimico-fisici dei principali corsi d'acqua (pH, conducibilità e temperatura) sono stati monitorati mediante sonde portatili. È stato inoltre prelevato un campione di neve ancora presente sulla sponda orientale del lago. Oltre ai campionamenti previsti dal piano di monitoraggio sono stati prelevati anche campioni d'acqua lacustre da parte del personale dell'Amministrazione Provinciale di Como, successivamente analizzati in laboratorio.

I campionamenti qualitativi di fitoplancton (06/2000 e 09/2000) sono stati eseguiti nella zona pelagica con retino conico di diametro 50 cm e maglie 64 µm, effettuando 3 repliche. I campionamenti di zooplancton (09/2000 e 09/2001) sono stati effettuati con retino di maglia 75 µm. L'identificazione dei *taxa* presenti è stata condotta mediante osservazione a microscopio ottico a trasmissione Nikon Alphaphot2 YS2 e microscopio invertito Utermohl Zeiss Axiovert 10. La classificazione è stata spinta fino al genere, per il cui riconoscimento ci si è avvalsi di apposite guide (HUBER-PESTALOZZI, 1955; STREBLE-KRAUTER, 1984; GERMAIN, 1981). I campioni quantitativi di macrobenthos sono stati raccolti tramite retino Surber e classificati tramite appositi manuali (TACHET *et al.,* 1987; SANSONI, 1992; CAMPAIOLI *et al.,* 1994). Il campionamento qualitativo dei macroinvertebrati sui corsi d'acqua è stato effettuato con retino immanicato (rete di 21 maglie/cm). I campioni sono stati utilizzati per il calcolo dell'IBE (Indice Biotico Esteso) (GHETTI, 1997). È stato inoltre effettuato un campionamento di nematodi nell'emissario, alla sua fuoriuscita dal lago (06/2000). La raccolta del campione è stata effettuata prelevando 2-3 litri di sedimento fine superficiale, lasciato sedimentare e setacciato (maglie 200 µm). La classificazione è stata spinta fino al livello di specie mediante una guida alle specie italiane (ZULLINI, 1982) e una chiave dicotomica (TARJAN *et al.*, 1977).

I dati utilizzati per le elaborazioni relative alla caratterizzazione chimico-fisica provengono dalle seguenti indagini svolte sul lago e sul suo emissario:

[1] misurazione del pH del Torrente Darengo –effluente del lago omonimo– effettuata dal dr Romanò dell'Ufficio Pesca della Provincia di Como nell'agosto 1994 (il pH può essere considerato rappresentativo di quello del lago per la breve distanza percorsa e l'assenza di immissari significativi);
[2] analisi chimico fisiche effettuate dall'IRSA il 22/06/1999;
[3] misurazione del pH del Lago Darengo effettuata dal dr Romanò e dal dr Puzzi della GRAIA il 16/09/1999;
[4] campagna di indagine eseguita dalla GRAIA nei giorni 19-20-21/06/2000;
[5] misurazione di pH e alcalinità su un campione prelevato dal personale dell'Ufficio Pesca della Provincia di Como il 25/07/2000;
[6] campionamento e analisi in *situ* effettuati in occasione dell'intervento di liming dell'11/09/2000 (i dati riportati sono relativi al campionamento effettuato il giorno prima dell'intervento).

Nel seguito, queste indagini saranno richiamate solo con il rispettivo numero tra parentesi quadre.

Fase di liming

Il principio dell'intervento di "liming" (letteralmente "trattamento con materiale calcareo") consiste essenzialmente nell'aggiunta di sostanze in grado di "tamponare" l'acidità dell'acqua, incrementandone l'alcalinità.

Come agente neutralizzante si è scelto di utilizzare una miscela calcarea composta da:

– 76 quintali di pasta di calcare (85%), costituita da granuli aventi un diametro medio di 100 micron ed una curva granulometrica compresa tra 0 e 10 micron;

– 14 quintali di sabbia di calcare (15%), costituita da granuli aventi un diametro medio di 50 micron ed una curva granulometrica compresa tra 0 e 500 micron.

L'intervento diretto di spargimento del calcare è stato effettuato il 12 settembre del 2000. Per il trasporto e lo spargimento del materiale sono state utilizzate due benne con capacità di circa 7,5 quintali l'una, trasportate da un elicottero. Per riempire le benne è stata utilizzata una pala meccanica.

Il materiale è stato rilasciato in punti scelti in base alla batimetria della conca lacustre e ai flussi idrici all'interno del lago. Si è infatti cercato di scaricare il carbonato di calcio lontano dalla bocca dell'emissario e nella zona profonda del lago, per facilitare l'accumulo di materiale e protrarre più a lungo gli effetti dell'intervento.

La determinazione della dose di carbonato da introdurre nel bacino idrico è stata effettuata impiegando una formula empirica che tiene conto del pH prima dell'intervento e del tempo di ricambio delle acque lacustri. La formula di calcolo adottata è la seguente (THORNELOF e DEGERMAN, 1991):

$$D = - LOG_{10}(T_r) * 28,14 - pH * 23,18 + 151,2$$

in cui:

D = dose di carbonato di calcio [g/m^3] raccomandata per il primo intervento di liming;

T_r = tempo di ricambio delle acque del lago [anni]

RISULTATI

MONITORAGGIO PRE-INTERVENTO

Caratteristiche morfologiche

Dall'elaborazione dei dati acquisiti sono state costruite le curve isobate (Fig. 3) e calcolati i parametri morfometrici mancanti.

Sono state inoltre definite le curve ipsografiche (Fig. 4), che mostrano le distribuzioni cumulative delle aree e dei volumi in rapporto alla profondità della cuvetta lacustre.

Il fondo del lago si mantiene per il 60% al di sopra dei 6 metri di profondità; il 50% del volume si trova nei primi 3,5 metri di profondità, mentre il volume al di sotto dei 10 m rappresenta solo il 6% del complessivo.

In base alle due diverse ipotesi di coefficiente di afflusso (Φ), il tempo di ricambio T_r è risultato di 4 mesi (*Ipotesi azzardata*) e 2 mesi (*Ipotesi cautelativa*). La portata media annua dell'emissario è stata stimata in a 25-40 L/s.

Caratteristiche chimico-fisiche

Nei grafici in figura 5 sono illustrati gli andamenti di temperatura, ossigeno disciolto, conducibilità e pH sulla colonna d'acqua del lago.

Relativamente alla termica delle acque del lago, si evidenzia che la stratificazione estiva è poco marcata, poiché la profondità del lago non è sufficiente affinché si instauri un gradiente termico significativo e fattori meteorologici come piogge di media intensità o vento siano in grado di indurre piene circolazioni. L'escursione termica è di circa 6 °C tra superficie e fondo e, nelle condizioni rilevate nel mese di giugno, il metalimnio è posizionato a 5 metri di profondità..

La concentrazione di ossigeno disciolto si mantiene tra 7,5 e 9,5 mg/L e la percentuale di saturazione prossima al 100%, evidenziando l'assenza di fioriture algali intense o di fenomeni di inquinamento organico.

Il pH risulta compreso tra 5,5 e 6,7 unità, con valori superiori in superficie sia per la maggiore attività algale sia per l'ingresso dell'acqua di dilavamento superficiale, più acida che, portandosi verso gli strati più profondi perché più fredda e quindi più densa, abbassa il pH.

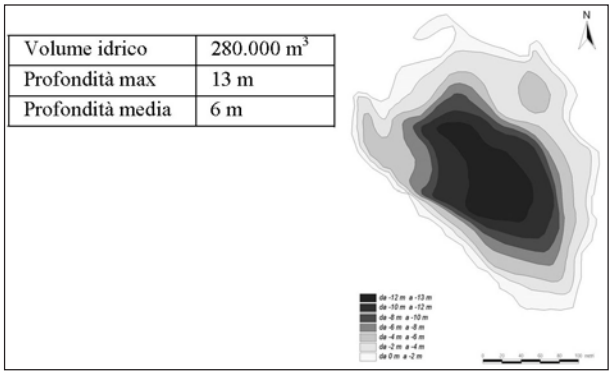


Fig. 3. Carta isobatimetrica del Lago Darengo.

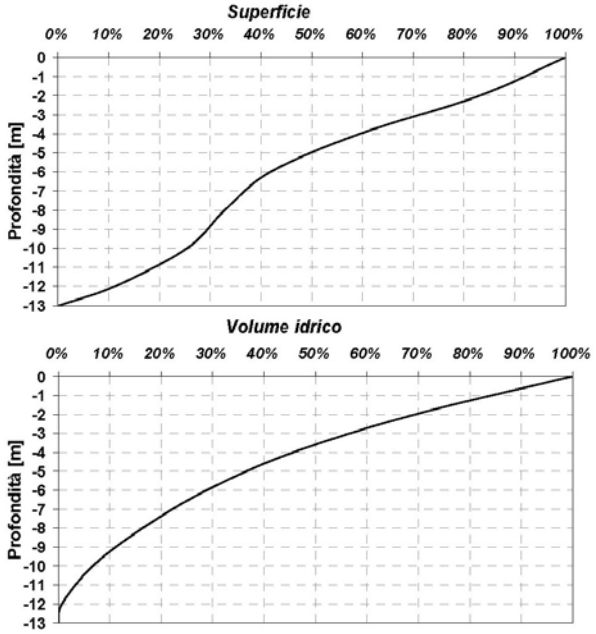


Fig. 4. Curve ipsografiche delle superfici e dei volumi.

Secondo la classificazione IRSA per la definizione della suscettibilità di un lago all'acidificazione, il Lago Darengo, sulla base dell'alcalinità misurata in occasione del campionamento del giugno 2000 [4], risulta molto suscettibile all'acidificazione; più precisamente, considerando che essa è risultata pari a 22 μeq/L e che il valore medio ponderato di pH è pari a 5,9 unità, il lago si trova al limite tra "*alta suscettibilità*" e "*condizioni già compromesse*" (Tab. III e Fig. 6). Il valore di alcalinità di 50 μeq/L è il limite adottato dall'Agenzia per l'ambiente svedese (SEPA) quale soglia oltre la quale procedere all'aggiunta di carbonati perchè insufficiente a tamponare l'effetto indotto dalle precipitazioni acide.

Il calcolo del bilancio ionico evidenzia una dominanza del calcio tra i cationi (seppure in termini assoluti di concentrazione assai bassi), e di solfati e bicarbonati tra gli anioni (Fig. 7). In base al bilancio ionico, il Lago Darengo appartiene alla categoria delle acque calcichebicarbonate (GAGGINO e CAPPELLETTI, 1984). Dal confronto tra i dati del CNR e quelli del Lago Darengo (GIUSSANI *et al.*, 1986) emerge che i secondi sono mediamente inferiori a quelli dei laghi alpini indagati; in particolare la somma di anioni e di cationi è prossima ai valori minimi riscontrabili.

Il fosforo reattivo ed il fosforo totale presentano concentrazioni prossime ai limiti di rilevabilità strumentali; anche i composti dell'azoto sono presenti in quantitativi estremamente ridotti, così come l'azoto organico (Tab. IV). La clorofilla, con valori dell'ordine di 1 μg/L, e la trasparenza delle acque (13 m) indicano un'attività fotosintetica molto ridotta. Pertanto, sulla base dei sopraccitati parametri, il Darengo risulta essere ultraoligotrofo (OECD, 1982).

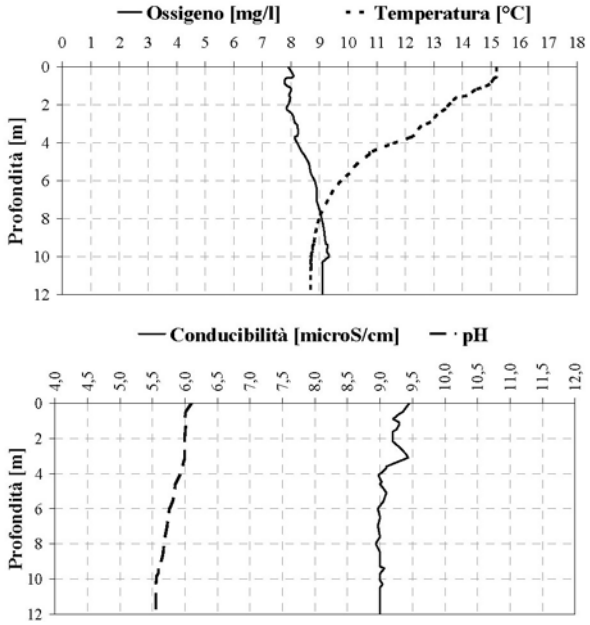


Fig. 5. Profilo verticale di temperatura, ossigeno disciolto, conducibilità, pH del Lago Darengo nel giugno 2000. [4]

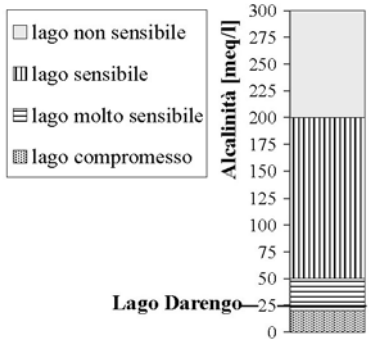


Fig. 6. Sensibilità del Lago Darengo all'acidificazione.

Caratteristiche chimico-fisiche dei corsi d'acqua

In tabella V sono riportati i risultati ottenuti sia per i corsi d'acqua sia per la neve relativi ai parametri temperatura, pH e conducibilità.

I valori di conducibilità in tutti i campioni risultano particolarmente bassi; i minimi si hanno nelle acque in uscita dal lago (stazioni 2 e 6), il valore massimo è stato misurato nell'acqua sorgiva presso la prima confluenza (stazione 7bis).

Il valore 4,8 del pH misurato nel nevaio conferma il fatto che le precipitazioni nell'area di interesse sono

Tab. III. Valori noti di pH e di alcalinità del Lago Darengo e sensibilità di questo all'acidificazione.

N.	Campionamento	pH	Alcalinità [μeq/L]
[1]	8-94	**5,5 ***	
[2]	6-99	**6 ****	**21**
[3]	9-99	**6,2 ****	
[4]	6-00	**5,9 *****	**22**
[5]	7-00	**6,3 ****	**39**
[6]	9-00	**6,4 *****	**28**

* valore misurato nell'emissario; **valore misurato in superficie; *** valore medio ponderato lungo la colonna d'acqua

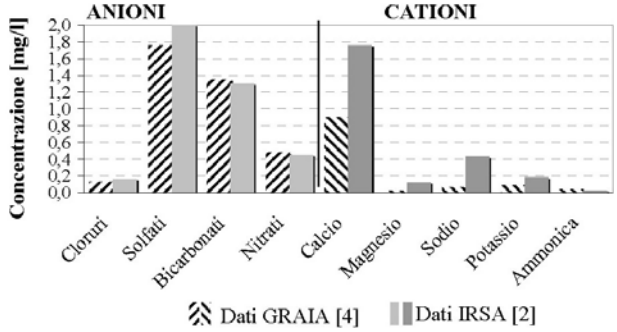


Fig. 7. Concentrazione [mg/L] degli ioni presenti nelle acque del Lago Darengo [4] e loro confronto con i dati del CNR-IRSA. [2]

particolarmente acide (stazione 5). I valori minimi di pH sono riferiti alle acque in uscita, confermando i risultati delle indagini limnologiche (stazioni 2 e 6); i valori di pH (6,9 e 7,1) e di conducibilità (>20 µS/cm) misurati nelle acque sorgive confermano che all'interno della roccia l'acqua subisce una leggera mineralizzazione.

La portata d'acqua delle sorgenti a monte del lago (stazioni 3 e 4) è risultata ridotta, considerato anche che nel periodo in cui è stata effettuata l'indagine questa tipologia di afflussi dovrebbe essere nella fase di massima intensità; l'apporto di sostanze minerali da parte delle sorgenti è quindi complessivamente modesto.

Le acque in uscita dal lago subiscono una progressiva mineralizzazione scendendo verso valle: l'aumento di conducibilità e di pH risulta comunque modesto, il che è dovuto anche al fatto che le acque con cui si miscelano quelle in uscita dal lago presentano caratteristiche qualitative che non si discostano particolarmente da quelle del T. Darengo.

Popolamento fitoplanctonico

In tabella VI è riportato l'elenco dei *taxa* di fitoplancton rinvenuti nelle due campagne di monitoraggio. Ciascun taxon è accompagnato da una valutazione qualitativa di abbondanza.

Complessivamente sono stati rinvenuti 12 generi. La classe delle Bacillarioficee risulta dominante in entrambi, rispettivamente con il 58 ed i 50% dei generi rinvenuti; le Coniugatoficee, presenti nel campione di giugno unicamente con il genere *Cylindrocystis*, in settembre rappresentano, con *Microspora* e *Chlorhormidium,* il 25% dei taxa.

Rispetto alla media dei laghi alpini molto sensibili all'acidificazione, ma anche rispetto ai laghi d'alta quota in genere, il Lago di Darengo mostra di possedere una comunità fitoplanctonica piuttosto diversificata, ma complessivamente molto poco abbondante, in relazione probabilmente ai valori di fosforo estremamente bassi delle acque del lago.

La disponibilità di silice reattiva nelle acque potrebbe spiegare la dominanza di bacillarioficee acidofile non solo in primavera, ma anche in tarda estate.

Popolamento zooplanctonico

Dall'esame dei campioni raccolti è emersa l'assenza di una comunità zooplanctonica (unici esemplari rinvenuti: 2 naupli di Copepode, resti di Cladocero, 1 *Eubosmina)*.

Popolamento ittico

Le testimonianze dei pescatori, che da molti anni non rilevano più alcuna presenza di pesci nel lago, sono state confermate dai campionamenti effettuati. Non è stato infatti riscontrato alcun segno della presenza di pesci, normalmente ben visibili in questo tipo di ambienti per la elevata trasparenza delle acque e per l'attività di superficie che manifestano nelle ore del mattino e della sera in periodo estivo.

Tab. IV. Nutrienti e indicatori di stato trofico del Lago Darengo.

Parametri	U.M.	Valori
Azoto nitroso [$N\text{-}NO_2$]	µgN/L	4
Azoto nitrico [$N\text{-}NO_3$]	µgN/L	480
Azoto ammoniacale [$N\text{-}NH_3$]	µgNH_4/L	38
Azoto totale	µgN/L	700
Fosforo ortofosfato [$P\text{-}PO_4$]	µgP/L	< 5
Fosforo totale	µgP/L	< 3
Clorofilla "a"	µg/L	< 2
Trasparenza	m	13 (fondo lago)

Tab. V. Valori dei parametri chimico-fisici misurati nei corsi d'acqua.

Stazione di campionamento	Temperatura [°C]	pH [unità]	Conducibilità [µS/cm]
2	16,1	6,1	14
3	11	7,2	25
4	16	6,9	23
5		4,8	
6	10,4	5,8	15
7	8,5	6,3	24,5
7 bis	5,8	6,6	32
8	8,2	6,5	24
9	12,2	6,6	28
10	11,3	6,7	21
11	12,7	6,7	27

Tab. VI. Elenco dei generi di alghe rinvenuti nei due campioni di giugno e settembre 2000.

Classe	Genere	06/00	09/00
Cyanophyceae	*Microcystis*	+	+
Bacillariophyceae	*Cyclotella*	++	++
Bacillariophyceae	*Melosira*	+	
Bacillariophyceae	*Cymbella*	++	+
Bacillariophyceae	*Diatoma*		+
Bacillariophyceae	*Gomphonema*	+	+
Bacillariophyceae	*Nitzschia*	++	++
Bacillariophyceae	*Surirella*	+	
Bacillariophyceae	*Achnantes*	++	++
Cryptophyceae	*Cryptomonas*	+	+
Oedogoniophyceae	*Oedegonium*	+	++
Chlorophyceae	*Scenedesmus*	+	
Conyugatophyceae	*Cylindrocystis*	+	+
Conyugatophyceae	*Microspora*		+
Conyugatophyceae	*Chlorhormidium*		+
	Totale taxa	**12**	**12**

Legenda: + occasionale, ++ raro, +++ comune, ++++ abbondante

Fauna macrobentonica

L'applicazione dell'indice IBE sui campioni di macrobenthos raccolti nelle stazioni 2, 3, 7, 8, 10, 11 ha fatto registrare per quasi tutte le stazioni d'indagine una II classe di qualità biologica (Tab. VII). Il mancato raggiungimento della prima classe deve essere correlato alle severe condizioni ambientali che caratterizzano la valle: la presenza di gruppi sistematici sensibili quali i Plecotteri, i Tricotteri o il Triclade *Crenobia alpina* esclude fenomeni di inquinamento organico. La comunità macrobentonica diviene più ricca in taxa procedendo verso valle, nonostante la biodiversità risulti piuttosto limitata rispetto alla media dei torrenti alpini; questo fatto è verosimilmente dovuto alla sensibilità degli organismi macrobentonici all'acidità dell'acqua che, dalla stazione 3 alla 11, si mantiene inferiore alla neutralità.

Nematodi

Nella tabella VIII sono elencate le specie rinvenute, con un'indicazione qualitativa della loro abbondanza numerica. La comunità di nematodi appare poco diversificata e estremamente ridotta anche dal punto di vista della biomassa, in accordo con quanto ci si attendeva data l'ultraoligotrofia delle acque in uscita dal lago.

Le specie *Mononchus truncatus, Tripyla glomerans* e *Trischistoma monohystera* sono specie ad ampio areale di distribuzione e tipiche di acque pulite.

L'applicazione stessa del "Nematode Pollution Index" (NPI) conferma la totale assenza di inquinamento organico, con un valore dell'indice (determinato dal rapporto tra la percentuale di Rhabditida sul totale dei gruppi di nematodi presenti) pari allo 0%.

Tab. VII. Numero di Unità Sistematiche (U.S.), valore I.B.E. e Classe di qualità biologica (C.Q.) rilevate nei corsi d'acqua della Val Darengo.

Stazione	U. S.	IBE	C.Q.
3	8	8	II
2	7	8	II
7	12	9	II
8	16	10-9	I-II
10	13	9	II
11	14	9	II

Tab. VIII. Elenco delle specie di nematodi rinvenute ("+"= presenza occasionale).

Ordine	Specie	Abbondanza
Dorylaimida	*Mononchus truncatus*	+
Enoplida	*Tobrilus* sp.	+
Enoplida	*Tripyla glomerans*	+
Enoplida	*Trischistoma monohystera*	+

Tab. IX. Immissioni di pesci nel Lago Darengo.

Data	N° esemplari immessi	Provenienza
12.06.2001	300 trote fario + 200 sanguinerole	T. Ravella
25.07.2002	600 trote fario	T. Lambro
14.09.2002	1000 trote fario (novellame, 6<L tot<9 cm)	Allevamento

Intervento di liming

Per l'applicazione della formula di THORNELOF e DEGERMAN, necessaria per il calcolo del "dosaggio ottimale" sono stati utilizzati i seguenti dati in ingresso: tempo di residenza delle acque compreso tra 2 e 4 mesi; pH 5,9 (media ponderata sui volumi). Il "dosaggio ottimale" risulta compreso tra 28 e 36 g/m^3 (per un pH 5,9). Il valore indicato dalla SEPA, per laghi aventi pH compreso tra 5,6 e 6, alcalinità <50 µeq/L e tempo di ricambio inferiore ai 6 mesi, è di 30 g/m^3, mostrando una sostanziale concordanza. L'apporto complessivo è di circa 8,5 tonnellate (1,75 t/ha). Gli effetti neutralizzanti del dosaggio sopra indicato sono stimati, sulla base di studi di settore, in circa 2 anni, corrispondenti a 5-6 volte il tempo di ricambio delle acque lacustri; la durata "limitata" è principalmente ascrivibile al basso tempo con cui ricambiano le acque del lago (circa 4 mesi). Nelle fotografie in figura 8 sono rappresentati alcuni momenti significativi dell'intervento svolto.

Ricostruzione del popolamento ittico

La vocazione ittica naturale dei laghi d'alta quota sarebbe nella maggior parte dei casi nulla mentre la vocazione potenziale è di norma a Salmonidi, come nel caso del Lago Darengo. Si è quindi deciso di ripopolare il lago utilizzando soggetti di trota fario (*Salmo (trutta) trutta*), che predilige basse temperature e una buona ossigenazione, e di sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*)

Fig. 8. intervento di liming.

che, per le sue ridotte dimensioni, può fungere da pesce "foraggio" e migliorare le disponibilità di sostentamento alimentare della popolazione salmonicola. Sono stati utilizzati soggetti selvatici catturati tramite elettropesca nei torrenti Ravella e Lambro (CO), immediatamente trasportati in elicottero all'interno di una vasca di ossigenazione imbragata in una rete; sulle rive del lago sono stati acclimatati attraverso un lento ricambio idrico prima di essere rilasciati. Le date con il numero di pesci rilasciati, sono riportati in tabella IX.

Nelle fotografie in figura 9 sono rappresentati alcuni momenti significativi delle immissioni di pesci svolte.

MONITORAGGIO POST-INTERVENTO

Caratteristiche chimico-fisiche

I risultati delle campagne effettuate negli anni 2001 e 2002 sono stati confrontati con quelli relativi alle due campagne del 2000, distinguendo tra i campionamenti di inizio estate e quelli di settembre. L'andamento verticale dell'ossigeno e del pH è riportato in figura 10 mentre i dati di temperatura e conducibilità rispettivamente nelle tabelle X e XI.

Relativamente alla termica, il lago manifesta solo dei fenomeni di riscaldamento temporaneo degli strati più superficiali. È evidente la condizione di disgelo in cui si trovava il lago nel giugno 2001, con una temperatura di 4 °C omogenea lungo tutta la colonna.

A settembre, le concentrazioni medie di ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua sono comprese tra 8 e 9 mg/L, valori prossimi alla concentrazione di saturazione.

Il pH di giugno 2001 presenta un andamento anomalo dovuto alle condizioni di disgelo del lago e al continuo rimescolamento delle acque tra superficie e fondo causato dagli apporti di acqua fredda e dallo scioglimento del ghiaccio, mentre a luglio 2002 presenta un andamento decrescente lungo la colonna d'acqua, con valori in superficie abbondantemente superiori a 6 unità e valori sul fondo dell'ordine di 5,8 unità. A settembre i valori di pH sono sempre più alti di quelli registrati all'inizio dell'estate e i valori registrati

Fig. 9. Immissione di pesci nel Lago Darengo (giugno 2001). A: preparazione della vasca per il trasporto dei pesci; B: arrivo al lago; C e D: acclimatamento prima dell'immissione nel lago.

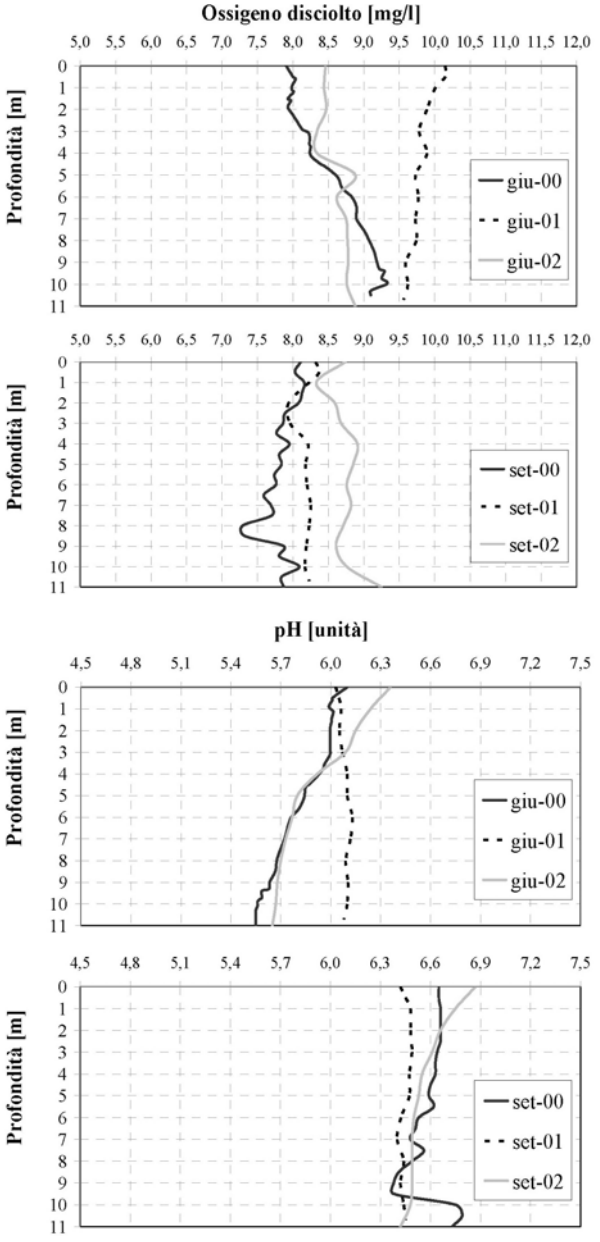


Fig. 10. Andamento verticale del pH.

nel 2002 sono generalmente più alti di quelli relativi al 2001.

Durante le campagne di monitoraggio del 2001 e del 2002, il lago mantiene una conducibilità molto bassa, in relazione alla natura cristallina del suo bacino imbrifero. Dalla serie storica del pH (Fig. 11) si osserva che, nonostante vi siano escursioni piuttosto marcate nell'arco dell'anno, nel periodo 2000-2002 si è registrato un trend migliorativo. Inoltre, a parte il dato relativo al periodo critico del disgelo (luglio 2001), il valore medio di pH si è sempre mantenuto superiore a 6 unità. il valore di pH particolarmente alto del novembre 2001 è dovuto alla scarsa piovosità che aumenta il tempo di ricambio del lago e conseguentemente gli effetti positivi dovuti al rilascio di carbonato dal sedimento.

Dalla serie storica dell'alcalinità e applicando la classificazione IRSA relativa alla sensibilità all'acidificazione, il Lago Darengo è passato dall'essere molto sensibile all'acidificazione con tendenza a diventare un lago compromesso prima dell'intervento di liming (settembre 2000), ad una condizione intermedia tra lago sensibile e lago molto sensibile nei campionamenti del 2001 e del 2002 (Fig. 12).

Gli effetti del liming sullo stato chimico del lago ed in particolare sulla sua alcalinità sono dunque stati accertati: tale considerazione si basa sull'aumento di alcalinità riscontrato nei due anni successivi all'intervento di risanamento e sul meno evidente aumento medio del pH nel medesimo periodo.

Tab. X. Andamento verticale della temperatura.

Profondità m	T °C Giu 2000	T °C Sett 2000	T °C Giu 2001	T °C Sett 2001	T °C Giu 2002	T °C Sett 2002
0	15,20	12,11	3,99	8,81	13,2	10,6
1	14,65	12,08	3,87	8,78	13,1	10,3
2	13,40	12,1	3,90	8,76	13,0	10,2
3	12,56	12,05	3,90	8,75	13,0	10,1
4	11,43	11,91	3,93	8,73	12,2	10,0
5	10,31	11,8	3,93	8,68	11,7	10,0
6	9,75	11,75	3,92	8,63	11,4	9,9
7	9,29	11,7	3,93	8,57	11,2	9,9
8	8,98	11,67	3,95	8,55	11,1	9,9
9	8,83	11,64	3,97	8,54	11,0	9,9
10	8,70	11,62	3,99	8,55	10,9	9,9
11	8,68	11,59	4,00	8,54	10,9	9,9

Tab. XI. Andamento della conducibilità lungo la colonna d'acqua nel Lago Darengo.

Profondità m	µS/cm Giu 00	µS/cm Sett 00	µS/cm Giu 01	µS/cm Sett 01	µS/cm Giu 02	µS/cm Sett 02
0	9,45	10,1	9,3	8,81	12	11,8
1	9,30	10,1	9,3	8,78	12,1	11,6
2	9,20	10,1	9,3	8,76	12	11,8
3	9,43	10,6	9,0	8,75	11,9	11,8
4	8,98	10,2	8,9	8,73	11,9	11,8
5	9,10	9,3	9,2	8,68	11,8	11,3
6	8,97	9,6	9,3	8,63	11,5	11,9
7	8,97	9,4	9,1	8,57	11,6	11,4
8	8,93	9,1	8,6	8,55	11,7	11,7
9	9,00	9,4	9,3	8,54	11,9	11,7
10	9,00	11,4	8,8	8,55	11,8	10,9
11	9,04	12	8,7	8,54	11,9	11,4

Caratteristiche chimico-fisiche dei corsi d'acqua

In figura 13 sono riportati tre grafici relativi all'andamento monte-valle dei parametri chimico-fisici monitorati nel periodo 2000-2002. È opportuno ricordare che nel 2000 il monitoraggio è stato effettuato nel mese di giugno, mentre nei due anni seguenti in settembre e che le stazioni 3 e 4 si trovano a monte del lago (che coincide con la stazione 1), mentre le altre stazioni si trovano a valle dello stesso.

L'andamento monte-valle della temperatura risulta sostanzialmente analogo per gli anni 2001 e 2002.

Relativamente al pH, nei due anni di monitoraggio post-intervento nel lago sono stati registrati valori molto simili a quelli delle acque che lo alimentano (Stazioni 3 e 4): in particolare, nel 2001 sono stati rilevati valori poco inferiori a 6,5 unità, nel 2002 valori prossimi a 7 unità. Nel 2001, scendendo verso valle, il pH si manteneva pressoché costante attorno a valori dell'ordine di 6,6–6,4 unità, mentre nel 2002 a valle della prima confluenza si è registrato un aumento da 7 a 7,5 unità ed un ulteriore aumento di minore entità in corrispon-

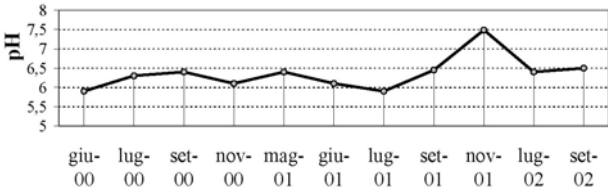


Fig. 11. Andamento del pH nel Lago Darengo nel periodo giugno 2000-settembre 2001.

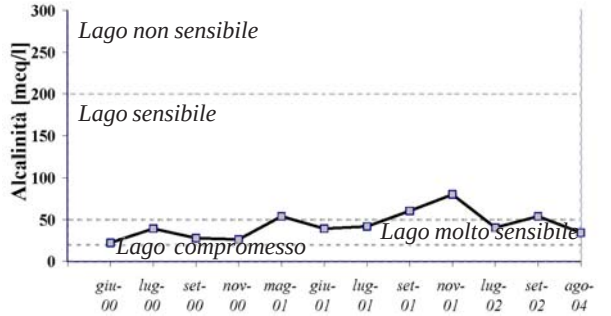


Fig. 12. Andamento storico dell'alcalinità nel Lago Darengo e evoluzione temporale della "sensibilità all'acidificazione".

denza della confluenza del Torrente Ledù. Confrontando con i dati delle due campagne di monitoraggio, nel 2000 si è riscontrato un netto abbassamento dei valori di pH tra l'acqua sorgiva in ingresso al lago e quella del lago stesso, fenomeno che non si è ripetuto nei due anni seguenti; si può quindi ipotizzare che il diverso comportamento sia un effetto del liming. I valori particolarmente alti registrati a valle del lago nella campagna del 2002 sono probabilmente ascrivibili alle diverse condizioni climatiche tra i diversi anni considerati.

Per quanto concerne la conducibilità, non si evidenzia alcuna variazione significativa tra i dati rilevati nei tre anni di indagini.

Popolamento fitoplanctonico

Nel campionamento del 2001 non sono emerse particolari novità. Rispetto ai campioni precedenti, nel 2002 è stato osservato un numero inferiore di generi ma sono stati individuati 4 nuovi generi: *Tribinema, Peridinium, Cosmarium* e *Staurastrum*. La Classe delle Bacillariophycea è quella con il maggior numero di generi. Complessivamente la biomassa totale di alghe prelevate nei tre campionamenti risulta scarsa, mentre mostra una discreta biodiversità.

Popolamento zooplanctonico

I risultati dei campionamenti effettuati sono riassunti in tabella XII. Il numero degli esemplari rinvenuti permane estremamente ridotto, in relazione alle basse concentrazioni di fosforo totale e di clorofilla "a" che caratterizzano il lago.

Popolamento ittico

A seguito del monitoraggio da barca e subacqueo, è stata accertata la presenza di pesci nelle acque del lago.

Fauna macrobentonica

I dati emersi dai campionamenti quantitativi di macrobenthos risultano tra loro differenti nei tre anni di osservazione (Fig. 14). In alcuni periodi dell'anno l'immissario è quasi completamente asciutto con la conseguente ripercussione sulla possibilità di ricolonizzazione da parte della comunità macrobentonica. I dati mostrano complessivamente una bassa densità con un incremento nel 2002 della biodiversità, dovuto ad una migliore condizione di portata d'acqua del torrente.

I risultati ottenuti dall'analisi dei campioni e dalla successiva applicazione dell'indice IBE in tutti e tre gli anni di monitoraggio sono riportati in tabella XIII.

I risultati confermano quanto osservato nel campionamento del 2000. Le acque correnti rientrano in una II classe di qualità. La fauna macrobentonica osservata include, mediamente, una decina di unità sistematiche per ogni stazione di campionamento. Pur non essendo un numero elevato, va sottolineato che la maggior parte dei taxa riscontrati sono Plecotteri, Efemerotteri e Tricotteri, che rappresentano i gruppi di macroinvertebrati più sensibili alla qualità ambientale.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dalle indagini preliminari effettuate il Lago Darengo

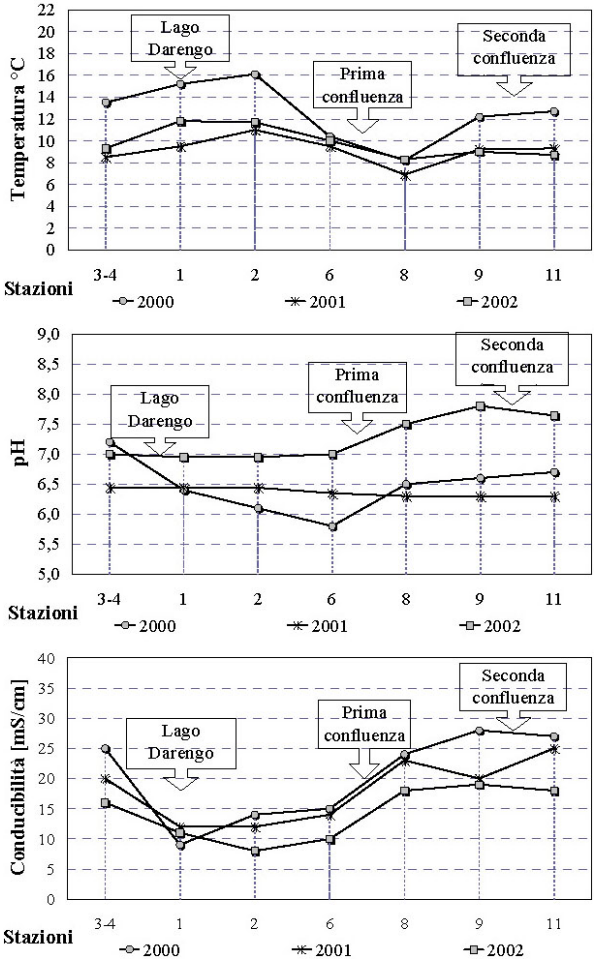


Fig. 13. Andamento monte-valle di temperatura, pH e conducibilità.

Tab. XII. Composizione della comunità zooplanctonica del Lago Darengo.

Ordine	Genere	N° esemplari rinvenuti 09/01	09/02
COPEPODI			
Nauplio di copepode			
Nauplio di Cyclopoide		3	13
CLADOCERI	Bosminidae		
	Chidorus		3
	Daphnia		3
ROTIFERI	*Trichocerca*		2
	Keratella		3

risulta in condizioni tali da richiedere un intervento di risanamento tramite liming. Dall'analisi dei parametri chimico-fisici è infatti emerso che:

- il pH delle acque del lago si mantiene costantemente inferiore a 7 unità durante tutto il periodo estivo (5,6-6,5); inoltre allo scioglimento completo delle nevi, momento particolarmente critico per laghi soggetti ad acidificazione, i valori medi di pH sono inferiori a 6, valore limite di sopravvivenza per numerose specie biologiche, soprattutto per i pesci;
- tutti i dati disponibili sull'alcalinità delle acque del Darengo sono inferiori a 50 µeq/L (valore soglia per i laghi "molto sensibili ad acidificazione") e quelli relativi al campionamento tardo-primaverile sono inferiori a 20 µeq/L (valore soglia per i laghi "già compromessi"); la capacità tampone del lago, espressa dalla concentrazione di ioni carbonato è quindi insufficiente a neutralizzare gli apporti acidi dal bacino imbrifero;
- i valori estremamente bassi di conducibilità elettrica specifica (inferiori a 10 µS/cm) indicano che gli apporti di soluti al lago sono estremamente ridotti; in particolare questo risultato conferma che lo ione carbonato è presente in concentrazioni minime.

Dai risultati dei campionamenti biologici emerge che anche le biocenosi acquatiche risentono dello stato di acidificazione delle acque:

- la comunità fitoplanctonica, componente biotica responsabile della produttività primaria del lago, è risultata estremamente esigua, come effetto non solo dell'acidificazione, ma anche della scarsa disponibilità di nutrienti;
- lo zooplancton sembra essere la comunità più compromessa: è stata infatti registrata la quasi totale assenza dei suoi componenti nei campioni raccolti;
- la popolazione di trote, un tempo presente nelle acque del lago, è ormai del tutto scomparsa, nonostante le ripetute immissioni effettuate negli ultimi vent'anni. Tale fenomeno deve essere verosimilmente imputato allo stato di acidificazione, dal momento che è presumibile che le condizioni di oligotrofia caratterizzassero il lago anche in passato.

Le indagini svolte nel 2000 e le successive elaborazioni hanno fornito un quadro di conoscenze, fino a quel momento inesistenti, relative al lago, al suo bacino imbrifero e a corsi d'acqua della Valle Darengo. In particolare, sono state svolte un'indagine batimetrica

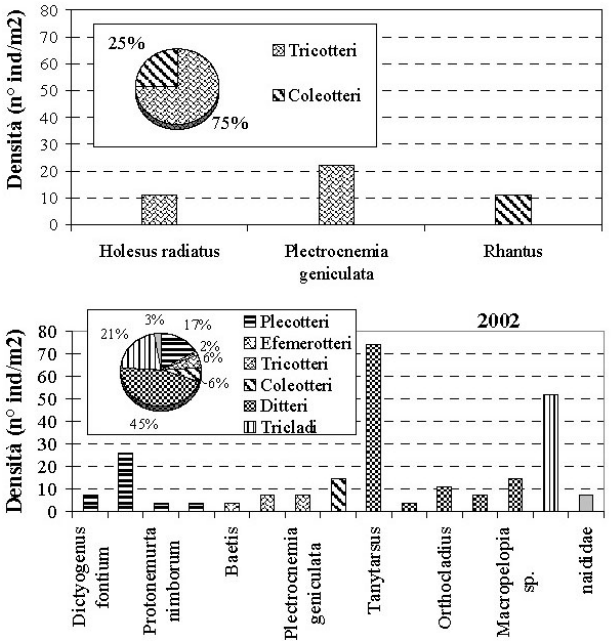


Fig. 14. Campionamenti quantitativi di macrobenthos nell'immissario del Lago Darengo.

del lago, una valutazione qualitativa delle dimensioni e delle caratteristiche del bacino imbrifero ed una caratterizzazione chimico-fisica e biologica del lago e dei corsi d'acqua.

I dati raccolti, supportati da un'approfondita ricerca bibliografica sull'acidificazione dei corpi idrici, hanno fornito le basi per la progettazione dell'intervento di liming. Nel corso dell'estate del 2000 è stato pianificato l'intervento curando sia gli aspetti tecnici (tipologia, quantità e granulometria dell'agente tampone), sia i particolari esecutivi (modalità di trasporto, localizzazione dei punti di immissione, monitoraggio durante l'intervento) che, nel caso specifico, presentavano non poche difficoltà.

L'intervento di liming, effettuato nel settembre del 2000, è riuscito perfettamente e, a due anni di distanza, si può affermare che ha avuto effetti positivi.

L'intervento sul Lago Darengo ha inoltre consentito di definire e collaudare una metodologia di intervento su laghi acidi che, a questo punto, può essere trasferita anche su altri corpi idrici interessati da questo problema. Si ricorda che, fatta eccezione per il Lago d'Orta – dove è stato effettuato un intervento di questo tipo con analoghe finalità– l'intervento descritto in questo rap-

Tab. XIII. Applicazione dell'indice IBE e classi di qualità ai corsi d'acqua della Valle Darengo.

Anno	Stazione 3		Stazione 7		Stazione 8		Stazione 10		Stazione 11	
	Valore IBE	C.Q.	Valore IBE	C.Q.	Valore IBE	C.Q.	Valore IBE	C.Q.	Valore IBE	C.Q.
2001	8	II	9	II	8	II	8	II	9	II
2002	8-9	II	9-10	II-I	8-9	II	9-8	II	9-8	II

porto rappresenta il primo di questo tipo su un lago alpino in Italia, dove l'acidificazione dei corpi idrici rappresenta un problema relativamente recente.

Riguardo agli effetti del liming nel breve e nel medio periodo, nei due anni di monitoraggio post-intervento sono stati tenuti sotto controllo i principali parametri chimico-fisici e biologici del lago e dei corsi d'acqua, ponendo particolare attenzione a pH e alcalinità. Per quanto riguarda il pH gli effetti del liming sono riassumibili in un leggero aumento del valore medio annuo ed in un sensibile aumento dei valori minimi annui. Questo tipo di comportamento è d'altronde quello che si ha in presenza di un agente tampone, in quanto la reazione tampone si innesca proprio in condizioni di acidità. L'aumento dell'alcalinità in seguito all'intervento di liming è invece ben visibile: dai valori medi dell'ordine di 30 μeq/L registrati prima del liming, si è passati a valori medi di circa 50 μeq/L sia nel 2001, sia nel 2002. In base alla classificazione proposta dall'IRSA per valutare proprio la sensibilità di un corpo idrico all'acidificazione, che utilizza come parametro l'alcalinità, il lago è passato da una condizione dl *lago molto sensibile* tendente a *lago compromesso*, a condizioni intermedie tra *lago molto sensibile* e *lago sensibile*. Questo risultato conferma il successo dell'intervento, in quanto il Lago Darengo continua inevitabilmente ad essere sensibile all'acidificazione, ma grazie al liming si è allontanato dalle condizioni di *lago compromesso* che possono danneggiarne irreversibilmente l'ecosistema. Il risanamento del lago ha infine permesso di iniziare la ricostruzione di una comunità ittica, per ora con trota fario e sanguinerola, che consentirà nei prossimi anni anche la fruizione da parte dei pescatori sportivi appassionati della Valle di Livo e della montagna incontaminata.

Ringraziamenti

Si ringraziano per la collaborazione ed il supporto forniti: il C.A.I. di Dongo, gli Agenti di Vigilanza Caccia e Pesca dell'Amministrazione Provinciale di Como; A. Carelli, S. Clerici, S. Compare, M. Jacovino, S. Montonati, M. Riva, T. Sala.

BIBLIOGRAFIA

BATTARBEE R.W., ALLOTT T.E.H., 1993, Lake acidification: evidence, effects, management and reversibility. In: De Bernardi R., Pagnotta R., Pugnetti A. (Eds), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia.* **52**: 319-340.

CAMPAIOLI, S., GHETTI P.F., MINELLI, A., RUFFO, S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Vol. I. Provincia Autonoma di Trento.

GAGGINO G.F., CAPPELLETTI E., 1984, *Catasto dei Laghi Italiani IRSA – CNR Quaderno n° 72,* Roma. Vol. 1, 565 pp.

GAGGINO G.F., CAPPELLETTI E., MARCHETTI R., CALCAGNINI T., 1985. The water quality of Italian lakes. In: EWPCA & ANDIS (Eds.). *Lake pollution and recovery*. Proc. Internat. Congr.: 30-56.

GERMAIN, H. 1981. *Flore des diatomées, Diatomophycées*. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris.

GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.).I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Prov. Aut. di Trento – APPA, Trento 222 pp.

GIUSSANI G., DE BERNARDI R., MOSELLO R., ORIGGI I., RUFFONI T., 1986. *Indagine limnologica sui laghi alpini d'alta quota*. Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. CNR – Verbania Pallanza. Issn: 0393-8395.

HUBER-PESTALOZZI G., 1955. *Das Phytoplankton des Süsswassers, Systematik und Biologie. Euglenophyceen.* Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgard.

LANCASTER J., PATRICK S. 1996. The U.K. Acid Waters Monitoring Network: a preface. *Freshwater Biology,* special applied issues section, **36**: 129-130.

MARCHETTO A., BOGGERO A., BRIZZIO M.C., MOSELLO R., BARBIERI A. 1998. Nitrogen content in atmospheric depositions and headwater lakes in the Lake Maggiore drainage basin. In: Poster Volume of the International Conference HEADWATER '98, *Hydrology, Water Resources and Ecology of Mountain Areas* – Topic 8: Water Quality: 218-221, Bolzano.

O.E.C.D. (VOLLLENWEIDER R.A., KEREKES J.J.), 1982. *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. O.E.C.D., Paris, 154 pp.

SANSONI, G. 1992. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani.* Ist. Agrario, settore Foreste-Ambiente, S. Michele all'Adige (Trento); Serv. Protezione Ambiente; CISBA. Provincia Autonoma di Trento. 193 pp.

STREBLE, H., KRAUTER, D. 1984. *Atlante dei microrganismi acquatici.* Franco Muzzio & C. Editore, Padova.

TACHET H., BOURNAUD M., RICHOUX Ph, 1987. *Introduction à l'étude des macroinvertebrates des eaux douces*. Université Claude Bernard - Association Francaise de Limnologie - Ministére de l'Environnement, 155 pp.

TARJAN, A.C., ESSER, R.P., CHANG, S.L. 1977. An illustraded Key to Nematodes Found in Fresh Water (also includes plant-parasitic nematodes). *J. Water Pollution Cont. Fed.* **49**: 2318-2337.

TARTARI G., MARCHETTO A., COPETTI D., 2000. *Qualità delle acque lacustri della Lombardia alle soglie del 2000,* Fondazione Lombardia per l'Ambiente. Ricerche & Risultati n° 44 Milano. 226 pp.

THÖRNELÖF E., DEGERMAN E., 1991, *Lake liming in Sweden, case studies and general experiences*. International lake and watershed liming practises – The Terrene Institute, Washington D.C., pp. 41-60.

ZULLINI, A. 1982. *Nematodi*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 17. CNR AQ/1/190.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 183-187.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Mating and sexual selection in the threatened crayfish, *Austropotamobius italicus*

Barbara Renai, Francesca Gherardi*

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi", Universitá di Firenze, Via Romana 17, 50125 Firenze, Italy

* *Referente per la corrispondenza (francesca.gherardi@unifi.it)*

Abstract
Mating by the threatened crayfish *Austropotamobius italicus* was studied in the laboratory during October-November 2002. For two hours we observed the interactions occurring in 17 groups composed of three differently-sized adult males and one receptive female and we checked, in the subsequent three days, for spermatophore deposition by males and for spawning by females. Results showed: (1) the "reluctant" and "choosy" behaviour of the females, (2) the large-male size advantage, and (3) the occurrence of a form of "sperm competition". In our study, we did not find an ultimate explanation for female preference of large males. Indeed, male size is a good predictor of the outcome of intrasexual competition for the access of mates. If males have genes that enable them to attain the larger size, females mating with big males might produce big sons and therefore gain better reproductive success through their sons' progeny.

KEY WORDS: sexual selection / mate choice / *Austropotamobius italicus* / "sperm competition" / large-male size advantage

Comportamento riproduttivo e selezione sessuale nel gambero minacciato *Austropotamobius italicus*
Alcuni aspetti del comportamento riproduttivo del gambero di fiume minacciato *Austropotamobius italicus* sono stati analizzati in laboratorio nel periodo compreso tra ottobre e novembre 2002. Sono state osservate per due ore le interazioni di 17 gruppi composti ciascuno da tre maschi adulti, di differenti dimensioni, e una femmina ricettiva. Nei tre giorni successivi sono stati eseguiti controlli per verificare l'eventuale presenza di uova nelle femmine e/o la deposizione di spermatofore da parte dei maschi. Dall'analisi dei risultati è emerso che: 1) le femmine sono generalmente "riluttanti" ed "esigenti", 2) i maschi di maggiori dimensioni hanno più successo nella competizione intrasessuale e 3) anche nei gamberi è presente una forma di competizione spermatica. Non è stata trovata una spiegazione definitiva della preferenza della femmina per i partner "grandi". Le dimensioni del maschio sono comunque un buon indice della riuscita nella competizione per l'accesso alla femmina. Se i maschi hanno geni che permettono loro di ottenere una taglia maggiore, le femmine che si accoppiano con questi potranno generare individui di grandi dimensioni e ottenere un miglior successo riproduttivo attraverso la loro progenie.

PAROLE CHIAVE: selezione sessuale / scelta del partner / *Austropotamobius italicus* / "competizione spermatica" / vantaggio del maschio di maggiori dimensioni

INTRODUCTION

DARWIN (1871) was the first author to differentiate between two processes, the first favouring 'the power to charm the females' ("intersexual" or "epigamic" selection; HUXLEY, 1938a,b), and the second favouring 'the power to conquer other males in battle' ("intrasexual" selection; HUXLEY, 1938a). Subsequent studies showed that intersexual and intrasexual selections often act simultaneously to mould the mating behaviour of a species. However, except for a few examples (e.g. CHRISTY, 1982; FUKUI, 1995; VILLANELLI & GHERARDI, 1998), this issue has been neglected in the crustacean decapod literature.

The white-clawed crayfish, *Austropotamobius italicus*, is endemic to Italy (FRATINI *et al*., 2004). As part of the *A. pallipes* complex, this species is under protection by the European Council Directive 92/43/ECC. However, the introduction of highly competitive non-indigenous species and other factors such as pollution, diseases, over-fishing, river engineering, floods, and drought are leading to the narrowing of its

pattern of distribution.

Mating in this species occurs between late October and the first half of November. During this restricted period, the behaviour of this species changes; locomotion activity and dispersal increase (GHERARDI *et al*., 1998), possibly augmenting the probability of a mate encounter, and males appear more aggressive, competing with other males for the access of a female. Copulation is soon followed by spawning in autumn and eggs are carried through the winter and the subsequent spring. Hatching occurs in April and May, but the young still live attached to the female pleopods throughout two developmental stages, some 25 days after hatching (HOLDICH, 1992; GHERARDI *et al*., 1997).

Following the rationale that informations from behavioural studies help define management protocols and recovery plans for endangered species, our objectives here were (1) to explore the role exerted by *A. italicus* mate choice and male-male competition in inducing mating and (2) to investigate sperm competition and male control over multiple matings.

To these ends, we simulated in the laboratory mating interactions as observed in nature, where aggregations composed of two-four males were seen combating around a female (F. Gherardi, pers. observ.). Premises of this study were the results of a preliminary choice experiment in which a sex was free to choose between tethered individuals of the other sex with opposing phenotypic traits (VILLANELLI & GHERARDI, 1998). Females were found to select larger mates with intact chelipeds, while males mated indiscriminately without regard to the body size of the offered female.

MATERIAL AND METHODS

Animal collection and maintenance

Adult *A. italicus* were hand-collected in September 2002 from Torrente Resco in Pian di Scò (Arezzo). Crayfish were kept isolated under a natural light-dark cycle in plastic aquaria (bottom area: 30 x 16 cm) containing 3 litres of aerated water and a 10-cm long piece of an opaque PVC tube (diameter: 5 cm) as a refuge. They were fed twice a week on live earthworms. Individuals were measured using a vernier caliper for their cephalothorax length (CL). From their size, males were arbitrarily subdivided into three categories, small (S, CL < 29 mm), medium (M, CL 29-36 mm), and large (L, CL > 36 mm).

Experimental protocol

Before our observations commenced, we formed 17 groups composed of one receptive female (mean CL: 32 mm) and three differently-sized, receptive males (one S, one M, and L male), all with intact chelae. Females were defined receptive if they showed a spermatophoric plate on the seventh and eighth thoracic segments of sternites (F. Gherardi, unpubl. observ.), while male receptivity was assessed from their behaviour towards a receptive female. Every group was placed in a 40-cm diameter aquarium and was observed for two hours. We tape-recorded interactions occurring in every group and then analysed from these records:

1. Number of interactions. Within the female-male interactions, we distinguished "Mating Attempts" and "Successful Matings" (i.e. mating attempts ending with spermatophore deposition). Male-male interactions exclusively consisted of "Fights".
2. Sex of both the approaching and the retreating individual and, if male, its size category.
3. Duration of every interaction.

Crayfish were kept in the experimental aquarium for three subsequent days and examined three times per day for spermatophore deposition by males and for spawning by females.

Statistical analysis

Since the assumptions of normality of data and homogeneity of variance were not always met and some data were measured on an ordinal scale, we used nonparametrical statistical techniques (SIEGEL and CASTELLAN, 1988). Figures give median values and interquartile ranges (first-third quartiles). The level of significance under which the null hypothesis was rejected is $\alpha = 0.05$.

RESULTS

Female-male interactions

Females initiated interactions more often than the males (Wilcoxon signed ranks test: z=2.82, df=1, P<0.01) (Fig. 1). The number of both female and male approaches significantly increased with the male size

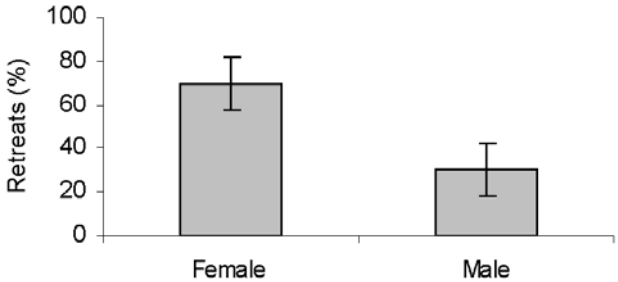


Fig. 1. Comparisons between sexes in the frequencies of approaches to the other sex (medians and interquartile ranges). Females: N= 17; males: N= 51.

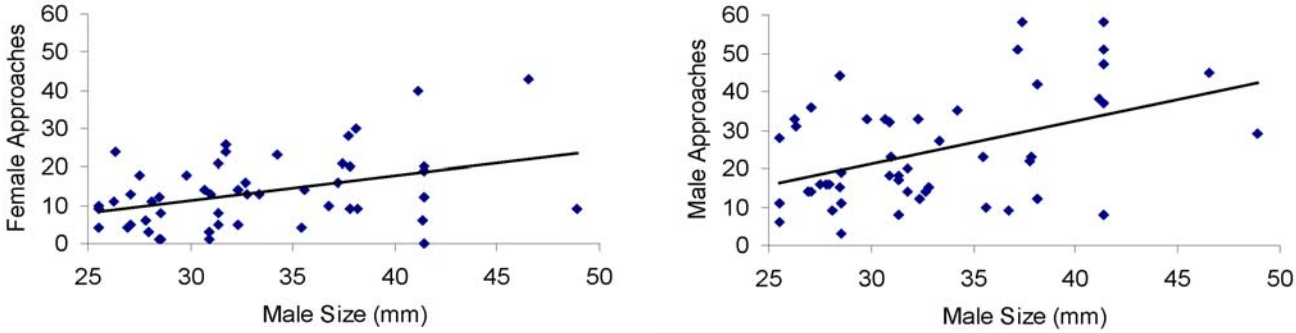


Fig. 2. The size of males plotted against (A) the number of female approaches to them and (B) the number of male approaches (B) to a female. N = 51

(Spearman rank-order correlation coefficient: r_s=0.416, df=49, P<0.01 and r_s=0.36, df=49, P<0.01) (Fig. 2).

Male-male interactions

Large males were the initiators of male-male interactions more often than the other size categories (Kruskal-Wallis: H=27.15, df=2, P<0.001) (Fig. 3). M-L pairs were engaged in more numerous fights (H=35.50, df=2, P<0.001) (Fig. 4) and combated on average longer (H=6.20, df=2, P<0.05) than S-M and S-L pairs. Most often, fights ended with the retreat of the smaller individual (G-test: G=97.95, df=2, P<0.001).

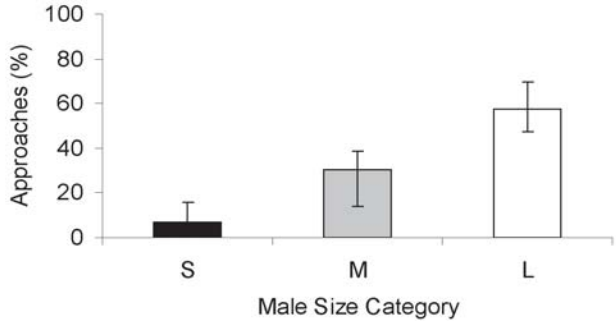


Fig. 3. Comparison among male size categories for the frequencies of their approaches in male-male interactions (medians and interquartile ranges). N= 51.

Mating attempts and successful mating

L males were engaged in more numerous and on average longer mating attempts than the other size categories (Friedman two-way analysis of variance by ranks: Fr=13.34, df=2, P<0.05 and Fr=6, df=2, P<0.05) (Fig. 5) and arrived more often to spermatophore deposition (G=6.094, df=2, P<0.05). However, successful matings were relatively rare. They occurred only in 16 instances out of 224 mating attempts (7.14 %), this low number being possibly the effect of the refusal by the female. In fact, mating attempts were often interrupted by the female retreats (z=-3.20, df=1, P<0.01) (Fig. 6). Three females were subjected to the deposition of more than one spermatophore by the

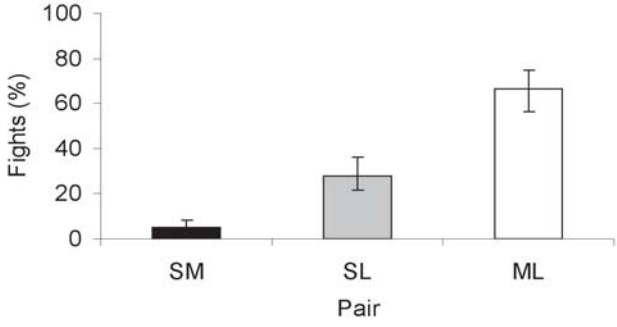


Fig. 4. Comparisons among pairs composed of differently-sized males for the frequency of fights (medians and interquartile ranges). SM= small-medium pair, SG= small-large pair and MG= medium-large pair. N= 51.

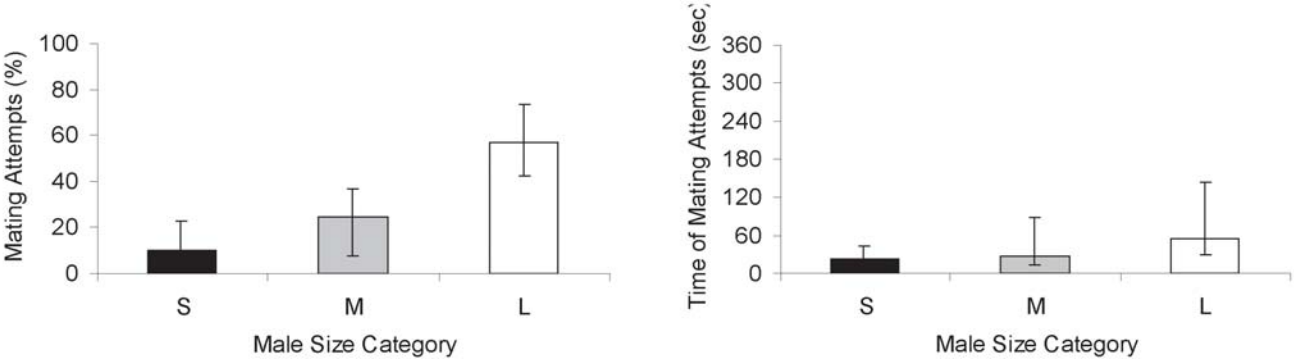


Fig. 5. Comparison among male size categories for the frequency (A) and mean duration (B) of mating attempts (medians and interquartile ranges). N= 51.

same or by a different male. Before attaching the new spermatophore, the male always removed the old one by feeding on it.

DISCUSSION

Our study clearly indicates that *A. italicus* females are both "reluctant" and "choosy" in their mating behaviour. On the one hand, they often interrupted mating attempts and also showed a form of "passive" resistance to the males by keeping their abdomen curled and therefore by impeding spermatophore deposition by males (BERRILL & ARSENAULT, 1984). On the other, they seemed to prefer males of bigger size. In fact, we found that females most often approached large, rather than medium or small, males. A similar female preference for large males was observed in other crustacean decapods studied so far (e.g. crabs, GREENSPAN, 1980; shrimp, RAHMAN *et al.*, 2002; crayfish, VILLANELLI & GHERARDI, 1998; FURRER, 2004). Reluctance and choosiness of *A. italicus* females can be justified by their large investment into offspring (see, also, *A. pallipes*, WOODLOCK & REYNOLDS, 1988 and the grapsid crab *Gaetice depressus*, FUKUI, 1995).

On the contrary, males seem to be undiscriminating in their choice of mates, probably because they have a little chance of encountering receptive females. In fact, (1) mating in *A. italicus* takes place over a short period of time, (2) females are a rare resource in space and time (BREWIS & BOWLER, 1985), and (3) the operational sex ratio (i.e. the ratio of one sex to the other among individuals ready to mate, ANDERSSON, 1994) becomes heavily skewed towards males as the mating season progresses (SNEDDEN, 1990).

The effects of mate choice by females on *A. italicus* mating are difficult to isolate from the direct influence of intrasexual competition. As expected in a species like *A. italicus* where receptive females are limited in space and time, male-male competition is particularly intense and is dominated by large males. Male-male combats may passively lead females to mate with a successfully competing male, which is usually the bigger individual in arthropods (BERRILL & ARSENAULT, 1984; WOODLOCK & REYNOLDS, 1988; GHERARDI, 2001). We found that large males were engaged in more numerous and longer mating attempts than the smaller size categories and more likely arrived at depositing spermatophores than the other males, notwithstanding that this event was relatively rare in the laboratory and in the taxon of study (see also FURRER, 2004).

In *A. italicus*, where any form of mate guarding is absent and male-male conflict for access to females is

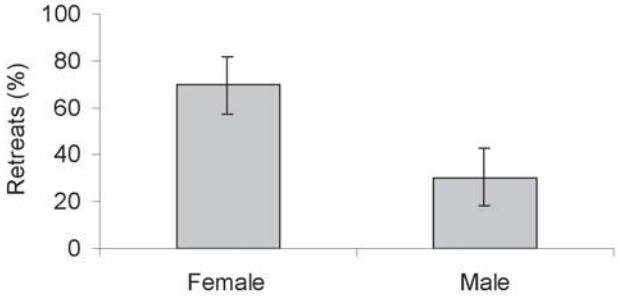


Fig. 6. Comparisons between sexes in the frequencies of their retreats from the other sex (medians and interquartile ranges). Females: N = 17, males: N = 51.

combined with external fertilisation, there is a particularly good opportunity for sperm competition (i.e. "the competition between ejaculates of two or more males for the fertilisation of the eggs of a single female"; PARKER, 1970). Indeed, the occurrence of sperm competition leading to the last-male advantage is confirmed by this and previous studies in *A. italicus* (VILLANELLI & GHERARDI, 1998) and other Astacidae (*Astacus astacus* and *A. leptodactylus*; FURRER, 2004). Males feed on the previously deposited spermatophore before copulating, being however unable to recognise their own spermatophores. This apparently primitive form of sperm competition was previously found in pseudoscorpions (WEYGOLDT, 1969), millipedes, and collembolans (SCHALLER, 1971), in which, however, spermathophores are deposited on the substratum and not attached onto the female abdomen.

CONCLUSIONS

Mating in *A. italicus* is best explained by the large-male size advantage resulting from an active mate choice of females for large partners. The considerable investment of energy in offspring justifies female choosiness, whereas the restricted mating period and the low number of receptive females make, first, males relatively undiscriminating in their mate choice and, second, intrasexual competition over females (also in the form of sperm competition) particularly intense. In our study, we did not find an ultimate explanation for female preference of large males. Indeed, male size is a good predictor of the outcome of intrasexual competition for the access of mates. If males have genes that enable them to attain the larger size, females mating with big males might produce big sons and therefore gain better reproductive success through their sons' progeny.

Acknowledgements

This work was made possible by funds from Un.D.A.Felix.

REFERENCES

ANDERSSON M., 1994. *Sexual selection*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

BERRILL M., ARSENAULT M. R., 1984. The breeding behaviour of a northern temperate Orconectid crayfish, *Orconectes rusticus*. *Animal Behaviour*, **32**: 333-339.

BREWIS J. M., BOWLER K., 1985. A study of reproductive females of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Hydrobiologia*, **121**: 145-149.

CHRISTY J. H., 1982. Burrow structure and use in the sand fiddler crab, *Uca pugilator* (Bosc). *Animal Behaviour*, **30**: 687-694.

DARWIN C., 1871. *The Descent of Man, and Selection in Relation to Sex*. London, John Murray.

FRATINI S., ZACCARA S., BARBARESI S., GRANDJEAN F., SOUTYGROSSET C., CROSA G., GHERARDI F., 2004. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its conservation. *Heredity*, **94**: 108-118.

FUKUI Y., 1995. The effects of Body Size on Mate Choice in a Grapsid Crab, *Gaetice depressus* (Crustacea, Decapoda). *Journal of Ethology*, **13**: 1-8.

FURRER S. C., 2004. Untersuchungen zur Partnerwahl und deren Auswirkungen auf die Reproduktion bei den Flusskrebsen *Astacus astacus* und *Astacus leptodactylus* sowie Untersuchumgen zur Life History beim Steinkrebs *Austropotamobius torrentium*. PhD Thesis dissertation.

GHERARDI F., 2001. Behaviour. In: *Biology of freshwater crayfish*. (D. M. Holdich ed.), Blackwell Science Ltd., Oxford: 258-290.

GHERARDI F., BARBARESI S., VILLANELLI, F. 1998. Movement patterns in the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* in a Tuscan stream. *Journal of Freshwater Ecology*, **13**: 413-424.

GHERARDI F., VILLANELLI F., DARDI, P., 1997. Behavioral ecology of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* in a Tuscan stream: preliminary results. *Freshwater crayfish*, **11**: 182-193.

GREENSPAN B. N., 1980. Male size and reproductive success in the communal courtship system of the fiddler crab *Uca rapaz*. *Animal Behaviour*, **28**: 387-392.

HOLDICH D. M., 1992. Crayfish nomenclature and terminology. *Finnish Fisheries Research*, **14**: 157-159.

HUXLEY, J. S., 1938a. The present standing of the theory of sexual selection. In: G.R. de Beer (ed.), *Evolution: essays on aspects of evolutionary biology presented to Professor E.S., Goorich on his seventieth birthday*, pp. 11-42. Clarendon Press, Oxford. Viii + 350 pp.

HUXLEY J. S., 1938b. Darwin's theory of sexual selection and the data subsumed by it, in the light of recent research. *American Naturalist*, **72**: 416-433.

PARKER G.A., 1970. Sperm competition and its evolutionary consequences in the insects. *Biological Review*, **45**: 525-567.

RAHMAN N., DUNHAM D. W., GOVIND C. K., 2002. Size-assortative pairing in the big-clawed Snapping shrimp, *Alpheus heterochelis*. *Behaviour*, **139**: 1443-1468.

SCHALLER R., 1971. Indirect sperm transfer by soil arthropods. *Annual Review of Entomology*, **16**: 407-446.

SIEGEL S., CASTELLAN N. J. Jr., 1988. *Nonparametric statistics for the behavioural sciences*. McGraw-Hill, New York.

SNEDDEN W. A., 1990. Determinants of male mating success in the temperate crayfish *Orconectes rusticus*: chela size and sperm competition. *Behaviour*, **115** (1-2): 100-113.

VILLANELLI F., GHERARDI F., 1998. Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. *Freshwater Biology*, **40**: 305-315.

WEYGOLDT P., 1969. *The Biology of Pseudoscorpions*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

WOODLOCK B., REYNOLDS J. D., 1988. Laboratory breeding studies of freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Biology*, **19**: 71-78.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 189-197.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Studio dell'ecologia trofica larvale del Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758) in condizioni sperimentali, per la messa a punto di tecniche di allevamento in *grandi volumi* basate sull'alimentazione con planctonti di origine selvatica

Tommaso Russo[1*], Lorenzo Tancioni[1], Eleonora Ciccotti[1], Riccardo Caprioli[1], Lorenza Conti[1], Andrea Fusari[2], Massimo Rampacci[2], Stefano Cataudella[1]

1 Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica – 00133 Roma

2 A.GE.I. (Agricoltura Gestione Ittica) S.C.r.l. – Roma

3 Referente per la corrispondenza (fax 0672595965; Tommaso.russo@uniroma2.it)

Riassunto

Il presente lavoro presenta parte dei risultati delle sperimentazioni condotte dal Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura dell'Università di Roma "Tor Vergata", in collaborazione con l'AGCI Pesca, per il progetto "*Produzioni ecocompatibili certificabili di giovanili da ripopolamento*" nell'ambito delle iniziative previste a livello nazionale dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (L. 164/98) nel "Piano Acque Dolci". La specie ittica in esame è il Persico reale (*Perca fluviatilis*, L. 1758), che riveste un'elevata importanza per la pesca professionale e sportiva nelle acque dolci nazionali e, quindi, per l'acquacoltura a supporto della pesca.

Per lo studio dell'ecologia trofica larvale di questa specie sono stati condotti due cicli di allevamento in mesocosmi. Il primo, svolto nella primavera del 2002, è stato finalizzato all'acquisizione di conoscenze di base sulla dieta e sui cambiamenti delle preferenze alimentari delle larve durante lo sviluppo ontogenetico. Per la gestione è stato utilizzato un approccio di tipo "estensivo", in cui gli zooplanctonti vengono trasferiti direttamente da un bacino di lagunaggio alle vasche d'allevamento secondo un sistema *flow-throught*. Sulla base delle osservazioni effettuate durante questo primo ciclo di allevamento sperimentale, è stato elaborato un protocollo sperimentale per l'alimentazione delle larve: la sequenza di prede, potenzialmente idonea per l'allevamento larvale, è stata identificata nella successione "rotiferi-bosmina-copepodi-daphnia". Il secondo ciclo, svolto nella primavera del 2003, è stato finalizzato alla verifica dell'idoneità di questo protocollo alimentare. A tal fine, è stata applicata una serie di accorgimenti gestionali: la dieta è stata basata sulla somministrazione di zooplanctonti selezionati dal bacino di lagunaggio ed allevati su larga scala in specifiche vasche di coltura ("acque verdi"), con un sistema parallelo alle vasche d'allevamento larvale. Tale ciclo, gestito con un approccio semi-intensivo in *grandi volumi*, ha consentito di ottenere risultati produttivi di notevole interesse (es. 32.000 avannotti/25 m^3 e 80% di sopravvivenza al 35° giorno).

PAROLE CHIAVE: Persico / larve / allevamento / ecologia trofica / ripopolamento / acquacoltura / zooplancton

The trophic ecology of Perch (*Perca fluviatilis*, L. 1758) in experimental conditions: the set-up of "Large Volumes" rearing technique based on wild food items

In this paper some results of a responsible fish fry production's project for restocking lakes are presented. Perch (*Perca fluviatilis* L.) was chosen as target species because of both the difficulties in larval and juvenile production and the economic interest in Italian lake's fishery. Two experimental rearing cycles were performed, in 2002 and 2003, respectively. First year's work was aimed at the setting up of a feeding protocol based on wild plankton, provided in flow-throught by a constructed wetland. Thus, the study of the diet has been done on the basis of stomach contents analysis. The results suggested that a diet based on the feeding succession rotifers-bosmina-copepods-*Daphnia* can be useful for larval rearing. The feasibility of that protocol was tested during the second rearing cycle: the diet was based on the zooplankton taxa, cultured in parallel tanks using green waters. Suitability of feeding protocol was verified and the final survival rate of second years was very good, over 80 %.

KEY WORDS: perch / larvae / rearing / trophic ecology / restocking / aquaculture / zooplankton / culture-based fishery

INTRODUZIONE

Oltre a ricoprire un ruolo fondamentale nella ricerca ecologica di base, lo studio dell'ecologia trofica larvale dei pesci offre importanti contributi allo sviluppo dell'acquacoltura responsabile. Questo vale soprattutto per le prime fasi dell'allevamento larvale, che presentano i maggiori problemi di messa a punto delle tecniche di allevamento (PLANAS e CUNHA, 1995). Attraverso la produzione di giovanili da ripopolamento, l'acquacoltura si configura come attività finalizzata al supporto della pesca. In particolare, quella dell'acquacoltura da ripopolamento si caratterizza come una forma d'allevamento "di qualità" che, proprio perché finalizzata

all'immissione negli ambienti naturali di organismi acquatici prodotti *ex-situ*, richiede atteggiamenti responsabili da parte di tutti i soggetti coinvolti (Enti competenti, acquacoltori, pescatori, associazioni di categoria, ricercatori, ecc.). A livello produttivo, ad esempio, questo dovrebbe implicare la ricerca e lo sviluppo di metodiche di allevamento appropriate, al fine di produrre organismi quanto più simili a quelli delle popolazioni selvatiche dal punto di vista genetico, morfologico e comportamentale.

In questo senso, come dimostrato da numerose esperienze eseguite prevalentemente su specie ittiche marine mediterranee, la tecnica d'allevamento larvale in *grandi volumi* si è dimostrata spesso più idonea di quella intensiva per produrre larve e giovanili di qualità certificabile. Con l'uso dei *grandi volumi* si tende a ricreare condizioni ambientali che simulano alcune delle dinamiche ecologiche delle aree di *nursery* naturali. In questo modo, le larve sono esposte a condizioni ambientali tali da consentirne un più naturale sviluppo comportamentale che emerge, ad esempio, nella ricerca e selezione delle prede. Inoltre, in nessuna fase del ciclo d'allevamento è previsto l'uso di farmaci e/o disinfettanti. Infine, i *grandi volumi* possono essere considerati ed analizzati come dei mesocosmi da sperimentazione ecologica e, dunque, offrire una grande opportunità per lo studio dell'ecologia trofica larvale in condizioni controllate.

Il presente lavoro riporta i risultati di sperimentazioni finalizzate allo studio dell'ecologia trofica larvale di *Perca fluviatilis* in *grandi volumi*. Le attività di allevamento sperimentale sono state svolte presso il *Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Aquacoltura* (LESA), in collaborazione con l'AGCI Pesca, nell'ambito del progetto di ricerca "*Produzioni ecocompatibili certificabili di giovanili da ripopolamento: il caso del Persico reale (Perca fluviatilis, L. 1758)*", finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali nel Piano di sviluppo dell'acquacoltura in acque dolci (L. 164/98) (Fig. 1).

MATERIALI E METODI

Per lo studio dell'ecologia trofica larvale di *P. fluviatilis* sono stati eseguiti due cicli di allevamento sperimentale. Il primo, svolto nella primavera del 2002, è stato finalizzato all'acquisizione di conoscenze di base sulla dieta e sulle modificazioni delle preferenze alimentari delle larve che compaiono nel corso dello sviluppo ontogenetico. Per la gestione è stato utilizzato un approccio di tipo "estensivo" (zooplanctonti trasferiti direttamente da un bacino di lagunaggio alle vasche d'allevamento secondo un sistema *flow-throught*). Il secondo ciclo, svolto nella primavera del 2003, è stato finalizzato a verificare l'idoneità del protocollo alimentare formulato sulla base delle osservazioni dell'anno precedente. Per realizzare questo obiettivo, è stata applicata una serie di accorgimenti gestionali; la dieta è stata basata sulla somministrazione di zooplanctonti selezionati dal bacino di lagunaggio ed allevati su larga scala in specifiche vasche di coltura ("acque verdi"), con un sistema parallelo alle vasche d'allevamento larvale. Pertanto tale ciclo, a differenza di quello dell'anno precedente, è stato gestito con un approccio semi-intensivo.

Le larve di *P. fluviatilis* utilizzate per entrambi i cicli di sperimentazione sono state ottenute da nastri di uova prelevati presso il lago di Bracciano (RM) durante apposite immersioni subacque. I nastri, immediatamente trasportati presso il LESA, sono stati incubati in bottiglie Zoug fino alla schiusa. Quindi, le larve sono state contate e trasferite all'interno delle vasche utilizzate per le prove di allevamento larvale. Sono state utilizzate le stesse vasche per entrambi i cicli di sperimentazione.

Il piano di campionamento e raccolta dati è stato identico per i due cicli di allevamento sperimentale. La raccolta di campioni e dei dati durante l'allevamento sperimentale ha seguito lo schema riportato in Tab. I. Campioni di zooplancton sono stati prelevati giornalmente mediante un retino con maglia di 100 micron. I campioni sono stati esaminati per l'identificazione e la conta delle specie presenti e gli andamenti ottenuti sono stati analizzati in maniera comparativa per le varie vasche. È stata effettuata, pure quotidianamente, una serie di misurazioni dei parametri chimico-fisici: temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, trasparenza, torbidità, nitriti, nitrati, ione ammonio e ione ortofosfato. Tali misurazioni sono state raccolte mediante una sonda multi-parametrica ed uno spettrofotometro digitale. Infine, sono stati quotidianamente

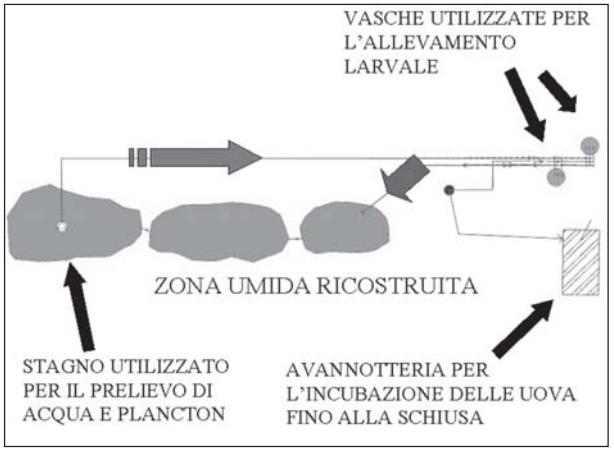


Fig. 1. Schema della porzione di impianto ospitato presso il LESA ed utilizzato per il presente studio.

raccolti campioni casuali di larve di *P. fluviatilis* mediante un retino. L'esame delle larve è stato incentrato sulla valutazione dell'accrescimento lineare e ponderale (calcolo dell'SGR – *Specific Growth Rate*) e sull'analisi dei contenuti stomacali, per la descrizione della composizione qualitativa della dieta. Per valutare la selettività delle larve nei confronti del tipo di prede consumate sono stati utilizzati l'indice di Overlap di Schoener (SCHOENER, 1970) e l'indice di preferenza alimentare di Strauss (STRAUSS, 1979), mentre l'analisi dettagliata delle preferenze è stata effettuata mediante l'analisi delle corrispondenze (CA) (BENZÉCRI, 1975; LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

Primo ciclo di allevamento sperimentale

Il primo ciclo di allevamento sperimentale è stato condotto nel maggio-giugno 2002. Sono state utilizzate 2 vasche circolari di 25 m^3 (denominate rispettivamente vasca 1 e 2), presenti nella parte esterna dell'impianto ospitato presso il LESA. Entrambe le vasche sono state riempite con acqua proveniente da uno dei bacini della zona umida ricostruita, presente all'interno del LESA. Da quest'ultimo sono state inoltre prelevate le biomasse di fitoplancton e zooplancton utilizzate per l'alimentazione delle larve, rappresentata esclusivamente da zooplanctonti vivi. Lo scarico delle due vasche è stato munito di un filtro con vuoto di maglia 25 micron per impedire l'uscita alle larve e degli zooplanctonti di taglia maggiore. Il flusso idrico dal bacino è stato mantenuto continuo durante le 24 ore per tutta la durata dell'esperimento, con apporti variabili tra 0,1 e 0,2 L/sec.

Nella prima vasca sono state immesse circa 50000 larve, mentre nella seconda circa 25000, con una densità iniziale di 4,1 larve/L e 2 larve/L rispettivamente (nella fase iniziale le vasche sono state riempite per circa metà del volume totale). L'allevamento sperimentale è proseguito fino al trentesimo giorno di età delle larve.

Secondo ciclo di allevamento sperimentale

Il secondo ciclo di allevamento sperimentale, condotto durante il periodo maggio-giugno 2003, ha avuto le seguenti finalità: (1) verificare i risultati ottenuti dal primo anno di sperimentazione, con particolare riguardo per la tipologia di prede da offrire alle larve; (2) risolvere gli inconvenienti che avevano condizionato negativamente le prove sperimentali del primo anno; (3) mettere a punto ed utilizzare un sistema di colture, parallelo alle vasche di allevamento larvale, al fine di garantire una disponibilità alimentare adeguata; (4) ottenere migliori risultati dall'allevamento larvale sperimentale.

Per quanto riguarda il numero di larve e, di conse-

Tab. I. Schema del piano sperimentale di campionamento per la raccolta dei dati.

Tipo di campione	Modalità di raccolta	Tipo di osservazione	Tempi di prelievo
Zooplancton	Filtrazione di un volume noto di acqua delle vasche mediante un retino con vuoto di maglia di 100 µm	Composizione quantitativa in specie	Quotidianamente alla stessa ora (10.30 A.M.)
Larve di *P. fluviatilis*	Cattura casuale di 30 individui mediante un retino	Composizione quantitativa in specie dei contenuti stomacali; Misura delle biometrie e del peso di ciascuna larva	Quotidianamente alla stessa ora (10.30 A.M.)
Parametri chimico-fisici delle acque	Sonda multiparametrica per temperatura, pH e concentrazione O_2; misure spettrofotometriche per nitrati, nitriti, ione ammonio e ortofosfati		Quotidianamente alla stessa ora (10.30 A.M.)

Tab. II. Dati relativi all'accrescimento ed alla sopravvivenza delle larve nel primo anno di allevamento sperimentale.

	Vasca 1		Vasca 2	
Data	15 aprile 2002	14 maggio 2002	15 aprile 2002	14 maggio 2002
Numero di individui	~ 25000	~ 1000	~ 50000	~ 1000
Sopravvivenza a fine esperimento	5 %		3 %	
Lunghezza totale media (cm ± d.s.)	0,66 ± 0,047	2,5 ± 0,74	0,58 ± 0,055	1,77 ± 0,188
Tasso medio di crescita lineare assoluta ($g=\Delta L/\Delta T$)	0,063 cm		0,041 cm	
Peso medio (mg ± 1 d.s.)	1,2 ± 0,274	203,8 ± 150,1	1,5 ± 0,179	55,5 ± 22,28
Tasso medio giornaliero di crescita ponderale assoluta ($g=\Delta P/\Delta T$)	6,986 mg		0,915 mg	

guenza, la densità delle medesime nelle vasche, vale quanto detto per il precedente ciclo di sperimentazione. Anche in questo caso, l'allevamento sperimentale è proseguito fino al trentesimo giorno di età delle larve.

L'allevamento degli organismi fito e zooplanctonici, utilizzati come alimento per le larve, è stato condotto all'interno di vasche "accessorie" le quali, dopo opportuna concimazione mediante sali inorganici (20 g $NaNO_3$ + 4 g K_2HPO_4 / 5000 L), sono state inoculate con acqua prelevata da uno degli stagni della zona umida ricostruita e filtrata con rete a vuoto di maglia di 100 µm. In relazione alle diverse esigenze di produzione degli zooplanctonti (rotiferi-bosmina-nauplii di copepodi e copepodi adulti-cladoceri), sono state allestite due differenti serie di vasche, in modo da ridurre la competizione tra le diverse popolazioni di zooplanctonti da utilizzare in fasi distinte del ciclo produttivo. La gestione delle colture ha previsto le seguenti fasi: riempimento parziale delle vasche (circa un quarto del volume utile = 6500 L) con acqua di pozzo; concimazione iniziale ed inoculo di fitoplancton con 500 L di acqua del bacino di lagunaggio filtrata con rete di maglia 100 µm; ottenimento del *bloom* algale ed innalzamento del livello della vasca fino a metà del volume totale utile (ca. 12500 L); immissione di zooplanctonti selezionati dallo stagno (utilizzo di un filtro da 500 µm); sommistrazione di lievito per incrementare le densità di zooplanctonti fino a 15-20 ind/mL; riempimento totale del volume (ca. 25 m^3).

In un periodo di tempo variabile (5-7 giorni), in relazione alle temperature ambientali registrate, la concentrazione di planctonti all'interno delle vasche è aumentata (per gli zooplanctonti da 1 ind/mL a 15-20 ind/mL) fino a consentirne l'utilizzo diretto per l'alimentazione delle larve. Le vasche di produzione degli zooplanctonti sono state gestite in maniera tale da mantenere pressoché costanti i volumi colturali, prelevando giornalmente il numero di zooplanctonti necessari, per pompaggio e filtrazione, con reti di maglia idonea per la selezione su base dimensionale (es. filtro alla pompa di aspirazione da 500 µm e rete di raccolta da 100 µm, per la selezione di rotiferi). Piccoli volumi colturali (ca. 500 L) sono stati comunque prelevati giornalmente per introdurre fitoplanctonti nelle vasche di allevamento larvale, procedendo all'immediato reintegro con acque di pozzo. Per la raccolta di dati e campioni vale quanto descritto per la sperimentazione condotta durante il 2002.

RISULTATI

Primo ciclo di allevamento sperimentale

I parametri fisici e chimici registrati nel corso della sperimentazione hanno subito continue variazioni: la temperatura è passata da 15° C (fase iniziale) a 21,5 °C (fase finale dell'esperimento); la concentrazione di ossigeno disciolto è oscillata fortemente, con valori compresi tra 11 e 17,8 mg/L; la trasparenza è variata tra 37 cm e 70 cm; la torbidità è oscillata tra 13,63 e 29,95 NTU; i nitriti hanno oscillato tra un minimo di 0,023 mg/L ed un massimo di 0,052 mg/L; i nitrati sono risultati compresi tra 3,96 mg/L e 12,76 mg/L; lo ione ammonio tra 0,01 e 0,03 mg/L e, infine, lo ione ortofosfato inorganico libero ha mostrato valori compresi tra 0,12 e 0,24 mg/L.

L'andamento delle popolazioni di zooplancton durante l'allevamento è mostrato in Fig. 2 (il grafico è riferito alla sola vasca 1, in quanto gli andamenti osservati per le due vasche sono risultati significativamente coincidenti: *Pearson* r = 0,985, $p<1\times10^{-4}$). Le specie presenti con le concentrazioni maggiori per tutto l'esperimento sono state *Keratella quadrata* e

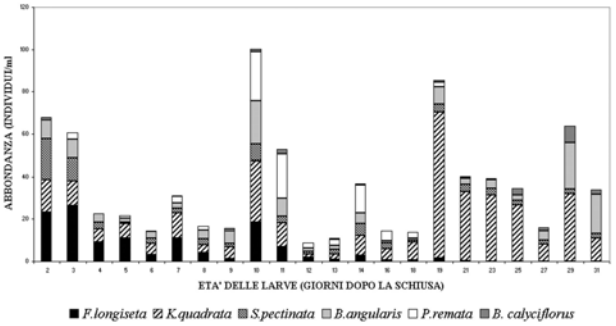


Fig. 2. Andamento della concentrazione delle maggiori specie zooplanctoniche nell'acqua della Vasca 1.

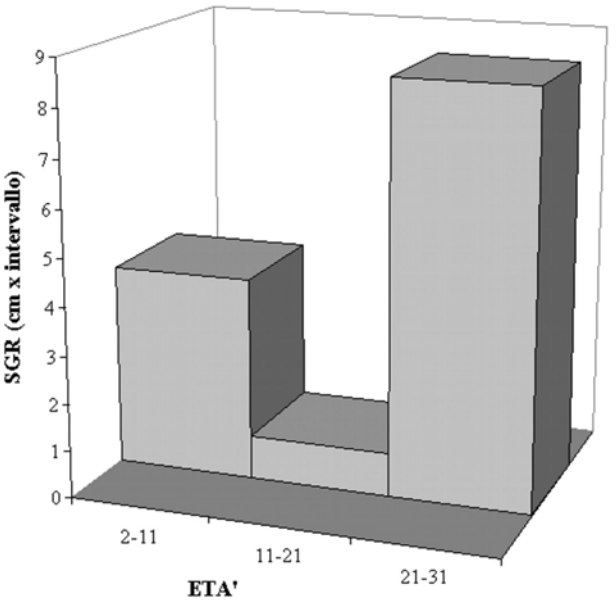


Fig. 3. Specific growth rate calcolato per le larve della Vasca 1: primo anno di allevamento sperimentale.

Brachionus angularis. Nella prima metà del campionamento è stata particolarmente abbondante *Filinia longiseta*, nella parte centrale *Polyathra remata* e nella parte finale *Trichocerca longiseta*.

In tabella II sono riportati i dati relativi all'accrescimento delle larve, alla sopravvivenza stimata alla fine dell'esperimento ed ai tassi giornalieri di incremento lineare e ponderale. In figura 3 è riportato l'SGR calcolato in base agli accrescimenti osservati nei pesci campionati dalla vasca 1. La vasca 2 ha mostrato risultati analoghi.

L'esame dei contenuti stomacali ha portato all'identificazione di venti categorie alimentari. Fra i Rotiferi sono state rinvenute le specie *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus quadridentatus*, *Keratella quadrata*, *Trichocerca longiseta*, *Lecane cornuta*, *Synchaeta pectinata*, *Polyarthra remata*, *Trichotria tetractis*; *Filinia longiseta*. Tra i Cladoceri tre specie sono entrate a far parte della dieta: *Bosmina longirostris*, *Daphnia magna* e *Chydorus sphaericus*. Per quanto riguarda i Copepodi sono state rinvenute forme adulte (*Eudiaptomus vulgaris)*, forme giovanili di Ciclopoidi e forme allo stadio naupliare. Fra le prede delle larve di *P. fluviatilis* sono inoltre rientrate le larve, le pupe e gli adulti di Chironomidi. Si sono, infine, verificati casi di cannibalismo. I valori dell'indice di Schoener per la vasca 1 (Fig. 4) sono oscillati tra 0 e 0,85, mantenendosi al di sotto e superando, in alcuni casi, la soglia di significatività (0,6). Solo dal 18° al 23° giorno di età delle larve si sono registrati valori dell'indice vicini al valore soglia. Per la vasca 2 i valori sono oscillati tra 0 e 0,61, cioè valori al di sotto e molto poco al di sopra della soglia di significatività. In generale, per entrambe le vasche, si osservano valori dell'indice particolarmente bassi, il che sta ad indicare una scarsa sovrapposizione tra composizione della dieta e disponibilità ambientale. Nelle figure 5 e 6 sono riportati gli andamenti dell'indice di selettività di Strauss per le diverse categorie alimentari riscontrate nella vasca 1 in funzione dell'età delle larve. L'analisi dei dati corrispondenti della vasca 2 ha fornito risultati analoghi ed è stata omessa per brevità.

Per quanto riguarda i Rotiferi, nel periodo iniziale (dal 3° al 6° giorno di età) si osserva un'alta selettività, specialmente nei confronti di *Brachionus angularis*, che poi decresce rapidamente fino al 10° giorno. *Brachionus angularis* torna ad essere una specie particolarmente appetita tra 11° e il 25° giorno, mentre nella fase finale dell'esperimento viene evitata. Le altre specie di Rotiferi non mostrano mai valori dell'indice elevati. Per quanto riguarda i Cladoceri, a partire dal 9° giorno di età le larve mostrano un'elevata selettività nei confronti di *Bosmina longirostris*, che rimane una specie particolarmente appetita per tutto il resto dell'esperimento. Anche *Daphnia magna* è una specie altamente selezionata dalle larve a partire dal 7° giorno di vita. Per quanto concerne i Copepodi, si osserva un'alta selettività nei confronti di *Eudiaptomus vulgaris* dal 7° giorno in poi, mentre per le forme giovanili di Ciclopoidi dall'9°-10° giorno in poi. Le forme naupliari dei Copepodi non sono, invece, particolarmente selezionate dalle larve di *P. fluviatilis.*

L'analisi delle corrispondenze è stata calcolata sull'insieme di dati ottenuto appaiando le osservazioni

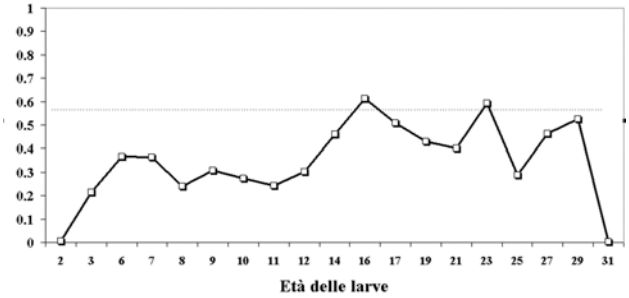


Fig. 4. Andamento dell'indice di Schoener in funzione dell'età delle larve. I dati sono riferiti alla Vasca 1.

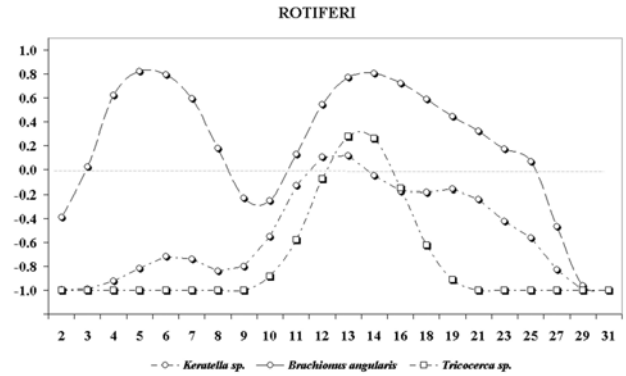


Fig. 5. Andamento dell'indice di Strauss per le specie di rotiferi, in funzione dell'età delle larve. I dati sono riferiti alla Vasca 1.

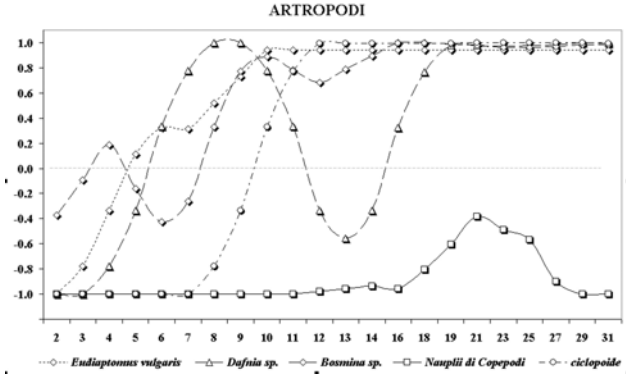


Fig. 6. Andamento dell'indice di Strauss per le specie di artropodi, in funzione dell'età delle larve. I dati sono riferiti alla Vasca 1.

relative alla disponibilità ambientale di prede ed alla selezione operata dalle larve (contenuti stomacali). Essa ha generato l'ordinamento riportato in figura 7. Entrambi gli assi fattoriali rappresentano una porzione rilevante dell'inerzia totale: il 33,21% ed il 20,12%, rispettivamente. Il pattern generato mostra una netta separazione tra i punti-osservazione corrispondenti alla disponibilità ambientale (cluster A) e quelli relativi alla selezione operata dalle larve. All'interno di quest'ultimo sotto-insieme di dati è possibile distinguere tre gruppi di osservazioni, contrassegnati dai cluster B, C e D. Infatti, in base alla posizione dei punti relativi alle prede/categorie alimentari ed all'osservazione dell'età corrispondente a ciascun punto-osservazione, è possibile distinguere, durante l'ontogenesi di *P. fluviatilis*, 3 momenti diversi caratterizzati da differenti preferenze alimentari. Durante la prima fase, ad età comprese tra 3 e 5 giorni, le larve mostrano un'affinità elevata per alcune specie di rotiferi (*K. quadrata*, in particolare). Durante questa fase è più marcata la corrispondenza tra disponibilità e selezione trofica. La seconda fase, che comprende pesci di età compresa tra 6-16 giorni (cluster B), è caratterizzata da una marcata preferenza verso i nauplii di copepodi, che si sposta progressivamente verso i copepodi adulti (*E. vulgaris*) e le bosmine (*B. longirostris*), prede più attivamente selezionate durante la terza fase (18-23 giorni, cluster C). Infine, dai 25 ai 31 giorni di età, le larve selezionano attivamente adulti di *Cyclops sp.* e tutti gli stadi vitali di *Daphnia magna* (cluster D).

Queste osservazioni, unite a quelle sopra riportate, hanno permesso l'elaborazione di uno schema di alimentazione ottimale per le larve di *P. fluviatilis* in condizioni di allevamento (Fig. 8).

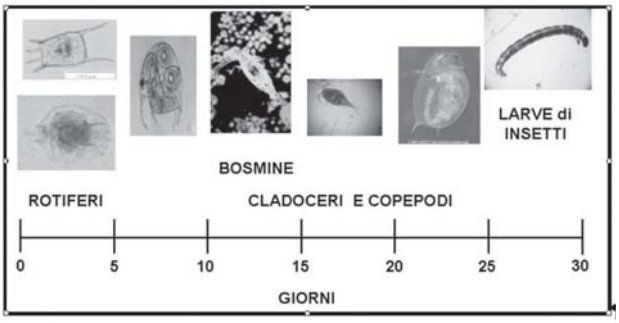


Fig. 8. Schema della dieta ottimale durante l'allevamento larvale del persico reale, elaborata sulla base dei risultati ottenuti durante il primo ciclo di allevamento sperimentale.

Secondo ciclo di allevamento sperimentale

Durante il secondo ciclo di sperimentazione (realizzato nel 2003), la temperatura è progressivamente aumentata passando da un valore di 16,4 °C (15 aprile) a 20,9 °C (14 maggio). Il mantenimento della temperatura entro un intervallo accettabile per lo sviluppo ottimale delle larve di *P. fluviatilis* ha reso necessario l'allestimento di una copertura in tela, che garantisse l'ombreggiamento alla vasca di allevamento. Questo accorgimento, unito all'utilizzo di acqua di pozzo (disponibile alla temperatura costante di 18°C), ha permesso di fronteggiare le elevate temperature atmosferiche che hanno caratterizzato il periodo di allevamento.

L'andamento dello ione ammonio mostra un picco iniziale di 0,24 mg/L. Questo valore è stato abbattuto al 2° giorno di età delle larve, raggiungendo un valore di 0,16 mg/L, grazie all'elevato tasso di ricambio dell'acqua. Questo ha permesso di mantenere la concentrazione di ione ammonio nella vasca a circa 0,05 mg/L per il restante periodo di allevamento.

La resa produttiva del secondo ciclo di allevamento sperimentale è risultata molto maggiore rispetto a quella dell'anno precedente: le sopravvivenze sono state pari all'85% per la vasca 1 ed all'80% per la vasca 2,

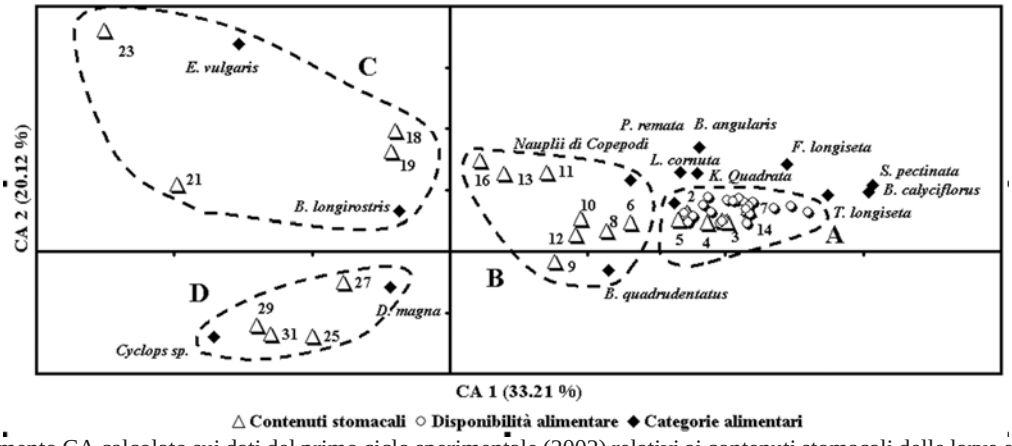


Fig. 7. Ordinamento CA calcolato sui dati del primo ciclo sperimentale (2002) relativi ai contenuti stomacali delle larve ed alla disponibilità ambientale.

con accrescimenti comparabili con quelli osservati nel 2002.

L'elenco sistematico delle specie zooplanctoniche rinvenute nella vasca di allevamento è risultato identico a quello descritto per l'anno precedente (2002). In figura 9 sono riportati gli andamenti delle categorie zooplanctoniche caratterizzate da abbondanze relative elevate, definite "principali". L'intero periodo di allevamento è stato caratterizzato dall'elevata e pressoché costante presenza di *B. longirostris*. Inoltre, nel periodo compreso tra il 2° e l'8° giorno di età delle larve di *P. fluviatilis*, si è osservata una quota dominante di Rotiferi, in particolare di *Keratella cochlearis*. Le categorie accessorie di zooplancton presenti in vasca durante il periodo di allevamento hanno visto la loro componente principale nei Rotiferi.

L'esame dei contenuti stomacali ha riguardato 204 individui ed ha portato all'identificazione di 13 categorie alimentari: Rotiferi (*B. angularis*, *B. urceolaris*, *B. calyciflorus*, *K. cochlearis*, *T. ruttneri*, *Lecane* sp., *Synchaeta* sp., *F. longiseta*); Cladoceri (*B. longirostris*, *D. magna*); Copepodi (*E. vulgaris*, *Cyclops* sp., nauplii). L'andamento dell'indice di Overlap di Schoener (non riportato) ha evidenziato una costante e marcata sovrapposizione tra disponibilità ambientale e dieta delle larve: i valori dell'indice sono risultati >0,8 durante tutto il periodo sperimentale.

L'analisi statistica dei dati, condotta mediante l'Analisi delle Corrispondenze, ha permesso di evidenziare una buona sovrapposizione tra disponibilità ambientale e selezione trofica (Fig. 10). In effetti, in conformità con quanto atteso, le larve hanno selezionato, durante la prima prova di allevamento, diverse specie di rotiferi, tra cui spicca *Keratella quadrata*. A partire dal settimo giorno di età, tuttavia, la loro preferenza si è spostata rapidamente verso le prede costituite dai cladoceri e dai copepodi, che hanno costituito l'alimento principale delle larve durante tutto il resto dell'esperimento.

DISCUSSIONE

Durante il primo anno di sperimentazione, al fine di comprendere il comportamento alimentare delle larve di *P. fluviatilis*, è stato condotto uno studio approfondito della selezione alimentare da esse operata in base alla disponibilità ambientale. Mediante il confronto tra la disponibilità alimentare e le frequenze di ritrovamento delle prede negli stomaci, è stato possibile osservare che selezione e disponibilità hanno coinciso solo in minima parte. Tale osservazione è stata successivamente confermata anche dall'analisi statistica (CA). In effetti, a fronte di una disponibilità pressoché costante e diversificata di Rotiferi, le larve hanno utilizzato solo nelle prime fasi questa risorsa, modificando velocemente la loro preferenza alimentare verso prede di dimensioni progressivamente maggiori. È stato osser-

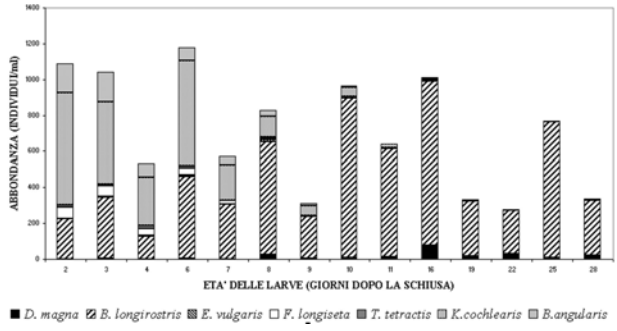


Fig. 9. Andamento della concentrazione delle maggiori specie zooplanctoniche nell'acqua della Vasca 1.

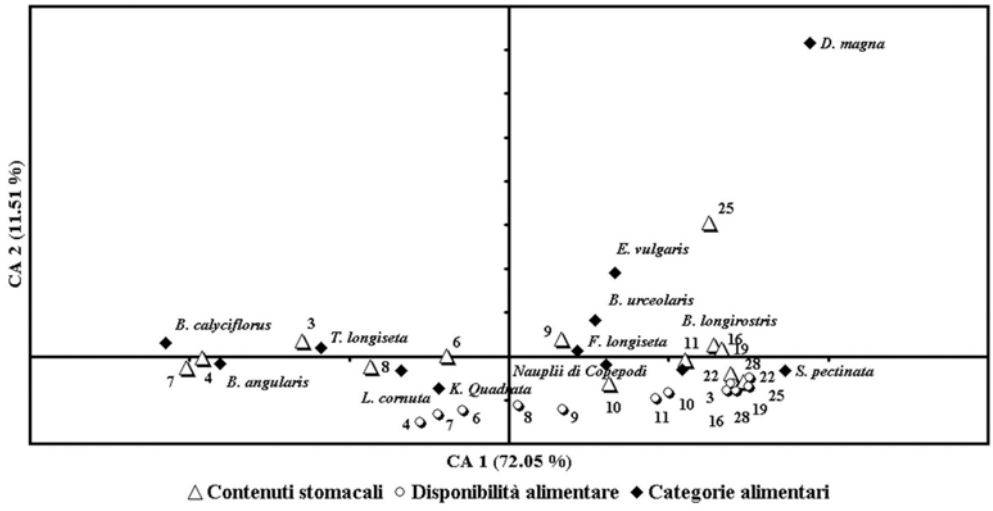


Fig. 10. Ordinamento CA calcolato sui dati del secondo ciclo sperimentale (2003) relativi ai contenuti stomacali delle larve ed alla disponibilità ambientale.

vato, di fatto, un comportamento alimentare altamente selettivo da parte delle larve di *P. fluviatilis*, rivolto verso specie di zooplanctonti presenti nelle vasche in quantità molto basse (Copepodi e Cladoceri). L'indagine ha anche evidenziato un comportamento opportunistico in quanto, in mancanza di specie grandi e valide dal punto di vista energetico (Copepodi e Cladoceri), le larve hanno predato i piccoli Rotiferi, che rappresentavano la maggiore percentuale di zooplanctonti presenti nell'ambiente. Si è assistito, inoltre, ad un cambiamento nella dieta attorno ai 15 mm di lunghezza totale delle larve, con un passaggio ad un'alimentazione monospecifica, a base della più grande *Daphnia magna*. Tale momento coincide con un decisivo aumento delle dimensioni della bocca, con la completa formazione dei raggi delle pinne e l'incremento delle velocità di nuoto, che permette la perlustrazione di maggiori volumi di acqua, una maggiore probabilità di successo nella cattura ed un miglioramento del meccanismo di predazione (EASTON e ORTH, 1992; KEAST e EADIE, 1985; MILLER *et al.*, 1988; HUNTER, 1981; MOOKERJI e RAO, 1994; BLAXTER, 1986; DROST, 1987).

Riassumendo, il comportamento alimentare delle larve ha seguito approssimativamente quattro fasi:

– nella prima fase, compresa tra 2 e 6 giorni di età, le larve, di taglia compresa tra 5 e 7 mm, hanno selezionato i Rotiferi ed in particolare *K. quadrata*;
– è seguita una seconda fase, tra 6 e 16 giorni di età, in cui la taglia era intorno agli 8-9 mm, in cui si è osservato un aumento di selettività verso *B. longirostris* e *E. vulgaris*, a discapito di *B. angularis*. In questa fase sono comparse nella dieta anche altre prede, quali larve di Chironomidi, forme giovanili di Ciclopoidi e *Daphnia magna*, sebbene in proporzione ridotta;
– nella terza fase, compresa tra i giorni 18 e 23, le larve si sono accresciute molto lentamente, raggiungendo la taglia di 10 mm. Questo basso tasso di crescita è da imputare ad un'alimentazione costituita nuovamente da Rotiferi, a causa della netta diminuzione nell'ambiente delle componenti zooplantoniche predate nella fase precedente. I Rotiferi si sono quindi rivelati prede di valore nutrizionale troppo basso per larve in questo stadio di sviluppo. In questa fase, inoltre, la mortalità ha raggiunto livelli elevati, che sono stati osservati anche nella fase successiva. Questo fenomeno potrebbe essere dovuto sia all'insufficiente apporto nutrizionale che allo stress derivato da un brusco innalzamento della temperatura verificatosi proprio durante questa fase;
– nella quarta fase, compresa tra i giorni 25 e 31, le larve hanno mostrato i tassi di accrescimento maggiori e una selettività particolarmente accentuata verso *D. magna*, *B. longirostris*, i giovanili di Ciclopoidi e le larve e le pupe di Chironomidi. Alla fine dello studio queste categorie rappresentavano la quasi totalità delle prede.

I cambiamenti ontogenetici nel tipo e nella dimensione delle prede che vengono consumate dovrebbero costituire parte degli adattamenti volti a massimizzare il guadagno energetico e accelerare la crescita (EGGERS, 1977). Il meccanismo su cui si basa la selezione operata dalle larve di *P. fluviatilis* potrebbe essere ricondotto alla "teoria del foraggiamento ottimale" secondo la quale, entro lo spettro dimensionale di prede imposto dai limiti morfologici, i pesci selezionano le prede che massimizzano il guadagno energetico e minimizzano la energie spese per la ricerca, la cattura e l'ingestione (MITTELBACH e PERSSON, 1998; WERNER, 1977; HOYLE e KEAST, 1987; SCHOENER, 1971; PIKE, 1984; KREBS e CAVIES, 1993; ESTABROOK e DUNHAM, 1976; WERNER, 1974, STEIN, 1977; STEPHENS e KREBS, 1986; DRENNER e MCCOMAS, 1989; WRIGHT e O'BRIEN, 1982; MILLS *et al.*, 1986). Questo compromesso determinerebbe le dimensioni ottimali della preda. Il modello di selettività osservato, però, può essere spiegato solo in parte in termini di limitazioni morfologiche (in particolare per la specie *Daphnia magna* e nel periodo iniziale), mentre si può ipotizzare, nel secondo periodo di allevamento, l'influenza di altri fattori, quali il miglioramento della capacità di cattura delle larve e dell'esperienza (STEPHENS e KREBS, 1986). Come già accennato, ciò permette una predazione opportunistica da parte delle larve di età più avanzata, per le quali diventano importanti l'esperienza, l'acutezza visiva e lo sviluppo delle pinne e della muscolatura, che determinano una maggiore capacità di nuoto ed abilità di attacco.

Il ciclo di allevamento dell'anno 2003 è stato condotto con l'intento di verificare ed integrare le conoscenze sull'ecologia trofica delle larve di *P. fluviatilis* accumulate nelle prove di allevamento sperimentale svoltesi nel 2002. I valori dei parametri chimico-fisici dell'acqua sono risultati ottimali all'incirca per tutta la durata della prova di allevamento.

Il cladocero *B. longirostris* si è confermato una specie altamente predata, il che può essere messo in relazione sia con la sua costante ed elevata presenza nell'ambiente di allevamento, sia, probabilmente, con la sua maggiore catturabilità, determinata dalla lentezza nei movimenti e dall'incapacità di accelerazioni che permettano una rapida fuga,

L'esperienza maturata durante questa prova di allevamento sperimentale ha permesso, grazie alle conoscenze di base fornite dallo studio svolto l'anno precedente, di ottenere una performance di allevamento pari all'80% circa in entrambe le vasche realizzate. Questo risultato è la dimostrazione di una corretta gestione dell'allevamento larvale, sia dal punto di vista delle

condizioni chimico-fisiche dell'acqua che della composizione quantitativa e qualitativa della dieta somministrata alle larve in accrescimento. In definitiva, questa esperienza ha reso possibile la redazione di un protocollo di allevamento responsabile di *P. fluviatilis*, che garantisca la produzione di pesce di qualità adatto per il ripopolamento in ambiente naturale, in linea con le direttive stabilite nel *Codice di Condotta per una Pesca Responsabile* (FAO, 1995). Le esperienze maturate durante la prima prova di allevamento e le relative conoscenze acquisite circa l'ecologia trofica della specie studiata, hanno permesso una migliore programmazione del secondo ciclo di allevamento sperimentale. Conseguentemente, il riscontro produttivo è stato notevolmente migliore, come testimoniato dalle percentuali di sopravvivenza alla fine dell'esperimento (>80%).

In conclusione, grazie allo studio del comportamento alimentare delle larve di *P. fluviatilis* ed alla verifica, durante la seconda annata, di prove di allevamento sperimentale, è stato possibile:

- determinare la successione di prede adatta per garantire buone performances di allevamento, quali alta sopravvivenza e buon tasso di accrescimento in condizioni di allevamento semi-intensivo, modulando anche la composizione qualitativa e quantitativa della dieta da offrire alle larve;
- comprendere l'importanza della gestione della composizione della comunità zooplanctonica "naturale", in termini qualitativi e quantitativi, presupposto fondamentale per ottenere buone performances di allevamento;
- ottenere, attraverso tecniche biologiche ed ecocompatibili, giovanili con caratteristiche di "rusticità" che danno maggiori garanzie di successo in relazione al loro uso per il ripopolamento.

BIBLIOGRAFIA

BENZECRI *et al*., 1975. L'analyse des données. 2 vols. Dunod, Paris.

BLAXTER J.H.S. 1986. Development of sense organs and behaviour of teleost larvae with special reference to feeding and predator avoidance *Trans. Am. Fish. Soc*., **115**: 98-114.

DRENNER R.W., MCCOMAS S.R., 1989. The role of zooplankter escape ability and fish size selectivity in the selective feeding and impact of planktivorous fish. In Kerfoot W.C. (eds.) *Evolution and ecology of zooplankton communities*, Special symposium, vol. 3, Am. Soc. Limnol. Oceanography.

DROST M.R., 1987. Relation between aiming and catch success in larval fishes *Can. J. Fish. Aquat. Sci*.,**44**: 304-315.

EASTON R.S., ORTH D.J., 1992 Ontogenetic diet shift of age-0 smallmouth bass (*Micropterus dolomieui* Lacèpede) in the New River, West Virginia, USA. *Ecol. Freshwater Fishes*, **1**: 86-98.

EGGERS D.M., 1977. The nature of prey selection by planktivorous fish. *Ecology*, **58**: 46-59.

ESTABROOK G.F., DUNHAM A.E., 1976. Optimal diet as a function of absolute abundance, relative abundance and relative value of available prey. *Am. Nat*. **110**(973): 401-413.

HOYLE J.A., KEAST A., 1987. The effect of prey morphology and size on handling time in a piscivore, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can. J. Zool.*, **65**: 1972-1977.

HUNTER J.R., 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. *In* Lasker, R. (eds.) *Marine fish larvae: morphology, ecology and relation to fisheries*. Washington Sea Grant Program, University of Washington Press: 33-77.

KEAST A., EADIE J., 1985. Growth depensation in year 0 largemouth bass: the influence of diet. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **114**: 204-213.

KREBS J.R., CAVIES N.B., 1993. *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. Second edition, Blackwell scientific edition.

LEGENDRE L., LEGENDRE P., 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, 419 pp.

MILLER T.L., CROWDER L.B., RICE J.A., MARSHALL E.A., 1988. Larval size and recruitment mechanisms in fishes: toward a conceptual framework. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **113**: 579-587.

MILLS E.L., CONFER J.L., KRETCHMER D.W., 1986. Zooplancton selection by young yellow perch: the influence of light, prey density and predator size. *Trans. Am. Fish. Soc*., **115**: 716-725.

MITTELBACH G.G., PERSSON L., 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **55**: 454-1465.

MOOKERJI N., RAO T.R., 1994. Influence of ontogenetic changes in prey selection on the survival and growth of ruhu, *Labres ruhita*, and singhi, *Heteropneustes fossilis*, larvae. *J. Fish Biol*., **44**: 479-490.

PIKE G.H., 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Ann. Rev. Ecol. Systematics*, **15**: 523-575.

PLANAS M., CUNHA I., 1995. Larviculture of marine fish: problems and perspectives. *Aquaculture* **177**: 171-190.

SCHOENER T.W., 1970. Non–sycronous spatial overlap of lizard in patchy habitats. *Ecology*, **51**: 408-418.

SCHOENER T.W., 1971. Theory of feeding strategies. Ann. Rev. Ecol. Systematics, **2**: 369-404.

STEIN R.A., 1977. Selective predation, optimal foraging and predator-prey interaction between fish and crayfish. *Ecology*, **58**: 1237-1253.

STEPHENS D.W., KREBS J.R., 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press.

STRAUSS R.E., 1979. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transaction of American Fisheries Society* **108**: 344-352.

WERNER E.E., 1974. The fish size, prey size, handling time relation in several sunfishes and some implications. *J. Fish. Res. Board Can.*, **31**: 1531-1536.

WERNER E.E., 1977. Species packing and niche complementarity in three sunfishes. *Am. Nat.*, **11**: 553-578.

WRIGHT D.I., O'BRIEN W.J., 1982. Differential location of *Chaoborus* larvae and daphnia by fish; the importance of motion and visible size. *Am. Midland. Nat.*, **108**(1): 68-73.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 19-203.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Distribuzione ed analisi delle preferenze ambientali della fauna ittica delle acque interne della Regione Molise§

Paolo Turin[1*], Pasquale De Santis[2], Antonio Di Giorgio[3], Giuseppe Geremia[4], Sandro Loprevite[3], Antonio Rauso[4], Nicola Pavone[2], Vincenzo Picciano[5], Marco Zanetti[1]

1 Bioprogramm s.c.r.l., Via tre Garofani 36 - 35124 Padova www.bioprogramm.it

2 Regione Molise, Ufficio Caccia e Pesca - 86100 Campobasso

3 Provincia di Isernia, Servizio Pesca - 86170 Isernia

4 Provincia di Campobasso, Servizio Pesca - 86100 Campobasso

5 Amministrazione Comunale, Ufficio tecnico - 86025 Ripalimosani (CB)

** Referente per la corrispondenza (fax 049 8805544; pturin@bioprogramm.it)*

§ Ricerca condotta grazie al finanziamento della Regione Molise, Assessorato alla Pesca

Riassunto
Nell'ambito della stesura della Carta Ittica della Regione Molise (2002-2004) è stata condotta un'indagine sulla presenza e distribuzione della fauna ittica nelle acque correnti regionali. Contestualmente ai campionamenti ittici sono state rilevate, in tutte le stazioni di campionamento, le principali caratteristiche morfologico-ambientali e i principali parametri di qualità chimico-biologica dei corpi idrici in esame.
L'indagine ha permesso di accertare la presenza di 20 specie ittiche di cui 12 indigene (*Salmo* [*trutta*] *trutta, Barbus plebejus, Leuciscus cephalus, Leuciscus souffia, Alburnus albidus, Rutilus rubilio, Scardinius erythrophtalmus, Tinca tinca, Salaria fluviatilis, Anguilla anguilla, Gasterosteus aculeatus e Lampetra planeri*) e 8 alloctone (*Oncorhynchus mykiss, Alburnus alburnus alborella, Carassius auratus, Cyprinus carpio, Esox lucius, Ictalurus melas, Micropterus salmoides, Lepomis gibbosus*). In termini di distribuzione le specie più comuni sono *Salmo (trutta) trutta* in tutto il tratto montano e *Barbus plebejus*, *Leuciscus cephalus* e *Rutilus rubilio* nella restante parte dei corsi d'acqua. Nel complesso, lo stato di conservazione di molte delle specie autoctone appare buono.
Per ciascuna specie ittica rinvenuta in modo non episodico (> 3 rinvenimenti) è stata valutata la correlazione esistente con le variabili ambientali rilevate. È stata inoltre eseguita una Cluster analysis sui dati ittiologici che evidenzia come le specie presenti si possano raggruppare in 3 gruppi principali, fra i quali cui il primo a trota fario, il secondo a ciprinidi reofili (barbo-cavedano) ed il terzo comprende tutte le altre specie a maggior vocazione limnofila.

PAROLE CHIAVE: pesci / acque dolci / dati ambientali / analisi di correlazione / Molise / Italia

Distribution and analysis of the enviromental preferences of freshwater fishes of Molise region
In 2002-2004 a research on freshwater fishes of Molise region (southern Italy) was carried out. By electrofishing 66 sampling sites were surveyed. The sites were located in 3 lakes and 28 different rivers placed in 6 different basin tributaries of Adriatic sea (5) and Tirreno sea (1). Other fishes have been collected by anglers and forest guard. On every sampling site data of enviromental variables was also collected (stream width, max, min and average depth, water speed, % pools, % riffles, % runs, composition of bottom, I.B.E., L.I.M., D.O., etc.). The total number of fish species recorded in this survey were 20; 12 of them are native fishes (*Salmo* [*trutta*] *trutta, Barbus plebejus, Leuciscus cephalus, Leuciscus souffia, Alburnus albidus, Rutilus rubilio, Scardinius erythrophtalmus, Tinca tinca, Salaria fluviatilis, Anguilla anguilla, Gasterosteus aculeatus e Lampetra planeri*) and 8 of them are alien (*Oncorhynchus mykiss, Alburnus alburnus alborella, Carassius auratus, Cyprinus carpio, Esox lucius, Ictalurus melas, Micropterus salmoides, Lepomis gibbosus*). The most common species were brown trout in the upper parts of sampled rivers and common barbel, chub and italian roach in the lower sites, until the sea.
For every fish species, recovered in not episodic way (> 3 recoveries), have been processes the average and the range of enviromental variables and calculated the correlation between the same variables and the index of abundance of the species. On the same set of data has been carryed out the cluster analysis to descrive, in synthetic way, the existing relations between fish species.

KEY WORDS: freshwater fishes / enviromental data / cluster analysis / simple correlation analysis / Molise / Italy

INTRODUZIONE

Nell'ambito della redazione della Carta Ittica della Regione Molise, sviluppatasi per oltre 3 anni compresi fra la fine del 2002 ed il 2004, è stata realizzata un'indagine approfondita sulla presenza, abbondanza e preferenze morfologico-ambientali delle singole specie ittiche che vivono nei principali corsi d'acqua dei sei bacini idrografici regionali: bacino del fiume Biferno, del fiume Fortore, del torrente Saccione, del fiume Sangro, del fiume Trigno e del fiume Volturno.

Non sono state considerate in questa ricerca le specie avventizie che periodicamente risalgono dal mare le foci dei fiumi per motivi trofici. Fra queste segnaliamo comunque il rinvenimento diretto di diverse specie di cefali (*Liza ramada, Liza aurata, Chelon labrosus*) e della spigola (*Dicentrarchus labrax*) che sono state catturate nell'area di foce di vari corsi d'acqua nel corso dei campionamenti ittici.

La determinazione tassonomica delle specie catturate è stata effettuata in accordo con GANDOLFI *et al.* (1991).

METODOLOGIA DELLA RICERCA

Lo studio delle popolazioni ittiche è avvenuto analizzando i dati ottenuti da campionamenti effettuati mediante *electrofishing* con storditori elettrici a corrente continua pulsata e voltaggio modulabile (0,3-6 Ampere, 150-600 Volt; 0÷100 i/s) sia di tipo spallabile, impiegati in piccoli corsi d'acqua con caratteristiche ritrali, sia di tipo fisso, di maggiore potenza, impegati nei corsi d'acqua di maggiori dimensioni e profondità.

I campionamenti ittici hanno interessato 66 stazioni distribuite in 28 corsi d'acqua facenti parte di sei diversi bacini idrografici, tributari sia del Mare Adriatico (Trigno, Sangro, Biferno, Saccione e Fortore) sia del Mare Tirreno (Volturno).

Ulteriori indagini sono state effettuate mediante l'esame di materiale ittico fornito da associazioni di pescatori sportivi ed agenti del corpo di Polizia Provinciale.

A corredo delle indagini ittiologiche sono state rilevate le principali caratteristiche morfologico-ambientali: quota, portata, larghezza media, larghezza massima, % pozze (*pools*), raschi (*riffles*) e correntini (*runs*), % copertura vegetale, % ombreggiatura, % roccia, massi, ciottoli, ghiaia, sabbia e limo, presenza di rifugi e grado di antropizzazione (BAGENAL e TESCH, 1978; RICKER, 1975). Negli stessi siti di indagine sono stati inoltre rilevati i principali parametri di qualità chimico-biologica delle acque: O.D., nitrati, ammoniaca, BOD_5, COD, fosforo totale, *E. coli*, qualità biologica delle acque (I.B.E.), livello di inquinamento dei macrodescritori (LIM), stato ecologico del corso d'acqua (SECA).

Tab. I. Elenco delle specie ittiche presenti nelle acque della Regione Molise.

	SPECIE AUTOCTONE		SPECIE ALLOCTONE	
Famiglia	**Nome comune**	**Nome scientifico**	**Nome comune**	**Nome scientifico**
SALMONIDAE	**trota fario**	*Salmo (trutta) trutta*		
			trota iridea	*Oncorhynchus mykiss*
CIPRINIDAE	**vairone**	*Leuciscus souffia*		
	cavedano	*Leuciscus cephalus*		
	rovella	*Rutilus rubilio*		
	tinca	*Tinca tinca*		
	scardola	*Scardinius eryhtrophtalmus*		
			carassio	*Carassius auratus*
			alborella comune	*Alburnus alburnus alborella*
	alborella meridionale	*Alburnus albidus*		
			carpa	*Cyprinus carpio*
	barbo comune	*Barbus plebejus*		
CENTRARCHIDAE			**persico trota**	*Micropterus salmoides*
			persico sole	*Lepomis gibbosus*
ESOCIDAE			**luccio**	*Esox lucius*
ANGUILLIDAE	**anguilla**	*Anguilla anguilla*		
BLENNIDAE	**cagnetta**	*Salaria fluviatilis*		
PETROMYZONTIDAE	**lampreda di ruscello**	*Lampetra planeri*		
GASTEROSTEIDAE	**spinarello**	*Gasterosteus aculeatus*		
ICTALURIDAE			**pesce gatto**	***Ictalurus melas***

Per ciascuna specie ittica rinvenuta in modo non episodico (> 3 rinvenimenti) è stata calcolata la correlazione esistente tra le variabili rilevate e l'indice di abbondanza della specie; sul medesimo set di dati è stata inoltre eseguita una Cluster analysis al fine di evidenziare i legami esistenti fra le varie specie ittiche (TURIN *et al.*, 1998).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Complessivamente sono state censite 20 specie ittiche d'acqua dolce, appartenenti a nove diverse famiglie, di cui 12 specie indigene e 8 di origine alloctona (esotiche o transfaunate da altri bacini nazionali).

Del primo gruppo di 12 specie considerate come autoctone fanno parte: trota fario *Salmo* [*trutta*] *trutta*, barbo comune *Barbus plebejus*, cavedano *Leuciscus cephalus*, vairone *Leuciscus souffia*, alborella meridionale *Alburnus albidus*, rovella *Rutilus rubilio*, scardola *Scardinius erythrophtalmus*, tinca *Tinca tinca*, cagnetta *Salaria fluviatilis*, anguilla *Anguilla anguilla*, spinarello *Gasterosteus aculeatus*. Per motivi di semplicità è stata inclusa nel corrente elenco, l'unica specie di agnate catturata, la lampreda di ruscello *Lampetra planeri*, anche se non è un pesce un senso zoologico stretto.

Del secondo gruppo, ovvero delle specie alloctone, si segnalano le presenze di trota iridea *Oncorhynchus mykiss*, luccio *Esox lucius*, alborella comune *Alburnus alburnus alborella*, carassio *Carassius auratus*, carpa *Cyprinus carpio*, pesce gatto *Ictalurus melas*, persico trota *Micropterus salmoides* e persico sole *Lepomis gibbosus* (Tab. I).

Dai dati raccolti si può affermare che i popolamenti ittici presenti nelle acque dolci del Molise sono costituiti principalmente da specie appartenenti alle famiglie ciprinidi e salmonidi, con presenza minimale in termini quantitativi di specie appartenenti ad altre famiglie. All'interno di queste due grandi famiglie la specie *Salmo (trutta) trutta* per i salmonidi, distribuita in tutto il tratto montano, e le specie *Leuciscus cephalus*, *Rutilus rubilio* e *Barbus plebejus* per i ciprinidi, distribuite nella restante parte dei corsi d'acqua a vocazione ciprinicola, rappresentano, in termini strettamente quantitativi, le specie più abbondanti. In figura 1 sono riportate le abbondanze relative, riferite in scala Moyle, 0-5, (MOYLE e NICHOLS 1973) delle varie specie ittiche rinvenute nelle acque regionali.

In figura 2 viene invece visualizzata la frequenza di rinvenimento delle varie specie ittiche nel corso dei campionamenti effettuati nelle acque regionali.

Si evidenzia dall'esame dei dati soprariportati che per quanto riguarda le specie alloctone (luccio, alborella comune trota iridea, carassio, persico trota e persico sole) la presenza non sembra destare al momento particolare preoccupazione, almeno in termini quantitativi, vista la loro limitata frequenza di rinvenimento nell'ambito del reticolo idrografico regionale, fermo restando che esse possano divenire in taluni casi localmente abbondanti.

Le specie alloctone non sembrano quindi essersi

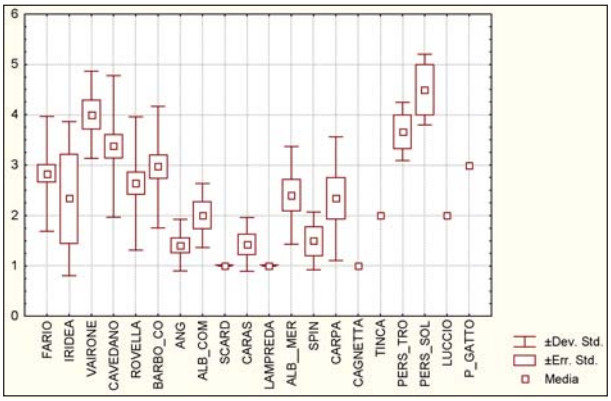


Fig. 1. Box&Wisker Plot delle abbondanze ittiche nelle stazioni di campionamento.

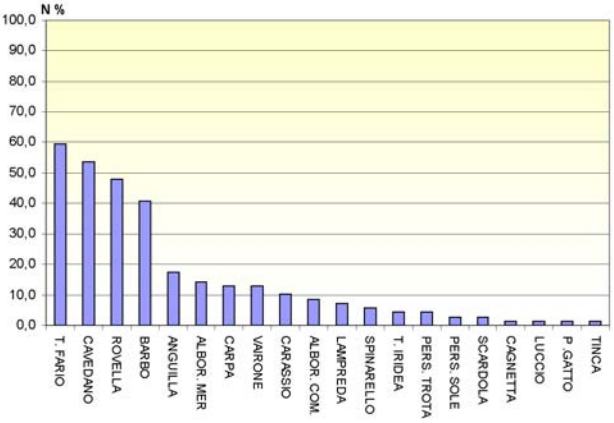


Fig. 2. Frequenza del rinvenimento delle varie specie ittiche nelle stazioni di campionamento.

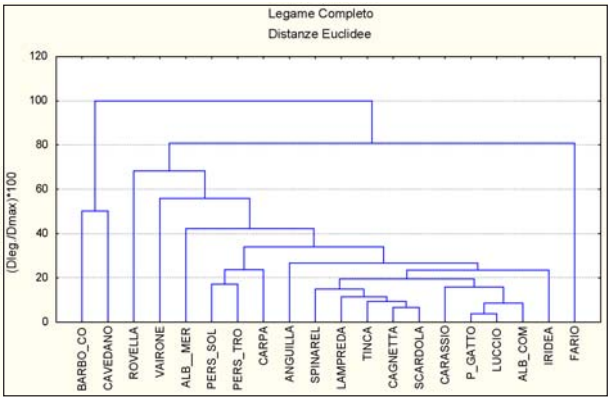


Fig. 3. Cluster analys delle specie ittiche rinvenute nelle acque della Regione Molise.

inserite sufficientemente bene da entrare in competizione in modo significativo con la fauna ittica indigena e, di conseguenza, non rappresentano momentaneamente un problema di rilevante dimensione.

In figura 3 sono visualizzati i legami esistenti fra le varie specie: la Cluster analysis evidenzia con buona approssimazione almeno 3 gruppi principali, di cui il primo individua i popolamenti a trota fario, il secondo a ciprinidi reofili (barbo-cavedano) ed il terzo tutte le altre specie a maggior vocazione limnofila.

Dal gruppo centrale che raccoglie principalmente le specie a maggior vocazione limnofila si nota comunque come si differenzino, formando gruppi più o meno separati, il vairone, la rovella e l'alborella meridionale.

In tabella II è infine riportata la matrice di correlazione fra le specie ittiche e le variabili ambientali misurate.

CONCLUSIONI

I dati ottenuti dalla ricerca si possono considerare di notevole interesse; rappresentano infatti un primo dato completo sulla composizione dell'ittiofauna delle acque correnti della Regione Molise, sulla quale mancava uno studio organico.

Dall'analisi dell'attuale composizione ittiofaunistica emergono elementi che meritano attenzione. Si nota come su 20 specie ittiche accertate nel corso di questa ricerca ben 8 si debbano considerare non indigene (40% del totale). Questo dato, sebbene mitigato nella sostanza dal fatto che le presenze di queste specie sono complessivamente modeste in termini quantitativi, riconferma ancora una volta la gravità e la vastità del problema dell'immissione di specie alloctone nelle acque dell'Italia meridionale.

Nel complesso lo stato di conservazione di molte delle specie autoctone appare buono e discretamente abbondante in particolare per il barbo comune, il cavedano e la rovella. Per quanto riguarda le popolazioni di trota fario, in genere ricche, sono per lo più costituite da soggetti di ceppo atlantico; pochi sono purtroppo i soggetti con "fenotipo appenninico", rinvenuti prevalentemente nell'alto Biferno e nel Volturno.

In termini ecologici assai importante risulta la presenza, nel bacino del Volturno, della lampreda di ruscello; questo rinvenimento assume un particolare va-

Tab. II. Matrice di correlazione specie–variabile ambientale (in grassetto sono evidenziati i coefficenti di correlazione significativi per $p < 0,05$)

	trota fario	**vairone**	**cavedano**	**rovella**	**barbo**	**carpa**	**albor. merid.**	**anguilla**	**lampreda**	**spinarello**
QUOTA	**0,49**	-0,17	**-0,51**	-0,03	-0,32	**-0,26**	-0,36	**-0,42**	-0,15	-0,03
LARG_ALV	0,05	**0,48**	0,17	0,11	**0,30**	-0,10	0,07	**0,48**	0,19	-0,12
V_ACQUA	0,10	0,06	-0,04	-0,14	-0,02	0,12	0,20	0,05	0,20	0,03
P MAX	0,13	**0,23**	0,05	0,09	0,16	-0,15	0,02	**0,33**	0,15	-0,20
PORTATA	-0,04	0,48	0,17	0,13	0,21	-0,02	**0,33**	**0,47**	0,16	-0,08
POOLS	-0,22	0,01	0,10	**-0,39**	-0,01	0,09	0,12	-0,12	-0,14	-0,08
RIFFLES	-0,05	0,05	0,13	0,10	0,24	-0,06	0,03	0,07	0,11	0,02
RUNS	0,21	-0,05	-0,18	**0,25**	-0,16	-0,03	-0,12	0,05	0,04	0,05
COP_VEG	-0,05	-0,03	-0,17	-0,15	-0,19	0,11	0,08	0,04	-0,21	0,18
OMBR	0,11	-0,01	-0,22	**-0,26**	-0,25	-0,05	-0,09	0,01	-0,13	0,08
RIFUGIO	**0,37**	0,07	-0,17	0,02	-0,03	-0,10	0,00	0,02	-0,01	**-0,26**
ANTROP	0,18	0,17	0,02	0,21	-0,09	-0,15	0,12	0,09	0,26	0,10
ROCCIA	-0,01	-0,16	-0,11	**-0,30**	-0,04	-0,05	-0,04	-0,22	-0,02	-0,17
MASSI	-0,08	-0,02	0,20	-0,18	0,20	0,17	0,06	-0,08	0,15	-0,25
CIOTTOLI	0,12	0,15	0,21	0,24	0,09	0,06	-0,05	0,08	0,12	-0,09
GHIAIA	-0,03	**0,32**	0,04	0,18	0,19	-0,05	**0,27**	0,15	-0,01	0,19
SABBIA	0,20	-0,18	**-0,28**	-0,02	**-0,25**	-0,07	-0,13	-0,08	-0,17	0,02
LIMO	-0,22	-0,14	-0,10	0,04	-0,21	-0,07	-0,10	0,12	-0,09	0,31
IBE	**0,42**	-0,09	-0,16	0,04	-0,06	-0,20	-0,18	0,13	-0,01	-0,26
LIM	**-0,43**	-0,02	0,03	-0,06	-0,14	**0,26**	0,08	0,11	-0,04	**0,25**
O.D. sat.	**-0,09**	-0,01	0,05	0,12	-0,14	0,05	0,16	-0,02	0,01	-0,04
BOD	-0,14	-0,03	-0,13	-0,07	-0,12	0,05	-0,11	0,08	0,04	-0,02
COD	-0,24	-0,04	0,01	-0,06	-0,12	0,08	0,10	-0,11	-0,07	0,02
NH4	-0,18	-0,05	-0,03	-0,05	-0,18	0,17	0,12	-0,18	-0,01	0,23
NO3	-0,12	-0,11	-0,16	0,19	-0,13	0,01	-0,11	-0,05	**0,31**	0,27
P TOT	**-0,34**	0,01	-0,03	-0,25	-0,10	0,21	0,13	-0,03	-0,19	0,07
E_COLI	0,12	-0,09	-0,05	0,07	-0,07	0,01	0,06	-0,06	0,25	0,03

lore faunistico e merita un'attenzione particolare in termini di programmazione, dovendo orientare in senso conservazionistico la gestione idraulica dei corsi d'acqua interessati.

Ringraziamenti
Si ringraziano la Dott.ssa Maria Fabiana Bilò e la Dott.ssa Barbara Tuzzato della Bioprogramm scrl per la preziosa collaborazione fornita nella fase di elaborazione dei dati raccolti.

BIBLIOGRAFIA

BAGENAL T., TESCH F.W., 1978. *Age & growth*. In: *Methods for assessment of fish production in fresh waters*, III ed. Blackwell Scientific Publications

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P, MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente. I.P.Z.S, 466 pp.

MOYLE P.B., NICHOLS R.D, 1973. Ecology of some native and introduced fishes of the Sierra Nevada Foothill in Central California. *Copeia*, **3**: 478-490.

RICKER W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* **191**, 382 pp.

TURIN P., RUGGIERI L., ZANETTI M., BILÒ M.F., ROSSI V., LORO R., 1998. *Carta ittica della Provincia di Chieti*. Provincia di Chieti, 184 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 205-210.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Analisi del polimorfismo genetico e uso di marcatori molecolari per la gestione di *Salmo [trutta] trutta* (Linnaeus, 1758) nel Friuli Venezia Giulia[§]

Chiara Vicentini, Elisabetta Pizzul, Silvia Battistella*

Dipartimento di Biologia – Università di Trieste, Via L. Giorgieri 10 – 34127 Trieste

* *Referente per la corrispondenza (fax 040 568855; battiste@units.it)*

§ *Ricerca finanziata dall'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia*

Riassunto
Le immissioni di *Salmo [trutta] trutta* nel Friuli Venezia Giulia, condotte negli ultimi venti anni, non sono mai state precedute da un'analisi genetica del materiale ittico utilizzato che, molto spesso, era di provenienza atlantica. Da qualche anno, nell'intento di recuperare i ceppi originari locali di Trota fario, l'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, ha iniziato a prelevare esemplari che rispondevano alle caratteristiche morfologiche della Trota di torrente anticamente descritta dai pescatori. In questo lavoro si è voluto individuare attraverso un'analisi RFLP sul locus nucleare LDH-C1* il ceppo d'appartenenza degli esemplari di Trota fario campionati in due diversi fiumi (But affluente del Tagliamento e Judrio affluente dell'Isonzo), perché mostravano caratteristiche fisiologiche differenti mantenute anche in allevamento, e di esemplari dell'alto Tagliamento considerati come individui selvatici di riferimento. I dati ottenuti rivelano che l'allele LDH-C1*90, caratteristico delle popolazioni dell'Europa nord-Occidentale, è ampiamente diffuso nei campioni esaminati. Inoltre, per saggiare la variabilità genetica dei potenziali riproduttori di Trota fario, è stata applicata la tecnica RAPD-PCR, che ha evidenziato una buona variabilità genetica nell'intera popolazione di studio. L'analisi statistica dei dati ha permesso di isolare gli individui selvatici dai restanti e, all'interno di questi ultimi, gli esemplari dello Judrio.

PAROLE CHIAVE: *Salmo [trutta] trutta* / PCR-RFLP / analisi del polimorfismo dell'LDH-C1* / RAPD-PCR / gestione ittica

Analysis of genetic polymorphism and use of molecular markers for brown trout management in Friuli Venezia Giulia
The restocking of *Salmo [trutta] trutta* in Friuli Venezia Giulia region, conducted in the last twenty years, is never been preceded by a genetic analysis of the used fish material, that was very often of Atlantic race. From few years, in the aim to recover the resident form, the Ente Tutela Pesca of the Friuli Venezia Giulia collected specimen of brown trout that answered to the morphological characteristics described storically by fishermen. In this study was detected through RFLP analysis on the nuclear locus LDH-C1*, the belonging race of brown trout specimen collected in two different rivers (But, Tagliamento basin and Judrio, Isonzo basin), also because they showed different physiological characteristics, maintained in breeding; moreover specimen of the upper course of Tagliamento river, considered as out group. The data reveals that the allele LDH-C1*90, characteristic of the populations of north-western Europe, has broadly spread in the examined samples. Besides, to test the genetic variability of the wild genitor stock, the technical RAPD-PCR has been applied and underlined a good variability. The statistic analysis highlight a separation of the wild individuals from the rest of the group, and inside the last one a further separation of the samples of the Judrio river.

KEY WORDS: brown trout / PCR-RFLP / LDH-C1* polymorphism / RAPD-PCR / fish management

INTRODUZIONE

Salmo [trutta] trutta è una emispecie ampiamente diffusa e numericamente abbondante in tutto il territorio italiano (FORNERIS *et al*., 1990; GANDOLFI *et al*., 1991). Controversa però è la natura della sua presenza in Italia (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987) e, ancor più, a livello regionale. Alcuni Autori (GRIDELLI, 1936; STOCH *et al*., 1992) la considerano, infatti, seppure segnalata anche storicamente nelle nostre acque, una forma alloctona, poiché l'areale originario presentava come limite meridionale la catena delle Alpi, altri Autori (TORTONESE, 1970) la considerano altresì un Salmonide autoctono presente in passato unicamente nel tratto montano.

Sulla base dei recenti studi genetici (GARCIA-MARIN *et al*., 1999; BERNATCHEZ, 2001) appare evidente che le popolazioni di *Salmo trutta* sopravissute nell'area mediterranea durante il periodo post-glaciale del Quaternario (ben separate da quelle del versante nord atlantico dell'Europa), hanno sviluppato degli endemismi ben localizzati (GIUFFRA *et al*., 1996). Dall'originale stirpe

mediterranea, infatti, si è differenziato un gruppo genetico corrispondente a *Salmo [trutta] marmoratus* negli affluenti di sinistra del Po, mentre le rimanenti popolazioni mediterranee comprendono una linea adriatica (*Salmo [trutta] macrostigma* nell'Italia insulare) e una linea mediterranea in senso stretto (*Salmo [trutta] trutta* nell'Italia peninsulare). Accanto a quest'ultima linea evolutiva è, tuttavia, ampiamente diffusa in tutta Italia, e quindi nella nostra regione, la Trota fario di originario ceppo atlantico, perché la maggior parte del materiale ittico utilizzato per le pratiche di semina, deriva da allevamenti di paesi del nord Europa quali: Danimarca, Inghilterra, Germania, ecc. (GANDOLFI, 2003).

Comunque venga risolto il problema legato all'origine della Trota fario nel Friuli Venezia Giulia, è opinione comune che le popolazioni residenti siano state nel corso degli anni pesantemente soppiantate da immissioni di materiale proveniente dalle diverse realtà europee. Questo ha portato innanzi tutto ad una modificazione, ma al tempo stesso un impoverimento, dell'assetto genetico delle popolazioni originarie.

L'Ente Tutela Pesca (E.T.P.) del Friuli Venezia Giulia da alcuni anni mantiene in allevamento e ha riprodotto esemplari di Trota fario provenienti dai due principali bacini della regione (torrente But, bacino del Tagliamento; torrente Judrio, bacino dell'Isonzo) dove, in tempi recenti, non sono state condotte immissioni con materiale alloctono. Da alcuni anni è, infatti, pratica comune di molti Enti Gestori utilizzare per i ripopolamenti esclusivamente materiale di produzione locale. Alla luce delle problematiche riguardanti la Trota fario in Friuli Venezia Giulia, l'E.T.P. ha promosso uno studio genetico per testare il ceppo di appartenenza e la variabilià genetica dei riproduttori, confrontati anche con esemplari catturati nell'alto corso del fiume Tagliamento (Rio Merlo), che fenotipicamente era simile alla Trota fario anticamente descritta dai pescatori.

Per discriminare gli individui di ceppo "atlantico" da quelli di ceppo "mediterraneo" è stata applicata l'analisi RFLP del locus nucleare dell'LDH-C1* (MCMEEL *et al*., 2001; CAPUTO, 2003). Successivamente, su tutti gli esemplari, è stata applicata la tecnica RAPD-PCR che è uno strumento valido per accertare la variabilità genetica nelle popolazioni di Trote (TRASFORINI *et al*., 2001; BATTISTELLA e PIZZUL, 2002) ed è quindi utile ed adatta alla gestione dei pesci d'allevamento.

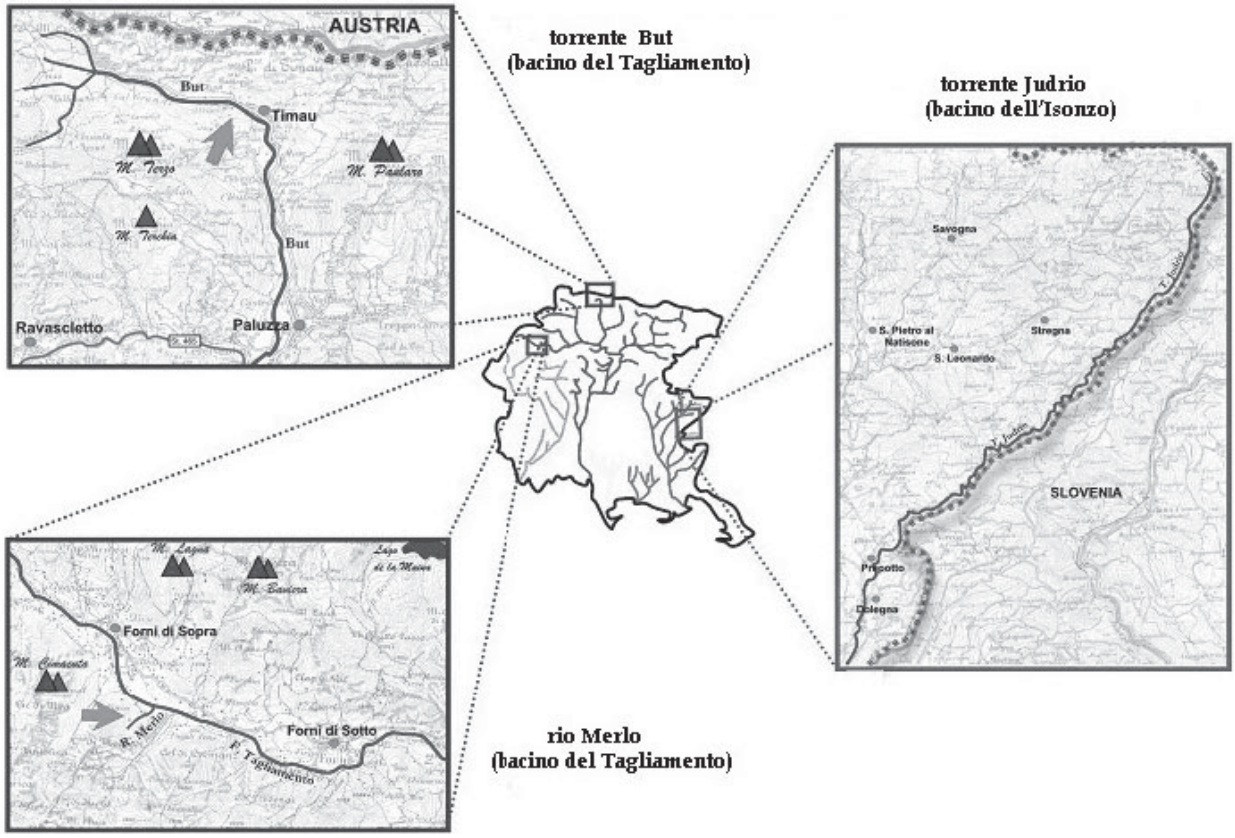


Fig. 1. Area di prelievo e stazioni di campionamento.

MATERIALI E METODI

Campioni analizzati

Gli esemplari di *Salmo [trutta] trutta* analizzati possono essere ricondotti a quattro gruppi:

1) 20 esemplari, di cui 10 originari del torrente Judrio (bacino dell'Isonzo) e 10 del torrente But (bacino del Tagliamento) appartenenti alla generazione F1, riprodotta in cattività.
   La popolazione dello Judrio è stata inserita nell'analisi in questione poiché non è potenzialmente soggetta ad immissioni, a causa della posizione geografica del torrente Judrio che, per un suo tratto, traccia il confine con la Slovenia (Fig. 1). Inoltre è stato osservato che gli individui provenienti da tale fiume presentano livree peculiari, sono poco adattabili alle condizioni di allevamento e il loro periodo riproduttivo è sempre posticipato di circa un mese rispetto alle altre popolazioni regionali. La scelta di utilizzare le popolazioni del torrente But come riproduttori è stata dettata dal fatto che in esso le pratiche di immissione sono state rare;
2) 10 esemplari di Trota fario di prima generazione, provenienti da allevamenti trentini e utilizzati per ripopolamenti a scopo alieutico nei campi gara;
3) 16 esemplari selvatici, catturati in un affluente dell'alto Tagliamento (rio Merlo) e già selezionati su base fenotipica;
4) 5 esemplari appartenenti al "ceppo atlantico" come campione di confronto.

Ogni individuo è stato sottoposto, previa anestesia, ad un prelievo di 30 µL di sangue dall'arteria branchiale. Il DNA genomico, successivamente, è stato estratto adottando il kit di estrazione *Genomic DNA Purification Kit* (*Fermentas*).

Analisi RFLP

Per la reazione d'amplificazione del locus LDH-C1* e di digestione successiva, sono stati seguiti i protocolli di lavoro suggeriti da MCMEEL *et al.* (2001). Approssimativamente 100-500 ng di DNA estratto vengono amplificati in un volume totale di 50 µL contenenti 1,5 mM di $MgCl_2$, 0,2 mM di ciascuno dei quattro dNTP, 100 ng di ciascun primer (Ldhxon4R e Ldhxon3F della *M-Medical*, illustrati in tabella I) e 1 unità di Taq polimerasi (*Promega*). L'amplificazione è avvenuta in un termociclatore (*Hybaid Ltd-Celbio srl*) secondo i seguenti cicli: primo ciclo di denaturazione a 95°C per 5', secondo ciclo ripetuto per 30 volte che prevede uno step a 95°C per 60", un secondo step a 60°C per 60", il terzo a 72°C per 60". L'ultimo ciclo prevede l'estensione finale a 72°C per 10". La digestione successiva del DNA amplificato viene effettuata in un volume finale di 20 µL utilizzando l'enzima di restrizione *Bsel*I 10U/µL (*Fermentas*). L'intera soluzione da digerire viene incubata overnight in stufa a 55°C. I frammenti ottenuti vengono separati attraverso elettroforesi in gel di agarosio 2,5%, in tampone TBE 0,5X e visualizzati mediante bromuro di etidio con luce ultravioletta.

Analisi RAPD-PCR

Circa 40 ng di DNA di ciascun campione vengono uniti al mix di reazione che comprende, in un volume finale di 25 µL, 1,5 mM di $MgCl_2$, buffer 10X (20 mM Tris-HCl pH 8 a 25°C, 1.000 mM KCl, 0,1 mM EDTA, 1 mM DTT), 0,2 mM di ciascuno dei quattro dNTP (dATP, dCTP, dGTP, dTTP), 1,2 µM di Primer ed 1 unità di Taq DNA-polimerasi (*Promega*). La reazione della PCR, fatta avvenire in un termociclatore (*Hybaid Ltd-Celbio srl*), si attua in due cicli di reazione. Il primo prevede la denaturazione a 94°C per 3'. Il secondo ciclo, ripetuto 39 volte, prevede uno step a 94°C per 30", un secondo step a 35,5°C per 30" e l'ultimo step a 72°C per 1'45".

I prodotti di amplificazione sono stati fatti migrare in un gel di agarosio al 2% in tampone TBE 0,5X. Previa colorazione con bromuro di etidio, i "*fingerprint*" di ciascun individuo sono stati visualizzati con luce ultravioletta.

Elaborazione dei dati

L'analisi dei prodotti di amplificazione e dei relativi pesi molecolari è stata condotta utilizzando il software *TotalLab 1.11* (*Phoretix*), selezionando esclusivamente le bande con intensità non inferiore a quella mostrata dalla banda di 400bp dello standard di peso molecolare noto *GeneRuler*™100bp *Ludder Plus* (*Sigma*). La matrice presenza/assenza così ottenuta è stata elaborata con il pacchetto software SPSS 10.0. Per stimare il livello maggiore o minore di somiglianza tra tutte le possibili coppie di individui è stato scelto l'indice di Dice ($S_{Dxy}=a_{xy}/[a_{xy} + (b_{xy}+c_{xy} / 2)]$) ottenendo così la matrice di somiglianza. Gli indici di similitudine calco-

Tab. I. Sequenza, temperatura di melting, posizione e frammento ottenuto dall'amplificazione di un tratto dell'LDH-C1* con la coppia di primer Ldhxon3F- Ldhxon4R.

Primer name	SEQUENCE 5' → 3'	Tm	position	Amplified product (bp)
Ldhxon3F	GGCAGCCTCTTCCTCAAAACGCCCAA	68.0	300	440 (genomic)
Ldhxon4R	CAACCTGCTCTCTCCCTCCTGCTGACGAA	70.9	381	440 (genomic)

lati e riassunti nella matrice, sono stati utilizzati per la costruzione del dendrogramma, con il metodo *Everage Linkage within Groups.*

RISULTATI

Analisi RFLP

Dall'analisi dei 45 esemplari di Trota fario, sono stati individuati due genotipi: omozigoti *90/90 (individui puri di origine atlantica) con due frammenti di restrizione, di 360 bp e di 80 bp; ed un solo eterozigote *90/100 con tre frammenti di restrizione di 440 bp, 360 bp e 80 bp, (Fig. 2).

Analisi RAPD-PCR

In questa analisi sono stati esclusi i campioni di confronto di sicuro ceppo "atlantico", dal momento che si voleva saggiare la variabilità genetica delle popolazioni locali.

Sono stati utilizzati 8 "primer" decamerici le cui sequenze e le rese in termini di bande sono riportate in tabella II. I pattern di bande ottenuti dall'analisi RAPD-PCR, amplificando tutti i campioni con un medesimo primer, per tutti gli 8 primer usati, sono stati sottoposti ad analisi dei profili utilizzando il software *TotalLab 1.11* (Phoretix), che ha inoltre permesso di valutare il peso molecolare dei singoli prodotti. Tutti i primer hanno mostrato un buon grado di polimorfismo inter- e intra-popolazione, anche se non è stato possibile individuare dei *pattern* caratteristici, in termini di bande, in grado di discriminare gli individui in base alla popolazione di appartenenza. La Cluster Analysis di classificazione gerarchica con il metodo Average Linkage within Groups, applicato alla tabella di somiglianza secondo l'indice di Dice, ha prodotto il dendrogramma riportato in figura 3.

Dall'analisi del dendrogramma si può individuare un buon grado di variabilità intraspecifica. In esso si identificano 2 cluster principali. Il primo cluster (A) è costituito quasi esclusivamente dagli esemplari di Trote fario selvatiche (13 individui) del fiume Tagliamento. Nel secondo cluster (B) si riconoscono altri 2 sottogruppi: il primo (B1), piuttosto omogeneo, è costituito principalmente dalle Trote fario del torrente Judrio, mentre nel secondo (B2) si pongono la maggior parte degli individui d'allevamento, intercalati ad un numero cospicuo di Trote selvatiche appartenenti alle popolazioni provenienti dal torrente But.

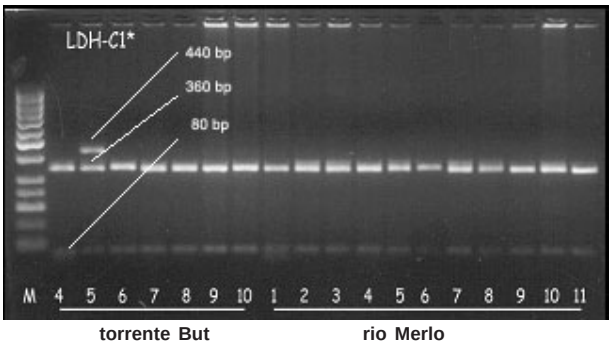


Fig. 2. Prodotti di digestione con enzima *Bsel*I, della regione variabile di 440 bp dell'LDH-C1* nei campioni di Trota fario del torrente But e del rio Merlo.

CONCLUSIONI

Con questo lavoro si è voluto verificare lo status genetico di *Salmo [trutta] trutta* in alcuni bacini fluviali della regione, dopo tanti anni di immissioni e di conseguenti modificazioni a carico delle popolazioni di questa emispecie. Per far ciò si è fatto ricorso all'uso di marcatori molecolari largamente utilizzati nel riconoscimento di stock ittici in generale e di Salmonidi in particolare. L'analisi del locus nucleare dell'LDH-C1* ha rivelato che tutti gli individui, sia quelli provenienti dagli allevamenti che quelli di origine selvatica, sono omozigoti per l'allele atlantico (*90); l'unica eccezione

Tab. II. Primer decamerici a sequenza casuale (*Qiagen*) e loro rese in termini di numero di bande significative individuate, di diverso peso molecolare.

PRIMER	SEQUENZA	N° BANDE
OPB-6	5'-TGCTCTGCCC-3'	10
OPB-14	5'-TCCGCTCTGG-3'	5
OPC-4	5'-CCGCATCTAC-3'	7
OPC-10	5'-TGTCTGGGTG-3'	5
OPC-11	5'-AAAGCTGCGG-3'	13
OPC-13	5'-AAGCCTCGTC-3'	22
OPC-14	5'-TGCGTGCTTG-3'	5
OPD-7	5'-TTGGCACGGG-3'	10

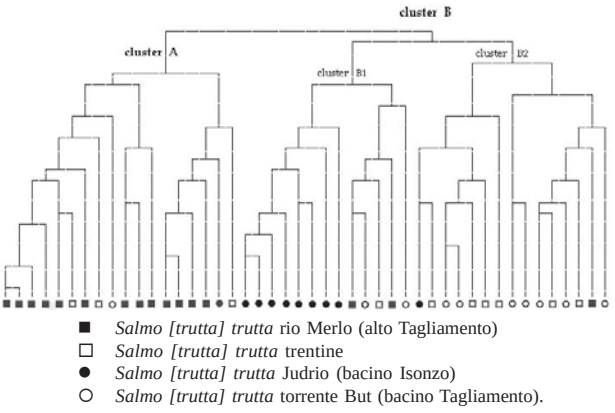


Fig. 3. Dendrogramma (*Average Linkage within Groups*) ottenuto applicando la Cluster Analysis alla matrice di somiglianza, secondo l'indice di Dice, che illustra le relazioni tra i 46 individui analizzati, con tutti gli 8 primer.

è rappresentata dall'esemplare But 5, campionato nel torrente But. Dal momento che "l'identità" genetica delle Trote fario nella nostra regione è praticamente ancora sconosciuta, si possono formulare due ipotesi. La prima considererebbe la Trota fario in Friuli Venezia Giulia come autoctona e in origine appartenente al ceppo "mediterraneo", come si riscontra nei tratti a monte dei corsi d'acqua di alcune regioni dell'Italia Settentrionale (Lombardia, Piemonte, Emilia Romagna). Il risultato che emerge dall'analisi genetica potrebbe essere perciò attribuibile interamente alle errate politiche di ripopolamento, realizzate con materiale ittico proveniente da aree trans-Alpine o comunque da aree estranee a quelle in cui viene fatta l'immissione. La seconda la considererebbe alloctona.

Se il ceppo "mediterraneo" è distribuito limitatamente alla fascia appenninica, alle Alpi Marittime e Cozie (GIUFFRA *et al*., 1994), e quindi assente nel nostro areale, la presenza del ceppo "atlantico" è chiaramente giustificata dalle continue immissioni con materiale esogeno che ha avuto un impatto negativo sulle popolazioni di Salmonidi autoctoni (*Salmo [trutta] marmoratus*).

Rimane da chiarire lo stato genetico dell'unico eterozigote rinvenuto, che potrebbe essere un eterozigote tra i due ceppi o, più verosimilmente, un ibrido tra la Trota marmorata (endemismo differenziato nel bacino padano-veneto a partire dall'originale ceppo "mediterraneo") e la Trota fario. Quest'ultima situazione è peraltro molto comune nei bacini della nostra regione dove gli ibridi sono le popolazioni a Salmonidi maggiormente rappresentate.

L'analisi RAPD si è dimostrata uno strumento valido per accertare la variabilità genetica nelle popolazioni di Salmonidi e, quindi, utile alla gestione dei pesci d'allevamento. Dall'applicazione della *Cluster analysis* possiamo ipotizzare una separazione delle popolazioni studiate in base alla condizione di maggiore o minore selvaticità. Tutte le Trote fario del rio Merlo, esemplari selvatici, costituiscono infatti un unico gruppo (Cluster A), ben separato da tutti gli altri campioni. Anche la popolazione dello Judrio, nonostante si disponga all'interno del cluster B, costituisce un proprio sottogruppo omogeneo (Cluster B1). Lo stesso non si può dire per quella del torrente But, che risulterebbe più simile alla popolazione d'allevamento rispetto a quella selvatica. Secondo questa ipotesi, la separazione degli individui dello Judrio da quelli del But, in rapporto ad una diversa selvaticità, potrebbe essere dovuta alla minor interferenza di carattere antropico nello Judrio, grazie alle leggi vigenti che vietano l'immissione di materiale ittico nei bacini posti nelle località di confine.

Alla luce di questi primi risultati è evidente la necessità di estendere le analisi alle restanti acque regionali allo scopo di verificare l'effettiva presenza del ceppo "mediterraneo", non rilevato nei campioni analizzati. Il diverso grado di variabilità genetica riscontrata negli esemplari selvatici, indice di una maggior rusticità, suggerisce l'utilizzo di questi ultimi nelle pratiche di allevamento per non incorrere altrimenti in fenomeni di depressione da inbreeding. In attesa di chiarire l'autoctonia della Trota fario in regione si suggerisce, tuttavia, di limitare le immissioni per fini alieutici esclusivamente alle aree di scarso interesse naturalistico. Ciò permetterebbe di preservare le restanti acque in cui le immissioni sono estremamente dannose, soprattutto in relazione alla presenza dell'autoctona Trota marmorata, oggetto peraltro di un progetto, ormai decennale, di conservazione.

BIBLIOGRAFIA

BATTISTELLA S., PIZZUL E., 2002. Indagini genetiche su *Salmo [trutta] marmoratus* (Cuvier, 1817) a supporto delle popolazioni naturali: risultati sulla distribuzione nel Friuli-Venezia Giulia. In: Atti Convegno Associazione Pescatori Dilettanti Trentini *"Salmonidi Alpini. Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti."* Rovereto, 19 ottobre 2002. Trento: 47-56.

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**: 351-379.

CAPUTO V., 2003. *Ricerche sulla biodiversità della trota fario (Salmo trutta L., 1758) nella provincia di Pesaro e Urbino e nelle Marche*. Vol. 15, Quaderni dell'ambiente. Provincia di Pesaro e Urbino, 94 pp.

FORNERIS G., PARADISI S., SPECCHI M., 1990. *Pesci d'acqua dolce*. Carlo Lorenzini Editore, Udine, 210 pp.

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. Stor. Nat Milano, **128**: 3-56.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 617 pp.

GANDOLFI G., 2003. Problemi aperti sulla tassonomia delle trote italiane. In: Atti Workshop *"Selezione e recupero della trota fario di ceppo mediterraneo: Esperienze a Confronto"*. Villalago di Piediluco, 6 giugno 2003. Terni: 3-8.

GARCIA-MARIN J.L., UTTER F.M., PLA C., 1999. Postglacial colonization of brown trout in Europe based on distibuition of allozyme variations. *Heredity* **82**: 46-56.

GIUFFRA E., BERNATCHEZ L., GUYOMARD R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding genes sequence variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* L. from Northern Italy. *Molecular Ecology* **3**: 161-172.

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** (2): 207-220.

GRIDELLI E., 1936. I pesci d'acqua dolce della Venezia Giulia. *Boll. Soc. Adriatica St. nat*., **35**: 7-140.

MCMEEL O.M., HOEY M.E., FERGUSON A., 2001. Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism, on the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1*90 and *100 alleles. *Molecular Ecology* **10**: 29-34.

SPSS-INC., 1999. *Spss Base 10.0 Guida dell'Utente*, Irlanda, 575 pp.

STOCH F., PARADISI S., BUDA DANCEVICH M., 1992. *Carta ittica del Friuli-Venezia Giulia*. Ente Tutela Pesca del Friuli-Venezia Giulia. Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia, 285 pp.

TRASFORINI S., GENTILI G., ROMANÒ C., BADARACCO G., 2001. La trota lacustre *Salmo (trutta) trutta* nel lago di Como e nel lago di Lugano. *Quaderno ETP, Journal of Freshwater Biology*, **30**: 5-10

TORTONESE E., 1970. *Osteichthyes, parte I. Fauna d'Italia*, vol. X, Calderini, Bologna, XIII, 545 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 211-215.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Ricolonizzazione ittica su un tratto di fiume Piave periodicamente soggetto ad asciutte

Marco Zanetti[1]*, Roberto Venzo[2], Manuel Bellio[1], Diana Piccolo[1], Paolo Turin[1]

1 Bioprogramm scrl: via A. Moro 12/3, 31043 Fontanelle TREVISO; via 3 Garofani 36, 35124 PADOVA

2 Amministrazione provinciale di Treviso, Assessorato alla pesca

** Referente per corrispondenza (mzanetti@bioprogramm.it)*

RIASSUNTO

Scopo della presente ricerca è vedere come, in un ambiente naturale soggetto ad asciutte prolungate, avvenga la ricolonizzazione da parte della fauna ittica. L'area di studio è posizionata sul fiume Piave, nella zona denominata Grave di Papadopoli, in provincia di Treviso. In questo tratto il Piave solca uno spesso materasso ghiaioso e si divide in due rami, di Cimadolmo sulla sinistra e di Maserada sulla destra idrografica, periodicamente interessati da lunghi periodi di asciutta totale.

Le indagini qui proposte hanno riguardato la ricolonizzazione mediante indagini dirette, condotte tramite elettropesca in stazioni appositamente scelte, con campionamenti a distanze temporali diverse dall'arrivo dell'acqua.

Lo studio fa parte di una serie di indagini che hanno riguardato nel 2001 e nel 2002 la ricolonizzazione macrobentonica sia in termini qualitativi che quantitativi, nella stessa area di studio.

PAROLE CHIAVE: asciutte / corsi d'acqua / popolazione ittica

Fish recolonization in a stretch of Piave river periodically interested to total dry stream

This work has the purpose of investigate the fish recolonization in an natural environment subject to long periods of dry stream. The study has been conducted on the Piave river, in a zone denominated Grave of Papadopoli, in the provincial territory of Treviso (Italy). The investigations are involved to study the recolonization through direct surveys, that are made by electrofishing, in sampling sites previously chosen. The samplings are made at different temporal distances later on the arrival of the water. In this stretch the Piave river goes through a thick bed of gravel and it is divided in two branches, the Cimadolmo branch on the left and the Maserada branch on the right. Periodically each one of the two branches is interested in long periods of total dry streams.

This study is a part of a series of inquiries that have interested the freshwater invertebrates recolonization both in qualitative terms (2001), that in quantitative terms (2002), in the same area.

KEY WORDS: dry streams / water bodies / fish population

INTRODUZIONE

Il Piave, nonostante le misure del piano stralcio per la gestione delle risorse idriche (Del. n. 3 del 05/02/2001 dell'AdB Alto Adriatico), continua ad andare in asciutta totale in un lungo tratto compreso nella provincia di Treviso. Nell'ambito del "Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso" ad opera della provincia stessa (ZANETTI *et al*., 2001; ZANETTI *et al*., 2002; ZANETTI *et al*., 2003) è stata effettuata una ricerca con lo scopo di verificare come, in un ambiente naturale soggetto ad asciutte stagionali prolungate, avviene la ricolonizzazione della fauna ittica. Lo studio fa parte di una sperimentazione che ha preso in considerazione nel 2003 la ricolonizzazione ittica e nel 2001 e 2002 quella macrobentonica. La sperimentazione è stata svolta nel periodo autunno-invernale poiché nell'estate 2003, eccezionalmente siccitosa, non si è mai avuta acqua fluente in superficie sull'intera area di studio.

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato condotto su un tratto di fiume Piave in provincia di Treviso, in una zona periodicamente interessata da asciutte, denominata Grave di Papadopoli. In questo tratto il fiume attraversa uno spesso materasso ghiaioso e si divide in due rami, denominati di Cimadolmo sulla sinistra e di Maserada sulla destra idrografica (LORO *et al.* 1990).

Le stazioni di campionamento sono localizzate nei due rami del fiume. La stazione denominata A si trova sul ramo sinistro, a monte del ponte della strada provinciale, in località Cimadolmo, mentre la stazione B, collocata sul ramo destro, si trova a valle del ponte della provinciale, in località Maserada. Le aree di campionamento sono state mantenute invariate in tutto il periodo di studio.

Nella zona non sono presenti stazioni idrometriche di rilevamento della portata. I dati utilizzati sono stati forniti dal Consorzio di Bonifica Destra Piave e riguardano i rilasci a valle della traversa di Nervesa della Battaglia ai quali si somma lo scarico in località Palazzon. Questi dati, pur non permettendo di conoscere la reale portata del fiume nelle Grave di Papadopoli, consentono comunque di valutare le variazioni di portata durante tutto il periodo di studio.

Lo studio della popolazione ittica è stato effettuato mediante l'analisi dei dati ottenuti da una serie di campionamenti mediante elettropesca; per tale operazione è stato utilizzato un elettrostorditore a corrente continua pulsata e voltaggio modulabile (0,3-3 Ampere, 150-600 Volt, 2.500 W). Tutte le indagini sono state di tipo quantitativo.

La classificazione delle specie presenti è avvenuta secondo il Manuale del Ministero dell'Ambiente (GANDOLFI *et al.*, 1991).

La stima della densità di popolazione è stata ottenuta tramite il metodo dei passaggi ripetuti (ZIPPIN, 1958). Le elaborazioni matematiche e statistiche dei dati raccolti sono state effettuate in accordo con RICKER (1975).

Nel periodo di studio, che va da novembre a metà gennaio, si sono verificate alcune piene che hanno raggiunto picchi di 150 m^3/s come portata media giornaliera (Fig. 1).

Nella tabella I è descritta la cronologia degli eventi idrologici che hanno caratterizzato il tratto di fiume Piave in questione durante il periodo di campionamento e sono riportate le date dei campionamenti.

Dalla verifica del materiale immesso a scopo di ripopolamento si è visto che nei due anni precedenti non sono state effettuate semine nel sito di studio, né da parte della provincia né da parte dell'ente concessionario della tratta di fiume in questione. Nelle vicinanze del tratto in esame, le semine della provincia sono state effettuate esclusivamente con materiale pronta cattura della specie *Salmo (trutta) trutta* a valle delle Grave e solamente alcuni esemplari di *Thymallus thymallus* sono stati seminati nella misura di 9-12 cm anche nel tratto a monte delle Grave.

RISULTATI E DISCUSSIONI

Le specie catturate nella stazione A sono state: *Salmo (trutta) trutta*, *Salmo (trutta) marmoratus* ed i suoi ibridi con la trota fario, *Leuciscus cephalus* e

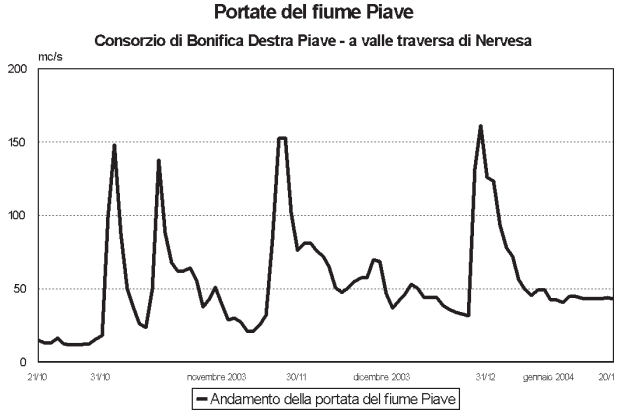


Fig. 1. Portata di rilascio nel fiume Piave dallo sbarramento di Nervesa della Battaglia e dallo scarico Palazzon.

Tab. I. Data dei campionamenti ittici, numero progressivo dei giorni trascorsi dalla comparsa dell'acqua (colonna centrale) e giorni trascorsi dagli eventi con portate maggiori di 100 m^3/s (colonna a destra).

RAMO SINISTRO - Cimadolmo (stazione A)

Data di campionamento	Giorni da: inizio ricolonizzaz.	portata>100 m^3/s
	2 novembre comparsa acqua	
17-11-2003	16	8
	18 novembre asciutta totale	
25-11-2003	—	—
	28 novembre comparsa acqua	
03-12-2003	6	3
10-12-2003	13	10
15-12-2003	18	15
14-01-2004	48	13

RAMO DESTRO - Maserada (stazione B)

Data di campionamento	Giorni da: inizio ricolonizzaz.	portata>100 m^3/s
	2 novembre comparsa acqua	
17-11-2003	16	8
25-11-2003	24	16
03-12-2003	32	3
10-12-2003	39	10
15-12-2003	44	15
14-01-2004	74	13

Phoxinus phoxinus. La densità e la biomassa totali nei vari campionamenti sono molto contenute; in particolare si nota come nei primi tre campionamenti effettuati non siano mai stati catturati pesci, a causa dell'eccessiva vicinanza temporale con un evento di piena in due casi e della mancanza di acqua nel terzo. I valori più elevati di biomassa e densità si sono registrati il 15 dicembre. Dai risultati ottenuti si vede come la ricolonizzazione, sia in termini di biomassa che di densità, avvenga soprattutto da parte dei salmonidi (Tab. II).

Le specie catturate nella stazione B sono state: *Salmo (trutta) trutta*, *Salmo (trutta) marmoratus* ed i suoi ibridi con la trota fario, *Leuciscus cephalus*, *Phoxinus phoxinus*, *Barbus plebejus* e *Padogobius martensii*. Come nella stazione precedente, la densità e la biomassa totali sono molto contenute, i valori di biomassa più elevati si sono registrati il 25 novembre, mentre i valori di densità più elevati il 14 gennaio (Tab. III). Contrariamente a quanto visto nella stazione di Cimadolmo, la ricolonizzazione avviene in prevalenza con i ciprinidi in termini di densità di individui, e con i salmonidi in termini di biomassa.

La sovrapposizione dei valori di densità e biomassa con il regime di portata ha messo in luce come quest'ultimo produca, in entrambe le stazioni, ripercussioni visibili sulla capacità di ricolonizzazione della fauna ittica. Infatti i valori diventano apprezzabili a distanza di almeno circa 15 giorni da eventi di piena che superano i 100 m^3/s, calcolati a valle della traversa di Nervesa della Battaglia.

Per la stazione di Cimadolmo, i valori di biomassa e densità più elevati si ottengono infatti nel campionamento effettuato 15 giorni dopo un evento di piena di tale entità, rispettivamente 2,46 g/m^2 e 0,009 ind/m^2.

La stazione di Maserada presenta un primo aumento dei valori della popolazione ittica sulla soglia degli 8-10 giorni dall'evento di piena, il 17 novembre ed il 10 dicembre; gli aumenti più considerevoli si hanno comunque 13, 15 ed infine 16 giorni dopo una piena. Quando il campionamento è stato effettuato 3 giorni dopo una piena, nella stazione B, si sono ottenuti i dati peggiori di densità e biomassa, rispettivamente 0,002 ind/m^2 e 0,1 g/m^2 (Fig. 2 e 3). A differenza della stazione di Cimadolmo i valori più elevati non si registrano in piena stagione riproduttiva dei salmonidi, il che dimostra che il ramo di sinistra risulta preferenziale per le migrazioni riproduttive.

Analizzando il processo ricolonizzativo in termini di diversità di specie si è notato che nella stazione A non

Tab. II. Valori di densità e biomassa dei ciprinidi e salmonidi rilevati nella stazione di Cimadolmo (A).

Densità (ind/m^2)	**17/11/03**	**25/11/03**	**03/12/03**	**10/12/03**	**15/12/03**	**14/01/04**
Totale salmonidi	-		-	0,002	0,008	0,003
Totale ciprinidi	-	Assenza d'acqua	-	0,001	0,001	0,001
TOTALE	**0**		**0**	**0,003**	**0,009**	**0,004**

Biomassa (g/m^2)	**17/11/03**	**25/11/03**	**03/12/03**	**10/12/03**	**15/12/03**	**14/01/04**
Totale salmonidi	-		-	0,07	2,46	0,31
Totale ciprinidi	-	Assenza d'acqua	-	0,001	0,001	0,04
TOTALE	**0**		**0**	**0,07**	**2,46**	**0,35**

Tab. III. Valori di densità e biomassa dei taxa ciprinidi e salmonidi rilevati nella stazione di Maserada (B).

Densità (ind/m^2)	**17/11/03**	**25/11/03**	**03/12/03**	**10/12/03**	**15/12/03**	**14/01/04**
Totale salmonidi	0,002	0,006	0,001	0,0008	0,001	0,003
Totale ciprinidi	0,005	0,003	0,001	0,004	0,002	0,009
Totale gobidi	-	-	-	-	0,0005	-
TOTALE	**0,007**	**0,009**	**0,002**	**0,005**	**0,004**	**0,012**

Biomassa (g/m^2)	**17/11/03**	**25/11/03**	**03/12/03**	**10/12/03**	**15/12/03**	**14/01/04**
Totale salmonidi	0,19	0,38	0,09	0,11	0,29	0,27
Totale ciprinidi	0,11	0,20	0,01	0,02	0,01	0,03
Totale gobidi	-	-	-	-	0,0005	-
TOTALE	**0,30**	**0,58**	**0,10**	**0,14**	**0,30**	**0,30**

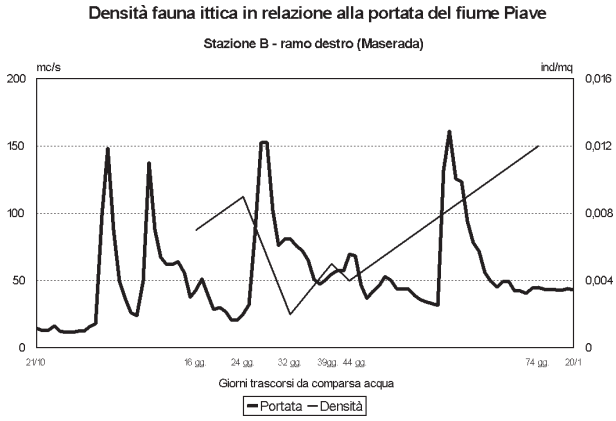


Fig. 2. Andamento della densità totale in rapporto alla portata del fiume Piave a valle dello sbarramento di Nervesa della Battaglia, stazione B.

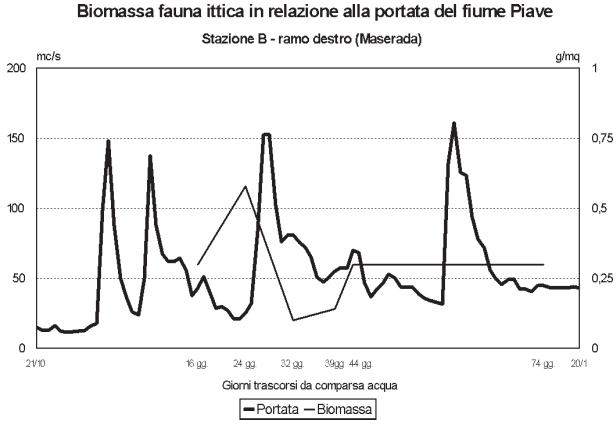


Fig. 3. Andamento della biomassa totale in rapporto alla portata del fiume Piave a valle dello sbarramento di Nervesa della Battaglia, stazione B.

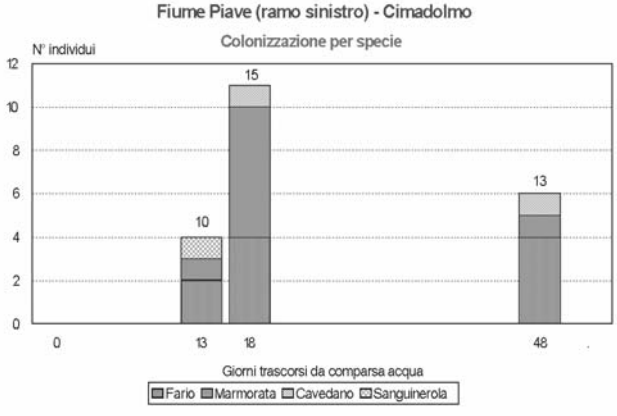


Fig. 4. Distribuzione per specie degli individui censiti nella stazione A. Sopra gli istogrammi sono riportati i giorni trascorsi dai picchi di piena superiori a 100 m^3/s.

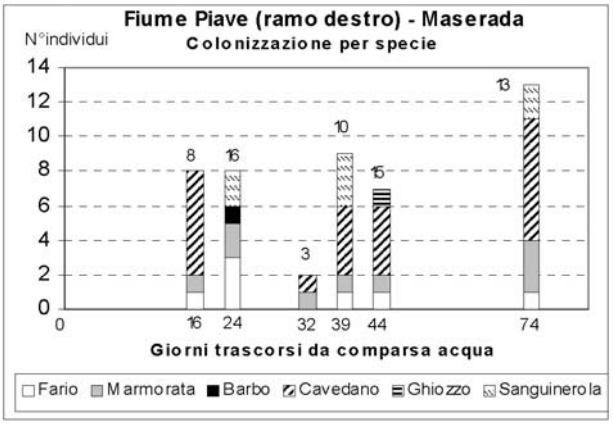


Fig. 5. Distribuzione per specie degli individui censiti nella stazione B. Sopra gli istogrammi sono riportati i giorni trascorsi dai picchi di piena superiori a 100 m^3/s.

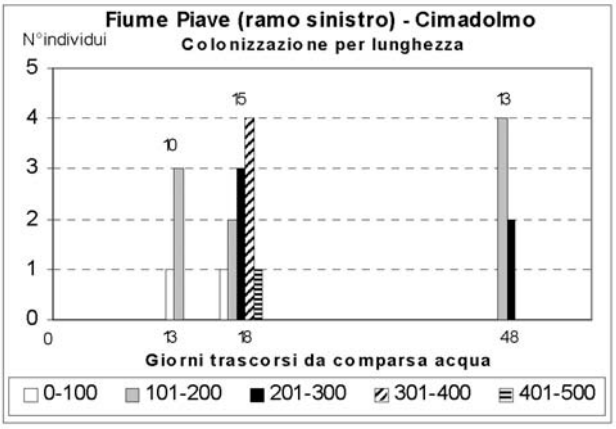


Fig. 6. Colonizzazione in funzione della lunghezza dei pesci catturati secondo una suddivisione in classi di 10 cm, risultati relativi alla stazione A.

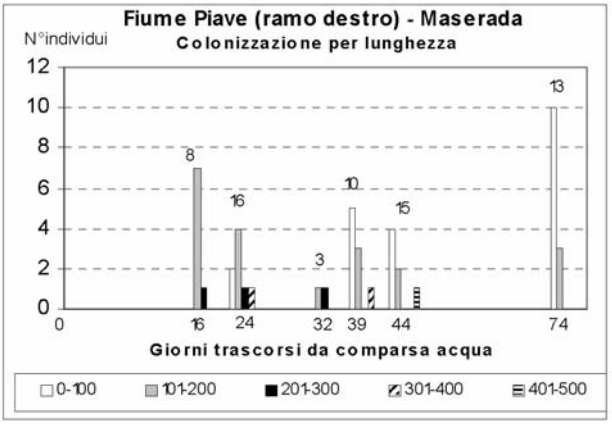


Fig. 7. Colonizzazione in funzione della lunghezza dei pesci catturati secondo una suddivisione in classi di 10 cm, risultati relativi alla stazione B.

si superano mai le tre specie presenti e che i primi a ricolonizzare questa stazione sono soprattutto i salmonidi (Fig. 4). Nella stazione B invece compaiono 4 specie diverse dopo almeno 10 giorni dall'evento di piena (Fig. 5).

Un'ulteriore elaborazione dei risultati ha riguardato il trend di distribuzione per valori di lunghezza. Da qui, per l'intero periodo d'indagine, si evince una gamma di valori quasi omogeneamente distribuiti, con lunghezze che variano da 30 ad oltre 400 mm. Nella stazione B però si rileva una maggiore idoneità ad ospitare soprattutto fauna ittica di taglia medio-piccola.

I dati di lunghezza, arbitrariamente raggruppati in 5 classi di 100 mm l'una, mostrano che a 15 giorni dal picco di piena si apprezza il maggior raggruppamento di classi di lunghezze diverse nella stazione A (Fig. 6), mentre nella stazione B per avere almeno tre raggruppamenti diversi devono trascorrere, nella maggior parte dei casi, almeno 10 giorni (Fig. 7).

Si sono inoltre considerate le eventuali ricatture durante i vari campionamenti; tale indagine ha evidenziato, per l'intero periodo di studio, la sola ricattura di 3 esemplari salmonicoli e sempre in campionamenti consequenziali; ciò evidenzia come la fauna ittica tendenzialmente non si insedi stabilmente in queste aree e questo sicuramente è condizionato dalla scarsa ricolonizzazione macrobentonica già studiata nel 2001 e 2002 (Zanetti *et al*., 2001; Zanetti *et al*., 2002).

CONCLUSIONI

Nell'arco temporale dello studio si è visto che la ricolonizzazione avviene in modo molto contenuto e che l'enorme variabilità delle portate si riflette direttamente sulla fauna ittica. Il tempo minimo per l'inizio di una ricolonizzazione apprezzabile è di 10-15 giorni. Il ramo di Cimadolmo è maggiormente idoneo per i salmonidi, quello di Maserada per i ciprinidi, almeno dal punto di vista numerico.

Si è notato purtroppo diversi salmonidi si sono spostati nelle zone delle Grave nella stagione riproduttiva e con ogni probabilità l'hanno scelta come zona di frega. Il successo riproduttivo è stato sicuramente vanificato in quanto subito dopo la fine della sperimentazione il ramo del fiume Piave di Cimadolmo si è completamente seccato mentre in quello di Maserada l'area bagnata si è ridotta in modo drastico.

In generale a livello di specie e di taglia non si possono appezzare particolari preferenze nella ricolonizzazione.

Quanto esposto mostra come per la ricolonizzazione ittica sia del tutto insufficiente la comparsa sporadica dell'acqua, soprattutto se associata a continue e cospicue variazioni di portata (nel 2003 quattro picchi di piena distruttivi in meno di tre mesi).

Dai risultati dello questo studio si evince inoltre che variazioni cospicue di portata e asciutte totali possono essere intese congiuntamente come fattori limitanti e fortemente negativi per il biota. Pertanto l'ottica esclusiva della quantificazione del Deflusso Minimo Vitale dovrebbe tenere conto anche della modularità dei rilasci, soprattutto nei tempi e nei modi del regime di morbida.

RINGRAZIAMENTI

Un vivo ringraziamento per la fattiva collaborazione offertaci per la realizzazione del presente studio va all'Amministrazione Provinciale di Treviso, all'ufficio pesca e al Consorzio di Bonifica Destra Piave per la gentile concessione dei dati di portata.

BIBLIOGRAFIA

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane.* Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana, Ist. Poligrafico dello Stato, 618 pp.

LORO R., ZANETTI M., TURIN P., 1990. *Carta ittica. Carta di qualità delle acque. Rilevazioni idrologiche, chimico-fisiche e biologiche dei corsi di interesse ittico.* Provincia di Treviso - Assessorato ai trasporti, caccia pesca e C.E.D., 106 pp.

RICKER W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Can*. **191**, 382 pp.

ZANETTI M., TURIN P., SILIGARDI M., PARCO V., GRAVA VANIN B., BILÒ M.F., MONEGATO R., ROSSI V., 2001. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2001.* Amministrazione Provinciale di Treviso, settore agricoltura caccia e pesca, 422 pp.

ZANETTI M., TURIN P., GRAVA VANIN B., GERARDI M., PICCOLO D., DOIMO I., 2002. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2002*. Amministrazione provinciale di Treviso, settore agricoltura caccia e pesca, 434 pp.

ZANETTI M., TURIN P., BELLIO M., PICCOLO D., 2003. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2003*. Amministrazione provinciale di Treviso - Assessorato alla pesca, settore affari legali e competenze giuridico-operative ittico venatorie, 598 pp.

ZIPPIN C., 1958: The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt*, **22**: 82-90.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 217-223.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Aspetti biologici, distribuzione e impatto di *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842)

Michele Arcadipane*, Oscar Del Barba

ARPA Lombardia. U.O. Risorse Naturali. Viale Restelli 3/1 - 20124 Milano

* *Referente per la corrispondenza (m.arcadipane@arpalombardia.it)*

Riassunto
Dalla prima segnalazione della presenza in Italia del pesce esotico *Misgurnus anguillicaudatus* (cobite di stagno orientale), avvenuta nel 1997 in provincia di Pavia, sono state documentate numerose catture che testimoniano la presenza di popolazioni anche molto consistenti nelle province di Milano, Cremona, Lodi e Parma. La spiccata capacità ad adattarsi con successo anche in condizioni estreme conferisce al cobite orientale una straordinaria abilità nel colonizzare nuovi ambienti: è capace di sopravvivere per lunghi periodi in corsi d'acqua prosciugati sopperendo al rifornimento di ossigeno grazie alla respirazione cutanea e intestinale, resiste a concentrazioni di ammoniaca tossiche per altri organismi acquatici, sopravvive a temperature che variano da 2°C a 30°C e oltre, l'altitudine non rappresenta una barriera significativa alla sua diffusione, l'ovodeposizione può avvenire nell'intervallo di temperatura tra 12 e 31°C. È inoltre una specie onnivora, molto longeva, altamente feconda, in grado di riprodursi per un periodo esteso durante la primavera/estate e non richiede cure parentali per gli stadi larvali. *M. anguillicaudatus* può facilmente espandere il proprio areale di distribuzione nel territorio italiano, così come avvenuto in Australia e negli Stati Uniti. È auspicabile e necessario che vengano approfondite le conoscenze della specie e dei suoi habitat d'elezione per determinarne la potenziale distribuzione nei prossimi anni e per impostare programmi di riduzione e contenimento.

PAROLE CHIAVE: *Misgurnus anguillicaudatus* / Cobite di stagno orientale / specie esotiche

Biological aspects, spread and impact of *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842)
Since the first report about the presence in Italy of the exotic fish *Misgurnus anguillicaudatus* (Oriental Weatherloach), in 1997 in province of Pavia, the many captures happened to testify the existence of consistent populations of this fish in the provinces of Milan, Cremona, Lodi and Parma. The great ability of adaptation even in extreme conditions, confers to the Oriental Weatherloach one extraordinary ability in colonizing new territories. This fish is able to survive for extended periods without water, satisfying the requirement of oxygen supply by cutaneous and intestinal respiration, it resists to concentrations of ammonia which are toxic for other aquatic organisms, it is able to survive in water temperatures from 2°C to 30°C and beyond, the altitude does not represent a meaningful barrier to its spread, the larval hatching can happen in the range of temperature between 12 and 31°C. It is omnivorous, much long-lived, highly fecund, it can spawn multiple times during the spring/summer and requires no parental care of larvae. *M. anguillicaudatus* could potentially expand its range over large portions of the Italian territory, as well as in Australia and United States. Additional research is required to better understand the species and its habitats of election in order to determine its potential spread in next few years and to set up the methods to contain and control it.

KEY WORDS: *Misgurnus anguillicaudatus* / Oriental Weatherloach / exotic species

INTRODUZIONE

Nelle acque interne italiane sono state segnalate più di 26 specie ittiche esotiche, delle quali almeno 12 hanno costituito popolazioni acclimatate, ampiamente distribuite e stabili. Solo di recente il fenomeno ha assunto proporzioni straordinarie. È stato calcolato che in Lombardia, negli ultimi 50 anni,

si è assistito alla comparsa di 2 specie esotiche ogni decennio, a volte con buoni risultati di acclimatizzazione, (ARCADIPANE *et al.*, 2004).

Le modalità con le quali queste immissioni avvengono sono riconducibili a due tipologie: intenzionali (per la promozione di pratiche di pesca sportiva; per il rilascio di pesci ornamentali; per il controllo biologico di altri organismi) o accidentali (ripopolamenti con materiale non sufficientemente controllato; rilascio di esche vive; fuga dagli impianti di acquacoltura o da laghetti di pesca).

Le conseguenze ambientali dovute alla presenza di pesci esotici nell'ambiente naturale sono poco conosciute e comprendono la diffusione di parassiti e di organismi patogeni, la modifica degli habitat acquatici, l'instabilità delle catene alimentari (predazione a carico delle specie indigene e fenomeni di competizione per il cibo, per le aree di rifugio e per i siti di ovodeposizione).

M. anguillicaudatus è una delle ultime specie aliene per le quali è stata documentata la presenza nelle acque interne italiane (Fig. 1). Si tratta di una specie facilmente adattabile ad habitat anche degradati e particolarmente abile nel colonizzare nuovi ambienti. Dalla prima segnalazione in Italia nel 1997 (RAZZETTI *et al.*, 2000), la sua diffusione è in inesorabile ascesa.

SISTEMATICA

I Cobiti sono pesci dell'Ordine *Cypriniformi* appartenenti alla famiglia *Cobitidae* che attualmente comprende 18 generi e 110 specie. La famiglia è distribuita naturalmente in Eurasia, Marocco ed Etiopia (NELSON, 1994). Il genere *Misgurnus* (Lacepede, 1803), è originario dell'Est India sub-continentale e dell'Asia e, solo con il *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758), dell'Europa centrale e orientale dalla Francia alla Russia (FROESE e PAULY, 2001). I pesci del genere *Misgurnus* hanno caratteristiche morfologiche e cromatiche molto variabili. Per questo motivo furono descritte oltre 30 specie in Asia orientale tra la metà del 1800 e la metà del 1900 (KIMURA, 1934; KUBOTA e ONO, 1965). Attualmente, benché le opinioni siano ancora discordanti, sono state identificate 4 specie di *Misgurnus*: *M. anguillicaudatus* (Cantor, 1842), *M. bipartitus* (Sauvage e Dabry de Thiersant, 1874), *M. cestoideus* (Kessler, 1876), *M. mizolepis* (Gunter, 1888).

La tassonomia del genere *Misgurnus* è ancora oggi molto confusa. Alcuni caratteri utilizzati dalle chiavi per l'identificazione delle specie si sovrappongono. *M. mizolepis* ha 48 cromosomi diploidi (UENO *et al.*, 1985) mentre *M. anguillicaudatus* ne ha 50 (HITOTSUMACHI *et al.*, 1969). Recenti studi di genetica e di morfologia, a conferma del fatto che la sistematica del genere *Misgurnus* necessita di una revisione, indicano che all'attuale descrizione di *M. anguillicaudatus* corrispondono almeno 2 specie differenti (DONG *et al.*, 1999). A generare ulteriore confusione è la grande quantità di nomi comuni che viene associata a questa specie: Cobite di stagno orientale, Misgurno, Oriental weatherfish, Oriental watherloach, Dojo, Weather loach, Japanese weatherfish, Amur loach, Amur weatherfish, Cyprinid loach, loach, Aasianmutakala, Loche d'etang, Nai chau, Pond loach, Vostochnyi.

MORFOLOGIA

I Cobiti orientali sono pesci di medio-piccola dimensione che raggiungono la lunghezza massima di 25 cm. Il corpo è allungato e cilindrico, quasi circolare nella sezione trasversale della porzione anteriore e fortemente compresso nella parte distale. Poche e piccole scaglie difficili da staccare e capaci di rigenerarsi se vengono danneggiate (KOBAYASHI e KAWAI, 1960) sono incastonate sopra il tronco del corpo. La testa ne è priva. La bocca, piccola e infera, è circondata da tre coppie di barbigli poste sulla mascella superiore e da altre due coppie situate sulla mandibola. Vicino al profilo dorsale del capo è presente un piccolo ocello. L'unica pinna

Fig. 1. *Misgurnus anguillicaudatus* (foto di Laura Vercelloni)

dorsale è raggiata e posizionata posteriormente, ben oltre la metà del corpo; la pinna caudale è arrotondata; quelle ventrali sono piccole e inserite in corrispondenza dell'origine posteriore della pinna dorsale; la pinna anale è localizzata appena prima del peduncolo caudale. Il colore del corpo, più scuro nelle porzioni laterali e dorsale rispetto al ventre, varia generalmente dal giallo-arancio al giallo-grigio. Sono visibili punti neri e marrone scuro sul dorso e sui lati del corpo. Normalmente è presente anche una grossa macchia nera nella regione dorsale del peduncolo caudale, posta alla base della pinna caudale. L'occhio è di colore giallo-arancio. Il dimorfismo sessuale è presente: il profilo delle pinne pettorali delle femmine è arrotondato mentre quello dei maschi è troncato (VLADYKOV, 1935); i maschi generalmente sono più piccoli e con le pinne pettorali più grandi, nelle quali il secondo raggio è molto più spesso e allungato (OKAMOTO,1921), ha una doppia biforcazione sull'estremità esterna ed è presente la paletta di Canestrini (*Lamina circularis*) (LINTERMANS e BURCHMORE, 1996).

ECOLOGIA

M. anguillicaudatus è una specie criptica (HEMS, 1983) con abitudini prevalentemente notturne (NARUSE e OISHI, 1994) che, nonostante prediliga acque a flusso moderato o assente, con substrati di fango o sabbia dove può scavare e nascondersi dai predatori (OKADA, 1960, LINTERMANS e BURCHMORE, 1996), è capace di adattarsi ad una grande varietà di ambienti, compresi habitat modificati e degradati. La specie generalmente non percorre lunghe distanze (LUCAS e BARAS, 2001). Secondo KUBOTA e MATSUI (1955) durante l'inverno i cobiti orientali ibernano e restano sepolti nel substrato.

ALIMENTAZIONE

La dieta di *M. anguillicaudatus* è molto flessibile. Si tratta di un tipico consumatore di detrito capace di rilevare la presenza di alimento grazie al senso tattile, usando i barbigli. Affonda la testa nel fango, aspira le particelle alimentari ed espelle il fango attraverso la fessura opercolare (KUBOTA, 1961).WATANABE e HIDAKA (1983) hanno inoltre osservato che i giovani si alimentano in gran parte di crostacei, mentre i pesci più grandi anche con lombrichi, alghe e parti di vegetali acquatici come, steli, radici e semi. Durante l'inverno i cobiti orientali riducono il consumo di alimento ed utilizzano l'energia immagazzinata nei grassi (KELLER, 2000).

RIPRODUZIONE E SVILUPPO

Nel suo ambiente naturale, *M. anguillicaudatus* depone le uova dalla primavera all'estate (CHEN e SU, 1980). Le osservazioni del comportamento riproduttivo hanno rivelato che la femmina viene seguita da un gruppo di maschi. Di questi uno solo viene prescelto, mentre gli altri vengono scacciati. Il pesce che ha avuto successo avvolge il proprio corpo intorno alla regione ventrale della femmina (OKADA, 1960; BROWN, 1973) che rilascia le uova, subito fecondate dal maschio. Il cobite orientale può deporre le uova diverse volte durante la primavera-estate (SUZUKI, 1976), rilasciando 4000-8000 uova per ogni deposizione (SUZUKI, 1983) e producendo fino a 150.000 uova per ogni stagione riproduttiva (LINTERMANS e BURCHMORE, 1996). Le uova sono deposte sulla vegetazione acquatica (KOCHETOV e KOCHETOV, 1986) in acque poco profonde (OKADA, 1960) o sul fango fra le radici delle piante (ALLEN, 1984). Sono adesive, sferiche, piccole (0,72–0,84 mm di diametro) (ZHENG, 1985) e di colore rosso (KOCHETOV e KOCHETOV,1986).

L'ovodeposizione può avvenire tra 12°C e 31°C. L'intervallo di temperatura ottimale per la deposizione è tra 20°C e 28°C (KUBOTA e MATSUI, 1955). Le uova schiudono in circa 10 giorni e le larve si nascondono negli anfratti del sedimento (HEMS, 1983).

Dopo la schiusa, le larve sono lunghe circa 1,95 - 2,4 mm (ZHENG, 1985) e cominciano ad alimentarsi cinque giorni dopo. Durante questo periodo il sacco vitellino viene quasi completamente riassorbito e 45 giorni dopo la schiusa i giovani pesci sono completamente formati (ZHENG, 1985).

NOMURA *et al.* (1998) hanno osservato un rapporto tra i sessi di 1:1 alla temperatura di 20°C ed un incremento di maschi alle temperature più alte (25-30°C). I maschi raggiungono la maturità sessuale a circa un anno mentre le femmine maturano tra uno e due anni (LEI e WANG, 1990).

L'ermafrodismo è raro, ma è stato segnalato (KOBAYASHI, 1963).

La durata della vita in cattività è stata osservata al di sopra di 13 anni (LINTERMANS e BURCHMORE, 1996).

ADATTABILITÀ AMBIENTALE

M. anguillicaudatus è una specie capace di vivere in condizioni ambientali molto diversificate come testimonia la vasta distribuzione naturale, dalla Russia al Vietnam. La plasticità biologica ha consentito a questa specie di costituire popolazioni stabili acclimatate in oltre l'80% dei paesi nei quali è stato introdotto (LEVER 1996; ARTHINGTON *et al.*, 1999) ed autorizza ad ipotizzare che possa facilmente diffondersi in tutto il territorio italiano.

M. anguillicaudatus può sopravvivere per lunghi periodi in corsi d'acqua prosciugati sopperendo al rifornimento di ossigeno grazie alla respirazione cutanea, soprattutto

quando è sepolto nel fango (PARK e KIM, 1999), e intestinale (WU e CHANG, 1945; MCMAHON e BURGGREN, 1987; PARK e KIM, 2001). Il canale alimentare di questa specie è infatti morfologicamente e fisiologicamente separato in una regione anteriore usata per la digestione e in una posteriore specializzata per lo scambio di gas (WU e CHANG, 1945; MCMAHON e BURGGREN, 1987).

M. anguillicaudatus nel sud della Cina popola prevalentemente le risaie e sopravvive alla siccità estiva e ad elevati incrementi di ammoniaca durante le fertilizzazioni. Sembra che alcuni processi fisiologichi e biochimici propri di questa specie siano refrattari alla tossicità dell'ammoniaca, che rappresenta un fattore notoriamente limitante per la vita acquatica (TSUI *et al.*, 2000).

M. anguillicaudatus è considerata una specie relativamente insensibile alla temperatura. Si accresce e si sviluppa abbondantemente alle temperature dell'acqua comprese tra 2°C e 30°C (MCMAHON e BURGGREN, 1987). In Corea è stata segnalata la capacità di questa specie di sopravvivere agli inverni duri seppellendosi nel fango e ibernandosi. In Cina sopravvive in ambienti dove la temperatura dell'acqua varia da 11,6°C a 41,6°C (KOBA, 1942).

L'altitudine non sembra essere una barriera significativa alla diffusione dei cobiti orientali. In Australia sono stati osservati sia in prossimità del livello del mare (fiume Yarra) che ad oltre 1000 m di quota (lago Eucumbene).

DISTRIBUZIONE NEL MONDO

Misgurnus anguillicaudatus è indigeno dell'India orientale subcontinentale, della Mongolia, della parte orientale della federazione russa (dai fiumi di Amur e di Tugur compresa l'isola Sahalin), del Giappone, della Korea del Nord e Korea del Sud, della Cina (comprese Hainan e Hong Kong), di Taiwan, del Vietnam del Nord e della Birmania nord-orientale (RENDAHL, 1922, 1937, 1943, 1944; FOWLER, 1934; CHU, 1931; NICHOLS, 1943; ORSI 1974; JAYARAM, 1981; KOCHETOV e KOCHETOV,1986). La specie costituisce una componente alimentare importante all'interno del suo areale originario di distribuzione (KIM *et al.*, 1987) dove viene allevata con ottimi rendimenti.

M. anguillicaudatus è stato introdotto casualmente, o intenzionalmente con operazioni di ripopolamento, almeno in 7 paesi, in 4 dei quali ha dato origine a popolazioni acclimatate. In Australia è stato importato soprattutto come pesce pulitore per acquario ed è stato segnalato in 5 stati; in 3 di essi ha originato popolazioni stabili: South Wales, Victoria, Australian Capital Territory (ACT) (MC QUEEN, 1995; LINTERMANS e BURCHMORE, 1996). Nella Repubblica di Palau sono stati importati come fonte alimentare dal Giappone fra il 1914 e il 1944 (BRIGHT, 1979; BRIGHT e JUNE, 1981). Nelle Filippine è stato introdotto nel 1931 dal Giappone come fonte alimentare nel fiume Trinidad (HERRE, 1953; RABANAL e HOSILLOS, 1961). Negli Stati Uniti d'America le prime introduzioni sono avvenute in California nel 1930, come conseguenza di esemplari fuggiti da impianti di allevamento di specie ornamentali; la specie è acclimatata in otto stati (California, Florida, Idaho, Illinois, Michigan, Oregon, Washington, Hawai) (FULLER *et al.*, 1999). *M. anguillicaudatus* è stato inoltre segnalato in Italia, Messico (CONTRERAS e ESCALANTE, 1984) e Regno Unito (LEVER, 1996).

DISTRIBUZIONE IN ITALIA

M. anguillicaudatus è stato segnalato per la prima volta in Italia, in provincia di Pavia, nel 1997 (RAZZETTI *et al.*, 2000; Puzzi, 2003 - dati non pubblicati). Successivamente sono state documentate popolazioni anche consistenti in provincia di Milano (ARCADIPANE *et al.*, 2002), in provincia di Cremona (Lombardi, 2003 - dati non pubblicati), in provincia di Lodi (Puzzi, 2003, dati non pubblicati) e in provincia di Parma (Gandolfi, 2003 - dati non pubblicati). Le segnalazioni sempre più frequenti indicano un rapido ampliamento dell'areale di distribuzione della specie. Le cause dell'introduzione sono probabilmente da collegare all'utilizzo della specie come esca viva per la pesca sportiva e come pesce pulitore per acquario.

IPOTESI DI IMPATTO E GESTIONE

M. anguillicaudatus è considerato in Australia una grave minaccia per le specie ittiche indigene. È una specie che in assenza di controlli può ampliare il suo areale molto velocemente (ARTHINGTON e BLÜHDORN, 1995) come è già avvenuto negli stati Victoria, ACT e NSW.

Il cobite orientale rappresenta un potenziale pericolo per gli ecosistemi acquatici dove può concorrere alla modifica degli habitat e all'alterazione delle piramidi trofiche. In letteratura è stata segnalata l'ibridazione fra il cobite orientale ed altre specie di pesci (SCHWARTZ, 1972). Sembra inoltre che almeno un parassita, il Platelminta monogeneo, *Gyrodactylus macracanthus* sia stato introdotto in Australia con il cobite orientale (DOVE e ERNST, 1998).

Per impostare programmi di controllo è necessario e improcrastinabile approfondire le ricerche volte allo studio delle peculiarità biologiche della specie e degli ele-

menti fisici che maggiormente ne facilitano la diffusione. Gli obiettivi dei programmi di controllo di una specie aliena sono sostanzialmente tre: il *contenimento* che tende ad impedire l'ulteriore espansione delle popolazioni e richiede una conoscenza approfondita delle caratteristiche biologiche e di dispersione della specie; la *riduzione* che mira semplicemente ad abbassare il numero di individui per contrastarne gli effetti negativi prodotti a carico delle specie indigene e in generale sull'ecosistema acquatico; *l'eradicazione*, che è una misura raramente percorribile, difficilmente applicabile a sistemi aperti e rischiosa per gli organismi nativi e per la contaminazione ambientale. Una gestione efficace deve avvenire attraverso un approccio integrato, utilizzando una combinazione di tecniche di controllo differenti e prive di conseguenze ambientali diverse da quelle previste.

CONCLUSIONI

La presenza di *M. anguillicaudatus* è stata documentata in habitat fra loro molto diversificati.

Si tratta di una specie tollerante anche alle condizioni ambientali più limitanti (compresi i corpi idrici prosciugati), molto longeva, altamente feconda, in grado di riprodursi per un periodo esteso, non richiede cure parentali delle larve o degli avannotti, resistente alla predazione anche grazie alla capacità di sotterrarsi nel fango. Queste caratteristiche indicano che *M. anguillicaudatus* potrebbe potenzialmente espandere il proprio areale di distribuzione a gran parte del territorio italiano. Tuttavia le limitate conoscenze della specie e degli habitat d'elezione non consentono di determinare la potenziale distribuzione della specie nei prossimi anni, né tanto meno di impostare programmi di riduzione e contenimento. È quindi necessario intraprendere ricerche sulle popolazioni italiane e sugli ambienti da queste colonizzati.

Iniziative di questo genere sono auspicate e caldeggiate dalla Comunità europea che, nella Decisione 1600/2002/CE del Parlamento Europeo del 22.7.2002 che istituisce il *VI programma Comunitario di azione in materia di ambiente*, evidenzia la necessità di «un'azione *per contrastare le pressioni derivanti dall'inquinamento e dall'introduzione di specie non indigene*» e di «*arrestare il deterioramento della diversità biologica al fine di raggiungere questo obiettivo entro il 2010, segnatamente prevenendo e riducendo l'effetto di specie e di genotipi invasivi esotici*». Dello stesso tenore, ma con maggiore incisività, è anche l'*European Strategy on Invasive Alien Species* definita il 2 dicembre 2002 dal Consiglio Europeo nell'ambito della *Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats*. Analogamente, anche in ambito nazionale sono state introdotte specifiche norme tendenti a contrastare il fenomeno. Il DPR 120/2003 di modifica del DPR 357/97 (di recepimento della Direttiva Habitat) recita: «*Sono vietate la reintroduzione, l'introduzione e il ripopolamento in natura di specie e popolazioni non autoctone*».

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento a:
- *Tarmo A. Raadik* (Arthur Rylah Institute for Enviromental Research. Victoria – Australia) per averci fornito gran parte del materiale di studio;
- *Sven O Kullander* (Swedish Museum of Natural History. Department of Vertebrate) per averci fornito un parere sulle immagini fotografiche di alcuni esemplari catturati in Italia;
- *Carlo Lombardi* (Provincia di Cremona. Settore Caccia e Pesca), *Simone Rossi* (Università degli Studi di Pavia. Laboratorio di Ecologia delle acque interne. Dipartimento di Biologia Animale), *Gilberto Gandolfi* (Università di Parma. Dipartimento di Biologia evolutiva e funzionale), *Cesare Puzzi* (GRAIA, Varano Borghi – Varese) per averci fornito le ultime segnalazioni degli esemplari rinvenuti in Italia.

Bibliografia

ALLEN S., 1984. Occurrence of juvenile Weatherfish *M.anguillicaudatus* in the Yarra River. *Victorian Naturalist*, **101**, 240-242.

ARCADIPANE M., VERCELLONI L., GALLI P., STEFANI F., CROSA G., CAVALLI G., 2002. Presenza di fauna ittica esotica nelle acque della provincia di Milano. *Atti del IX Congresso AIIAD, Acquapartita 11-13 giugno 2002. Biologia Ambientale*, **18** (1):217-219.

ARCADIPANE M., DALMIGLIO A., FAZZONE A., 2004. Comunità ittica. In: *ARPA Lombardia. Rapporto sullo stato dell'ambiente 2003. Segnali ambientali*: 143-150.

ARTHINGTON A.H., BLÜHDORN, D.R., 1995. *Improved management of exotic aquatic fauna: R & D for Australian rivers*. Land and Water Resources Research and Development Corporation.

ARTHINGTON A.H., KAILOLA P.J., WOODLAND D.J., ZALUCKI J.M., 1999. *Baseline environmental data relevant to an evaluation of quarantine risk potentially associated with the importation to Aus-*

tralia of ornamental finfish. Dep. Agriculture, Fisheries Canberra.

Bright G.R., 1979. *The inland waters of Palau, Caroline Islands*. Report, Office of the Chief Conservationist, Trust Territory of the Pacific Islands, Koror, Palau.

Bright G.R., June J.A., 1981. Freshwater fishes of Palau, Caroline Islands. *Micronesia*, **17**(1-2), 107-111.

Brown B., 1973. Weather loaches. *Finchat*, **21**(6), 3-4.

Chen H.-C., Su C.-Y., 1980. Studies on the induced spawning of mud loach, *Misgurnus anguillicaudatus* by hormone injection throughout the year. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan*, **7**(2), 13-20.

Chu Y.T., 1931. Index Piscium Sinensium. *Biological Bulletin of St. Johns University, Shanghai*, **1**, I-IV: 1-290.

Contreras B.S., Escalante C.M.A., 1984. Distribution and know impacts of exotic fishes in Mexico. In: *Distribution, biology, and management of exotic fishes* (Ed. W.R. Courtenay Jr. and Stauffer J.R.), Johns Hopkins Press, Baltimore and London: 102-130.

Dong S., Taniguchi N., Ishida R., 1999. Two types of the loach *Misgurnus anguillicaudatus* collected from the Torentsu River, Japan. *Japanese journal of Ichthyology*, **46** (2), 83-90.

Dove A.D.M., Ernst, I., 1998. Concurrent invaders four exotic species of Monogenea now established on exotic freshwater fishes in Australia. *International Journal of Parasitology*, **28**, 1755-1764.

Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003 n° 120. Regolamento recante modifiche ed integrazioni al DPR 8 settembre 1997 n° 357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. Gazzetta Ufficiale del 30 maggio 2003 n° 124.

Fowler H.W., 1934. Some fishes collected by the third Asiatic Expedition in China. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, **50**(7), 373-405.

Froese R., Pauly D., 2001. FishBase – www.fishbase.org

Fuller P.L., Nico L.G., Williams J.D., 1999. *Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States*. American Fisheries Society Special Publication 27. Bethesda, Maryland, 613 pp.

Hems J., 1983. The Japanese weatherloach. *Aquarist and Pondkeeper*, **48**: 25-26.

Herre A.W., 1953. *Check list of Philippine fishes*. United States Fisheries and Wildlife Service, Research Report 20.

Hitotsumachi S., Sasaki M., Ojima Y., 1969. A comparative kariotype in several species of Japanese loaches (Pisces: Cobitidae). *Japanese journal of genetics*, **44**, 157-161.

Jayaram K.C., 1981. *The Freshwater Fishes of India, Pakistan, Bangladesh, Burma and Sri Lanka. A Handbook*. Zoological Survey of India, Calcutta. 475 pp.

Keller R. P., 2000. *An experimental study of the ecological effects of the introduced freshwater fish Oriental weatherloach* Misgurnus anguillicaudatus. Honours thesis, Dep. of Biological Sciences, Monash University.

Kim Y.U., Park Y.S., Kim D.S., 1987. Development of eggs, larvae and juveniles of loaches, *Misgurnus mizolepis* Gunther. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, **20**(1): 16-23.

Kimura S., 1934. Description of the fishes collected from the Yangtzekiang, China, by late Dr. K. Kishinouye and his party in 1927-1929. *Journal of the Shanghai Science Institute*, Section 3, **1**: 11-247.

Koba K., 1942. *Notes on the Halun-Arshan hot-spring fauna and the snake (Elaphe dione), North Hsingan Province, Manchura*. Bulletin of the Central Nation Museum, Manchoukuo.

Kobayashi H., 1963. On an hermaphroditic mus loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). *Journal of the Hokkaido Gakugei University* (section 2B), **14**(2): 23-25.

Kobayashi H., Kawai M., 1960. Studies on the regenerative scales of fishes. II. On the regenerative scales of mudloach, *Misgurnus fossilis anguillicaudatus* (Cantor). *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries*, **26**(3): 207-210.

Kochetov, A., Kochetov, S., 1986. Fishes of the Amur Basin in nature and in the Aquarium. *Freshwater and Marine Aquarium*, **9**(3), 28-32.

Kubota Z., 1961. Ecology of the Japanese loach *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). Food habit. *Journal of Shimonoseki University of Fisheries*, **11**: 177-195.

Kubota Z., Matsui I., 1955. On the decreasing rate in weight and number of the loach (*Misgurnus anguillicaudatus* Cantor) during the winter season. *Journal of Shimonoseki College of Fisheries*, **4**(3): 327-337.

Kubota Z., Ono T., 1965. Morphology of the Japanese loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). V. Geographical variation of the number of vertebrae. *Journal of the Shimonoseki University of Fisheries* b **14**: 41-52.

Lei F., Wang B., 1990. Studies on reproduction and growth of loach. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **14**(1): 60-67.

Lever C., 1996. *Naturalized Fishes of the World*. Academic Press, San Diego. 408 pp.

Lintermans M., Burchmore J., 1996. Family Cobitidae. Loaches. In: *Freshwater fishes of south-eastern Australia* (Ed. R. McDowall): 114-115. Reed Books, Chatswood, Australia.

Lucas M.C., Baras E., 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford. 420 pp.

McMahon B.R., Burggren W. W., 1987. Respiratory physiology of intestinal air breathing in the teleost fish *Misgurnus anguillicaudatus*. *Journal of Experimental Biology*, **133**: 371-393.

Mc Queen M., 1995. A record of introduced fish, the Oriental weatherloach (*Misgurnus anguillicaudatus*: Family Cobitidae) from the River Murray upstream of Corowa. *Victoria Naturalist*, **112**: 101-102.

Naruse M., Oishi T., 1994. Effect of light and food as zeitgebers on locomotor activity rhytms in the loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Zoological Science*, **11**: 113-119.

Nelson J.S., 1994. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, New York.

Nichols J.T., 1943. The fresh-water fishes of China. In: *Natural history of Central Asia* (Ed. R. Tyler): 203-210. The American Museum of Natural History, New York.

Nomura T., Katsutoshi A., Hayashi T.,

Suzuki R., 1998. Effect of temperature on sex rations of normal and gynogenetic diploid loach. *Fisheries Science*, **65**(5): 753-758.

Okada Y., 1960. Studies on the freshwater fishes of Japan. *Journal of the Faculty of Fisheries, Prefectural University of Mie*, **4**(1 & 2): 1-860.

Okamoto K., 1921. Secondary sexual characters in the loach *Misgurnus anguillicaudatus* Cantor. *Philippine Journal of Science*, **19**: 723-725.

Orsi J.J., 1974. A check list of the marine and freshwater fishes of Vietnam. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, **11**(3/4): 153-177.

Park J.Y., Kim, I.S., 1999. Structure and histochemistry of skin of mud loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Pisces, Cobitidae), from Korea. *Korean Journal of Ichthyology*, **11**: 109-116.

Park J.Y., Kim, I.S., 2001. Histology and mucin histochemistry of the gastrointestinal tract of the mud loach, in relation to respiration. *Journal of Fish Biology*, **58**: 861-872.

Rabanal H.R., Hosillos, L.V., 1961. Control of less desirable exotic species of fish competing with or harmful to desirable indigenous species in inland waters in the Philippines. *Philippine Journal of Fisheries*, 1958 **6**(1): 49-70.

Razzetti E. , Nardi P.A., Strosselli S., Bernini F., 2000. Prima segnalazione di *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in acque interne italiane. *Annali del Museo Civico di Storia naturale "G. Doria"*. Vol. **XCIII** – 3 ottobre 2000.

Rendahl H., 1922. Zwei neue Cobitiden aus der Mongolei. *Arkiv. Zool., Stockholm*, **15**(4): 1-6.

Rendahl H., 1937. Uber einen *Misgurnus* aus Tonkin. *Arkiv. Zool., Stockholm*, 29A **12**: 1-4.

Rendahl H., 1943. Uber das Vorkommen des *Misgurnus anguillicaudatus anguillicaudatus* (Cantor) in Birma. *Arkiv. Zool., Stockholm*, **35**A(4): 1-9.

Rendahl H., 1944. Eininge Cobitiden von Annam und Tonkin. Goteburgs Kingl. *Vetensk. – Samh. Handl.*, (6) 3B: 1-54.

Schwartz F.J., 1972. *World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid*. Publications of the Gulf Coast Research Laboratory Museum, 3.

Suzuki R., 1976. Number of ovarian eggs, and spawned eggs and their size composition in the loach fish. *Bulletin of the Japanese Society of Science and Fisheries*, **42**(9). 961-967.

Suzuki R., 1983. Multiple spawning of the cyprinid loach *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture*, **31**(2-4): 233-244.

Tsui K.N.T., Jin Y., Lee H.K., Chew S.F., Randall D. J., Ip Y.K., 2000. The loach *Misgurnus anguillicaudatus* reduces amino acid catabolism and volatilizes NH3 during aerial exposure. In: International Congress on the Biology of fish. Symposium: *Fish surviving in extreme conditions*, University of Aberdeen, Scotland. July 23-27 2000: 29-31.

U.E., Decisione n° 1600/2002/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 22 luglio 2002. VI Programma comunitario in materia di ambiente. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee del 10 settembre 2002.

U.E., Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats. European Strategy on Invasive Alien Species. Strasbourg, 2-5 dicembre 2002.

Ueno K. Senou H., Kim I.S., 1985. A chromosome study of five species of Korean cobitid fish. *Japanese journal of genetics*, **60**(6): 539-544.

Vladykov V.D., 1935. Secondary sexual dimorphism in some Chinese cobitid fishes. *Journal of Morphology*, **57**(1): 275-302.

Watanabe K., Hidaka T., 1983. Feeding behaviour of the Japanese loach *Misgurnus anguillicaudatus* (Cobitidae). *Journal of Ethology*, **1**: 86-90.

Wu H.W., Chang, H.W., 1945. On the structures of the intestine of the Chinese pond loach with special reference to its adaptation for aerial respiration. *Sinensia*, **16**(1/6): 1-8.

Zheng W.B., 1985. Observations on the embryonic and larval development of *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). *Journal of Fisheries China-Shuichan Xuebao*, **9**(1): 37-47.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 225-229.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Aspetti della biologia riproduttiva di *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), in un lago del centro Italia

Paolo Avetrani*, Giancarlo Gibertini, Massimiliano Scalici

Dipartimento di Biologia, Università "Roma Tre", v.le. G. Marconi 446 – 00146 Roma

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; paoloave@yahoo.it)*

Riassunto
Il coregone, *Coregonus lavaretus*, è un salmonide di acque lentiche introdotto nei laghi del nord e del centro Italia da più di un secolo a scopo alimentare. È stato intrapreso uno studio sulla sua biologia ed, in particolare, sulla riproduzione nel lago di Bracciano (a 30 km a nord di Roma). Lo scopo della ricerca non è stato solo di incrementare le scarse conoscenze sulla biologia di base di questa specie (considerata *data deficent* dall'IUCN) nei laghi del centro Italia, ma anche quello di fornire un contributo utile per una gestione più responsabile del lavarello nel lago di Bracciano. Analisi di tipo istologico e macroscopico sulle gonadi (IGS, IG) e analisi ponderali (K1 e K2) hanno permesso di evidenziare in quale periodo la specie tende a riprodursi. I dati ottenuti sulla biologia riproduttiva confermano che *Coregonus lavaretus* si riproduce una sola volta l'anno, nel periodo di gennaio, e i risultati riguardanti i fattori di condizione mettono in luce i periodi della dieta (planctofaga) con massima attività in corrispondenza dei mesi primaverili ed estivi.

PAROLE CHIAVE: *Coregonus lavaretus* / lavarello / riproduzione / Lago di Bracciano

Aspects of reproductive biology of *Coregonus lavaretus* in a Central Italian lake.
The whitefish, *Coregonus lavaretus*, is a salmonid living in lake introduced in North and Central Italy until the end of 19th. It was started a study on the biology, in particular on the reproduction in the Bracciano Lake (30 km North of Rome). The purpouses of the research was to improve the knowledge of the species's biology in the lakes of Central Italy (considered a *data deficient* by IUCN) and to increase the informations for whitefish management in Bracciano Lake. Istological and macroscopical analisys on gonads (IGS, IG) and ponderal analisys (K1 e K2) showed reproductive period of this species. The data confirm that the reproduction period of *Coregonus lavaretus* occurs only one time during the year, in January. The data of the condition factors showed that the principal activity of the diet during the year is on spring and summer.

KEY WORDS: *Coregonus lavaretus* / whitefish / reproduction / Bracciano Lake

INTRODUZIONE

Tra le specie ittiche che popolano il lago di Bracciano, il lavarello (*C. lavaretus*) riveste un'indubbia importanza economica ed ecologica. Questa specie vive per la maggior parte dell'anno nella zona pelagica dei laghi e presenta una dieta rigidamente planctonica, che mostra notevoli variazioni stagionali nella sua composizione (BERG e GRIMALDI, 1965; GIUSSANI e GRIMALDI, 1975; GRIMALDI, 1986). Durante la primavera e l'estate, infatti, si ciba prevalentemente di crostacei copepodi e cladoceri, mentre durante l'autunno e l'inverno predilige una dieta bentofaga (POMEROY, 1991; FRANZOI *et al.*, 1996; FRANZOI *et al.*, 1999). La dieta è certamente relazionata anche allo spostamento della specie verso le acque basse per la riproduzione (GANDOLFI *et al.*, 1991). La conoscenza sulla riproduzione di questa specie è basata su alcuni studi realizzati in passato da diversi autori nei laghi del Nord e Centro Italia. Queste ricer-

che (ZERUNIAN *et al.*, 1991; MAZZINI *et al.*, 1996; NEGRI e ARLATI, 1996) hanno evidenziato che questa specie è tendenzialmente univoltina. Da qualche anno (1998) la Provincia di Roma, Servizio Caccia e Pesca, ha riscontrato una contrazione della popolazione di lavarello nel lago di Bracciano. È stato quindi intrapreso uno studio sulla riproduzione di questa specie.

MATERIALI E METODI

Da ottobre 2001 a settembre 2002 sono stati prelevati alcuni individui di lavarello con cadenza mensile. Gli esemplari sono stati prima misurati (lunghezza standard) e successivamente sottoposti a biopsia. In particolare sono state prelevate le gonadi (registrando le eventuali anomalie) ed è stato valutato il loro stadio di maturazione, secondo NIKOLSKY (1963) (Tab. I).

Inoltre è stato rilevato il peso corporeo ed il peso delle gonadi di ogni animale, per calcolare l'indice gonado-somatico (I.G.S.). Tale indice viene calcolato mediante il rapporto percentuale tra il peso delle gonadi ed il peso corporeo di ogni esemplare:

$$I.G.S. = P_g / P_{tot} \times 100$$

dove P_g è il peso delle gonadi e P_{tot} è il peso totale dell'esemplare.

È stato inoltre calcolato l'I.G., indice gonadico, per valutare il trend inerente lo sviluppo ponderale delle gonadi, escludendo il peso di queste ultime dal peso totale dell'animale:

$$I.G. = P_g / (P_{tot} - P_g) \times 100.$$

Successivamente le gonadi sono state sottoposte ad analisi istologica, previa fissazione in liquido di Bouin e colorazione con emallume-eosina, per osservare gli stadi della spermatogenesi e dell'oogenesi. Sono stati definiti gli stadi di maturazione gonadica sia per i maschi che per le femmine seguendo uno schema descritto da BROMAGE e CUMARANATUNGA (1988) e da ZERUNIAN *et al.* (1991). Sono stati infine calcolati i valori medi mensili dei fattori di condizione K_1 e K_2, con le seguenti formule:

$$K_1 = P_{tot} / (L_p)3 \times 100$$

$$K_2 = (P_{tot} - P_g) / (L_p)3 \times 100$$

dove P_g è il peso delle gonadi, P_{tot} è il peso totale e L_p è la lunghezza standard. K_1 è una semplice stima della corpulenza del pesce durante le stagioni, mentre K_2 dà informazioni sull'incremento corporeo non tenendo conto del peso delle gonadi (GARAVAGLIA e JAMET, 1989; PROVINI *et al.*, 1998).

Tab. I. Stadi di maturazione gonadica secondo NIKOLSKY (1963), modificato.

1. Gonadi immature	gonadi molto ridotte, testicoli trasparenti, ovari rosa pallido.
2. Gonadi quiescenti	gonadi di dimensione ridotte, testicoli biancastri ed ovari rosa.
3. Gonadi in maturazione	gonadi in fase di crescita, testicoli bianchi ed ovari con oociti visibili ad occhio nudo
4. Gonadi mature	gonadi con volume massimo, testicoli di colore latteo e ovari di colore giallo-arancio
5. Gonadi in riproduzione	gonadi di aspetto e colore simile rispetto alla fase precedente, ma i gameti fuoriescono se si esercita una lieve pressione.
6. Gonadi svuotate	gonadi quasi del tutto svuotate con la presenza di pochi gameti residui.

Tab. II. Percentuali degli stadi di maturazione delle gonadi a livello macroscopico. G.Q.= gonadi quiescenti, G.I.M.= gonadi in maturazione, G.M.= gonadi mature, G.R.= gonadi in riproduzione, G.S.= gonadi svuotate.

		MASCHI					FEMMINE				
		G.Q.	G.I.M.	G.M.	G.R.	G.S.	G.Q.	G.I.M.	G.M.	G.R.	G.S.
OTTOBRE	1+	100,00					100,00				
	2+	83,30	16,60				66,60	33,30			
	3+						100,00				
NOVEMBRE	1+						66,60	33,30			
	2+	100,00					60,00	40,00			
	3+	100,00					66,60	33,30			
DICEMBRE	1+		33,30		33,30	33,30		50,00	50,00		
	2+		100,00					16,60	33,30	33,30	16,60
	3+									100,00	
GENNAIO	1+	100,00					100,00				
	2+	83,30	16,60				33,30	66,60			
	3+										
FEBBRAIO	1+	91,60	8,30				100,00				
	2+	100,00									
	3+										
MARZO	1+	50,00	50,00				60,00	40,00			
	2+	83,30	16,60				100,00				
	3+	100,00					100,00				
APRILE	1+	100,00					100,00				
	2+	100,00					100,00				
	3+	100,00					100,00				
MAGGIO	1+	100,00									
	2+	100,00					100,00				
	3+						100,00				
GIUGNO	1+										
	2+	100,00					100,00				
	3+						100,00				
LUGLIO	1+										
	2+	100,00					80,00	20,00			
	3+						20,00	60,00	20,00		
AGOSTO	1+	100,00					100,00				
	2+	100,00					50,00	50,00			
	3+						100,00				
SETTEMBRE	1+										
	2+	100,00					50,00	25,00	25,00		
	3+	100,00					66,60	33,30			

RISULTATI

L'analisi dei dati è stata eseguita su un campione complessivo di 164 individui. È stata fornita una descrizione completa del quadro macroscopico relativo agli stadi gonadici. È stata allestita una tabella riassuntiva dove sono descritti i dati, mese per mese, in valori percentuali (Tab. II).

Per quanto riguarda i maschi si nota che nella maggior parte dell'anno presentano le gonadi in fase di quiescenza, tranne i mesi di dicembre e gennaio dove si notano gonadi in maturazione, pronte per la riproduzione. Per quanto riguarda le femmine, esse presentano nei mesi di ottobre–novembre gonadi in quiescenza e in fase di crescita e, nel mese di dicembre, gonadi mature e in riproduzione.

Dopo il periodo di svuotamento, dal mese di gennaio al mese di giugno le gonadi si trovano in fase quiescente, per poi riprendere la loro fase di crescita dal mese di luglio fino a settembre. Durante l'analisi macroscopica sono state notate infine delle anomalie nelle gonadi nel 2,4% delle femmine e nel 4,3% dei maschi (Tab. III). In figura 1 sono mostrati i valori mensili dell'indice gonado-somatico e dell'indice gonadico. I maschi presentano valori elevati nel mese di dicembre (specialmente i maschi 1+ che sono maturi sessualmente) ed a gennaio.

Tab. III. Presenza di anomalie delle gonadi.

Sesso	Età	Anomalia
F	2+	Gonade destra assente
F	3+	Gonade destra assente
F	3+	Gonade sinistra con protuberanze
F	3+	Gonade destra con protuberanze
M	1+	Gonadi con costrizioni
M	1+	Gonade destra assente
M	1+	Gonade destra ridotta
M	2+	Gonade destra assente
M	2+	Gonadi con costrizioni
M	2+	Gonade destra ridotta
M	3+	Gonade sinistra assente

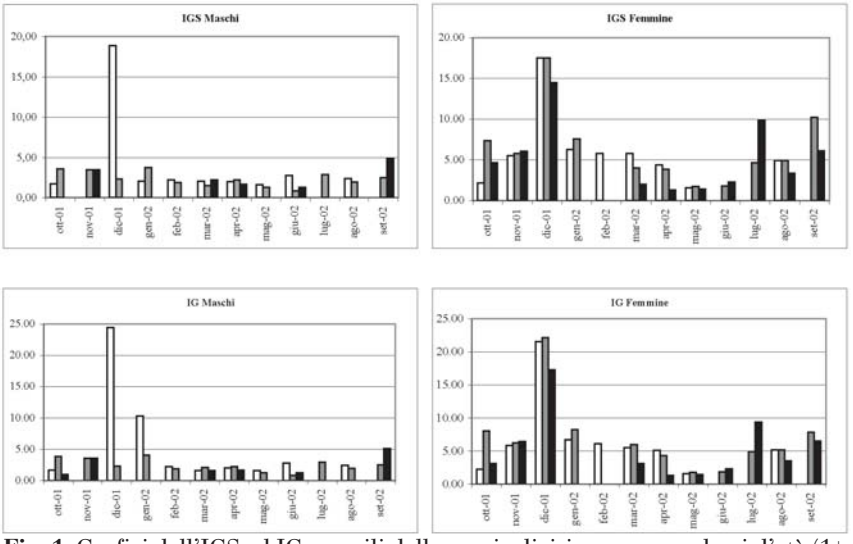


Fig. 1. Grafici dell'IGS ed IG mensili della specie divisi per sesso e classi d'età (1+ = bianco; 2+ = grigio; 3+ = nero).

Le femmine presentano valori elevati in ogni classe d'età nel mese di dicembre e valori elevati anche nel mese di luglio e di settembre (specialmente per le femmine 2+ e 3+). Con lo stesso criterio utilizzato per lo studio macroscopico delle gonadi, è stata allestita una tabella riassuntiva (Tab. IV) dove vengono visualizzate le percentuali degli stadi maturativi.

Per i maschi si può notare che nei mesi di dicembre, gennaio e febbraio vi è un'intensa attività della spermatogenesi. Nei mesi primaverili, invece, è evidente un fenomeno di moltiplicazione delle cellule germinali, con chiara presenza di spermatogoni e di spermatociti primari.

Nelle femmine si può notare che nei mesi autunnali vi è un passaggio da uno stadio previtellogenico allo stadio di inizio di vitellogenesi, che si conclude nei mesi di dicembre e gennaio. In quest'ultimo mese si svolge rapidamente la fase di idratazione dei gameti, cui segue immediatamente l'espulsione di ovuli maturi. Anche nel periodo primaverile-estivo è stata riscontrata la presenza di gonadi in fase di vitellogenesi avanzata. Infine, il calcolo dei coefficienti ponderali K_1 e K_2 (Fig. 2) ha dimostrato la presenza di valori medio-bassi in autunno-inverno e medio alti in primavera-estate.

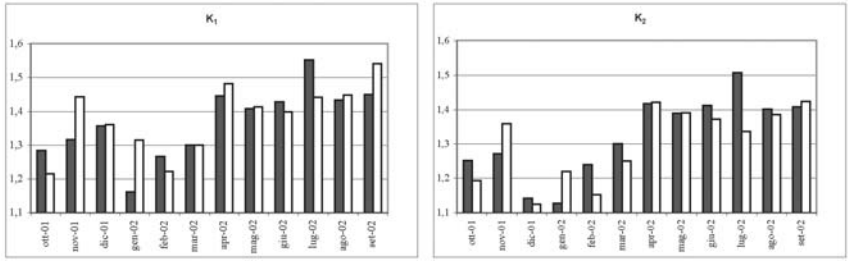


Fig. 2. Valori dei coefficienti ponderali K_1 e K_2 mensili per i maschi (nero) e per le femmine (bianco).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Da questa ricerca emerge che *Coregonus lavaretus* si riproduce una sola volta l'anno, ed esattamente nel mese di gennaio. Infatti, è possibile notare la presenza di gonadi mature, sia per i maschi che per le femmine, con alti valori di I.G.S. e I.G., nel mese di dicembre, in accordo con le osservazioni di altri ricercatori (GANDOLFI *et al.*, 1991). Risultano invece di difficile interpretazione, i dati percentuali della tabella macroscopica relativa alle gonadi femminili ed i valori elevati degli indici nelle femmine nei mesi di luglio, agosto e settembre. Come citato in precedenza, durante la ricerca è stata notata la presenza di gonadi anomale, in circa il 7% degli individui analizzati. Tale fenomeno potrebbe essere dovuto a cause di tipo ambientale (WHALI e BERNET, 2001). A questo proposito, va ricordato che il lago di Bracciano, di origine vulcanica, presenta rocce (laviche e di tufo) che possiedono una leggera radioattività. Questo dato, a livello del tutto ipotetico, deve essere approfondito e verificato, soprattutto perchè queste anomalie sono state riscontrate anche in altre specie, come nel persico trota (MARINELLI *et al.*, 2006), nel luccio (PIETROMARCHI *et al.*, 1993) e nel persico reale (GIUCCA e GIBERTINI, 1993).

Le indagini istologiche mostrano un quadro più complesso rispetto al quadro macroscopico. Infatti, mentre le gonadi maschili iniziano la maturazione nei mesi di settembre-ottobre, quelle femminili la iniziano sin dai mesi di luglio-agosto. Tuttavia, nonostante questo piccolo sfasamento, entrambi i sessi terminano la maturazione nel mese di dicembre (in accordo con ZERUNIAN *et al.*, 1991). Nel mese di gennaio, infatti, le uova sono pronte per essere emesse, così come gli spermatozoi; quindi in questo mese si svolge la riproduzione. Ciò è confermato dai dati dell'Incubatoio Ittico di Anguillara, che svolge le attività di fecondazione artificiale sin dagli ultimi giorni di dicembre per quasi tutto il mese di gennaio (Moccia, com. pers.).

Anche in questo caso, risultano poco chiare nella tabella IV le percentuali dei mesi successivi nel periodo primaverile-estivo, dove sia nei maschi che nelle femmine si riscontrano gonadi in fase di maturazione (spermatogenesi e vitellogenesi avanzata). Per quanto riguarda le gonadi femminili, la presenza di uova mature può essere dovuta al mantenimento nel tempo di gameti prodotti durante il periodo riproduttivo che comunque sono destinati all'atresia, come del resto è stato osservato nei preparati istologici relativi al periodo in questione.

C'è da considerare infine un buono stato di salute della popolazione del lago di Bracciano, come testimoniano i coefficienti ponderali calcolati in questa ricerca. I valori di tali coefficienti diminuiscono durante il periodo invernale (anche se il lavarello tende ad aumentare di peso per lo sviluppo delle gonadi nel periodo riproduttivo) e aumentano (aumento del grasso accumulato nelle viscere) in primavera-estate in concomitanza dell'aumento di organismi planctonti, soprattutto cladoceri e copepodi (FERRARA *et al.*, 2002; MASTRANTUONO, 1995).

Tab. IV. Stadi di maturazione delle gonadi a livello microscopico espressi in percentuale. Per i maschi: F.M.= fase di moltiplicazione, F.A.= fase di accrescimento, D.M.= divisione meiotica, S1= inizio spermatogenesi, S2= spermatogenesi avanzata. Per le femmine: P.O.= proliferazione oogoni, PRE.= previtellogenesi, V.I.= vitellogenesi iniziale, V.A.= vitellogenesi avanzata, POST.= postvitellogenesi, F.E.= fase espulsione ovuli.

		MASCHI					FEMMINE					
		F.M.	F.A.	D.M.	S1	S2	P.O.	PRE.	V.I.	V.A.	POST.	F.E.
OTTOBRE	1+		100,00					100,00				
	2+			100,00				100,00				
	3+								100,00			
NOVEMBRE	1+								100,00			
	2+			100,00					40,00	60,00		
	3+			100,00						100,00		
DICEMBRE	1+				100,00			50,00		50,00		
	2+				100,00					16,60	83,30	
	3+										100,00	
GENNAIO	1+				83,30	16,60						100,00
	2+				80,00	20,00						100,00
	3+											
FEBBRAIO	1+				50,00	50,00						100,00
	2+				44,40	55,50						
	3+											
MARZO	1+	100,00					83,30	83,30				
	2+		100,00					100,00				
	3+	66,60	33,30									
APRILE	1+				100,00					100,00		
	2+	33,30				66,60		33,30			66,60	
	3+				100,00					100,00		
MAGGIO	1+	33,30				66,60		100,00				
	2+	25,00			50,00	25,00		83,30		16,60		
	3+									100,00		
GIUGNO	1+				100,00							
	2+			28,57	71,42					100,00		
	3+									100,00		
LUGLIO	1+											
	2+			20,00	80,00				60,00	40,00		
	3+							40,00	60,00			
AGOSTO	1+	100,00								100,00		
	2+	100,00								100,00		
	3+									100,00		
SETTEMBRE	1+											
	2+				100,00		50,00			50,00		
	3+				100,00					100,00		

Bibliografia

BERG A., GRIMALDI E., 1965. Biologia delle due forme di coregone (*Coregonus* sp.) del lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **18**: 25-196.

BROMAGE N., CUMARANATUNGA R., 1988. Egg production in the rainbow trout. In: Muir J. F. & Roberts R. J. (eds.). *Recent advances in Aquaculture* **3**: 63-168.

FERRARA O., VAGAGGINI D., MARGARITORA F., 2002. Zooplankton abundance and diversity in lake Bracciano, Latium, Italy. *J. Limnol.*, **61**(2): 169-175.

FRANZOI P., BALDACCI A., COLOMBARI P. T., MAZZINI M., 1996. Osservazioni sul regime alimentare del coregone, *Coregonus lavaretus*, (L.), nel lago di Bolsena (Lazio). In: *Atti V Convegno nazionale A.I.I.A.D. Biologia dei Salmonidi; tutela e gestione delle popolazioni indigene*: 325-331.

FRANZOI P., TRISOLINI R., GUANCINI M. I., COLOMBARI P. T., ROSSI R., 1999. Accrescimento e regime alimentare del lavarello, *Coregonus lavaretus* (L.) nel lago di Vico (Italia Centrale, Lazio). *Atti VII Convegno A.I.I.A.D.*: 133-144.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 617 pp.

GARAVAGLIA C., JAMET J.L., 1989. Ricerche sulla biologia del lavarello (*Coregonus* sp.) in un lago oligotrofo, il lago di Monate (Provincia di Varese, Italia del Nord). *Atti Soc. It. Ecol.* **7**: 331-336.

GIUCCA F., GIBERTINI G., 1993. Aspetti della biologia riproduttiva di *Perca fluviatilis* nel lago di Bracciano (Roma). *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*: 475-486.

GIUSSANI G., GRIMALDI E., 1975. Analogie e difformità nel regime alimentare dei pesci planctofagi di quattro grandi laghi terminali troficamente differenziati. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **32**: 349-363.

GRIMALDI E., 1986. I coregoni d'Italia. In: Ente Sviluppo Agricolo Veneto (ed.). *I coregoni, biologia e sperimentazione:* 15-72.

MARINELLI A., SCALICI M., GIBERTINI G., 2006. Biologia riproduttiva del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacepede 1802) in un lago del Centro Italia. In: Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 63-66.

MASTRANTUONO L., 1995. Composition and structure of the invertebrate fauna in littoral sandy shores of lake Bracciano (Central Italy) and water quality monitoring. *Limnética*, **11**(2): 17-27.

MAZZINI M., BALDACCI A., CARCUPINO M., TADDEI A., ZERUNIAN S., 1996. Biologia del coregone del lago di Bolsena (Osteichthyes, Salmonidae) II. Osservazioni sulla maturazione delle gonadi e sulla morfologia delle scaglie. *Atti congressuali IV Convegno nazionale A.I.I.A.D. Distribuzione della fauna ittica italiana*: 483-504.

NEGRI A., ARLATI G., 1996. La biologia dei Coregoni del lago di Como. *Atti congressuali V Convegno nazionale A.I.I.A.D. Biologia dei Salmonidi; tutela e gestione delle popolazioni indigene*: 63-77.

NIKOLSKY G.V., 1963. *The ecology of fish.* Acad. Press, London, **XV** + 523 pp.

PIETROMARCHI A., GIUCCA F., GIBERTINI G., 1993. Biologia riproduttiva di *Esox lucius* L. nel lago di Bracciano (Roma). *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*: 487-495.

POMEROY P. P., 1991. A comparative assessment of temporal variation in diet of powan, *Coregonus lavaretus* (L.), from Loch Lomond and Loch Ech, Scotland, U. K. *J. Fish Biol.* **38**: 457-478.

PROVINI A., GALASSI S., MARCHETTI R., 1998. *Ecologia applicata.* Società italiana di ecologia. Città studi edizioni: 142-148.

WAHLI T., BERNET D., 2001. Gonad alterations in coregonids (*Coregonus lavaretus* ssp.) from lake Thun, Switzerland. *Centre for fish and wildlife healt*: 1-8.

ZERUNIAN S., BALDACCI A., MAZZINI M., ROSSI R., 1991. Biologia del coregone del lago di Bolsena (Osteichtyes, Salmonidae). II – Osservazioni sulla riproduzione e l'accrescimento. *Atti congressuali IV Convegno nazionale A.I.I.A.D. Distribuzione della fauna ittica italiana*: 1-18.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 231-235.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Studio della popolazione di *Coregonus lavaretus* (L., 1758) nel lago di Bracciano (Roma, Lazio)

Paolo Avetrani[1*], Giancarlo Gibertini[1], Massimiliano Scalici[1], Giuseppe Moccia[2]

[1] *Dipartimento di Biologia, Università "Roma Tre", v.le. G. Marconi 446 - 00146 Roma*

[2] *Provincia di Roma, Caccia e Pesca, Dipartimento V Servizio 3, via Nomentana 54 - 00161 Roma*

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; paoloave@yahoo.it)*

Riassunto
Per avere maggiori informazioni sullo *status* del lavarello (*Coregonus lavaretus*) nel lago di Bracciano, sono stati compiuti studi sulla struttura e sulla dinamica di popolazione di tale specie, ormai considerata un'importante risorsa alieutica nei laghi italiani e, dal 1994, inserita nella Lista Rossa dell'IUCN e classificata come "data deficient". In particolare, nella presente ricerca, sono state svolte analisi di tipo morfometrico e meristico e di dinamica di popolazione (svolta mediante l'analisi dei diagrammi di lunghezza-frequenza, del tasso di accrescimento –stimato secondo l'equazione di Von Bertalanffy– e della relazione lunghezza-peso). I risultati sono stati analizzati suddividendo gli esemplari per sesso e per età (stimata secondo il metodo scalimetrico). I dati complessivi mostrano l'esistenza di quattro classi di età, delle quali 0+ non è stata campionata, perché non catturabile con gli strumenti di pesca adottati. Il rapporto sessi (indicato come maschi:femmine) delle classi di età 1+, 2+ e 3+ è rispettivamente di 1:2, 1:1 e 1:4. L'elaborazione dei dati dimostra che il lavarello non presenta differenze rilevanti rispetto alle popolazioni della medesima specie presenti in altri grandi laghi del Nord e Centro Italia. Il ritrovamento di individui non molto longevi è da attribuire al sovrasfruttamento cui è sottoposta questa specie nel lago di Bracciano.

PAROLE CHIAVE: *Coregonus lavaretus* / lavarello / morfologia / accrescimento

Study of the stock of *Coregonus lavaretus* (L., 1758) in Lake Bracciano (Rome, Latium)
To know the actual *status* of the population of whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Bracciano studies on structure and population dynamic were made. The whitefish is considered a fishing resource in European lakes, and from 1994 it was insert in the red list of IUCN like *data deficient*. In this research morphometric, meristic and population dynamic analysis (length frequency analysis, growth analysis with Von Bertanlanffy and length-weight *ratio*) were developed. Results were analysed and the whitefishes was divided in sexes and age-classes (with scalimetric metod). Data shows the existence of 4 age-classes from what the 0+ class was not found during the samples. The sex-ratio (indicated with male:female) of 1+, 2+, 3+ age classes is 2:1, 1:1, 1:4. In conclusion, there are no difference between the population of the lake Bracciano and the others in lakes of North and Central Italy. In this research we didn't find old individuals because the overfishing practiced in Lake Bracciano.

KEY WORDS: *Coregonus lavaretus* / whitefish / morphology / growth

INTRODUZIONE

I coregoni (Salmonidae, Coregoninae) furono tra i primi pesci introdotti in Italia alla fine dell'ottocento, in concomitanza con l'istituzione dei primi istituti ittiogenici. Le specie attualmente presenti nei grandi e medi bacini lacustri sono il *Coregonus lavaretus* e il *C. oxyrhynchus*. Essi godono di un'ottima reputazione da un punto di vista alimentare ed alieutico, ed in passato e tuttora sono stati e sono oggetto di studio per quanto riguarda la biologia della pesca e dell'acquacoltura (BERG e GRIMALDI, 1965; ARLATI e OPPI, 1984; BNINSKA, 2000). Negli ultimi decenni le ricerche tassonomiche (RAUNICH e MALESANI, 1982; ZERUNIAN *et al.*, 1991a, 1991b; FAO, 1994), evidenziano una grande variabilità nei caratteri morfometrici e meristici, tipica di tutte le specie del genere *Coregonus*, nei laghi sia del Centro che del Nord

Italia (GANDOLFI *et al.*, 1991). Sulle popolazioni di coregone dei laghi del Centro Italia sono stati svolti alcuni lavori, in particolare sul lago di Bolsena e sul lago di Vico (MAZZINI *et al.*, 1996; ARLATI *et al.*, 1986; CORTI *et al.*, 1995), mentre sulle popolazioni dei restanti laghi Bracciano, Martignano, Albano e Nemi i dati sono piuttosto carenti. La Provincia di Roma, Settore Caccia e Pesca, da diversi anni ha allestito presso Anguillara (Roma) un incubatoio ittico per la produzione di avannotti da semina nello stesso lago di Bracciano.

Nonostante le immissioni annuali di lavarello, sembrerebbe che questa popolazione, da qualche anno, sia in diminuzione. Per tale motivo è stato intrapreso uno studio sulla biologia di *Coregonus lavaretus*. In particolare è stata svolta un'analisi morfologica e meristica ed una sulla struttura e dinamica di popolazione per valutare lo *status* di questa specie nel lago di Bracciano.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il lago di Bracciano, di natura vulcanica, fa parte dell'apparato Sabatino situato circa 30 km a nord di Roma. È posto ad una quota di 164 m slm e ha una profondità massima di 165 m. Le specie ittiche presenti nel lago sono 20, molte delle quali hanno una relativa importanza ecologica come ad esempio la tinca (*Tinca tinca*), la scardola (*Scardinus erythrophtalmus*), la rovella (*Rutilus rubilio*), lo spinarello (*Gasterosteus aculeatus*), il persico reale (*Perca fluviatilis*), mentre altre hanno un'importanza a livello commerciale e sportivo come ad esempio il luccio (*Esox lucius*), il persico trota (*Micropterus salmoides*), il coregone (*Coregonus lavaretus*), l'anguilla (*Anguilla anguilla*).

Raccolta dati

Da ottobre 2001 a settembre 2002 sono stati effettuati campionamenti mensili (con l'ausilio di pescatori professionisti) in concomitanza dei quali è stata prelevata un'aliquota dal pescato totale. Ogni esemplare è stato sottoposto al rilevamento di caratteri morfometrici (come descritto in tabella I) e merisitici (Tab. II).

Da ciascun esemplare, inoltre, sono state rimosse le scaglie dalla regione latero-mediana del corpo (BERG e GRIMALDI, 1967; LATINI e GIBERTINI, 1996). Le scaglie, una volta asportate, sono state prima lavate in acqua per rimuovere particelle estranee e muco, successivamente fissate in una soluzione di alcool a 70° e quindi sottoposte ad analisi microscopica per la determinazione dell'età (MAZZINI *et al.*, 1996). In aggiunta è stata determinata la *sex-ratio*, espressa con il rapporto:

$$[F/(F+M)]x100$$

dove F è il numero delle femmine ed M il numero dei maschi.

Per quanto riguarda lo studio di dinamica di popolazione sono stati stimati i parametri che descrivono le potenzialità demografiche dello stock di lavarello, utilizzando l'equazione di Von Bertalanffy (SPARRE e VENEMA, 1998). Tale equazione è espressa come segue:

$$L(t) = L_{inf} \times [\, 1 - \exp(- K \times (t - t_0))]$$

dove L_{inf} (lunghezza infinita) è la massima lunghezza a cui tende la popolazione, K è il parametro di curvatura (che indica la velocità con la quale la popolazione raggiunge la lunghezza infinita) e t_0 è il tempo al quale gli individui hanno una lunghezza pari a zero. Nella descrizione della dinamica di popolazione riveste un particolare interesse anche la relazione fra lunghezza e peso, stimata attraverso la relazione:

$$W = a \times (LS)^b$$

dove W è il peso, LS è la lunghezza standard e a e b sono due costanti specie-specifiche (SPEDICATO e CANNAS, 2000).

Elaborazioni statistiche

I dati raccolti sono stati elaborati utilizzando il programma Statistica della Statsoft, calcolando la significatività con i seguenti test: coefficiente di correlazione di Spearman (r), test t (per verificare la significatività del coefficiente r), test t per variabili dipendenti, test F e test ANOVA.

RISULTATI

Sono stati prelevati in totale 164 esemplari di lavarello, distribuiti

Tab. I. Caratteri morfometrici presi in esame nella ricerca.

Amax	Altezza massima
Amin	Altezza minima
DOr	Diametro orbitale
LaFO	Larghezza fessura orale
Lmax	Larghezza massima
LBPA	Lunghezza base pinna anale
LBPD	Lungh. base pinna dorsale
LC	Lunghezza capo
LM	Lunghezza mascellare
LOp	Lunghezza opercolo
LPA	Lunghezza pinna anale
LPC	Lunghezza pinna caudale
LPD	Lunghezza pinna dorsale
LPP	Lunghezza pinna pettorale
LPV	Lunghezza pinna ventrale
LS	Lunghezza standard
LT	Lunghezza dorsale
SpostOr	Spazio postorbitale
SpreOr	Spazio preorbitale

Tab. II. Caratteri meristici.

n° Br dx	n° branchiospine destra
n° Br sx	n° branchiospine sinistra
n° r PA	n° raggi pinna anale
n° r PC	n° raggi pinna caudale
n° r PD	n° raggi pinna dorsale
n° r PP	n° raggi pinna pettorale
n° r PV	n° raggi pinna ventrale
n° sc Ll dx	n° scaglie linea laterale destra
n° sc Ll sx	n° scaglie linea laterale sinistra

nelle seguenti classi di età: 1+ (29%), 2+ (59%) e 3+ (18%) (Fig. 1).

Complessivamente è stata osservata una *sex-ratio* pari a 1:1, nonostante la presenza quasi esclusiva di maschi in febbraio e femmine in gennaio. Sono state riscontrate alcune differenze dei caratteri morfometrici tra i sessi nelle classi d'età (Tab. III) e sono state altresì effettuate osservazioni sulle possibili relazioni fra tali caratteri e la lunghezza standard (dato che i valori relativi a quest'ultima misurazione si distribuiscono più omogeneamente attorno alla media rispetto a quelli della lunghezza totale: F = 2,15, ns).

Dai calcoli risulta che esistono correlazioni significative tra tutti i parametri e la lunghezza standard (Tab. IV).

I dati meristici complessivi (Tab. V) mostrano che non esistono invece differenze statisticamente significative fra le classi d'età, indipendentemente dal sesso (ANOVA a due criteri di classificazione, F = 11,55, ns). Sebbene sia stato notato nelle femmine un valore massimo di 15 raggi della pinna dorsale e 14 nei maschi (differenza statisticamente trascurabile) è stata trovata invece una differenza significativa tra i sessi nei raggi della pinna caudale in ogni classe d'età.

È stata inoltre osservata una relazione lineare (r = 0,82) fra la lunghezza standard ed il peso totale, che risulta statisticamente significativa (t = 16,58; gl = 162; p < 0,01) (Fig. 2).

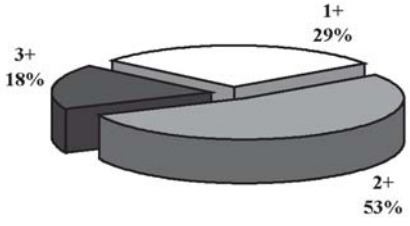


Fig. 1. Classi d'età dello stock analizzato.

Utilizzando la lunghezza standard ed un intervallo di 1 cm, è stato costruito il grafico lunghezza-frequenza della popolazione di lavarello del Lago di Bracciano (Fig. 3). Utilizzando i valori medi di ogni classe di età, è stato possibile calcolare il tasso di accrescimento se-

Tab. III. Il test di T di tutti i caratteri morfometrici mostra alcune differenze tra i sessi nelle coorti.

	1+			2+			3+		
	T	g.d.l	P	T	g.d.l	P	T	g.d.l	P
LT	0,600	16	0,550	1,850	41	0,070	1,210	5	0,270
LS	0,760	16	0,450	1,500	41	0,130	0,640	5	0,540
Amax	0,550	16	0,320	3,370	41	0,001	0,590	5	0,570
Amin	-0,140	16	0,880	0,140	41	0,880	0,310	5	0,900
LC	0,590	16	0,550	1,470	41	0,140	0,350	5	0,740
Lop	0,710	16	0,480	1,150	41	0,250	-0,170	5	0,860
Dor	2,310	16	0,030	0,790	41	0,420	1,260	5	0,260
SpreOr	0,220	16	0,820	1,660	41	0,100	0,290	5	0,770
SPpostOr	-0,590	16	0,550	0,100	41	0,910	0,190	5	0,830
LM	1,690	16	0,110	1,220	41	0,220	0,710	5	0,500
LPD	0,140	16	0,880	1,320	41	0,190	0,052	5	0,950
LBPD	0,260	16	0,790	-0,650	41	0,510	-0,350	5	0,730
LPP	-1,030	16	0,310	0,710	41	0,470	0,380	5	0,710
LPV	-0,960	16	0,340	0,920	41	0,360	-0,510	5	0,620
LPA	-0,240	16	0,810	-1,150	41	0,250	0,880	5	0,410
LBPA	0,000	16	1,000	0,120	41	0,900	0,310	5	0,760
LPC	-1,240	16	0,230	1,420	41	0,160	0,710	5	0,500
LaFO	-0,200	16	0,840	-0,690	41	0,490	-2,710	5	0,042
Lmax	0,450	16	0,650	2,250	41	0,029	-2,630	5	0,046

Tab. IV. Correlazioni tra tutti i parametri morfometrici e L.S. (lunghezza standard).

	1+			2+			3+		
	T	g.d.l	P	T	g.d.l	P	T	g.d.l	P
n° r PD	-0,260	16	0,790	0,920	41	0,350	0,000	5	1,000
n° r PP	0,690	16	0,490	-0,380	41	0,690	-3,160	5	0,025
n° r PV	-0,360	16	0,710	-1,040	41	0,300	0,000	5	1,000
n° r PA	0,880	16	0,380	-0,790	41	0,420	0,500	5	0,630
n° r PC	2,210	16	0,041	1,440	41	0,018	-7,050	5	0,008
n° Br dx	-1,040	16	0,310	1,440	41	0,150	0,910	5	0,400
n° Br sx	-0,920	16	0,370	1,250	41	0,210	0,300	5	0,770
n° sc LI dx	-0,670	16	0,500	0,440	41	0,650	-0,430	5	0,680
n° sc LI sx	-1,130	16	0,270	-0,240	41	0,800	-0,190	5	0,850

Tab. V. Risultati del test di T per tutti i caratteri meristici considerati.

Lung. Stand. Vs.	r	t	gdl	p
LT	0,94	35,12	162	<0,01
Amax	0,68	12,04	162	<0,01
Amin	0,49	7,31	162	<0,01
LC	0,61	9,98	162	<0,01
Lop	0,51	7,63	162	<0,01
Dor	0,39	5,51	162	<0,01
SpreOr	0,37	5,20	162	<0,01
SPpostOr	0,49	7,31	162	<0,01
LM	0,37	5,11	162	<0,01
LPD	0,55	8,50	162	<0,01
LBPD	0,46	6,76	162	<0,01
LPP	0,57	9,05	162	<0,01
LPV	0,61	9,90	162	<0,01
LPA	0,44	6,25	162	<0,01
LBPA	0,50	7,41	162	<0,01
LPC	0,48	7,04	162	<0,01
LaFO	0,40	5,60	162	<0,01
Lmax	0,48	7,10	162	<0,01

condo Von Bertanlanffy. La funzione ricavata che descrive l'incremento corporeo è descritta dalla seguente equazione (Fig. 4):

$$y = 8{,}554\text{-}0{,}281x$$

che ha permesso di calcolare i valori di Kc (= 0,281) e di L_{inf} (= 30,44 cm).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il ritrovamento di individui di taglia non superiore ai 30 cm non è da attribuire a differenze ecotipiche intraspecifiche bensì al sovrasfruttamento nel lago di Bracciano. Ciò è dovuto in buona parte alle dimensioni del lago, la cui superficie è soggetta a un maggiore sforzo alieutico rispetto ad altri grandi laghi italiani. A ragione di ciò sono stati ritrovati maggiormente esemplari di giovani classi di età, condizione tipica di popolazioni soggette a sovrapesca.

Descrivendo un buon stato di salute, le analisi sull'accrescimento indicano che la crescita del lavarello risulta piuttosto lenta (in accordo con GARAVAGLIA e JAMET, 1989; FRANZOI *et al.*, 1999), con un coefficiente di crescita (K) di 0,28, valore tipico delle specie plantofaghe e del tutto paragonabile alle altre popolazioni italiane.

Nella trattazione dei dati morfometrici si evidenzia che non esistono differenze rilevanti tra i sessi, al contrario di studi fatti in precedenza (RAUNICH e MALESANI, 1982; ZERUNIAN *et al.*, 1991a, 1991b). Lo studio dei dati meristici, invece, ci porta a considerare che esiste un dimorfismo sessuale, evidenziato in particolare nella trattazione della statistica di alcuni caratteri. In questa ricerca solo il numero dei raggi della pinna caudale risulta statisticamente differente fra maschi e femmine. Inoltre è stato riscontrato che il numero massimo di raggi nella pinna dorsale è maggiore nelle femmine (15) che nei maschi (14), anche se tale osservazione non viene supportata dalle analisi statistiche. Tali differenze sono state riscontrate anche nelle popolazioni del centro Italia di *Coregonus lavaretus* (CORTI *et al.*, 1995) ma, nel presente studio, non sono state confermate le ulteriori differenze tra i sessi per quanto riguarda il numero di scaglie della linea laterale e i raggi della pinna dorsale. Probabilmente questo potrebbe essere dovuto all'enorme variabilità fenotipica di questa specie in relazione ai diversi fattori ambientali (BERG e GRIMALDI, 1965).

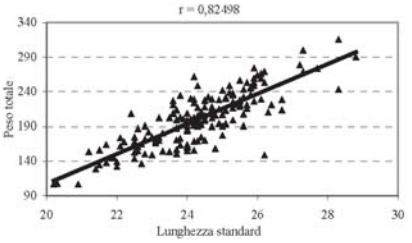


Fig. 2. Retta di regressione tra il peso e la lunghezza standard.

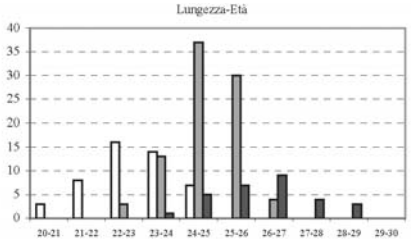


Fig. 3. Grafico lunghezza-frequenza dove si evidenziano le tre classi d'età. 1+ = bianco, 2+ = grigio, 3+ = nero.

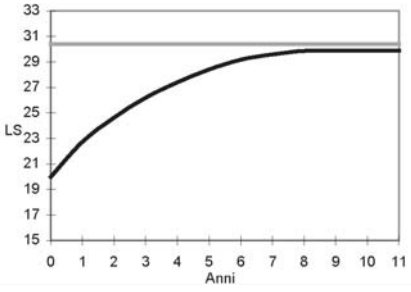


Fig. 4. Curva di accrescimento di *Coregonus lavaretus*.

Bibliografia

ARLATI G., OPPI E., 1984. Il coregone del lago di Garda: ricerca preliminare per la produzione di coregoni di ripopolamento con alimento naturale e/o artificiale. In: Ente Sviluppo Agricolo Veneto (ed.). *Ricerca e sperimentazione in acquacoltura*. Venezia: 163-185.

ARLATI G., COLOMBARI P.T., DE BONFILS G., GELOSI E., 1986. Attività sperimentale nel campo del ripopolamento con coregoni. In: Ente Sviluppo Agricolo Veneto (ed.). *I coregoni: biologia e sperimentazione*: 75-131.

BERG A., GRIMALDI E., 1965. Biologia delle due forme di coregone (*Coregonus* sp.) del lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **18**: 25-196.

BERG A., GRIMALDI E., 1967. A critical interpretation of the scales structures used for the determination of annuli in fish growth studies. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **21**: 225-239.

BNINSKA M., 2000. Commercial fisheries versus water quality in lakes with special reference to coregonids management. *Fisheries Menagement and Ecology*. **7**: 105-114.

CORTI M., DE BONFILS G., NATILI G. L., ARLATI G., CATAUDELLA S., 1995. Whitefishes (genus *Coregonus*) in Italy: species distinction and geographic variation. *Bool. Zool.* **62**: 305-312.

F.A.O., 1994. *Guidelines for stocking coregonids*. E.I.F.A.C. Occasional

paper No. 31, Rome: 1-18.

FRANZOI P., TRISOLINI R., GUANCINI M. I., COLOMBARI P. T., ROSSI R., 1999. Accrescimento e regime alimentare del lavarello, *Coregonus lavaretus* (L.) nel lago di Vico (Italia Centrale, Lazio). *Atti VII Convegno A.I.I.A.D.*: 133-144.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 617 pp.

GARAVAGLIA C., JAMET J. L., 1989. Ricerche sulla biologia del lavarello (*Coregonus sp.*) in un lago oligotrofo, il lago di Monate (Provincia di Varese, Italia del Nord). *Atti Soc. It. Ecol.* **7**: 331-336.

LATINI N., GIBERTINI G., 1996. *Criteri di determinazione dell'età nei pesci teleostei*. Tesi di Laurea, Università di Roma "La Sapienza", 185 pp.

MAZZINI M., BALDACCI A., CARCUPINO M., TADDEI A., ZERUNIAN S., 1996. Biologia del coregone del lago di Bolsena (Osteichthyes, Salmonidae) II. Osservazioni sulla maturazione delle gonadi e sulla morfologia delle scaglie. Atti congressuali IV Convegno naz. A.I.I.A.D. *Distribuzione della fauna ittica italiana*: 483-504.

RAUNICH L., MALESANI V., 1982. Biometric study on the whitefish of two Northern Italian Lakes. *Boll. Zool.* **49**: 135-149.

SPARRE P., VENEMA S.C., 1998. *Introduction to tropical fish stock assessment*. Part 1, Manual. F.A.O. Fisheries Technical Paper, n° 306. 1, Rev 2. Rome FAO. 407 pp.

SPEDICATO M.T., CANNAS A., 2000. La pesca responsabile. In: Cataudella S. e Corrada G.C. (eds.) *Un mare di risorse. Introduzione alla conservazione ed alla gestione delle risorse ittiche*. Consorzio promozione prodotti ittici UNIPROM: 67-90.

ZERUNIAN S., BALDACCI A., MAZZINI M., ROSSI R., 1991a. Biologia del coregone del lago di Bolsena (Osteichtyes, Salmonidae). I – Caratterizzazione tassonomica. Atti congressuali IV Convegno nazionale A.I.I.A.D. *Distribuzione della fauna ittica italiana*: 1-12.

ZERUNIAN S., BALDACCI A., MAZZINI M., ROSSI R., 1991b. Biologia del coregone del lago di Bolsena (Osteichtyes, Salmonidae). II – Osservazioni sulla riproduzione e l'accrescimento. Atti congressuali IV Convegno nazionale A.I.I.A.D. *Distribuzione della fauna ittica italiana*: 1-18.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 237-240.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Caratterizzazione genetica delle popolazioni di Trota fario del Parco delle Foreste Casentinesi

Mariella Baratti[1,2*], Francesco Nonnis Marzano[3], Sara Fratini[2], Armando Piccinini[3], Tomaso Patarnello[4], Francesco Dessì-Fulgheri[2], Gilberto Gandolfi[3]

1 *Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Via Madonna del Piano 10 - 50019, Sesto Fiorentino, Firenze*

2 *Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Via romana 17, Firenze*

3 *Dipartimento Biologia Evolutiva e Funzionale, Parco Area delle Scienze - 43100 Parma*

4 *Dipartimento di Sanità Pubblica, Patologia Comparata e Igiene Veterinaria, Agripolis - via Romea 16 - 35020 Legnaro (Padova)*

* *Referente per la corrispondenza (baratti@ise.cnr.it)*

Riassunto
Recenti studi sull'ittiofauna a salmonidi del territorio nazionale hanno messo in evidenza una situazione complessa, conseguenza di un'inadeguata gestione degli ambienti acquatici riferibile soprattutto a ripopolamenti incontrollati ed effettuati con materiale di provenienza alloctona. Le semine di trote fario di ceppo atlantico a scopo alieutico, effettuate soprattutto nel secolo precedente, hanno enormemente aumentato l'opportunità di ibridazione tra ceppi autoctoni locali e trote fario atlantiche, prodotte per lo più in allevamento e selezionate per alcuni caratteri morfologici. Ne è risultata una sempre maggiore difficoltà nell'individuare forme pure, esenti da fenomeni di ibridazione, con evidenti conseguenze ecologiche indotte da fenomeni di introgressione genetica. Si assiste oggi alla presenza di popolazioni naturali costituite da esemplari ibridi che raramente risultano fenotipicamente identificabili. Questo lavoro ha avuto come obiettivo l'identificazione mediante marcatori molecolari di esemplari mediterranei di trota fario presenti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. L'analisi dei polimorfismi di restrizione (RFLP) condotta su una porzione del gene mitocondriale 16S rDNA di gruppi di trote provenienti da tre stazioni situate sui due versanti appenninici (tirrenico ed adriatico), ha permesso di rilevare una scarsa presenza di trote autoctone in tutte le stazioni di campionamento, con una percentuale di aplotipi mediterranei variabile tra 0 e 37%. Non sono emerse particolari differenze tra i due versanti appenninici, toscano ed emiliano, con scarsa presenza di trote mediterranee: 17% nel corso d'acqua forlivese e 12% nel bacino aretino.

PAROLE CHIAVE: DNA mitocondriale / biodiversità / macrostigma / introgressione

Genetic characterization of brown trout populations living in the Foreste Casentinesi National Park
Recent investigations on the autochthonous Italian fish fauna have demonstrated the influence of re-stocking practices with domestic strains of the native salmonid populations. Introductions of Atlantic strains of brown trout for angling purposes during the previous century have brought to natural hybridization and competition between autochthonous trouts and non-native ones. Nowadays, it is difficult to identify taxonomically pure trouts due to the wide introgression effects happened in many water basins, and the large presence of hybrids presenting a wide range of phenotypic characters and morphological variability. In this paper, the identification of brown trout populations of the Foreste Casentinesi National Park was carried out by means of RFLP analyses of 16S rDNA (mitochondrial gene). Three sampling stations were considered on both Apennine sides (Tyrrhenean and Adriatic). The percentage of Mediterranean haplotypes of 16S rDNA was generally low and ranging between 0 and 37%. No differences emerged along both sectors of the Apennine. In fact, 17% of native trouts were identified in the stream flowing in the province of Forlì and 12 % in the one of the province of Arezzo.

KEY WORDS: mitochondrial DNA / macrostigma / introgression / biodiversity / Foreste Casentinesi National Park

INTRODUZIONE

Le Trote appartengono alla famiglia Salmonidae, alla quale sono assegnati dieci generi con circa 70 specie (NELSON, 1994). La diversità biologica esistente in questa famiglia è molto maggiore di quella che normalmente risulta nella tassonomia corrente dei Pesci, e questo fa supporre che i Salmoni-

dae comprendano molte specie biologiche non ancora riconosciute come tali (BEHNKE, 1992). La bibliografia relativa ai Salmonidae mette chiaramente in evidenza un generale disaccordo sul fatto che singoli taxa costituiscano specie, sottospecie o insiemi di ecotipi.

Le specie italiane del genere *Salmo* presentano problematiche di carattere sistematico, argomento di discussione di molti ittiologi italiani, ognuno dei quali ha fornito interpretazioni differenti (CANESTRINI, 1867; POMINI, 1941). La classificazione più accreditata (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987) individua tre taxa, due dei quali –il Carpione del Garda, *Salmo carpio*, e il Carpione del Fibreno, *Salmo fibreni*– sono endemismi molto localizzati, costituiti ognuno da un'unica popolazione, insediata rispettivamente nel Lago di Garda e nel Lago di Posta Fibreno. Il terzo è rappresentato dal complesso di specie *Salmo (trutta) trutta* L., caratterizzato da un elevato grado di polimorfismo fenotipico con la presenza nelle acque interne italiane di almeno tre forme morfologicamente distinguibili, *S. (trutta) trutta* (conosciuta appunto come Trota fario e come Trota di Lago), *S. (trutta) marmoratus* (la trota marmorata) e *S. (trutta) macrostigma*. Lo status sistematico di questi tre taxa è ancora controverso, sebbene si tenda a considerarle semispecie della forma nominale *S. (trutta) trutta* L. (GANDOLFI *et al.*, 1991).

Uno dei principali problemi legati all'aspetto gestionale di tali salmonidi è l'alta frequenza di ibridazione in natura tra i vari morfotipi. Dalla bibliografia di questi ultimi anni emerge in modo ormai del tutto convincente che le popolazioni di trote del versante atlantico dell'Europa, da cui derivano i ceppi utilizzati per gli allevamenti, sono geneticamente differenziate da quelle del versante mediterraneo (GIUFFRA *et al.*, 1994; LARGIADÈR e SCHOLL, 1996). Tale differenziazione tra le popolazioni potrebbe essere avvenuta durante l'ultima glaciazione (LARGIADÈR *et al.*, 1996).

L'incontrollata immissione a scopo di ripopolamento di trote fario di ceppo atlantico avvenuta nell'ultimo secolo, soprattutto a seguito delle sempre crescente pressione alieutica, ha enormemente aumentato l'opportunità di ibridazione tra ceppi diversi di trote fario (atlantico e mediterraneo) (NONNIS MARZANO *et al.*, 2003), come pure tra le trote fario atlantiche e le trote marmorate o macrostigma, che precedentemente si ibridavano solo lungo i confini dei loro areali di distribuzione (LUCARDA *et al.*, 1999).

In particolare, l'introduzione di trote fario di "ceppo atlantico" nelle acque italiane ha favorito una graduale sostituzione delle popolazioni autoctone ("forma mediterranea" e trota macrostigma) di salmonidi, già fortemente compromesse dal degrado degli ambienti acquatici, con un'alterazione dei quadri distributivi originali e provocando effetti di inquinamento genetico delle popolazioni autoctone. Il risultato è una sempre maggiore difficoltà nell'individuare forme pure e che quindi non siano andate incontro a fenomeni di introgressione genetica, causata dalla genesi di individui ibridi tra le forme autoctone e gli esemplari introdotti.

Le indagini genetiche svolte in passato hanno suggerito come il solo esame fenotipico degli individui non sia in grado di fornire informazioni certe sulla "purezza" di un individuo, pertanto la sua assegnazione ad una delle linee evolutive storicamente esistenti nelle acque interne italiane risulta estremamente problematica senza l'ausilio dello strumento genetico (PATARNELLO *et al.*, 1994, LUCARDA *et al.*, 1999, NONNIS MARZANO *et al.*, 2003). L'insieme dello studio del polimorfismo genetico e di quello morfologico si è rivelato quindi un sistema in grado di fotografare in maniera accurata la situazione ittica di una certa zona e di suggerire interventi specifici sul territorio.

L'obiettivo di questo studio era determinare la frequenza dell'aplotipo mitocondriale autoctono per il gene 16S rDNA di trota nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, al fine di verificare lo stato qualitativo dei popolamenti in termini di introgressione apportata da stock di provenienza atlantica usati nei ripopolamenti.

MATERIALI E METODI

Per questo studio sono state analizzate tre stazioni di particolare pregio paesaggistico e naturalistico all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. In particolare sono stati prelevati 23 esemplari nel Fosso Abetia in località Campigna (FC), 8 esemplari nel Fosso Camaldoli in località Madonna della Neve (AR), nonché ulteriori 16 esemplari in un tratto superiore dello stesso corso d'acqua, in località Prato al Fiume (AR) (Fig. 1).

Gli animali sono stati campionati mediante elettrostorditore e rilasciati nello stesso punto di cattura dopo il prelievo di un frammento di pinna adiposa. I campioni di pinna sono stati conservati in etanolo assoluto o acetone (a 4° C) sino al momento delle analisi genetiche. Parallelamente ai prelievi tissutali è stato condotto sul campo l'esame morfologico delle trote, al fine di identificare la presenza di eventuali morfotipi ascrivibili a *Salmo trutta macrostigma* (ceppo mediterraneo).

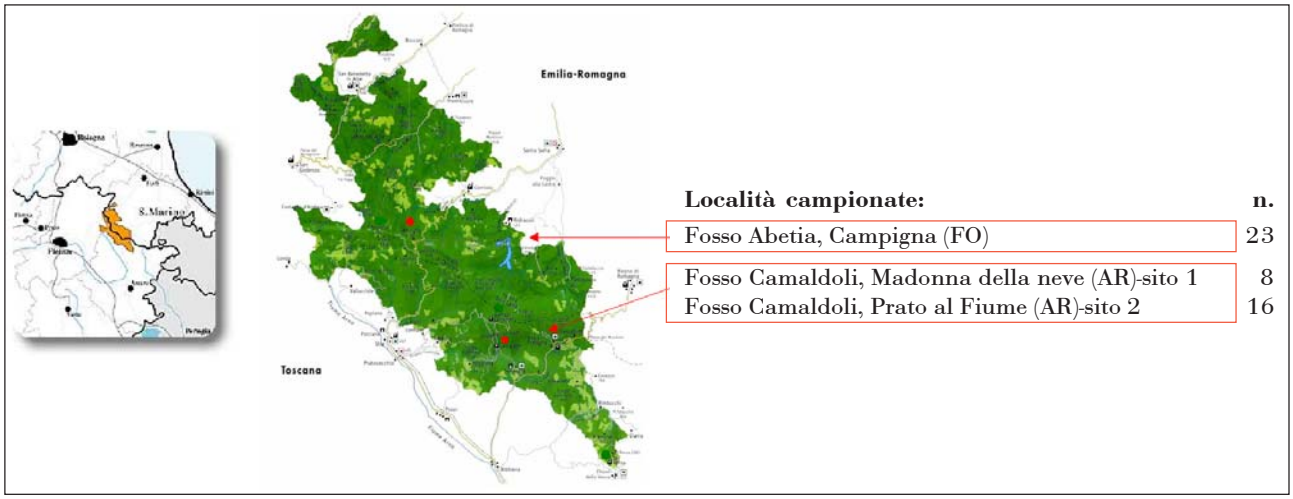


Fig. 1. Stazioni di campionamento all'interno del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi.

Il DNA genomico è stato estratto secondo la tecnica classica basata su SDS e proteinasi K con successiva purificazione mediante fenolo-cloroformio; in alternativa parte dei campioni è stata sottoposta ad estrazione utilizzando il kit "Quantum Prep Aquapure Genomic DNA" (BioRad).

La caratterizzazione molecolare dei singoli esemplari è stata eseguita mediante analisi di restrizione (RFLP, Restriction Fragment Length Polymorphism) sul gene mitocondriale codificante per l'RNA ribosomale 16S (16S rDNA) previa amplificazione PCR dello stesso.

L'identificazione di aplotipi mitocondriali basata su analisi RFLP rappresenta un approccio di primo livello rapido e sufficientemente informativo per l'identificazione di esemplari autoctoni di trota di torrente. Nella sequenza del gene del ceppo atlantico è infatti presente un sito di restrizione per l'enzima *Rsa*I che consente di discriminare gli esemplari appartenenti a questo gruppo rispetto agli esemplari mediterranei (NONNIS MARZANO *et al.*, 2003).

Si effettua una corsa elettroforetica del prodotto amplificato e ristretto su gel di agarosio. Il ceppo atlantico è identificato dalla presenza di una doppia banda mentre le forme mediterranee sono caratterizzate da una singola banda.

RISULTATI

Nella figura 2 è riportata la sintesi dei risultati, espressi come percentuale di aplotipi mediterranei sul totale degli esemplari campionati, relativamente ai siti di campionamento.

In linea generale è stata rilevata una scarsa presenza di trote autoctone in tutte le stazioni di campionamento. La percentuale di aplotipi mediterranei determinati attraverso l'analisi RFLP è risultata variabile tra 0 e 37 %.

Nessuna differenza significativa è emersa tra i due versanti appenninici: 17% di trote mediterranee nel corso d'acqua forlivese (Fosso Abetia, Campigna (FO)-*versante emiliano*) e 12% nel bacino aretino (Fosso Camaldoli (AR)-*versante toscano*), considerando la globalità degli esemplari campionati nelle due stazioni del Fosso Camaldoli: Fosso Camaldoli, Madonna della Neve (AR)-sito1, Fosso Camaldoli Prato al Fiume (AR)-sito2).

È bene ricordare che il DNA mitocondriale, essendo a trasmissione prevalentemente matrilineare, non dà un'indicazione certa sull'appartenenza ad un determinato ceppo in quanto non è in grado di rivelare gli ibridi. In altre parole, una trota con aplotipo mediterraneo potrebbe essere una forma "mediterranea pura" oppure derivare da un ceppo generato da una linea femminile mediterranea e da maschi atlantici. A tal riguardo la valutazione fenotipica dei singoli esemplari, effettuata al momento del campionamento, sembrerebbe confermare il fatto che la maggior parte delle trote con aplotipo mitocondriale autoctono sia ascrivibile ad ibridi piuttosto che a forme mediterranee pure.

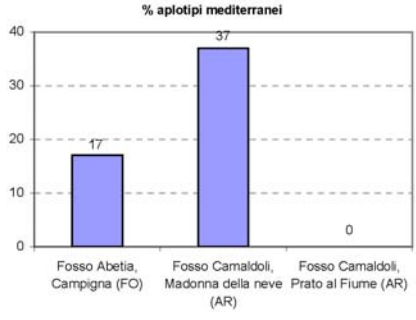


Fig. 2. Percentuale di aplotipi mediterranei del gene 16S rDNA rilevata nelle 3 stazioni di campionamento.

Bibliografia

BEHNKE, 1992. *Native trout of Western North America*. Am. Fish. Soc., Monogr. 6. American Fisheries Society, Bethesda, Md, 275 pp.

CANESTRINI G., 1867. *Pesci. Fauna d'Italia, parte 3*. Vallardi, Milano, 208 pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato. Roma, 617pp.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987. I pesci delle acque interne italiane. Aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti Società italiana Scienze Naturali Museo civico Storia Naturale di Milano*, **128** (1-2): 3-56.

GIUFFRA E., BERNATCHES L., GUYOMARD R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding genes sequence variation among phenotypic forms of trout, *Salmo trutta* L., from Northern Italy. *Molecular Ecology*, **3**: 161-172.

LARGIADÈR C.R., SCHOLL A., 1996. Genetic introgression between native and introduced brown trowt *Salmo trutta* L. populations in the Rhone River basin. *Molecular Ecology*, **5**: 417-426.

LARGIADÈR C.R., SCHOLL A., GUYOMARD R., 1996. The role of natural and artificial propagation on the genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.) on the upper Rhone drainage. In: *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (A. Kirchhofer & D. Hefti, eds.), Birkhauser Verlag, Basel: 181-197.

LUCARDA A., BARGELLONI L., PATARNELLO T., GANDOLFI G., 1999. Caratterizzazione genetica di popolazioni di *Salmo trutta marmoratus* (Cuvier, 1817) mediante l'uso di marcatori genetici nucleari: risultati preliminari. Quaderni ETP 28, Atti VII convegno A.I.I.A.D..

NELSON J.S., 1994. *Fishes of the world*. 3rd ed.. Wiley: New York, XVII, 600 pp.

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.

POMINI F.P., 1941. *Ricerche sui Salmo dell'Italia*, vol X. Calderini Bologna, XIII, 545 pp.

PATARNELLO T., BARGELLONI L., CALDARA F., COLOMBO L., 1994. Cytochrome b and 16S rRNA sequence variation in the *Salmo trutta* (Salmonidae, Teleostei) species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **3**(1): 69-74.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 241-245.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Attività trofica di *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841) in due distinti ecosistemi: foce del Po e Lago Trasimeno

Emiliano Belletti, Giuliano Luigi Gandolfi, Gianluigi Alessio*

Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale dell'Università, Parco Area delle Scienze 11/A- 43100 Parma

* *Referente per la corrispondenza (fax 0521/905657; alessio@biol.unipr.it)*

Riassunto
Knipowitschia panizzae è un Gobide tipico delle acque lagunari adriatiche, ma è presente pure in altre aree italiane, per lo più caratterizzate da fluttuazioni aline. Tuttavia, sorprendentemente, la specie è comparsa anche nel Lago Trasimeno. È stato pertanto effettuato uno studio comparativo sull'attività trofica e l'ecologia del ghiozzetto di laguna di due distinte popolazioni insediate rispettivamente all'interno del Parco del Delta del Po e del Lago Trasimeno.
Per ogni individuo campionato si è proceduto al rilevamento della lunghezza totale (LT) e del peso corporeo (W); alla determinazione dell'indice di repletezza (IR); all'identificazione sistematica dei reperti stomacali in modo da definire lo spettro trofico e la preferenza alimentare; al calcolo del fattore globale di condizione (K). Le maggiori frequenze dell'indice di repletezza (IR) si registrano per condizioni di stomaco vuoto in entrambi gli ecosistemi esaminati. La popolazione del Trasimeno sembra nutrirsi più intensamente, anche se mostra una minore crescita in lunghezza. In entrambi i biotopi l'andamento temporale del fattore di condizione (K) si mantiene approssimativamente uniforme durante i mesi autunno-invernali, tende ad entità ridotte in coincidenza del periodo riproduttivo per poi incrementare, talora notevolmente, in estate. Nell'area deltizia del Po tuttavia lo spettro trofico del ghiozzetto di laguna è costituito in massima parte da Crostacei mentre nel Lago Trasimeno comprende sia Crostacei sia pure in larga misura Insetti.

PAROLE CHIAVE: ghiozzetto di laguna / attività trofica / foce del Po / Lago Trasimeno

Trophic activity of *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841) in two different ecosystems: delta of Po river and lake Trasimeno
Knipowitschia panizzae is a Goby typical of Adriatic lagoonal waters, but is also found in other italian areas mostly characterized by saline fluctuations. However, the species has amazingly appeared also in Lake Trasimeno, a fresh water biotope. Therefore a comparative study was carried out on the trophic activity and the ecology of two different populations of the lagoon goby, one from the Po Delta and the other one from Lake Trasimeno.
For each sampled specimen we recorded the total lenght (LT) and the body weight (W); we estimated the replenishment index (IR); we examined both gastrical and gut contents to asses the trophic spectrum and the food preferences; finally we determined the global condition factor (K). The replenishment index (IR) in most specimens reveals, in both the ecosystems surveyed, contidions of fully empty stomach. The Trasimeno population however feeds more intensely and shows a lower increase in size. The global condition factor (K) stays approximately constant during the autumn-winter months, it tends lower during the breeding period and then it increases, sometimes considerably, in summer. In the Po Delta area, the lagoon goby mainly feeds on Crustaceans, while in Lake Trasimeno both Crustaceans and Insects.

KEY-WORDS: lagoon goby/ trophic activity/ Po Delta / Lake Trasimeno

INTRODUZIONE

Il ghiozzetto di laguna *Knipowitschia panizzae* (VERGA, 1841) è un piccolo Gobide (Teleostei) che, assieme ad altre specie affini, costituisce una componente caratteristica delle acque lagunari costiere dell'alto Adriatico ed in particolare della Sacca di Goro (Fig. 1).

Si tratta di una specie di piccola taglia, che raramente supera i 4 cm di lunghezza, con ciclo vitale annuale, epibentonica ed euriali-

na (MILLER, 1986), che tollera escursioni di salinità molto ampie (5-20 ‰) e raramente può risalire i fiumi (GANDOLFI, 1972; MACCAGNANI, 1984); tuttavia circa un quarto di secolo fa è stata rinvenuta anche nel Lago Trasimeno (BORRONI, 1976).

Data la scarsità e la limitatezza degli studi svolti su tale specie negli ambienti presi in considerazione (in modo particolare per il Lago Trasimeno i dati sono quanto mai scarsi se non, per alcuni aspetti, addirittura carenti), il presente lavoro si prefigge lo scopo di analizzare l'attività trofica e l'ecologia del Gobide comparando i campioni provenienti dal Delta del Po e dal Lago Trasimeno, in modo da evidenziare eventuali differenze dovute alle diverse condizioni e pressioni ambientali.

MATERIALI E METODI

Il prelievo del materiale ittico è stato effettuato in due distinte aree italiane e precisamente in quattro stazioni di campionamento situate all'interno e nei dintorni della Sacca di Goro, compresa all'interno del Parco Regionale del Delta del Po (Fig. 2) e in tre stazioni ubicate sulla sponda orientale del lago Trasimeno, situato in Umbria nelle vicinanze di Perugia (Fig. 3).

I prelievi si sono protratti nell'arco di 3 anni: da ottobre 1998 a maggio 2001 (Tab. I).

Per la cattura del materiale ittico in entrambe le aree indagate è stata impiegata una rete "a trattina" manovrata a mano, con lima di fondo piombata e lima superiore galleggiante, di m 6x1 con maglie di 2,5 mm (Fig. 4). Gli esemplari catturati sono stati immediatamente fissati in alcool a 70°, addittivato con glicerolo (2‰), per bloccare rapidamente soprattutto i processi digestivi in atto, così da non compromettere i successivi esami.

Non risultando possibile, trattandosi di Gobidi, separare nettamente il contenuto dello stomaco da quello intestinale, per l'assenza di una valvola cieco-pilorica ben sviluppata (HAMERLYNCK *et al.*, 1986), si è preferito esaminare l'intero contenuto di tutto il canale alimentare (tale contenuto, per convenzione, continuerà ad essere indicato come contenuto stomacale, in analogia con HYSLOP, 1980, ed altresì FRANZOI e MARCHETTI, 1995).

Le indagini eseguite sugli individui sono consistite in:

- rilevamento di lunghezza totale (LT mm) e peso corporeo (W g);
- determinazione dell'indice di repletezza (IR), relativo alla sola parte gastrica. Tale parametro è indicativo della quantità di cibo assunta dal pesce (in relazione alle disponibilità trofiche, al periodo d'attività nella giornata, ai processi metabolici in corso ecc.). Date le difficoltà sopraesposte, il limite tra stomaco e intestino è stato fissato, a priori, corrispondente a circa 1/3 dell'intera lunghezza del tubo digerente. L'IR può assumere i valori di 0 (=stomaco vuoto), 1 (=stomaco pieno fino a ¼), 2 (=stomaco pieno per metà), 4 (=stomaco completamente pieno). Questi valori sono stati dedotti dalla modificazione del

Tab. I. Date di prelievo di *Knipowitschia* nei due ambienti indagati.

Sacca di Goro 1998	Sacca di Goro 1999	Sacca di Goro 2000	L. Trasimeno 2000	L. Trasimeno 2001
13-10	21/22-04	17-02	01/02-08	20-02
25-11	26-06	13-04	20-09	17-05
	22-07	06-06		
	13-08	05-07		
	23-09	04-08		
		27-09		

Fig. 1. *Knipowitschia panizzae* Verga (da NATALI, 1993)

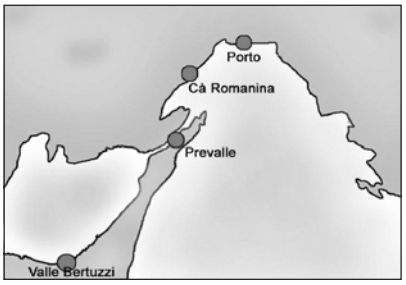


Fig. 2. Località di campionamento all'interno della Sacca di Goro.

Fig. 3. Lago Trasimeno e stazioni di campionamento (da TATICCHI, 1968, modificato).

Fig. 4. Cattura del materiale ittico mediante trattina manovrata a mano.

metodo FERRARI *et al.* (1983-84), derivato da ALBERTINI-BERHAUT (1973 e 1979);
- identificazione sistematica e conteggio dei reperti stomacali allo scopo di definire la dieta, lo spettro alimentare e le preferenze trofiche della popolazione. Nella determinazione sistematica dei reperti gastrici si è arrivati a livello tassonomico di famiglia (e solo occasionalmente fino al genere), allorché gli organismi risultavano in buono stato, ovvero non eccessivamente intaccati dai succhi digestivi;
- calcolo dei fattori globali di condizione (K) separatamente per gli individui di sesso maschile e femminile, utilizzando la seguente formula: $K=Wx10^5/LT^3$ (BECKMANN, 1948). Tale parametro pone in luce lo stato di benessere (=corposità) del ghiozzetto nei due ambienti.

RISULTATI

- Tab. II: valori dell'indice di repletezza (IR) rilevati in due differenti ecosistemi, padano ed umbro;
- Fig. 5: variazioni temporali del fattore di condizione (K), distintamente per sesso, rilevate a Goro negli anni 1998-1999;
- Fig. 6: variazioni temporali del fattore di condizione (K), distintamente per sesso, rilevate a Goro nell'anno 2000;
- Fig. 7: variazioni temporali del fattore di condizione (K), distintamente per sesso, rilevate nel Lago Trasimeno negli anni 2000-2001;
- Fig. 8: spettro trofico (frequenza percentuale dei componenti gastrici) di *Knipowitschia panizzae* nei due distinti ecosistemi;
- Fig. 9: preferenze alimentari (frequenza percentuale degli stomaci contenenti i singoli componenti trofici) della specie in relazione all'ambiente di prelievo;
- Fig. 10: spettro trofico di *Knipowitschia panizzae* rispetto ai diversi gruppi di Crostacei;
- Fig. 11: preferenza alimentare (frequenza di stomaci contenenti ciascun gruppo) di *Knipowitschia panizzae* rispetto ai diversi gruppi di Crostacei;
- Fig. 12: spettro trofico di *Knipowitschia panizzae* rispetto ai diversi gruppi di Insetti nel Trasimeno;
- Fig. 13: preferenze alimentari di *Knipowitschia panizzae* rispetto ai diversi gruppi di Insetti nel Trasimeno.

Tab. II. Valori dell'indice di repletezza, IR, rilevati nei due differenti ecosistemi analizzati (0 = stomaco vuoto; 1=stomaco pieno fino ad 1/4; 2= stomaco pieno per metà; 4= stomaco completamente pieno).

	IR	N	%
Goro 1998-99	0	95	30,06
	1	48	15,19
	2	87	27,53
	4	86	27,22
Goro 2000	0	65	46,10
	1	21	14,89
	2	22	15,60
	4	33	23,40
Trasimeno 2001	0	45	37,82
	1	31	26,05
	2	24	20,17
	4	19	15,97

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Per entrambi gli ecosistemi analizzati (deltizio-salmastro e lacustre-dulciacquicolo) le maggiori

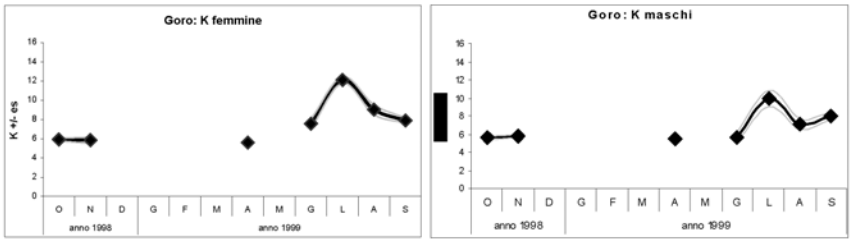


Fig. 5. Variazioni temporali del fattore di condizione K (+/- errore standard) nei campioni di Goro del 1998-1999, ripartiti per sesso.

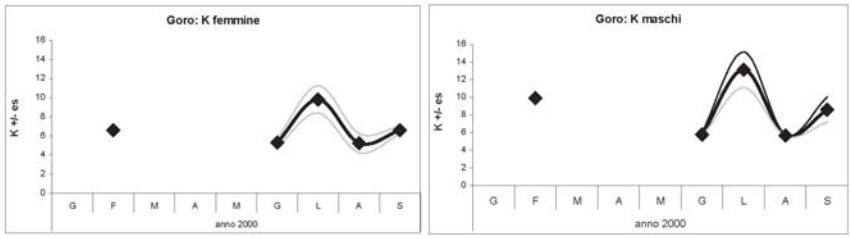


Fig. 6. Variazioni temporali del fattore di condizione K (+/- errore standard) nei campioni di Goro del 2000, ripartiti per sesso.

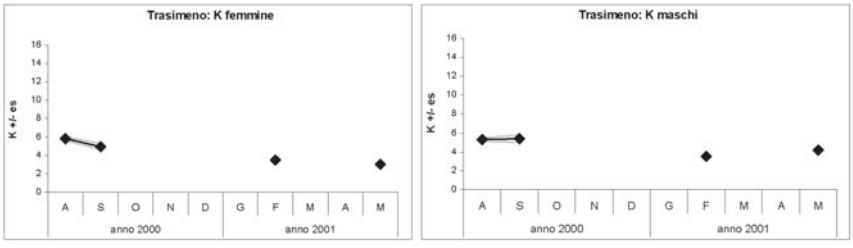


Fig. 7. Variazioni temporali del fattore di condizione K (+/- errore standard) nei campioni del Lago Trasimeno degli anni 2000 e 2001, ripartiti per sesso.

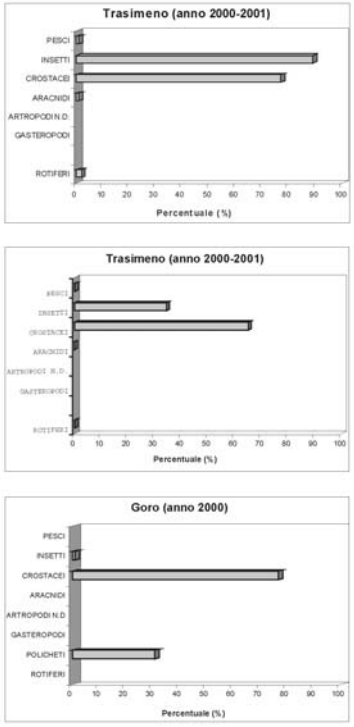


Fig. 8. Reperti gastrici (= spettro trofico) in individui di *Knipowitschia panizzae* catturati nei due distinti ecosistemi

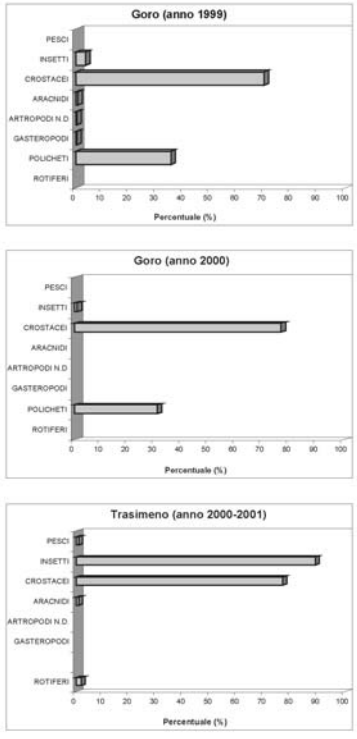


Fig. 9. Frequenza percentuale dei componenti trofici negli stomaci esaminati (= preferenza alimentare).

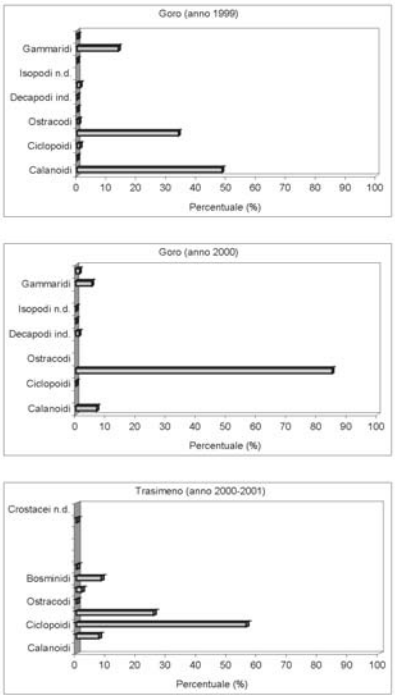


Fig. 10. Importanza dei diversi gruppi di Crostacei, come componenti dello spettro trofico di *Knipowitschia panizzae* nei due differenti ecosistemi.

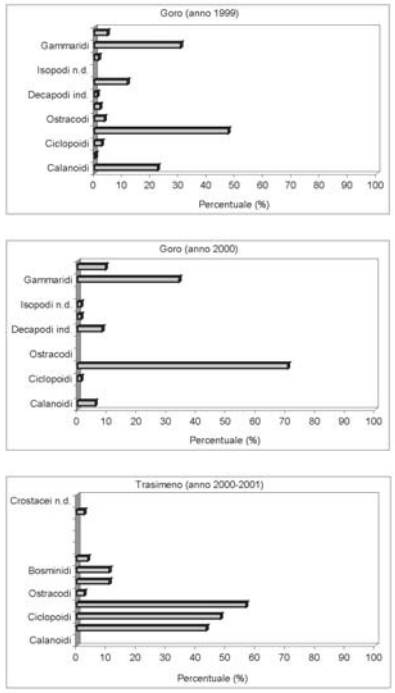


Fig. 11. Frequenza dei reperti dei diversi gruppi di Crostacei negli stomaci esaminati (= preferenza alimentare), distintamente per i due differenti ecosistemi.

frequenze degli indici di repletezza (IR) si registrano per condizioni di stomaco vuoto. Scarse o comunque poco discrepanti e diverse fra loro sono invece le frequenze relative a condizioni differenti di repletezza gastrica (un quarto; metà; interamente). Tali dati risultano pertanto poco indicativi e chiarificatori dell'attività trofica del Gobide, la quale dipende da innumerevoli e complessi fattori sia di ordine fisico che biologico e, parimenti, edafico.

Occorre tuttavia ricordare che il Gobide, durante l'intero arco della giornata, esercita un'assunzione di cibo in relazione alla sua momentanea disponibilità: ad esempio le migrazioni verticali di plancton in particolari orari, come pure l'occultamento o la fuoriuscita temporanea di benthos possono essere variabili sia durante la giornata che in giorni successivi.

Pertanto, a buona ragione, si può ritenere variabile, fluttuante, del tutto contingente ed imprevedibile l'attività trofica del Gobide e,

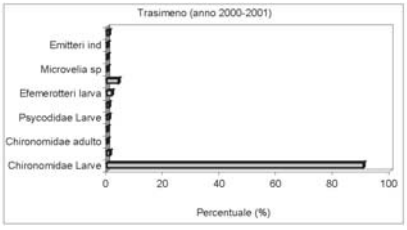


Fig. 12. Frequenza dei reperti dei diversi gruppi di Insetti negli stomaci esaminati (= preferenza alimentare) nel Lago Trasimeno.

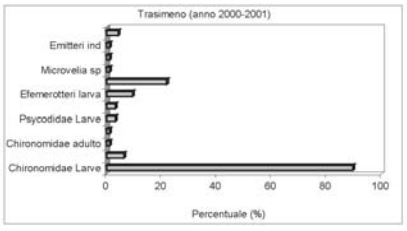


Fig. 13. Frequenza dei reperti dei diversi gruppi di Insetti negli stomaci esaminati (= preferenza alimentare) nel Lago Trasimeno.

di conseguenza, quantificabile ponderalmente solo con difficoltà.

L'andamento temporale del fattore di condizione (K), si mantiene approssimativamente uniforme durante i mesi autunno-invernali; quindi subisce oscillazioni più o meno ampie fino alla primavera e finalmente tende ad entità ridotte in coincidenza del periodo riproduttivo, per il notevole consumo energetico richiesto ai fini della perpetuazione della specie; esso tende invece ad incrementare, talora notevolmente, in estate. In tale ultimo periodo, infatti, la riduzione dell'impegno riproduttivo e l'abbondanza di *pabulum* adatto –a dispetto dell'incremento numerico di popolazione– consentono al Gobide di accrescersi ponderalmente con massima intensità e con inusitata velocità; la maggior temperatura ambientale, inoltre, accelera tutti i processi fisiologici con il risultato di apportare e garantire le scorte necessarie per un buono svernamento. Tale profilo del fattore K è molto evidente per l'area padana; così marcato non è invece per il Lago Trasimeno. Pertanto è lecito ritenere che il lago risulti meno ricco, e quindi meno produttivo dell'ambiente salmastro deltizio; questa situazione si rifletterebbe in una minore crescita in lunghezza del Gobide nell'ambiente lacustre. I dati concernenti lo spettro trofico confermano d'altronde tale assunto. Infatti nell'area padana lo spettro trofico del ghiozzetto di laguna è costituito in massima parte da Crostacei (prevalentemente Arpacticoidi e Calanoidi) mentre nel Lago Trasimeno lo spettro trofico comprende sia Crostacei (soprattutto Ciclopoidi e, di seguito, Arpacticoidi) sia pure in larga misura Insetti (preponderanti le larve di Chironomidi, seguite da quelle di Tricotteri).

Le frequenze percentuali di assunzione dei vari gruppi tassonomici costituenti le componenti trofiche (= preferenze alimentari) del Gobide, sono di fatto alquanto simili alla situazione antecedente, con una importante ed evidente differenza, per quanto riguarda il Lago Trasimeno, ove risulta più frequente il numero di stomaci con presenza di Insetti. È pur vero che lo spettro trofico riguarda la frequenza dei differenti componenti alimentari, mentre la preferenza alimentare rispecchia le scelte individuali in ambito di alimentazione disponibile. Ma è altrettanto vero che, in assenza di scelte oppure con alternative ridotte, i reperti di laboratorio evidenziano solo ed unicamente "ciò che offre l'ambiente ed ivi è presente". Pertanto è verosimile che la popolazione del Gobide, nel Lago Trasimeno, non trovi né una grande varietà di organismi appetibili, ma neppure possa effettuare scelte preferenziali alternative; la sua attività trofica è pertanto, per così dire, "obbligata" e condizionata dalle esigenze di sussistenza e di sopravvivenza.

Bibliografia

ALBERTINI-BERHAUT J., 1973. Biologie des stades juveniles de Teleosteens Mugilidae *Mugil auratus* Risso, 1810. *Acquaculture*, **2**: 251-266.

ALBERTINI-BERHAUT J., 1979. Rythme alimentaire chez les jeunes *Mugil capito* (Téléostéens Mugilidae) dans le Golfe de Marseille. *Tethys*, **9**: 79-82.

BECKMANN W.C., 1948. The lenght-weight relationship factors for conversion between standard and total lenghts and coefficients of conditions for seven Michigan fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **75**: 237-256.

BORRONI I., 1976. Involontaria introduzione nel Lago Trasimeno (Umbria) di un Gobide d'acqua salmastra (*Knipowitschia panizzae*) a seguito di pratiche ittiogeniche. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **33**: 207-304.

FERRARI I., GANDOLFI G., TONGIORGI P., TORRICELLI P., TOSI., 1983-1984. Preferenze alimentari e ritmi di alimentazione del novellame di muggini a Bocca d'Arno. *Nova Thalassia*, **6**: 307-313.

FRANZOI P., MARCHETTI C., 1995. Regime alimentare di due specie di piccoli ghiozzi (Pisces, Gobiidae) in un ambiente salmastro del Delta del Po, *Quad ETP*, **25**: 128-129.

GANDOLFI G., 1972. Osservazioni sul comportamento riproduttivo di *Knipowitschia panizzae* (Osteichthyes, Gobiidae). *Boll. Zool.*, **39**: 621-622.

HAMERLYNCK O., HEIP C., REDANT F., 1986. Life-history, food consumption and resource partitioning in two sympatric Gobies *Pomatoschistus minutus* and *P. lozanoi*. *ICES*, **14**: 1-19.

HYSLOP E. J., 1980. Stomach analysis - a review of methods and their applications. *J. Fish Biol.*, **17**: 411-429.

MACCAGNANI R., 1984. *Biologia di Knipowitschia panizzae (Verga 1841, Osteichthyes, Gobiidae) in una sacca del Delta del Po*. Tesi di Laurea in Scienze biologiche, Università di Ferrara, 54 pp.

MILLER P.J., 1986. Gobiidae. In: *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean*, UNESCO, vol. III: 1019-1085.

NATALI M., 1993. *I pesci del lago Trasimeno*. Provincia di Perugia, Assessorato Programmazione e Gestione Faunistica, 64 pp.

TATICCHI M.I., 1968. Vicende stagionali delle comunità litoranee del Lago Trasimeno (1963-1965). *Riv. Idrobiol.*, **7** (3): 195-306.

VERGA D., 1841. Descrizione di un nuovo *Gobius* frequente nelle lagune di Comacchio. *Atti III Riun. Sci. ital. Firenze*.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 247-251.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Ragioni zoogeografiche, autoecologiche e storiche a sostegno dell'autoctonia delle popolazioni di Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus* L.) delle Alpi centromeridionali

Lorenzo Betti

Acquario di Trento, Lung'Adige G. Leopardi, 107 - 38100 Trento (fax 0461 260444; Betti.Lorenzo@tin.it)

Riassunto
I dubbi sull'autoctonia delle popolazioni di Salmerino alpino delle Alpi centromeridionali si basano sull'ipotesi di una diffusione artificiale della specie nei bacini imbriferi dell'Adige, del Sarca e del Brenta risalente al principio del XVI secolo. A supporto di tale ipotesi sono stati indicati documenti storici attestanti attività di semina ittica nei laghi d'alta quota del Tirolo austriaco nel periodo dell'impero di Massimiliano I d'Austria.
Ciò nonostante, vari elementi di carattere zoogeografico, autoecologico e storico, nonché le informazioni, anche storiografiche, sulla distribuzione pressoché ubiquitaria della specie nei laghi altomontani della regione avvalorano, al contrario, la tesi di una originaria diffusione del Salmerino alpino anche a Sud del crinale alpino, in accordo con la teoria che riconosce lo *status* di relitti glaciali di chiara origine preglaciale alle attuali popolazioni meridionali indigene della specie.
Questa tesi comporta rilevanti conseguenze di carattere tassonomico e gestionale in relazione con la probabile individualità genetica di queste popolazioni e con la necessità della loro salvaguardia.

PAROLE CHIAVE: ittiofauna autoctona / Salmerino alpino / relitti glaciali / zoogeografia / Alpi centromeridionali

The natural origin of the Arctic Charr in central-southern Alps
The doubts about the autochthonous presence of Arctic Charr in the central-southern Alps are related to an hypothesis of artificial diffusion of the species toward the basins of Adige, Sarca and Brenta Rivers in the beginning of the 16th century. Supporting this hypothesis, hystorical documents, that attest fish restocking activities in high-mountain lakes in the Tyrolean region, during the empire of Maximilian I of Austria, have been suggested.
However, several elements of zoogeographic, autoecological and hystorical nature and the information concerning the widespread diffusion of the species in the high-mountain lakes of the region corroborate the hypotesis of an original and natural presence of the Arctic Charr also southern of the Alps crest, according to the theory that identifies the actual southern popoulations into glacial remains with plain preglacial origin.
This thesis implies considerable consequences of taxonomic and managerial nature with reference to the probable genetic individuality of those populations and to necessity of their conservation.

KEY WORDS: autochthonous ichthyofauna / Arctic charr / galcial remains / zoogeography / central-southern Alps

INTRODUZIONE

La classificazione del Salmerino alpino (Fig. 1) ha conosciuto numerose modifiche rispetto alla sua prima descrizione che lo attribuiva al genere *Salmo* (Linnaeus, 1758). Come per altri Salmonidi, l'elevato dinamismo evolutivo del gruppo *Salvelinus alpinus*, connesso con le forti modificazioni climatiche e idrografiche quaternarie, ha indotto diversi autori a suggerire l'esistenza di numerose sottospecie o addirittura specie distinte per i diversi settori dell'areale di distribuzione (BERG, 1932; TORTONESE, 1970; MUUS e DAHLSTRÖM, 1979; LADIGES e VOGT, 1986; FORNERIS *et al.*, 1990; CHAUMETON, 1991; BRUNO, 1992). Quest'ultimo è esteso nell'emisfero settentrionale ma mostra attualmente una certa frammenta-

zione, comprendendo estese regioni circumpolari e piccole aree residuali a latitudini inferiori (Fig. 2).

Attualmente, in assenza di sufficienti prove della loro eventuale distanza genetica, sono attribuite alla specie *Salvelinus alpinus* tutte le popolazioni europee, tra le quali quelle nordiche anadrome e quelle alpine strettamente stanziali. Queste ultime, più per carenza di specifici studi, che non per reale affinità con quelle circumpolari, non sono nemmeno classificate come sottospecie, sebbene la netta separazione geografica degli areali e rilevanti differenze biologiche e fenotipiche (ad es. in alcuni caratteri meristici come il n° di scaglie della linea laterale) ne suggeriscano un'acquisita individualità genetica che potrà essere confermata da adeguate indagini genetiche comparative (GANDOLFI *et al.*, 1991; ZERUNIAN, 2002).

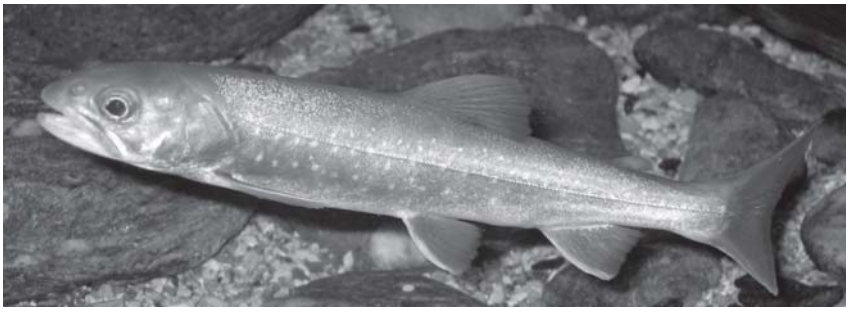


Fig. 1. Salmerino alpino del Lago di Tovel.

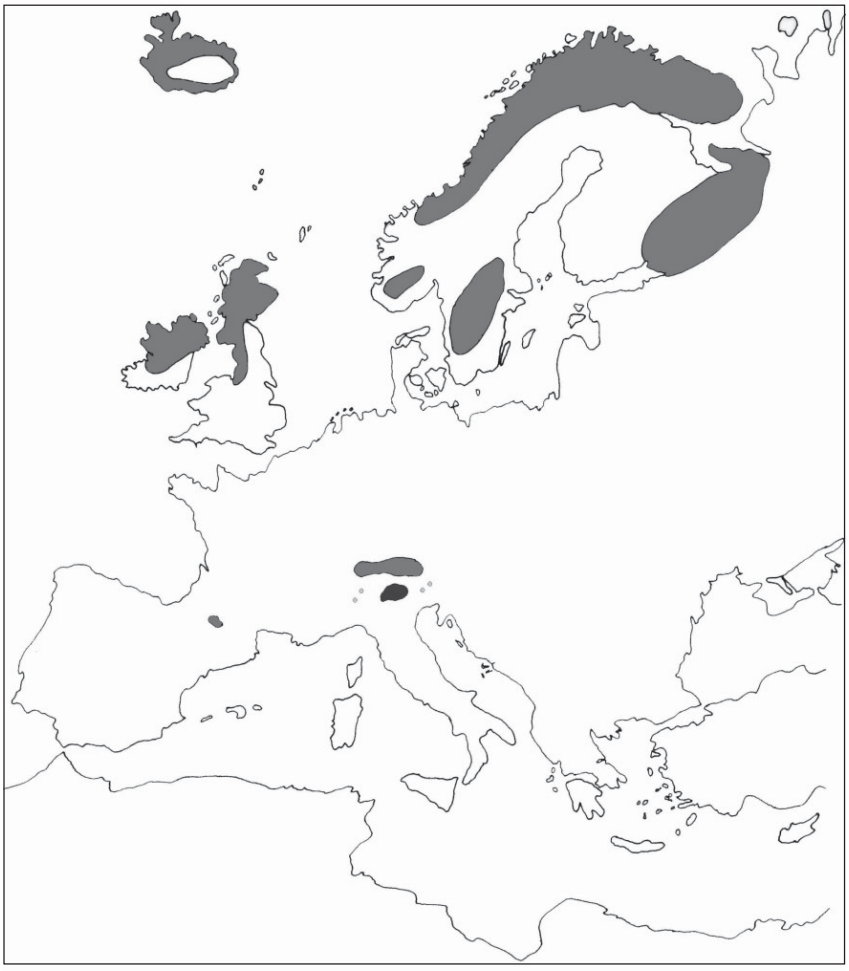


Fig. 2. Areale di distribuzione europeo attuale di *Salvelinus alpinus* L.: in nero è evidenziato l'areale alpino centromeridionale originario e in grigio chiaro i principali siti di introduzione artificiale nel territorio italiano.

Il problema ha evidenti conseguenze di carattere conservazionistico: la tutela della variabilità genetica all'interno del gruppo *Salvelinus alpinus* ai fini di una più generale tutela della biodiversità, comporta la necessità di salvaguardare le popolazioni locali, tra cui quelle delle Alpi centromeridionali.

Evidenze autoecologiche e storiche e probabili dinamiche di diffusione e insediamento delle popolazioni alpine

Come già rilevato da THIENEMANN (1950), *Salvelinus alpinus* L. è una specie strettamente frigostenoterma la cui ampia distribuzione circumpolare, sia olartica, sia neartica, testimonia come esso abbia "fatto parte degli abitatori preglaciali d'Europa". Le popolazioni alpine, dunque, costituiscono un palese esempio di relitto glaciale, a dimostrazione di un'ampia diffusione nelle fasi glaciali del Quaternario, contrattasi progressivamente dopo la glaciazione di Würm a seguito dell'estinzione selettiva nell'ampia area planiziale e collinare centroeuropea e all'isolamento delle popolazioni meridionali nei residuali areali a clima nivale e glaciale dell'Arco Alpino (BERNARDI, 1956). In questo senso assume un valore di fattore limitante per la presenza della specie il valore massimo della temperatura dell'acqua, che condiziona fortemente l'autoecologia del-

la specie.

La presenza diffusa della specie nei laghi del versante settentrionale e nella parte centromeridionale delle Alpi si spiega, dunque, con la presenza esclusiva di condizioni favorevoli all'ecologia della specie in quest'isola climatica continentale (come per molti altri relitti glaciali). A ulteriore riprova della natura indigena di queste popolazioni, particolarmente nel territorio coincidente con la provincia di Trento (già Principato Vescovile di Trento), vi sono diverse testimonianze storiografiche risalenti al XVI-XVII secolo che attestano il valore dei "salmarini" come risorsa alimentare di pregio, riservata alla mensa vescovile nel periodo del Concilio di Trento, e l'assidua attività di pesca esercitata in particolare sui laghi di Molveno e Tovel (PINCIO, 1648; MARIANI, 1673).

Nelle Alpi meridionali la specie ha avuto fino al termine del XIX secolo (e in parte conserva ancora) una distribuzione pressoché ubiquitaria nei laghi di circo di profondità massima superiore ai 5 m concentrati con particolare abbondanza nei gruppi Adamello-Presanella e nella Catena di Lagorai a quote comprese tra 1.500 e 2.500 m (CANESTRINI, 1885; LARGAIOLLI, 1902; VITTORI, 1966; AA. VV., 1982; BETTI, 2002). Oggi tali ambienti lacustri (Tab. I) sono quasi invariabilmente caratterizzati da soglie sospese su valli glaciali che impediscono nel modo più assoluto migrazioni spontanee controcorrente a qualsiasi specie ittica (Fig. 3).

Le condizioni dell'idrografia montana durante le fasi glaciali

Tab. I. Elenco dei "laghi a Salmerino alpino e Sanguinerola" individuati dalla Carta ittica della provincia di Trento (BETTI, 2002): l'asterisco indica i laghi nei quali è accertata la presenza attuale del Salmerino alpino.

CORPO IDRICO	BACINO	CORPO IDRICO	BACINO
LAGO DELLE STELLUNE*	T. Avisio	LAGO DELLE PRESE	F. Brenta
LAGO DI IURIBRUTTO*	T. Avisio	LAGO GRANDE*	F. Brenta
LAGO DI BOCCHE*	T. Avisio	LAGO PRIMO	F. Brenta
LAGHI DI LUSIA I E II	T. Avisio	LAGO DI MEZZO	F. Brenta
LAGO DI COLBRICON INFERIORE*	T. Avisio	LAGO DEL BUS	T. Cismon
LAGO DI COLBRICON SUPERIORE*	T. Avisio	LAGHETTO DI FORCELLA MAGNA	T. Cismon
LAGO MOREGNA*	T. Avisio	LAGO DEGLI ASINI (REGANEL SUP.)	T. Cismon
LAGO DI CECE*	T. Avisio	LAGO GELATO	F. Sarca
LAGO DI CASARINA*	T. Avisio	LAGO DI VALAGOLA	F. Sarca
LAGO DEL FORAME	T. Avisio	LAGO DI NAMBRONE	F. Sarca
LAGO DI LAGORAI*	T. Avisio	LAGHI DI CORNISELLO INF. E SUP.	F. Sarca
LAGHETTO DI LAGORAI MAGGIORE*	T. Avisio	LAGO VEDRETTA	F. Sarca
LAGO DI BOMBASEL III*	T. Avisio	LAGO DI SCARPACO'	F. Sarca
LAGHI DELLE AIE I E II	T. Avisio	LAGO DELL'OM	F. Sarca
LAGO DELLE TROTE	T. Avisio	LAGO NERO (CORNISELLO)	F. Sarca
LAGO BRUTTO*	T. Avisio	LAGO NUOVO (MANDRONE BASSO)	F. Sarca
LAGO D'ERDEMOLO*	T. Fersina	LAGO MANDRONE	F. Sarca
LAGO DELLE MARMOTTE	F. Noce	LAGO SCURO (MANDRONE)	F. Sarca
LAGO LUNGO	F. Noce	LAGO DI PAS DEGLI ALTARI	F. Sarca
LAGO RIFUGIO DENZA	F. Noce	LAGO DI S.GIULIANO*	F. Sarca
LAGO BARCO*	F. Noce	LAGO GARZONE'*	F. Sarca
LAGO DELLE MALGHETTE	F. Noce	LAGHI DI GERMENEGA I, II E III	F. Sarca
LAGO DI TOVEL*	F. Noce	LAGHETTO DI BANCO	F. Sarca
LAGO DELLA POINELLA*	F. Noce	LAGHETTO DI ALTARI	F. Sarca
LAGO DI SOPRASASSO*	F. Noce	LAGO DI LARES	F. Sarca
LAGO ROTONDO	F. Noce	LAGO SCURO (ALTARI ALTO)	F. Sarca
LAGO ALTO	F. Noce	LAGO DI LAMOLA	F. Sarca
LAGHETTO DI SOPRASASSO	F. Noce	LAGO DI MOLVENO*	F. Sarca
LAGO QUARTO	F. Noce	LAGO DI VACARSA*	F. Sarca
LAGHETTO SOPRA LAGO ROTONDO	F. Noce	LAGHI DI VALBONA*	F. Sarca
LAGO CORVO MAGGIORE*	F. Noce	LAGO DI MARE	F. Chiese
LAGHETTO CORVO I E II	F. Noce	LAGO DI CAMPO	F. Chiese
LAGHI DEL MALGHETTO DI MEZZANA	F. Noce	LAGO DI COPIDELLO	F. Chiese
LAGO DI CIMA D'ASTA	F. Brenta	LAGO NERO (REDOTEN)	F. Chiese
LAGO DI COSTABRUNELLA*	F. Brenta	LAGHETTO NERO	F. Chiese
LAGO DEGLI ASINI (MALGA TOLVA')	F. Brenta	LAGO DEI CASINEI	F. Chiese

acute, e soprattutto al principio delle fasi interglaciali, tuttavia, era ben diversa (Fig. 4), e tale da consentire una mobilità ben maggiore all'ittiofauna, soprattutto grazie alle grandi quantità di acque di fusione correnti e stagnanti sotto, sopra e ai margini dei corpi glaciali. Anche lo spartiacque alpino era allora molto meno definito e ben differente rispetto a oggi, essendo l'intero sistema montuoso immerso in una profonda calotta di ghiacci continentali di cui la regione alpina centrale costituiva il fulcro (Fig. 5).

Fig. 3. Lago di circo glaciale a circa 2.200 m s.l.m., tipico habitat alpino della specie (Lago di Bombasel, Val di Fiemme).

Le popolazioni delle alpi meridionali: autoctone fino a prova contraria

Lo stesso THIENEMANN (1950) poneva la necessità di verifica sull'ipotesi di una diffusione antropocora del Salmerino alpino a Sud dello spartiacque alpino. Alcuni documenti storici, che attestano un'attività di semina ittica nei laghi d'alta quota del Tirolo austriaco (MACHINO, 1999; PICCININI *et al.*, 2004), non sembrano sufficienti ad avvalorare la tesi dell'introduzione artificiale del Salmerino alpino nel Tirolo italiano (Trentino), dove la tradizione di sfruttamento alieutico regolata a partire dal primo Medioevo si concentrava sulle acque di fondovalle, escludendo le acque altomontane. È emblematico, da questo punto di vista, il caso della Valle di Fiemme, dove sono dimostrati documentalmente e tuttora riconosciuti i diritti di pesca della Magnifica Comunità di Fiemme sul T. Avisio e sui suoi affluenti, ma non sui pur numerosi laghi d'alta quota (GIRARDI, 1978) che oggi costituiscono uno dei distretti geografici più importanti di presenza del Salmerino alpino.

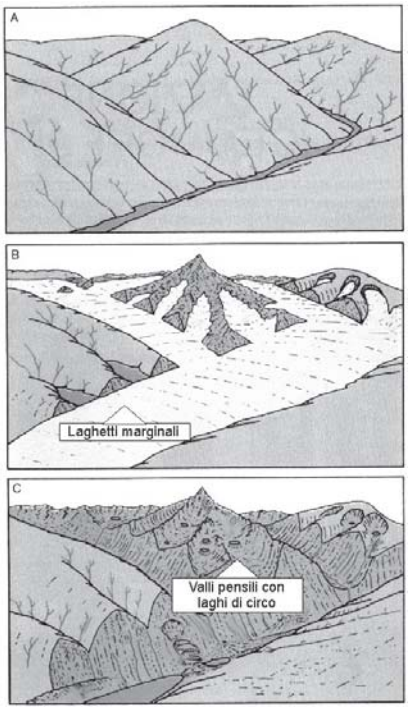


Fig. 4. Processo di modellamento glaciale di un tipico rilievo montuoso alpino. A: fase preglaciale; B: fase glaciale acuta con formazione di grandi lingue glaciali e di laghi marginali; C: fase post glaciale, con valli pensili e laghi di circo (modificato da LOBECK, 1939).

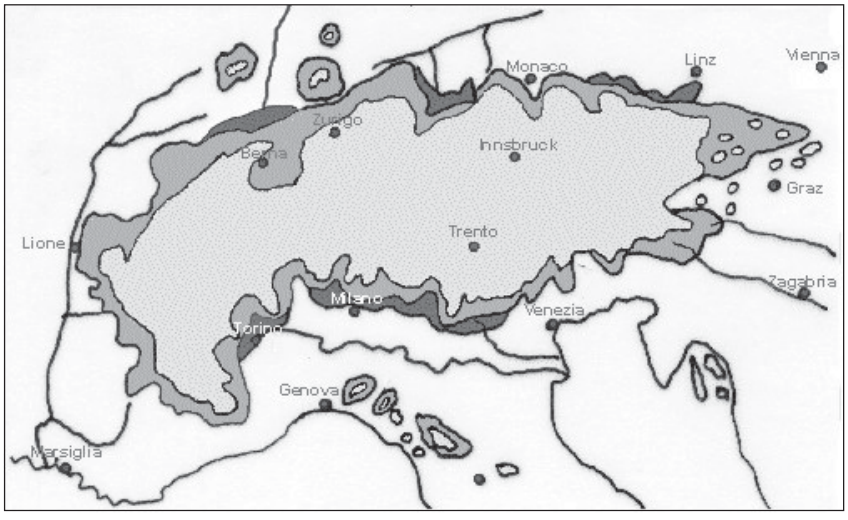


Fig. 5. Massima estensione dei ghiacciai alpini durante le glaciazioni di Mindel (grigio scuro), Riss (grigio medio) e Würm (grigio chiaro).

Nemmeno l'eventuale documentazione di attività di semina ittica in qualcuno dei numerosi ambienti trentini popolati dal Salmerino alpino, potrebbe escludere, in ogni caso, la probabile originaria presenza indigena della specie sul versante meridionale delle Alpi in virtù:

- della sua distribuzione attuale o recente pressoché ubiquitaria nei laghi d'alta quota (BETTI, 1993; BETTI, 2002);
- della sua assenza da ambienti lacustri di bassa montagna o collinari pur in condizioni ecologiche compatibili;
- della situazione climatica omogenea, al culmine delle glaciazioni quaternarie, nel suo attuale areale alpino, e in particolare nei territori compresi tra il Trentino, il Tirolo austriaco e la Svizzera sudorientale;
- delle condizioni idrografiche delle vallate alpine, e particolarmente di quelle delle Alpi settentrionali e centromeridionali, durante le fasi glaciali acute del Quaternario (LOBECK, 1939);
- delle differenze biologiche e autoecologiche delle popolazioni alpine rispetto a quelle nordiche anadrome;
- della stenoecìa delle popolazioni alpine che, a fronte di una loro introduzione in ambienti non ottimali, ne avrebbe dovuto provocare ragionevolmente la rapida estinzione;
- della notorietà del pregio alimentare della specie e dall'assidua attività di pesca alla metà del XVI secolo, ovvero dopo pochi decenni dalla presunta introduzione artificiale sotto l'impero di Massimiliano I d'Austria.

Bibliografia

AA.VV, 1982. *Carta ittica*. Staz. Sperimentale Agraria Forestale di S. Michele all'Adige, Provincia Autonoma di Trento.

BERG L.S., 1932. Übersicht der Verbreitung der Süsswasserfische Europas. *Zoogeographica, Jena.* **1**: 107-208.

BERNARDI C., 1956. Considerazioni sulla paleodiffusione nelle nostre acque alpine di alcune rare specie di "*Salmo*" e sulle ragioni che impongono l'adozione di misure protettive idonee a impedirne il prevedibile prossimo annientamento. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.* Vol. **X**, I.

BETTI L., 1993. Le acque del Parco Naturale Adamello-Brenta. Aspetti ittiologici. *Parco Documenti*, **4**: 52-88.

BETTI L., 2002. *Carta ittica del Trentino. Piano speciale per il Salmerino alpino.* Provincia Autonoma di Trento. Servizio Faunistico: 230-237.

BRUNO S., 1992. *Pesci d'acqua dolce. Atlante d'Europa.* Editoriale Giorgio Mondadori, Milano.

CANESTRINI G., 1885. I pesci del Trentino. *Ann. Soc. Alp. Trid.*, **11**.

CHAUMETON H., 1991. *La pesca e i pesci d'acqua dolce*. A. Mondadori Ed., Milano.

FORNERIS G., PARADISI S., SPECCHI M., 1990. *Pesci d'acqua dolce*. C. Lorenzini Ed., Torreano di Martignacco (Udine).

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana, Roma.

GIRARDI S., 1978. *La pesca nel Trentino. Contributo alla storia dei diritti esclusivi di pesca.* Tipolito Seiser, Trento, 77 pp.

LADIGES W., VOGT D., 1986. *Guida dei pesci d'acqua dolce d'Europa.* Muzzio & C., Padova.

LARGAIOLLI V., 1902. *I Pesci del Trentino. Volume secondo - Parte speciale*. Soc. Tipogr. Edit. Trentina, Trento.

LOBECK J., 1939. *Geomorphology*. New York.

MACHINO Y., 1999. History and status of Arctic charr introductions in southern Europe. *ISACF Inform. Ser., Drottingholm*, **7**: 33-39

MARIANI M.A., 1673. *Trento con il Sacro Concilio, et altri Notabili*. Augsburg.

MUUS B.J., DAHLSTRÖM P., 1979. *Guida dei pesci d'acqua dolce.* Edagricole, Bologna.

PICCININI A., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G.L., 2004. Il Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*): prove storiche della sua introduzione sul territorio italiano. *Atti 9° Conv. Naz. A.I.I.A.D., Biologia Ambientale*, **18**(1): 259-264.

PINCIO G.P., 1648. *Annali, ovvero Croniche di Trento, cioè Historie contenenti le prodezze de Duci Trentini.* Trento

THIENEMANN A., 1950. *Verbreitungsgeschichte der Süßwasswrtierwelt Europas. Die Binnengewässer.* XVIII, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

TORTONESE E., 1970. *Osteichtyes.* Fauna d'Italia, Vol. X. Calderini Ed., Bologna.

VITTORI A., 1966. Due specie dell'ittiofauna alpina in progressiva diminuzione: *Salvelinus alpinus* Sch. e *Salmo marmoratus* Cuv. *Natura alpina*, **2**: 39-44.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia.* Edagricole, Bologna, 220 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 253-257.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Caratterizzazione di alose con marcatori molecolari

Roberto Berti[1], Annalisa Paglianti[1], Francesca Gherardi[1], Gilberto Gandolfi[2], James Tagliavini[2*]

1 *Dip. di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze. Via Romana 17 – 50125 Firenze.*

2 *Dip. di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma. Parco Area delle Scienze 11/a – 43100 Parma.*

* *Referente per la corrispondenza (tagliavini@biol.unipr.it)*

Riassunto
Sono state caratterizzate sequenze mitocondriali 12S ribosomale e D-Loop di alose (presumibilmente *A. fallax*) catturate durante la salita riproduttiva nei fiumi Ombrone ed Albegna nelle primavere 2002-2003. Sono stati identificati 4 aplotipi nella regione ribosomale. Nella D-Loop sono state rilevate variazioni per mutazioni puntiformi e per un diverso numero di ripetizioni di una sequenza ripetuta in tandem lunga circa 40 paia basi; quest'ultima è presente anche nella specie cogenerica americana *A. sapidissima*.
Ambedue le regioni caratterizzate consentono di discriminare le alose tirreniche da altre specie della famiglia Clupeidae finora studiate. La variabilità riscontrata nei campioni analizzati non è invece distribuita in accordo con il bacino di provenienza; i marcatori molecolari impiegati in questa analisi non sono probabilmente adatti per descrivere eventuali strutture di popolazioni supportate da homing riproduttivo.

PAROLE CHIAVE: *Alosa fallax* / Clupeidae / DNA mitocondriale / 12S ribosomale / D-loop.

Molecular characterization of shads
We have characterized mitochondrial ribosomal 12S and D-Loop sequences of shads (most likely *Alosa fallax*) catched in two Italian rivers (Ombrone and Albegna rivers, Tuscany) during spawning-time, in springs 2002-2003. Ribosomal 12S sequences display 4 aplotypes. In D-Loops we observe some variations due to point mutations and to variable number of a tandem-repeated sequence 40 base pairs long; such tandem-repeat is also contained in the D-Loop sequence of cogeneric American *A. sapidissima*.
The variability recovered from both the characterized sequences, 12S and D-Loop, consent to discriminate Tyrrhenian shads from other known species of Clupeidae family. The mitochondrial variability detected is scanty and unable to describe any difference correlable to the spawning basin of the samples and due to homing.

KEY WORDS: *Alosa fallax* / Clupeidae / mitochondrial DNA / 12S ribosomal / D-loop

INTRODUZIONE

Nel Mediterraneo vivono due specie del genere *Alosa*, *A. alosa* (Linnaeus, 1758) e *A. fallax* (Lacèpède, 1803). La loro distribuzione è in larga parte sovrapposta, soprattutto nell'area corrispondente al Mediterraneo nord-occidentale; Mediterraneo orientale e mar Nero risultano prevalentemente abitati da popolazioni di *A. fallax* (APRAHAMIAN *et al.*, 2003). Sono specie anadrome, in contrazione numerica sia a causa della forte pressione di pesca sia, soprattutto, a causa della inaccessibilità agli areali di frega. Il degrado o la inaccessibilità della maggior parte delle foci dei corsi d'acqua fa sì che gli areali di riproduzione ancora fruibili vengano sempre più spesso condivisi fra le due specie aumentando in tal modo la probabilità di produrre ibridi interspecifici (BOISNEAU *et al.*, 1992); l'ibridazione costituisce probabilmente la più seria minaccia al mantenimento dei due gruppi tassonomici.

Le due specie sono distinte principalmente mediante analisi di caratteri morfologici (numero di branchiospine del primo arco branchiale e la dimensione), del loro ciclo vitale e del loro comportamento riproduttivo (HOESTLAND, 1991), ma la presenza di numerosi ecofenotipi rende difficile e spesso

soggettiva, la diagnosi (BIANCO, 2000). Popolazioni di *A. fallax* con alcune caratteristiche morfologiche ed areali ben definiti (coincidenti con il mar Nero ed il mare d'Azov) sono state descritte come *A. pontica*, *A. caspia*, *A. maeotica* (NAVODARU e WALDMAN, 2003); la forma stanziale *A. fallax lacustris*, l'agone residente nei grandi laghi del nord Italia, viene considerata sottospecie della forma migratrice *A. fallax nilotica* (BIANCO, 2000). Così come è stato descritto per *A. sapidissima* (MELVIN *et al.*, 1986), l'*homing* potrebbe rappresentare la causa del differenziamento di diverse popolazioni di alose.

BOISNEAU *et al.* (1992) rilevano completo monomorfismo elettroforetico in 22 proteine e concludono che le due specie sono geneticamente indistinguibili. Differenze genetiche fra le due specie sono state rilevate da BENTZEN *et al.* (1993) con polimorfismi di restrizione del genoma mitocondriale e da ALEXANDRINO *et al.* (1992, 1996) con polimorfismi proteici rilevati a livello di emoglobine (varianti α-globiniche) e della adenosina deaminasi (ADA).

CASTRO e ALEXANDRINO (2000) hanno analizzato un frammento di 360 paia basi del gene citocromo b mitocondriale in diversi soggetti appartenenti a diverse popolazioni europee di *A. alosa* e *A. fallax* individuando 6 sostituzioni di base attraverso le quali hanno descritto 4 diversi aplotipi. Tutti i soggetti appartenenti alla specie *A. alosa* presentano un solo aplotipo (aplotipo I), mentre *A. fallax* presenta tutti gli aplotipi distribuiti in modo "popolazione dipendente". L'aplotipo I non può essere considerato aplotipo privato, ma solamente ancestore nel gruppo rappresentato dalle due specie.

La distribuzione allelica in 8 loci microsatellite, isolati e descritti da FARIA *et al.* (2004), desunta dall'analisi di soggetti appartenenti alle due specie e provenienti dal Nord del Portogallo (fiume Lima), conferma l'ipotesi dell'esistenza di separazione riproduttiva nonostante una modestissima divergenza genetica. Pur in assenza di alleli privati o di caratteri morfomeristici esclusivi, le variazioni delle frequenze di aplotipi mitocondriali noti e delle frequenze genotipiche delle varianti emoglobiniche e della adenosina deaminasi, supportano l'esistenza di due distinte linee corrispondenti alle specie *alosa* e *fallax*.

Vengono qui presentate caratterizzazioni di due regioni mitocondriali corrispondenti a parte della sequenza non codificante D-loop e parte del gene 12S ribosomale condotte su esemplari in risalita riproduttiva in bacini tirrenici. Tali sequenze costituiscono un contributo alla ricerca di nuovi marcatori molecolari che potranno essere impiegati *(i)* sia per individuare aplotipi discriminanti le specie di alose del Mediterraneo, *(ii)* sia per la descrizione di popolazioni in cui risultano fissati caratteri morfomeristici peculiari e dei processi sui quali si basa la loro conservazione (homing, per esempio).

MATERIALI E METODI

I campioni utilizzati sono costituiti da frammenti di tessuto (parti di pinne, squame e piccoli pezzi di muscolo) conservati in alcol etilico al 70-80%, prelevati da esemplari di alose (presumibilmente *A. fallax*) catturate durante la salita riproduttiva nei fiumi Ombrone ed Albegna nelle primavere 2002-2003. Il DNA totale è stato estratto e purificato impiegando il kit "Bio–Rad Quantum Prep AquaPure™ Genomic DNA Kit". Un'aliquota pari a circa il 5% di ciascun prodotto di estrazione è stata sottoposta ad elettroforesi su gel d'agarosio 1% (AppliChem) in TAE, in presenza di EtBr (SAMBROOK e RUSSEL, 2000), ottenendo così una stima quali-quantitativa del DNA estratto.

Le sequenze di mtDNA corrispondenti alla D-Loop e ad un frammento interno al gene per il 12S rRNA sono state ottenute per amplificazione con PCR (*Polymerase Chain Reaction*; MULLIS e FALOONA, 1987).

In particolare, *(i)* la regione D-loop è stata amplificata impiegando la coppia di *primers* che ibridano le regioni fiancheggianti tRNA ^{THR} e tRNA^{PHE}, TR1F (5') CAGAGCGCC GGTCTTGTAATCC (3') e TR1R (5') GAATGCGGAAACTTGCATTGT (3'), disegnati su sequenze mitocondriali di salmonidi; *(ii)* la sequenza 12S ribosomale è stata ottenuta con la coppia di *primers* universali L1091(1067)–H1478 (KOCHER *et al.*, 1989). Tutte le reazioni sono state condotte in un volume di reazione di 20 µL, contenente tampone (Fisher Molecular Biology), 1,5 mM $MgCl_2$, 0,16 mM dNTP, 0,25 µM *primers*, 1 U *Taq* polimerasi (Fisher Molecular Biology), 0,5 µL di DNA totale (contenenti 5-50 ng di DNA) e ddH_2O a volume. Il ciclo termico prevedeva una predenaturazione a 94°C per 2' e 30 cicli a 94°C per 15", 50°C per 30", 70°C per1'30"; estensione finale a 70°C per 3'. I prodotti di amplificazione sono stati visualizzati e purificati tramite elettroforesi su gel d'agarosio 1,5%; il DNA contenuto nelle bande elettroforetiche corrispondenti alle sequenze amplificate è stato eluito dal gel attraverso 3-4 rapidi passaggi di congelamento-scongelamento ed impiegato per reazioni di sequenziamento effettuate con il Kit della Beckman & Coulter, "DTCS–Dye Terminator Cycle Sequencing" secondo il protocollo suggerito dalla casa produttrice. Per il sequenziamento sono stati utilizzati gli stessi *primers forward* impiegati per le amplificazioni (TR1F per sequen-

ze D-Loop ed L1091 per sequenze 12S). Le sequenze sono state ottenute con elettroforesi capillare su gel d'acrilammide (CEQ Separation Gel, Beckman & Coulter) impiegando un sequenziatore automatico Beckmann & Coulter CEQ-2000.

Le sequenze di D-Loop sono state allineate tra loro impiegando il programma CLUSTALX. I *files* di allineamento sono stati dapprima sottoposti a *bootstrap* [100 repliche (FELSENSTEIN, 1985)] e in seguito utilizzati nel programma PHYLIP (FELSENSTEIN, 2002) per costruire alberi filogenetici secondo il metodo di *Maximum Likelihood* (ML)]. Il programma TREEVIEW (PAGE, 1996) ha permesso di visualizzare i risultati in forma d'albero.

La medesima procedura d'analisi è stata applicata all'allineamento ottenuto confrontando fra loro sequenze del gene 12SrDNA.

RISULTATI E CONCLUSIONI

Elettroforesi su gel d'agarosio di frammenti di DNA ottenuti con PCR condotte con primers che ibridano sequenze del gene mitocondriale 12S rDNA hanno prodotto bande con caratteristiche di migrazione costanti e corrispondenti ad una dimensione di circa 430 paia basi. Non sono state rilevate differenze, apprezzabili con tale tecnica, in nessuno dei campioni analizzati.

Da bande relative a 12 diversi campioni di alose tirreniche sono risultate sequenze fra loro allineabili per circa 330 basi e raggruppabili in 4 diversi aplotipi distribuiti in modo non "bacino-specifici".

Impiegando programmi contenuti nel pacchetto di analisi filogenetiche Phylip 3.5 sono state analizzate, con il criterio della Massima verosimiglianza (Maximum likelihood), le sequenze del gene mitocondriale 12S rDNA corrispondenti ai 4 diversi aplotipi di *Alose* tirreniche e di 4 diverse altre specie appartenenti alla famiglia Clupeidae, le cui sequenze sono note e disponibili in banca dati; la sequenza del gene 12S ribosomale di *Salmo salar*, appartenente alla famiglia Salmonidae, è stata impiegata come *outgroup*. L'albero ottenuto è riportato in figura 1 ed evidenzia una buona separazione del gruppo di alose tirreniche dagli altri clupeidi considerati.

I prodotti di reazione ottenuti impiegando la coppia di primers TR1F e TR1R, analizzati con elettroforesi su gel d'agarosio, sono risultati composti ognuno da DNA risolto in una unica principale banda elettroforetica lunga circa 1200 paia basi (Fig. 2). Il confronto fra i diversi campioni evidenzia piccole differenze nelle caratteristiche di migrazione, presumibilmente dovute a differenze di lunghezza dell'ordine di qualche decina di paia basi. Il campione "59" di figura 2, per esempio, sembra essere più corto di

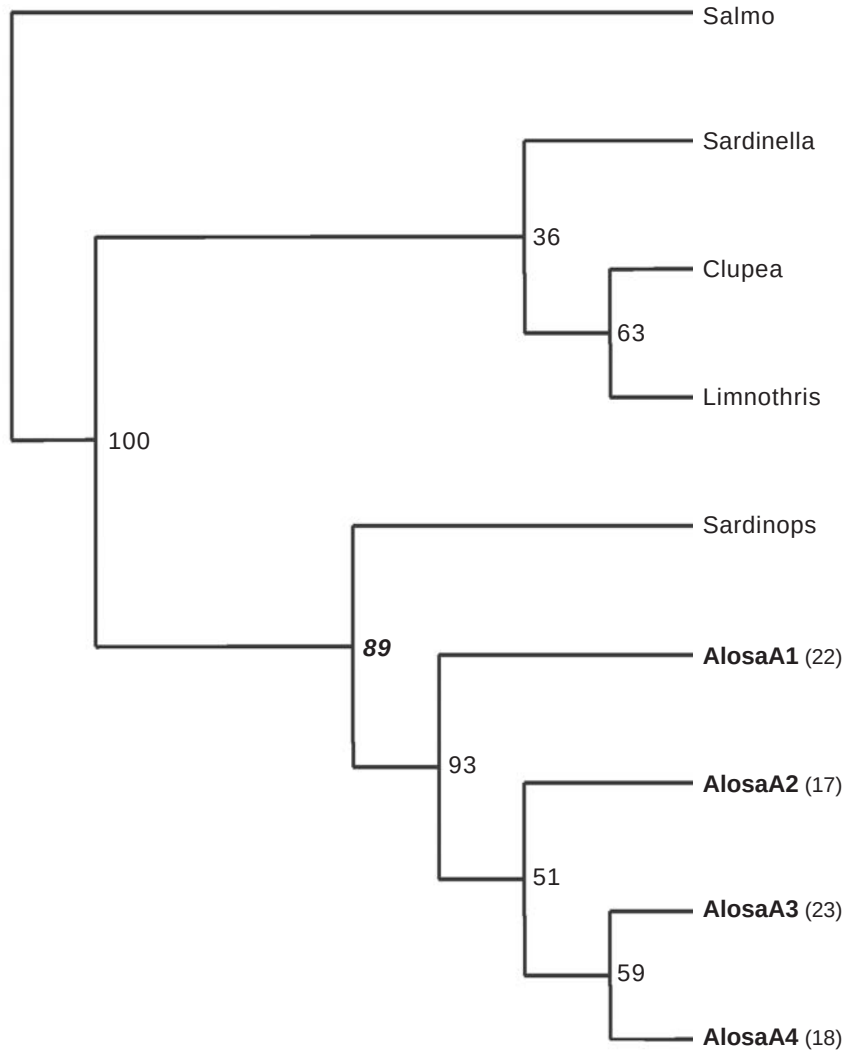


Fig. 1. Albero di consenso ottenuto con il metodo di Massima Verosimiglianza da dati di sequenze di parte del gene ribosomale 12S rDNA di 5 generi della famiglia Clupeidae e *Salmo salar* (*Salmo* impiegato come *outgroup*). A1-A4 si riferiscono ai quattro aplotipi di alose tirreniche rilevati nel nostro campione.

circa 100 paia basi del campione "43" e la lunghezza del campione "64" sembra essere intermedia fra le due prime citate.

Parte delle sequenze "grezze", prodotte con reazioni di sequenziamento della sola estremità 3' dei frammenti amplificati, rappresentative di diversi campioni di alose tirreniche (campioni 21, 35, 43, 59) sono state confrontate con tutte le sequenze mitocondriali contenute in banca dati EMBL, impiegando il programma di confronto BLAST, a libera disposizione presso il sito della "EMBL-EBI (European Bioinformatics Institute, UK)". I risultati di tale confronto hanno evidenziato una identità elevata (> 95%) con sequenze D-loop di specie del genere *Alosa* già disponibili in banca dati (*A. sapidissima* e *A. pseudoharengus*); ciò costituisce una chiara dimostrazione della natura del frammento di DNA amplificato ed impiegato per il sequenziamento e della idoneità dei primers TR1F-TR1R ad ibridare mtDNA di clupeidi. Dalle sequenze "grezze" sono state eliminate 50-100 basi iniziali corrispondenti a sequenze $tRNA^{PRO}$, assolutamente identiche fra loro, mentre sono state analizzate sequenze la cui prima base corrisponde alla posizione 3' della D-loop.

Le sequenze parziali D-Loop di alose tirreniche e di una parte della D-loop della specie *A. sapidissima* (accession-number U12061.1) sono state allineate ed il risultato dell'allineamento è riportato in figura 3. Dall'allineamento multiplo si evidenzia una regione di DNA ripetuta in tandem, conservata anche nella specie *A. sapidissima*, estesa 40 paia basi ed alcune mutazioni per sostituzione di basi e per delezione/inserzione di uno o pochi nucleotidi. Le circa 200 basi considerate non evidenziano differenze di lunghezza tali da giustificare le differenze di velocità di migrazione osservate con elettroforesi su gel d'agarosio dei prodotti amplificati; mutazioni per inserzione/delezione caratterizzeranno presumibilmente parti della D-Loop non ancora analizzate.

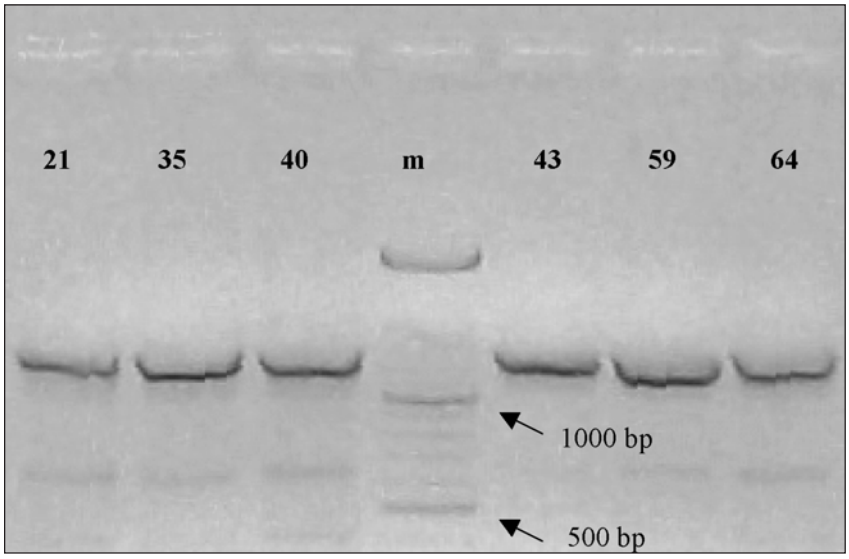


Fig. 2. Tracciati elettroforetici su gel d'agarosio di sequenze D-Loop.

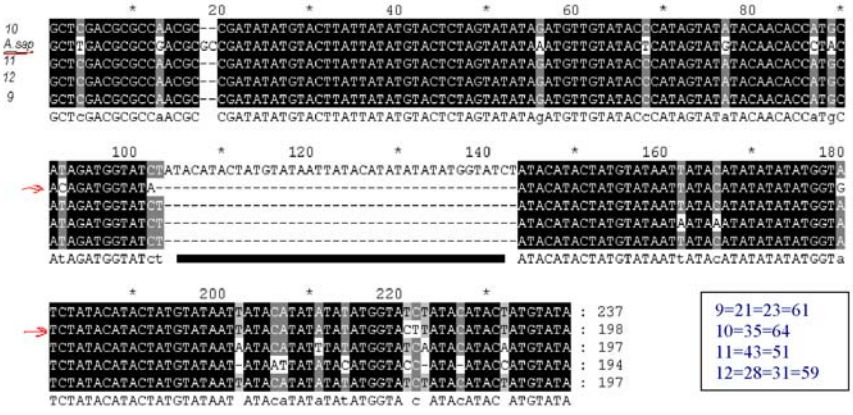


Fig. 3. Allineamento di sequenze D-Loop di alose. A.sap corrisponde alla sequenza di *A. sapidissima*, mentre le rimanenti fanno riferimento a sequenze di alose tirreniche. La barra continua evidenzia la struttura della sequenza ripetuta in tandem. Sono riportate nel riquadro le corrispondenze fra aplotipi D-Loop e campioni: l'aplotipo 9, per esempio, è comune ai campioni 21, 23, 61.

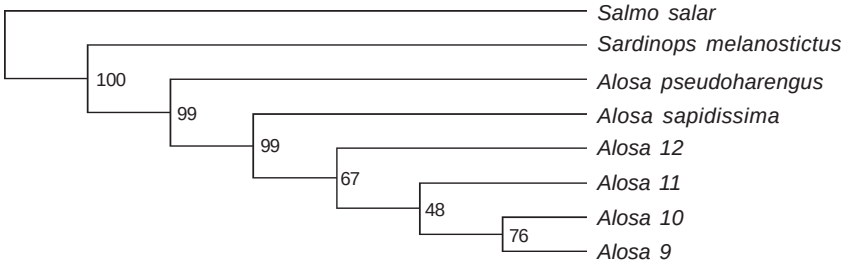


Fig. 4. Albero di consenso di massima parsimonia desunto dai dati di sequenze D-Loop di Clupeidae e di *Salmo salar* impiegato come *outgroup*.

Sequenze D-loop illustrate in figura 3 e tre altre sequenze disponibili in banca dati di DNA, corrispondenti alle specie *Alosa pseudoharengus*, *Sardinops melanosticus*, della famiglia Clupeidae e *Salmo salar*, sono state analizzate con il criterio della Massima Verosimiglianza; l'albero prodotto evidenzia chiara separazione fra il gruppo delle alose tirreniche dagli altri clupeidi considerati (Fig. 4). Anche per la variabilità osservata nella regione D-Loop non sono possibili raggruppamenti aplotipici in accordo con il bacino di riproduzione. Non essendo ad oggi disponibili dati di sequenza di tali regioni mitocondriali per *A. alosa*, non ci è possibile, al momento, stabilire se la variabilità mitocondriale localizzata nel 12S o nella D-Loop sia idonea a discriminare le due specie mediterranee.

Bibliografia

ALEXANDRINO P.J., FERRAND N., BAGLINIERE J.L., 1992. Preliminary results on the genetic differentiation between the two species of shad (*Alosa alosa* L. and *Alosa fallax* Lacépède) occurring in Portugal. *ICES Paper*, **17**:1–10.

ALEXANDRINO P.J., FERRAND N., ROCHA J., 1996. Genetic polymorphism of haemoglobin chain and adenosine deaminase in European shads: evidence for the existence of two distinct genetic entities with natural hybridization. *J. Fish Biol.*, **48**: 447-456.

APRAHAMIAN M.W., APRAHAMIAN C.D., BAGLINIÈRE J.L., SABATIÉ R., ALEXANDRINO P.J., 2003. *Alosa alosa and A. fallax spp. Literature review and bibliography*. R&D Technical report W1-014/TR, Environmental Agency UK, 349 pp.

BENTZEN P., LEGGET W.C., BROWN C.C., 1993. Genetic relationship among the shads (*Alosa*) revealed by mitochondrial DNA analysis. *J. Fish Biol.*, **43**: 909-917.

BIANCO P.G., 2000. On the status of Twaite shad, (*Alosa fallax*), in Italy and in some adjacent countries. In: *"Première conférence internationale sur les Aloses européennes"*, Bordeaux (France), 22-25 maggio 2000. Abstracts.

BOISNEAU P., MENNESSON-BOISNEAU C., GUYOMARD R., 1992. Electrophoretic identity between allis shad *Alosa alosa* (L.) and twaite shad *A. fallax* (Lacépède). *J. Fish Biol.*, **40**: 731–738.

CASTRO F., ALESSANDRINO P., 2000. Mitochondrial DNA variation in European Shad: preliminary data based on cytochrome b sequences. In: *"Première conférence internationale sur les Aloses européennes"*, Bordeaux (France), 22-25 maggio 2000. Abstracts.

FARIA R., WALLNER B., WEISS S., ALEXANDRINO P.J., 2004. Isolation and characterization of eight dinucleotide microsatellite loci from two closely related clupeid species (*Alosa alosa* and *A. fallax*). *Mol. Ecol. Notes*, **4**: 586-588.

FELSENSTEIN J., 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**: 783-791.

FELSENSTEIN J., 2002. *PHYLIP 3.6 (Phylogeny Inference Package) version 3.6a3*. Dept. of Genome Science, Univ. of Washington, Seattle, WA. (http://evolution.gs.washington.edu/phylip.html)

HOESTLAND H., 1991. *Clupeidae, Anguillidae*. Vol. 2. The freshwater fishes of Europe. AULA-Verlag, Wiesbaden.

KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PÄÄBO S., VILLABLANCA F.X., WILSON A.C., 1989. Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, **86**: 6196–6200.

MELVIN G.D., DADSWELL M.J., MARTIN J.D., 1986. Fidelity of American shad, *Alosa sapidissima*, to its river of previous spawning. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**: 1724-1734.

MULLIS K.B., FALOONA F.A., 1987. Specific synthesis of DNA in vitro via a ploymerase-catalyzed chain reaction. *Methods in Enzymology*, **155**: 335–350.

NAVODARU I., WALDMAN J.R., 2003. Shads of eastern Europe from Black Sea: review of species and fisheries. *Biodiversity, status and conservation of the world's shads*, **35**: 69-76.

PAGE R.D.M., 1996. TREEVIEW: an application to display phylogenetic trees on personal computers. *Computer Applications in the Biosciences*, **12**: 357–358. (http://taxonomy.zoology.gla.ac.uk/rod/treeview.html)

SAMBROOK J., RUSSELL D.W., 2000. *Molecular Cloning*. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, NY.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 259-262.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Produzione di triploidi di trota fario (*Salmo trutta trutta* L.) per il ripopolamento

Fabio Borghesan[1], Stefano Salviati[2], Renata Trisolini[3], Beniamino Zanon[4], Angelo Libertini[3*]

1 *via Patrizio, 3/A , Saonara (PD)*

2 *Aquaprogram s.r.l., Via Borella, 53 - 36100 Vicenza*

3 *CNR-Istituto di Scienze Marine, Sede di Venezia, Castello 1364/a - 30122 Venezia*

4 *Associazione "Bacino Acque Fiume Brenta", Via Margnan, 15 - 36061 Bassano Del Grappa (VI)*

* *Referente per la corrispondenza (fax 041 5204126; angelo.libertini@ismar.cnr.it)*

Riassunto
Il ripopolamento con l'immissione di giovanili prodotti in impianti ittici è sempre accompagnato da un impatto sulla genetica delle popolazioni naturali. Nel caso del ripopolamento con trota fario (*Salmo trutta trutta* L.) si deve tenere conto anche della sua possibilità di ibridarsi con la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus* Cuv.), specie endemica delle acque dolci italiane del Nord a forte rischio di estinzione, contribuendo alla sua progressiva scomparsa. L'impiego di animali triploidi sterili nel ripopolamento costituisce una possibile soluzione al problema. Pertanto, è stato avviato un programma per la produzione di giovanili triploidi di trota fario da immettere in specifici biotopi acquidulcicoli della Provincia di Vicenza. La condizione triploide è stata indotta tramite shock termico a caldo, applicato alle uova poco dopo la fecondazione. Nei lotti prodotti, il successo della triploidizzazione è stato valutato quantificando il contenuto di DNA nucleare tramite citofluorimetria a flusso. Nel presente lavoro sono riassunti i risultati dei primi tre anni di sperimentazione.

PAROLE CHIAVE: Salmonidi / trota fario / riproduzione artificiale / poliploidizzazione / ripopolamento

Production of triploids for brown trout (*Salmo trutta trutta* L.) restocking
Restocking actions with fingerlings produced in fish farms are always accompanied by genetic impact upon native stocks. In the case of restocking with the brown trout (*Salmo trutta trutta* L.) the possibility of crossing between this species and *Salmo trutta marmoratus* Cuv. has to be taken into account as a further problem related to restocking. *Salmo trutta marmoratus* is an endemic species of the North-Italian fresh waters, that is presently under high risk of extinction. The use of sterile triploid specimens in brown trout restocking may be a possible solution to the question. Therefore, an experimental plan was set in order to produce triploid fingerlings of brown trout for their introduction into specific fresh-water biotops of the Vicenza District (North Eastern Italy). Triploidization was induced by heat shock, applied to the eggs shortly after fertilization. In produced stocks, triploid condition was assessed by evaluation of nuclear DNA content with a flow cytometer. In the present work the results of the first three years of experimentation are summarized.

KEY WORDS: Salmonids / brown trout / artificial reproduction / polyploidization / restocking

INTRODUZIONE

Il ripopolamento con giovanili prodotti negli impianti ittici è sempre accompagnato da un impatto sulle popolazioni naturali, determinato dalla ridotta variabilità genetica del lotto di riproduttori impiegato (PURDOM, 1993; POTEAUX *et al.*, 1999). Nel ripopolamento con trota fario (*Salmo trutta trutta* L.) bisogna anche tenere conto della possibilità di questo salmonide di ibridarsi con la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus* Cuv.), specie endemica delle acque dolci italiane del Nord a rischio di estinzione, contribuendo alla sua progressiva scomparsa (CRIVELLI *et al.*, 2000; JUG *et al.*, 2004). Una riduzione degli impatti potrebbe essere realizzata con il ripopolamento tramite trote fario triploidi sterili (PURDOM, 1993; SOLOMON, 2003). Nei salmonidi i triploidi possono inoltre assicurare taglie superiori rispetto ai coe-

tanei diploidi rispondendo, al contempo, alle richieste della pesca sportiva e professionale (SOLOMON, 2003). Secondo tali presupposti, una associazione di pesca-sportivi è stata autorizzata dalla Provincia di Vicenza ad avviare un programma sperimentale pluriennale per la produzione di giovanili triploidi di trota fario da immettere in specifici contesti idrografici di cui l'associazione è concessionaria ed in cui si ritrova la trota marmorata. Il presente lavoro illustra il risultato di una prima serie di sperimentazioni.

MATERIALI E METODI

La produzione sperimentale delle trote fario triploidi è stata effettuata negli anni 2001-2002-2003 presso un impianto ittico del Trentino indenne dalle patologie SEV e NEI ai sensi del DPR 555/92. I lotti sperimentali di uova sottoposte a trattamento di triploidizzazione sono stati 8 –da un minimo di 4.000 ad un massimo di 1.500.000 uova– e i riproduttori femmina per ogni lotto da 1 a 380 (Tab. I). La temperatura dell'acqua di stabulazione dei riproduttori durante la fecondazione era di 7-8 °C e quella dell'acqua d'incubazione delle uova fecondate 9-10°C.

Per le prove di triploidizzazione è stato scelto il metodo dello shock termico a caldo (PURDOM, 1993): dopo la fecondazione, lotti variabili di uova (compresi fra 4000 e 100.000 ca.) sono stati sottoposti a shock termico innalzando repentinamente la temperatura dell'acqua di incubazione di circa 15-17 °C, per un breve periodo di tempo (10'-20'), utilizzando all'uopo un apposito contenitore di acciaio inox munito di cestelli porta uova e resistenze elettriche per il condizionamento dell'acqua.

Successivamente le uova trattate sono state poste fino alla fase di schiusa in incubatoi verticali della capienza da 30.000 a 300.000 uova. La stima del numero di uova avveniva per conteggio su campione predefinito e successivo peso totale.

Parallelamente alla produzione dei lotti sperimentali venivano prodotti dalla proprietà aziendale significativi lotti di uova fecondate non trattate (diploidi) ed incubate nelle stesse condizioni di quelle trattate. Tali lotti erano considerati alla stregua di controlli.

Dopo il totale riassorbimento del sacco vitellino, sugli avannotti/trotelle è stata valutata la percentuale di sopravvivenza (a mezzo di conteggio e peso); per analizzare la percentuale di ploidia, su ogni lotto sperimentale è stato effettuato un campionamento casuale prelevando da 21 a 53 trotelle (Tab. I) e trasportandole vive e vitali presso il laboratorio nella medesima giornata, insieme ad un campione di controllo di soggetti non trattati.

Dopo la schiusa i pesci erano allevati secondo le procedure standard d'impianto fino al riassorbimento del sacco vitellino oppure fino alla stadio di trotella di 4-6 cm, quindi si procedeva al ripopolamento. Nel tempo di permanenza nell'impianto ittico i lotti trattati e quelli non trattati venivano monitorati per rilevare eventuali patologie di tipo infettivo.

Una volta schiusi, gli avannotti venivano svezzati e portati alla taglia di 4-6 cm; successivamente venivano immessi nelle acque del F. Brenta, indicativamente nel mese di aprile, nel tratto compreso tra Primolano e Bassano del Grappa, in provincia di Vicenza, in ottemperanza dei piani di gestione indicati nella Carta Ittica provinciale.

Per diagnosticare la ploidia negli avannotti, è stata valutata la quantità di DNA nucleare mediante analisi citofluorimetrica in flusso. La porzione craniale o caudale di ciascun individuo è stata finemente sminuzzata e trasformata in una sospensione di cellule; queste sono state colorate con un colorante fluorescente specifico per il DNA (ioduro di propidio) ed analizzate al citometro a flusso (Bio-rad Bryte HS). Per valutare la ploidia, l'istogramma di fluorescenza dei presunti triploidi è stato confrontato con quello di campioni di controllo, sicuri diploidi. Per ciascun lotto da diagnosticare sono stati analizzati dai 20 ai 100 individui.

In un campione di 102 individui di un lotto pronto per la semina, nato nel dicembre 2002 ed al

Tab. I. Dati riassuntivi degli esperimenti di triploidizzazione condotti su trota fario.

data esperim.	tipo di esperimento	numero femmine	uova trattate	esaminati per ploidia	triploidi %	sopravvivenza % (S.V.A)*
nov 2001	femmina singola A	1	4000	22	100	80
nov 2001	femmina singola B	1	4000	22	100	80
nov 2001	femmina singola C	1	4000	21	100	80
gen 2002	femmine cumulate A	300	1.200.000	33	9,1	70
gen 2002	femmine cumulate B	80	300.000	52	32,7	50
dic 2002	femmine cumulate C	70	250.000	53	64,2	50
dic 2002	femmine cumulate D	300	1.200.000	34	58,8	70
dic 2003	femmine cumulate E	380	1.500.000	52	59,6	50

* S.V.A. = sacco vitellino assorbito

sesto mese di età, contestualmente alla diagnosi della ploidia, sono state rilevate misure di peso e lunghezza totale, al fine di valutare eventuali differenze nella crescita tra diploidi e triploidi.

È stata inoltre analizzata la ploidia in un campione di 48 trotelle fario prelevato in natura (aprile 2004) laddove erano stati seminati alcuni dei lotti a ploidia mista diploide-triploide prodotti negli anni precedenti, al fine di verificare la permanenza degli individui triploidi. La cattura è stata eseguita con elettrostorditore spallabile a corrente continua pulsata (400/600 V) e il pesce è stato mantenuto vivo in cassoni in PVC con sistema di aerazione artificiale fino al momento del prelievo di un piccolo pezzo della pinna anale, subito congelato con azoto liquido e inviato in laboratorio; i pesci sono stati riliberati nelle acque del F. Brenta.

Con alcune larve appena schiuse, provenienti dai primi esperimenti di triploidizzazione con uova da singole femmine (novembre 2001), sono stati allestiti preparati per il conteggio del numero di cromosomi in presunti triploidi e controlli diploidi, secondo la tecnica dell'air-drying (UEDA,1986).

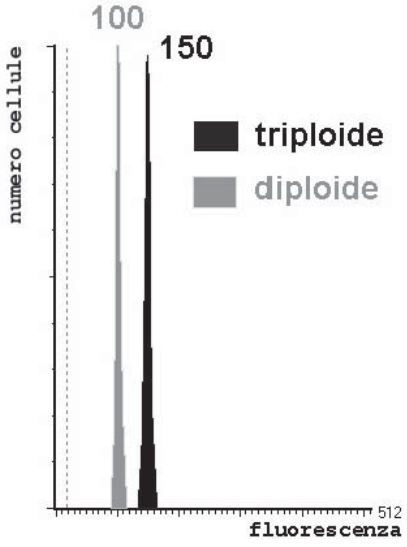


Fig. 1. Istogrammi di fluorescenza rossa generati dall'analisi citofluorimetrica in flusso di una trota fario diploide (in grigio) e triploide (in nero). Solo il picco principale è stato rappresentato. Gli assi sono in unità arbitrarie.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Durante la fase di permanenza in impianto ittico sia i lotti trattati che quelli non trattati (diploidi) non hanno evidenziato patologie di tipo infettivo tipiche della specie; la sopravvivenza –da uovo fecondato ad avannotto con sacco riassorbito– è stata circa 50-80% nei lotti di pesci trattati e circa 80% in quelli diploidi di controllo (Tab. I).

Con l'analisi citofluorimetrica in flusso è stata facilmente determinata la percentuale di triploidi in ciascun lotto (Tab. I). I triploidi presentavano un istogramma di fluorescenza (Fig. 1) che si assestava nell'intorno di un valore medio (coincidente con la moda) pari a circa 1,5 volte quello degli analoghi istogrammi ottenuti dai controlli diploidi (medie di circa 150 contro 100, rispettivamente, in unità arbitrarie). Essendo stato impiegato un colorante fluorescente che si lega stechiometricamente al DNA, il rapporto 1,5:1 corrisponde anche a quello dei rispettivi contenuti in DNA nucleare, ed è analogo a quello che intercorre tra il loro numero di cromosomi: 3n=120 nei triploidi e 2n=80 nei diploidi (Fig. 2).

Usando uova di singole femmine è risultato possibile ottenere il 100% di triploidi in esperimenti su piccola scala; tuttavia, cumulando gameti di più femmine si è registrato un rilevante decremento nell'efficienza della triploidizzazione, dal 59,6% al 9,1% (Tab. I). Questo decremento si ritiene determinato da una variabilità individuale nel grado di maturazione degli oociti e da una minore uniformità di trattamento nella manipolazione, quando erano impiegate grandi quantità di gameti. Le prime ovature (novembre-dicembre) hanno generalmente registrato risultati qualitativamente superiori rispetto alle successive. D'altronde, in letteratura è stata frequentemente descritta un'ampia variabilità inter-individuale nella risposta degli oociti ai trattamenti inducenti la poliploidizzazione (FRANCESCON *et al.*, 2004).

Un ulteriore elemento di disturbo nella comparazione tra i lotti circa le rese in triploidi, può essere costituito dalla diversa età degli avannotti al momento della diagnosi (da 2 a 6 mesi): per i salmonidi, infatti, è stata ampiamente do-

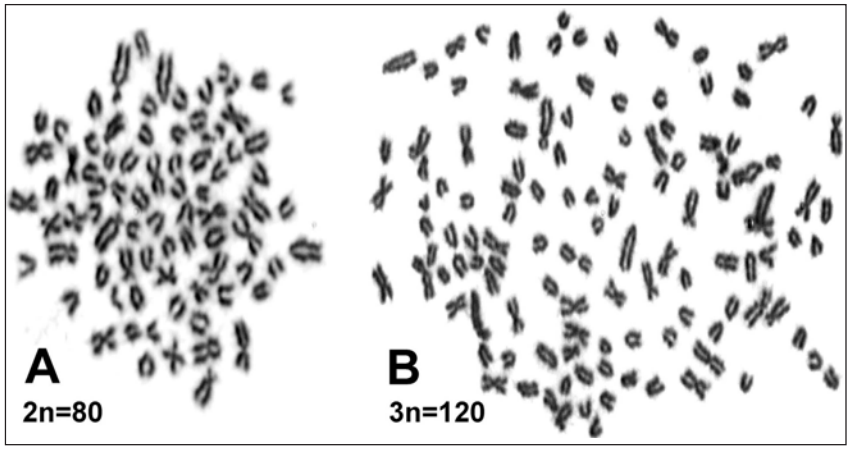


Fig. 2. Piastre di cromosomi metafasici ottenute da larve appena schiuse di trota fario. **A**: diploide con 80 cromosomi; **B**: triploide con 120 cromosomi.

cumentata una più alta mortalità degli individui triploidi, rispetto ai diploidi, sia alla schiusa, sia da avannotto quando animali delle due ploidie convivono (SOLOMON, 2003).

Nel lotto sottoposto a triploidizzazione ed analizzato al momento della semina (6° mese di età) non è stato possibile distinguere tra individui diploidi e triploidi in base alla taglia, dal momento che le loro lunghezze e pesi medi erano pressoché sovrapponibili (Tab. II), anche se i triploidi presentavano maggior variabilità.

Nel campione prelevato in natura in uno dei luoghi di semina è stata riscontrata la presenza del 16,67% di individui triploidi (8 su 48 esaminati); l'80% di questi apparteneva alla classe 1+ (immessi in aprile 2003) ed il 20% alla classe 2+ (immessi in aprile 2002) (Fig. 3). La percentuale di triploidi ritrovata non corrisponde a quella dei triploidi a suo tempo seminati (probabilmente per la presenza di trotelle nate sul posto), ma conferma comunque la sopravvivenza di trote fario triploidi in ambienti naturali.

Tab. II. Peso e lunghezza totale in un lotto misto di trote fario triploidi e diploidi, al sesto mese di età e pronte per la semina.

ploidia	numero individui	peso (g)		lunghezza totale (cm)	
		media	d.s.	media	d.s.
diploidi	56	5,06	0,496	1,3	0,40
triploidi	46	5,04	0,579	1,2	0,47
totale (2n+3n)	102	5,05	0,533	1,3	0,44

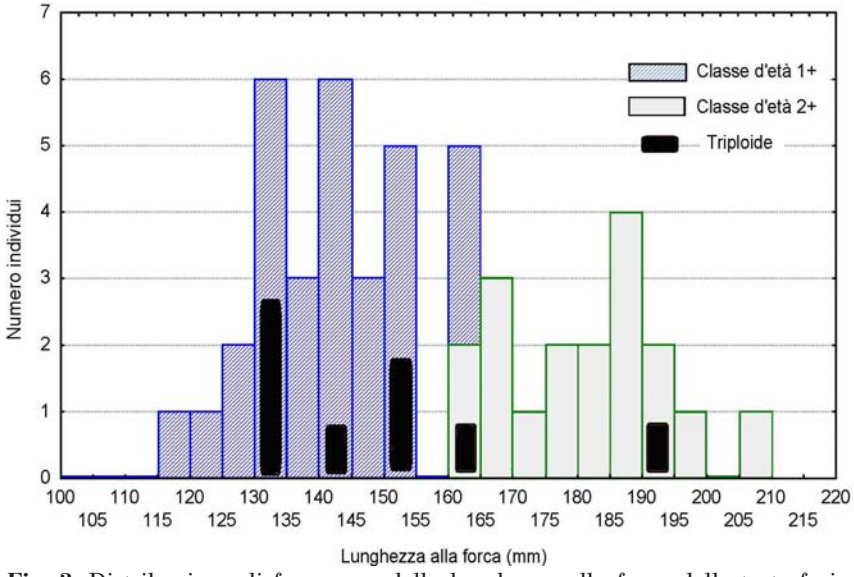


Fig. 3. Distribuzione di frequenza della lunghezza alla forca delle trote fario catturate.

CONCLUSIONI

I risultati e i progressi ottenuti nella produzione di triploidi di trota fario nostrana da destinare al ripopolamento sono incoraggianti e inducono a proseguire negli esperimenti. Sono ancora necessari ulteriori miglioramenti tecnici, tali da incrementare la percentuale di individui 3n al momento della semina (possibilmente superiore al 70%), mantenendo una sopravvivenza economicamente sostenibile. L'accertata persistenza dei triploidi in natura costituisce un ulteriore stimolo a continuare con questo progetto, che si propone di attuare azioni mirate di ripopolamento che salvaguardino la biodiversità genetica delle popolazioni naturali di salmonidi accontentando, nel contempo, le richieste dei pescatori sportivi.

Ringraziamenti
La ricerca è stata finanziata dall'Associazione "Bacino Acque Fiume Brenta".

Bibliografia

CRIVELLI A.; POIZAT G.; BERREBI P., JESENS¡EK P., RUBIN J. F., 2000. Conservation biology applied to fish: the example of a project for rehabilitating the marble trout (*Salmo trutta marmoratus*) in Slovenia. *Cybium*, **24**: 211-230.

FRANCESCON A., LIBERTINI A., BERTOTTO D. BARBARO A., 2004. Shock timing in mytogynogenesis and tetraploidization of the European sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture*, **236**: 201-209.

JUG T., DOVC P., POHAR J., SNOJ A., 2004. RAPD analysis as a tool for discriminating marble trout from hybrids (marble trout · brown trout) in the zones of hybridization. *J. Anim. Breed. Genet.*, **121**: 156-162.

POTEAUX C., BONHOMME F., BERREBI P., 1999. Microsatellite polymorphism and genetic impact of restocking in Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* L.). *Heredity*, **82**: 645-653.

PURDOM C.E., 1993. *Genetic and fish breeding*. Chapman & Hall, London.

SOLOMON D.J., 2003. The potential for restocking using all-female triploid brown trout to avoid genetic impact upon native stocks. *Trout News*, **35**: 28-31.

UEDA T., 1986. Preliminary examination of obtaining chromosome preparation for fish breeding. *Bull. fac. Educ. Utsunomiya Univ.*, **36**: 81-85.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 263-268.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Relazioni trofiche in una comunità ittica "artificiale" di un bacino di fitodepurazione: *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1844), *Pseudorasbora parva* (Tem. e Sch., 1842) e *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859)

Daniele Ciuffa*, Giorgia Pipornetti, Lorenzo Tancioni, Eleonora Ciccotti

Laboratorio di Ecologia Sperimentale e Acquacoltura, Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Via Cracovia 1 - 00133 Roma

* *Referente per la corrispondenza (fax +39 06 72595965; dciuffa@virgilio.it)*

Riassunto
L'obiettivo del lavoro è stato lo studio delle relazioni trofiche in tre specie di Teleostei coesistenti in un piccolo sistema lentico ricostruito nel Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura dell'Università di Roma "Tor Vergata", utilizzato per il lagunaggio e la fitodepurazione di reflui da acquacoltura. Lo studio della dieta di *Alburnus alburnus alborella* (Alborella), *Pseudorasbora parva* (Pseudorasbora) e *Gambusia holbrooki* (Gambusia) nello stagno di fitodepurazione è stato eseguito attraverso l'analisi dei contenuti stomacali di oltre 280 esemplari per specie, per un totale di 840 individui.
La dieta dell'alborella è risultata composta da 17 categorie alimentari, quella della pseudorasbora da 16 e quella della gambusia da 20, ognuna con una diversa frequenza di ritrovamento nelle tre specie ittiche. La matrice dei dati di presenza-assenza delle categorie alimentari è stata sottoposta all'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze (AFC). I risultati mostrano come le tre specie, pur presentando una evidente sovrapposizione della dieta, tendono a differenziarsi nell'uso delle risorse disponibili. L'alborella si nutre di prede presenti nella colonna d'acqua, la pseudorasbora di prede presenti nel fondo, la gambusia di prede dell'interfaccia acqua-aria. Gli stessi risultati sono stati ottenuti calcolando il Valore d'Importanza Relativa Percentuale (VIRP) per ogni categoria alimentare. I risultati dimostrano che le tre specie ittiche riescono a coesistere grazie ad una separazione prevalentemente spaziale nell'uso delle risorse.

PAROLE CHIAVE: relazioni trofiche / ripartizione delle risorse / *Alburnus alburnus alborella* / *Pseudorasbora parva* / *Gambusia holbrooki*

Trophic interrelationships of three Teleosts in a constructed pond: *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1844), *Pseudorasbora parva* (Tem. e Sch., 1842) and *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859)
Aim of this work was to study the trophic interactions among three fish species coexisting in a aquatic ecosystem. Target species were *Alburnus alburnus alborella*, *Pseudorasbora parva* and *Gambusia holbrooki* in a constructed pond used for water treatment by phytodepuration. The study involved physical and chemical analyses of the water, phytoplankton and zooplankton assemblages and the analyses of the gut contents of the fish species for a whole year. Results show for all the fish species a diet almost coinciding with environmental availability, but notwithstanding a partial overlap of the spectrum, all show a specific trophic pattern. In particular *Alburnus alburnus alborella* feeds water column dwelling organisms, *Pseudorasbora parva* feeds bottom dwelling organisms; *Gambusia holbrooki* feeds surface dwelling organisms. Therefore the results show that the three fish species are able to coexist through a spatial segregation in the resource use.

KEY WORDS: trophic interrelations / resource partitioning / *Alburnus alburnus alborella* / *Pseudorasbora parva* / *Gambusia holbrooki*

INTRODUZIONE

La coesistenza di specie ittiche in uno stesso ecosistema implica la ripartizione delle risorse disponibili, attraverso la segregazione lungo uno dei tre principali assi: alimento, spazio e periodo di attività. In generale, la segregazione spaziale è più frequente della segregazione trofica che, a sua volta, è più comune della segregazione temporale (ALLAN, 1995). Ciò si accorda con quanto rilevato su comunità

ittiche da SCHOENER (1974) e da ROSS (1986).

Le specie ecologicamente simili, infatti, possono presentare una sovrapposizione dello spettro alimentare. La misura di tale sovrapposizione nell'uso delle risorse può essere uno strumento di valutazione dei livelli di competizione interspecifica. La ripartizione delle risorse è una delle strategie adottate dalle specie di un popolamento per minimizzare la competizione e migliorare la coesistenza (ALLAN, 1995).

Lo scopo del presente lavoro è quello di evidenziare le relazioni trofiche in tre specie ittiche introdotte ed acclimatate da alcuni anni in un piccolo ecosistema lentico artificiale. Lo studio si è concentrato su *Alburnus alburnus alborella*, *Pseudorasbora parva* e *Gambusia holbrooki* in quanto queste tre specie sono, al momento attuale, le più abbondanti nel bacino. Oltre allo studio della dieta delle specie bersaglio, è stata eseguita una caratterizzazione ambientale attraverso la misura di alcuni descrittori fisici e chimici e l'analisi dei popolamenti planctonici.

MATERIALI E METODI

L'impianto sperimentale, dove si è svolto il presente lavoro, è ubicato presso il Dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", che dispone di un Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura. Il bacino di lagunaggio ha una superficie di circa 2700 m^2, con una profondità media di circa 1,5 m e un volume totale di circa 3000 m^3.

Il sistema è stato utilizzato per un intero ciclo annuale, dal 10 ottobre 2001 al 7 ottobre 2002, durante il quale sono stati rilevati i dati ambientali (descrittori fisico-chimici, popolamenti planctonici) a corredo dell'analisi della dieta delle specie ittiche considerate. I campionamenti sono stati compiuti ogni tre settimane fino al 6 maggio 2002. Successivamente, in coincidenza con le pescate sperimentali, sono stati effettuati campionamenti di planctonti con una cadenza quindicinale.

I parametri fisici e chimici delle acque del bacino presi in esame sono stati i seguenti: temperatura, ossigeno disciolto, pH (sonda multiparametrica Multiline F/Set-3), torbidità (disco Secchi), ammonio (metodo spettrofotometrico, reazione con blu di idrofenolo), nitriti (metodo spettrofotometrico, diazotazione), nitrati (metodo spettrofotometrico, riduzione con cadmio) e ortofosfati (metodo spettrofotometrico, reazione con acido ascorbico).

La produzione primaria algale è stata misurata utilizzando la tecnica d'assimilazione e del consumo d'ossigeno in bottiglie chiare e scure (STRICKLAND, 1960). La biomassa algale è stata determinata mediante l'estrazione dei pigmenti clorofilliani presenti in un volume unitario d'acqua seguendo la metodologia di STRICKLAND e PARSON (1972)

Per l'analisi del popolamento fitoplanctonico, in ogni campionamento è stato prelevato 1 litro d'acqua senza filtrazione mediante una bottiglia a chiusura automatica tipo Niskin. I campioni sono stati fissati con formalina allo 0,4% e conservati al freddo in bottiglie di vetro scuro con chiusura ermetica. I campioni sono stati concentrati per sedimentazione fino a 1 mL e osservati nella camera di Sedgwick-Rafter (S-R) utilizzando un microscopio ottico (obiettivo 32x e oculare 10x) con griglia oculare (Whipple grid). Per l'identificazione tassonomica sono stati utilizzati i testi di COX (1996) per le Bacillariophyta e di PRESCOTT (1978) per gli altri phyla.

Per l'analisi del popolamento zooplanctonico, sono stati filtrati 400 litri d'acqua attraverso un retino di maglia 100 µm. Il campione è stato fissato con formalina al 4% ed è stato estratto un sub-campione di 10 mL dal quale sono stati contati e identificati tutti gli organismi presenti attraverso uno stereomicroscopio con oculare 10x e obiettivo 4-100x. Per l'identificazione tassonomica sono stati utilizzati il testo di MARGARITORA (1983) per i cladoceri, quello di BRAIONI e GELMINI (1983) per i rotiferi, quello di GHETTI e MCKENZIE (1981) per gli ostracodi, e quello di STREBLE e KRAUTER (1984) per tutti gli altri organismi zooplanctonici.

Le pescate sono state effettuate utilizzando una rete a tratta manuale lunga 30 m, alta 2 m e di maglia 3 mm. Per l'identificazione delle specie ittiche si è utilizzato il testo di GANDOLFI *et al.* (1991). Per ogni esemplare è stato stimato il grado di riempimento dell'intero tratto digerente. Il contenuto intestinale è stato prelevato e osservato allo stereomicroscopio per l'identificazione tassonomica delle categorie alimentari. L'abbondanza di ciascuna categoria alimentare è stata espressa come frazione volumetrica ed è stata moltiplicata per il grado di riempimento del tratto digerente.

Per descrivere qualitativamente lo spettro alimentare è stata calcolata la frequenza di ritrovamento (F) (RICKER, 1971; HYSLOP, 1980) di ogni categoria alimentare e sui dati di presenza-assenza relativi a ciascuna specie è stata condotta l'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze (AFC) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1983). Per definire quantitativamente l'importanza nella dieta delle varie categorie alimentari, si è usato il Valore d'Importanza Relativa Percentuale (VIRP) (MARIANI *et al.*, 2002).

RISULTATI

L'andamento della densità degli organismi fitoplanctonici è mostrato in figura 1. Si possono osservare due picchi di densità: il primo il 22 gennaio 2002 con un valore di 3,2 x 10^7 e il secondo il 30 luglio 2002 con una densità di 2,7 x 10^7. La figura 2 mostra l'andamento della densità degli organismi zooplanctonici. Si osserva un unico picco di abbondanza il 2 luglio 2002 con un valore di 348 org./L. L'elenco sistematico degli organismi fitoplanctonici e zooplanctonici è riportato in tabella I.

L'andamento delle densità degli organismi planctonici, dunque, insieme con quello dei parametri fisici e chimici delle acque del bacino, della produzione primaria e della biomassa algale (dati non riportati), mostra una evidente dinamica stagionale per tutto il periodo di studio.

La figura 3 mostra l'andamento della lunghezza totale media delle tre specie ittiche. L'andamento della lunghezza totale media dell'alborella (Fig. 3a) mostra che nel campionamento del 2 luglio 2002 compaiono gli individui del reclutamento dell'anno. Per la pseudorasbora (Fig. 3b) già nel campionamento del 18 giugno 2002 si rinvengono soggetti con lunghezza minore di 2,5 cm, mentre per la gambusia (Fig. 3c) si osservano individui al di sotto dei 2,2 cm nel campionamento del 2 luglio 2002.

Nel caso di tutte e tre le specie, dunque, l'esame dei contenuti stomacali è stato condotto su individui sub-adulti ed adulti.

Le frequenze di ritrovamento delle varie categorie alimentari osservate nei contenuti stomacali delle tre specie ittiche sono riportate in tabella II. La dieta dell'alborella è composta di 17 categorie alimentari. Le componenti più frequenti sono le alghe filamentose e unicellulari, le macrofite, *Daphnia magna*, *Bosmina longirostris*, le pupe di chironomidi e gli statoblasti di briozoi. La dieta della pseudorasbora è costituita da 16 categorie alimentari. Tra queste, *Bosmina longirostris*, il detrito, le larve di chironomidi, gli ostracodi, le macrofite, le alghe

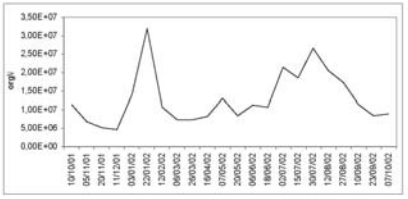


Fig. 1. Andamento della densità degli organismi fitoplanctonici.

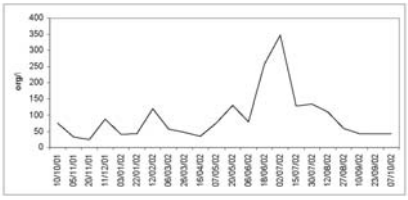


Fig. 2. Andamento della densità degli organismi zooplactonici.

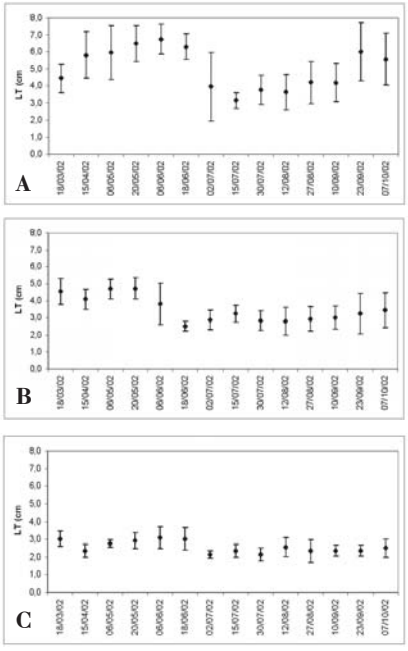


Fig. 3. Andamento della lunghezza totale (cm) in: **A** *Alburnus alburnus alborella*, **B** *Pseudorasbora parva*, **C** *Gambusia holbrooki*.

Tab. I. Elenco sistematico delle specie fitoplanctoniche osservate nel lago.

Phylum	Specie
Chlorophyta	*Chlorococcum* sp.
	Pediastrum boryanum
	Coelastrum microporum
	Scenedesmus quadricauda
	Oedogonium sp.
	Chlamydomonas sp.
	Actinastrum sp.
	Golenkiniopsis longispina
	Monoraphidium sp.
	Oocystis sp.
	Micractinium sp.
Streptophyta	*Staurastrum* sp.
Alveolata	*Gymnodinium* sp.
Bacillariophyta	*Achnanthes laceolata*
	Nitzschia sp.
	Cocconeis sp.
	Cymbella sp.
	Gomphonema sp.
	Rhoicosphenia curvata
	Navicula sp.
	Caloneis sp.
	Stauroneis sp.
	Amphora ovalis
	Chaetoceros sp.
	Cyclotella sp.
	Diatoma sp.
	Synedra sp.
Protozoa	*Arcella discoides*
	Centropyxis aculeata
Gastrotricha	*Chaetonotus* sp.
Nematoda	*Monhystera* sp.
Rotifera	*Brachionus calyciflorus*
	Brachionus urceolaris
	Brachionus angularis
	Brachionus quadridentatus
	Colurella sp.
	Keratella cochlearis
	Trichotria tetractis
	Lecane lunaris
	Chepalodella gibba
	Polyarthra remata
	Synchaeta sp.
	Filinia longiseta
	Trichocerca ruttneri
	Rotaria rotatoria
	specie non identificata
Anellida	specie non identificata
Tardigrada	specie non identificata
Arthropoda	*Bosmina longirostris*
	Daphnia magna
	Cyclops sp.
	Heterocypris incongruens
	specie non identificata
	Chironomus sp.

unicellulari, *Daphnia magna* e i rotiferi bdelloidei sono le più frequenti. Nella gambusia, infine, la dieta è più varia poiché è composta da 20 categorie alimentari. Quelle più ricorrenti sono: *Bosmina longirostris*, eterotteri, pupe di chironomidi, statoblasti di briozoi, Insetti alati, *Daphnia magna*, larve di chironomidi, alghe unicellulari, idracari, imenotteri, macrofite e tisanotteri. La miscellanea, infine, è presente nelle due specie dei ciprinidi con frequenze elevate (49,6% per l'alborella e 63,2% per la pseudorasbora), mentre nella gambusia costituisce solo il 13,2%.

Tab. II. Frequenze di ritrovamento delle categorie alimentari riscontrate nei contenuti stomacali delle tre specie ittiche. A = *Alburnus alburnus alborella*, P = *Pseudorasbora parva*, G = *Gambusia holbrooki*.

Categorie alimentari	A	P	G
Alghe unicellulari	35,7	15,8	17,5
Alghe filamentose	45,7	0,4	9,6
Macrofite	34,6	21	12,9
Statoblasti di Briozoi	11,1	3,3	33,2
Rotiferi Bdelloidei	0	10,3	0
Daphnia magna	26,1	12,1	21,4
Bosmina longirostris	23,6	37,5	38,6
Copepodi	0	7,7	8,6
Ostracodi	1,1	22,1	2,9
Idracari	0,4	5,1	14,6
Ragni	0,4	0,4	9,6
Collemboli	0	0	1,8
Frammenti d'insetti	10,0	0,4	24,3
Larva di Chironomide	6,1	27,2	19,3
Pupa di Chironomide	11,8	6,3	33,6
Tisanotteri	0,4	0	10,4
Imenotteri	1,4	0	13,9
Coleotteri	0	0	3,6
Ditteri	0	0	4,3
Eterotteri	1,8	0	35,4
Miscellanea	49,6	63,2	13,2
Detrito	0,7	27,6	0

Tab. III. Sigle dei punti-variabile.

AUN	Alghe unicellulari
AFI	Alghe filamentose
MAC	Macrofite
BRI	Statoblasti di Briozoi
BDE	Rotiferi Bdelloidei
DAP	*Daphnia magna*
BOS	*Bosmina longirostris*
COP	Copepodi
OST	Ostracodi
IDR	Idracari
RAG	Ragni
COM	Collemboli
INS	Frammenti d'insetti
LCH	Larva di Chironomide
PCH	Pupa di Chironomide
TIS	Tisanotteri
IME	Imenotteri
COL	Coleotteri
DIT	Ditteri
ETE	Eterotteri
MIS	Miscellanea
DET	Detrito

È stata condotta l'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze (AFC) sulla matrice dei dati di presenza-assenza. La matrice è costituita da 22 colonne (categorie alimentari) x 840 righe (individui di cui 280 alborelle, 280 pseudorasbore e 280 gambusie), dove tutte le categorie e gli individui sono attivi, nel senso che entrano nel calcolo di autovalori e autovettori e, di conseguenza, contribuiscono alla struttura del modello. La varianza totale spiegata dai primi tre assi è 25,25%; essi, infatti, assorbono rispettivamente il 9,72%, l'8,03% e il 7,50%. L'ordinamento dei punti-campione e dei punti-variabile (categorie alimentari) nello spazio definito dal primo e dal secondo asse fattoriale, riportato nella figura 4, permette di discriminare il comportamento alimentare delle tre specie ittiche. Le sigle dei punti-variabile (categorie alimentari) sono riportate nella tabella III. La distribuzione dei punti-variabile (Fig. 4a) è omogenea nei 4 quadranti. La distribuzione dei punti-campione dell'alborella (Fig. 4b) è concentrata nell'origine degli assi e nel terzo quadrante in corrispondenza delle categorie: alghe filamentose e unicellulari, macrofite e *Daphnia magna*. Nella distribuzione dei punti-campione della pseudorasbora (Fig. 4c) si nota come la maggior parte di essi si disponga nel quarto quadrante, in prossimità quindi delle categorie miscellanea, detrito, rotiferi bdelloidei e ostracodi. La distribuzione dei punti-campione della gambusia (Fig. 4d), infine, è concentrata nel primo e secondo quadrante dove, tra l'altro, sono localizzate le variabili corrispondenti ai vari ordini d'insetti.

L'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze, quindi, rende ancora

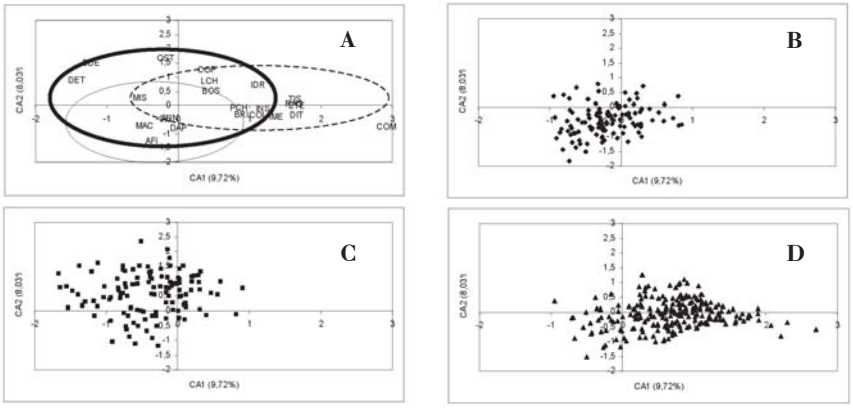


Fig. 4. Distribuzione delle categorie alimentari delle tre specie ittiche (**A**): la linea sottile indica la distribuzione dei punti-campione dell'alborella, la linea spessa quella della pseudorasbora e la linea tratteggiata quella della gambusia. Distribuzione dei punti-campione di *Alburnus alburnus alborella* (**B**), *Pseudorasbora parva* (**C**) e *Gambusia holbrooki* (**D**).

più evidenti le differenze nell'ecologia trofica delle tre specie ittiche.

La tabella IV riporta i valori dell'indice VIRP (Valore d'Importanza Relativa Percentuale). Nella dieta dell'alborella le prede più frequenti sono le alghe filamentose, quelle unicellulari, le macrofite, *Daphnia magna* e *Bosmina longirostris*. Nella pseudorasbora, invece, poiché il 60,14% del VIRP è rappresentato dalla miscellanea, solo *Bosmina longirostris* è da considerare una preda rilevante. Le categorie principali nella dieta della gambusia, infine, sono gli eterotteri, *Bosmina longirostris*, *Daphnia magna*, le pupe di chironomidi e gli statoblasti di briozoi.

Dall'analisi dei VIRP si è potuto ricavare un insieme d'informazioni più completo, poiché questo indice tiene conto sia della frequenza di ritrovamento delle prede, sia dei loro contributi volumetrici relativi.

Tab. IV. VIRP (Valore d'Importanza Relativa Percentuale) delle categorie alimentari riscontrate nei contenuti stomacali delle tre specie ittiche. A = *Alburnus alburnus alborella*, P = *Pseudorasbora parva*, G = *Gambusia holbrooki*.

Categorie alimentari	A	P	G
Alghe unicellulari	27,11	2,95	3,60
Alghe filamentose	15,13	0,0004	0,73
Macrofite	14,11	6,52	0,73
Statoblasti di Briozoi	0,55	0,05	10,72
Rotiferi Bdelloidei	0	0,36	0
Daphnia magna	10,32	1,60	12,34
Bosmina longirostris	8,82	13,67	20,17
Copepodi	0	0,33	0,22
Ostracodi	0,002	4,26	0,07
Idracari	0,0002	0,08	1
Ragni	0,0004	0,001	0,85
Collemboli	0	0	0,05
Frammenti d'insetti	0,33	0,001	7,88
Larva Chironomide	0,07	6,63	2,83
Pupa Chironomide	0,50	0,31	12,27
Tisanotteri	0,0003	0	0,31
Imenotteri	0,01	0	1,52
Coleotteri	0	0	0,15
Ditteri	0	0	0,24
Eterotteri	0,04	0	21,76
Miscellanea	27,11	60,14	2,58
Detrito	0,001	3,11	0

Quindi, l'esame dei dati quantitativi conferma quanto emerge dall'analisi dei dati qualitativi, ovvero che l'alborella si nutre principalmente di prede presenti nella colonna d'acqua, la pseudorasbora di prede presenti nel fondo e la gambusia di prede nell'interfaccia acqua/aria.

L'analisi dei dati relativi all'ecologia trofica delle tre specie ittiche, inoltre, non ha portato ad una distinzione del comportamento alimentare né in base a differenze di taglia né di stagione.

DISCUSSIONE

Dai dati ottenuti mediante l'analisi dei contenuti stomacali emerge che la dieta delle tre specie ittiche riflette, ovviamente, quanto è disponibile nel bacino. Tuttavia, lo spettro alimentare delle tre specie ittiche mostra una serie di differenze dovute a diverse modalità di pascolo.

Lo spettro alimentare dell'alborella nel bacino è composto principalmente da specie planctoniche come *Daphnia magna* e *Bosmina longirostris*, oltre che da macrofite e alghe. Da ciò si deduce che questa specie si alimenta principalmente nella colonna d'acqua. GIUSSANI e GRIMALDI (1975) e BONIZZATO (1988) hanno studiato le abitudini alimentari dell'alborella nei grandi laghi prealpini. Secondo questi autori tale specie si nutre essenzialmente di zooplancton, in particolare di cladoceri e copepodi e, in misura minore, di alghe e di larve di insetti.

Lo spettro alimentare della pseudorasbora nel bacino presenta una parziale sovrapposizione con quello dell'alborella. È evidente, tuttavia, anche una certa diversificazione fra le due specie. Infatti, sebbene entrambe si nutrano delle stesse categorie alimentari, molte delle quali localizzate nella colonna d'acqua, la pseudorasbora presenta anche categorie alimentari ascrivibili al fondo, come larve di chironomidi e detrito. Ciò è in accordo con quanto osservato da ROSECCHI *et al.* (1993), che riportarono come l'attività alimentare di questa specie sia caratterizzata da crostacei bentonici, larve di insetti e zooplancton.

La dieta della gambusia è invece diversa rispetto alle altre due specie. È composta da piccoli organismi che cattura nella colonna d'acqua e alla superficie: larve d'insetti, soprattutto ditteri, crostacei planctonici e alghe. Ciò trova conferma con quanto osservato da GELOSI (1970) e MALESANI (1985). Tuttavia, negli intestini degli individui analizzati sono state riscontrate percentuali elevate di prede zooplanctoniche come *Daphnia* sp. e *Bosmina* sp.

Nel complesso, dunque, questo studio ha permesso di definire il ruolo trofico delle specie studiate. Tutte e tre sono onnivore, ma mentre nell'alborella e nella pseudorasbora una quota importante è costituita da macrofite ed alghe, la gambusia è più spiccatamente insettivora.

Questi dati rivelano, inoltre, che le tre specie ittiche studiate, anche se hanno un'ecologia simile, presentano una separazione di nicchia trofica. I risultati osservati riflettono in modo esemplare il concetto di flessibilità trofica nei pesci. Questi, infatti, sono in grado di adattare opportunisticamente le loro preferenze alimentari in funzione della situazione ambientale. Tale flessibilità si riflette nelle variazioni dello spettro alimentare a causa della competizione inter ed intraspecifca e dei fattori ontogenetici e temporali (GERKING, 1994).

Nel complesso, questi risultati sono in accordo con la letteratu-

ra, ma rispecchiano alcune peculiarità proprie dell'ecosistema studiato. La dieta di tutte e tre le specie, infatti, riflette quanto disponibile nell'ambiente. Tuttavia, le tre specie riescono evidentemente a coesistere nell'ambiente di studio riducendo la sovrapposizione di nicchia grazie ad una segregazione di tipo spaziale. L'alborella, infatti, più tipicamente pelagica, si alimenta prevalentemente nella colonna d'acqua, la pseudorasbora sfrutta anche la componente bentonica, la gambusia infine si rivolge all'interfaccia aria/acqua, come del resto ci si attendeva anche in relazione alla morfologia dell'apparato boccale.

Bibliografia

ALLAN J.D., 1995. *Stream ecology, structure and function of running waters*. Kluwer Academic Publishers.

BONIZZATO A., 1988. *Osservazioni sulla biologia di Alburnus alburnus alborella (De Fil.) nel lago di Garda*. Tesi di laurea scienze biologiche, Facoltà di Scienze matematiche, fisiche e naturali, Università di Padova.

BRAIONI M.G., GELMINI D., 1983. *Rotiferi monogononti*. Guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne, CNR n. 23., 180 pp.

COX E.J., 1996. *Identification of freshwater diatoms from live material*. Chapman & Hall, London.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, XVI+617 pp.

GELOSI E., 1970. Osservazioni bioecologiche su *Gambusia affinis holbrooki* Girard, vivente in acque sulfuree, calde e salmastre. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **25**: 345-348.

GERKING S. D., 1994. *Feeding ecology of fish*. Academic Press, San Diego, California.

GHETTI, P.F., MCKENZIE K., 1981. *Ostracodi*. Guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne, CNR n. 11., 83 pp.

GIUSSANI G., GRIMALDI E., 1975. Analogie e difformità nel regime alimentare dei pesci planctofagi di quattro grandi laghi terminali troficamente differenziati. *Men. Ist. Ital. Idrobiol.*, **32**, 349-363.

HYSLOP E.J., 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their applications, *J. Fish Biol.*, **17**, 411-29.

LEGENDRE L., LEGENDRE P., 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford and New York, 419 pp.

MALESANI V., 1985. La Gambusia (*Gambusia affinis* Baird et Girard) nel Garda. *Atti Mus. civ. Stor. nat. Trieste*, **37**, 235-246.

MARGARITORA F., 1983. *Cladoceri*. Guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne. CNR 22.

MARIANI S., MACCARONI A., MASSA F., RAMPACCI M., TANCIONI L., 2002. Lack of consistency between the trophic interrelationships of five sparid species in two adjacent central Mediterranean coastal lagoons. *Journal of Fish Biology*, **61** (Supplement A): 138-147.

PRESCOTT G.W., 1978. *How to know the freshwater algae*. WCB McGraw-Hill, 293 pp.

RICKER W.E., 1971. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Blackwells, Oxford.

ROSECCHI E., CRIVELLI A.J., CATSADORAKIS G., 1993. The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (north-western Greece). *Marine and Freshwater Ecosystems*, **3**: 223-231.

ROSS S.T., 1986. Resource partitioning in fish assemblages: A review of field studies. *Copeia*: 352-388.

SCHOENER T.W., 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, **185**:27-39.

STREBLE H., KRAUTER D., 1984. *Atlante dei microrganismi acquatici*. Franco Muzzio Editore, 334 pp.

STRICKLAND J.D.H.,1960. Measuring the production of marine phytoplankton. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **122**. 172 pp.

STRICKLAND J.D.H., PARSON T.R.,1972. A pratical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **167**. 311 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 269-276.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Studio delle misure di mitigazione e compensazione relative agli interventi di adeguamento idraulico all'interno del pSIC IT1332717 "Foce e medio corso del Fiume Entella"

Luca Ciuffardi[1]*, Mauro Giorgio Mariotti[2]

1 *Università degli Studi di Genova Dip.Te.Ris., Corso Europa, 26 – 16132 Genova*

2 *Università degli Studi di Genova Dip.Te.Ris., Sede Botanica, Corso Dogali, 1M – 16136 Genova*

* *Referente per la corrispondenza (luca.ciuffardi@unige.it)*

Riassunto
Nell'ambito di uno studio idraulico multidisciplinare sono state elaborate misure di mitigazione e compensazione tese a riqualificare gli ambienti spondali e acquatici del Fiume Entella. Sulla base degli studi ingegneristici, di rilevamenti vegetazionali e censimenti faunistici si è giunti alla progettazione di diverse soluzioni tecniche: gradonate con talee, gradonate miste e terre rinforzate nel caso di argini in terra; interventi di abbassamento della pendenza e rinverdimento delle difese spondali in massi ciclopici; ripristino dei tratti di alveo spianati e rettificati; ricostituzione di zone umide lungo le sponde.

Parole chiave: studio idraulico / mitigazione / compensazione / ingegneria naturalistica / argini / difese spondali

A study of the measures of mitigation and compensation concerning the hydraulic adjustment works in the proposed Site of Community Importance IT1332717 "Estuary and middle course of the River Entella"
Within the multidisiplanary hydraulic study, measures of mitigation and compensation have been elaborated to requalify the river banks and the acquatic environments of the River Entella. On the basis of engineering studies, of vegetational and faunistic surveys a planning of different technical solutions has come about: terraced lands with scions, terraced lands with scions and plants, reinforced lands in the case of earth-banks; the intervention of sloping the incline and the replanting of the enormous rocks forming the embankments; the restoration of parts of the river bed which have been flattened and straightened; rebuilding of marsh areas along the river banks.

Key words: hydraulic study / mitigation / compensation / naturalistic engineering / embankments / river bank defenses

INTRODUZIONE

Il Fiume Entella nasce nei pressi dell'abitato di Carasco (GE) dalla confluenza dei torrenti Lavagna, Graveglia e Sturla: scorre per circa sei chilometri, per sfociare in mare tra i centri abitati di Chiavari e Lavagna (Fig. 1). Malgrado la brevità del suo corso, il bacino dell'Entella risulta piuttosto ampio grazie alla notevole lunghezza dei suoi tre affluenti, che nascono rispettivamente dal Monte Lavagnola (1071 m), dal Monte Zatta (1406 m) e dal Passo della Forcella (877 m).

La morfologia del bacino è varia e peculiare: i torrenti Lavagna e Graveglia scorrono infatti parallelamente alla costa per gran parte del loro corso, mentre il Torrente Sturla presenta un andamento perpendicolare al fronte costiero. Le cause di una morfologia così insolita vanno ricercate nelle vicissitudini geologiche che hanno interessato l'area durante il sollevamento della catena appenninica: le forze terrestri hanno creato infatti una serie di faglie che, a loro volta, sono andate a condizionare lo scorrimento delle acque superficiali (Andreotti e Casu, 1991). Dal punto di vista litologico, il bacino dell'Entella è costituito da una notevole varietà di formazioni rocciose: il torrente Lavagna scorre in una val-

lata caratterizzata dalla massiccia presenza di formazioni ardesiache; la Valle Sturla è formata essenzialmente da arenarie e argille; in Val Graveglia, oltre alle rocce sedimentarie (tra cui calcari e soprattutto diaspri), è possibile osservare anche strutture vulcaniche e metamorfiche.

L'area dove scorre il Fiume Entella è caratterizzata da un clima mediterraneo umido, a spiccata piovosità primaverile e autunnale; malgrado questi picchi stagionali, la piovosità è comunque ben distribuita durante tutto l'arco dell'anno, ad eccezione dei mesi di luglio e agosto. Un notevole contributo ai valori di portata dell'Entella è fornito anche dagli imponenti fenomeni di condensazione del vapore acqueo che si verificano sulle montagne attorno al bacino: ciò spiega la notevole portata del fiume, sicuramente superiore a quanto ci si potrebbe aspettare analizzando i valori delle precipitazioni (ANDREOTTI e CASU, 1991).

Attualmente lo stato di conservazione degli ambienti ripari e acquatici dell'Entella è piuttosto compromesso, soprattutto a causa dei massicci interventi di origine antropica che si sono succeduti negli ultimi anni: urbanizzazione delle sponde, costruzione di opere longitudinali di difesa spondale e occupazione delle aree golenali da parte di colture agricole in serra (MARIOTTI *et al.*, 2003). Oggi le originarie tipologie vegetazionali risultano così estremamente ridotte e frammentate: l'isolamento tra queste aree residuali si ripercuote di conseguenza sull'efficienza della rete ecologica fluviale, con effetti negativi sui popolamenti faunistici che frequentano l'ambiente tipico del corso d'acqua. La distruzione di estese aree vegetate lungo le rive ha inoltre provocato un'accentuazione dei fenomeni erosivi lungo le sponde,

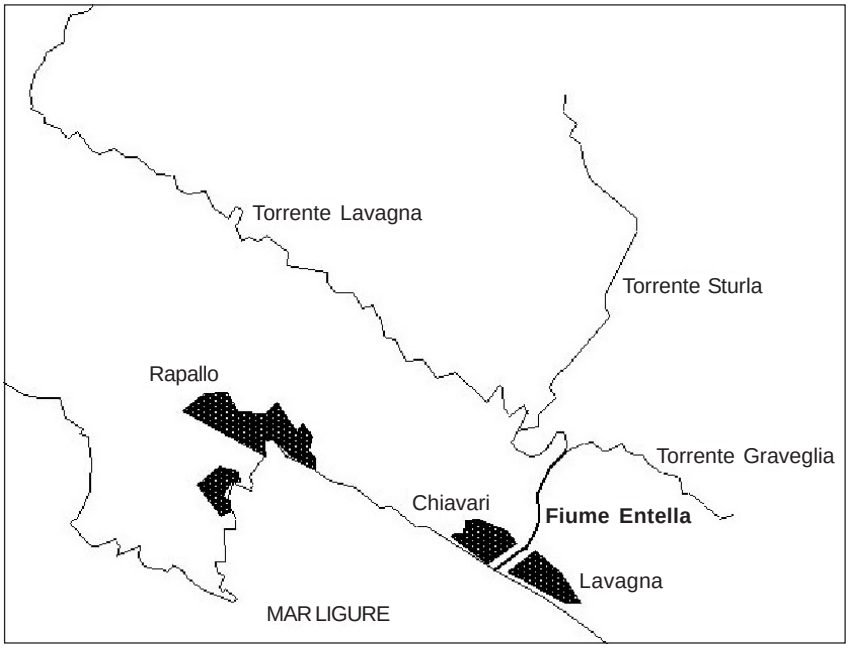


Fig. 1. Il bacino del Fiume Entella.

nonché una notevole diminuzione della capacità di autodepurazione dell'ecosistema fluviale.

Malgrado ciò, in attuazione della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" (SPAGNESI e ZAMBOTTI, 2001), la Regione Liguria ha individuato e proposto come Sito di Importanza Comunitaria proprio il corso del Fiume Entella, per un tratto di circa cinque chilometri compreso tra la foce e la confluenza con i torrenti Graveglia e Lavagna (MARIOTTI *et al.*, 2002). Lungo il corso dell'Entella, infatti, sono ancora presenti, seppur molto frammentati e degradati, ben otto tipi di habitat inseriti nell'Allegato I della suddetta Direttiva (di cui due di interesse prioritario), nonché svariate specie di uccelli tutelate dalla Direttiva 79/409/CEE (tra cui spiccano *Ardea purpurea*, *Aythya nyroca*, *Circus aeruginosus*, *Himantopus himantopus* e *Alcedo atthis*) e cinque specie di pesci (*Barbus plebejus*, *Barbus meridionalis*, *Cobitis taenia*, *Chondrostoma genei*, *Leuciscus souffia*) elencate nell'Allegato II della Direttiva Habitat.

Recentemente la Provincia di Genova ha commissionato a un consorzio temporaneo di imprese (comprendente Enel-Hydro, S.T.I. Consulting e Med-Ingegneria) uno studio idraulico multidisciplinare volto alla messa in sicurezza del Fiume Entella: il lavoro si prefigge l'adeguamento in quota o la nuova realizzazione di difese spondali o arginature arretrate lungo tutto il tracciato compreso tra la foce e la confluenza con il Torrente Sturla. Nell'ambito del progetto suddetto, il presente studio propone soluzioni e misure di mitigazione e compensazione relative agli interventi idraulici previsti, tese a riqualificare sotto il profilo naturalistico-ambientale sia le aree di sponda che l'alveo e l'ambiente acquatico ricadenti all'interno del pSIC.

METODI DI STUDIO

Il presente lavoro prende avvio da un'attenta analisi dello stato di conservazione delle componenti ambientali presenti lungo il corso del Fiume Entella: per quel che riguarda la copertura vegetale,

nel maggio 2003 sono stati effettuati otto rilevamenti fitosociologici, attraverso i quali è stato possibile arrivare all'inquadramento delle tipologie vegetazionali riparie presenti nell'area di studio (MARIOTTI *et al.*, 2003). Nello stesso periodo, in dodici stazioni è stata applicata la tecnica di valutazione della funzionalità fluviale mediante l'indice IFF (SILIGARDI *et al.*, 2000): dallo studio sono emersi giudizi di funzionalità di tipo "pessimo" per quel che riguarda il tratto focivo e "mediocre-scadente" nel tratto intermedio, mentre una valutazione complessivamente "buona" è stata riscontrata nel settore a monte della confluenza con il Torrente Graveglia (MARIOTTI *et al.*, 2003). Sulla base dei dati raccolti si è giunti così all'elaborazione di un quadro d'insieme relativo alla situazione reale e potenziale della copertura vegetale, con analisi delle criticità osservate e individuazione del ruolo funzionale della vegetazione e degli habitat nella dinamica fluviale e nella rete ecologica.

Analogamente, mediante osservazioni e campionamenti diretti (CIUFFARDI *com. pers.*; MARIOTTI *et al.*, 2003) nonché attraverso l'analisi delle fonti storiche e bibliografiche (ANDREOTTI e CASU, 1991; BORRONI, 1995; MARIOTTI *et al.*, 2003), è stato compiuto un censimento faunistico relativo soprattutto alla fauna ittica e all'avifauna, con una particolare attenzione rivolta alle specie più vulnerabili o in via di rarefazione.

Sulla base dei dati raccolti nella fase di screening si è giunti così alla formulazione di specifiche soluzioni tecniche di ingegneria naturalistica atte a produrre una sostanziale "rinaturalizzazione" delle sponde e dell'alveo, in grado di assicurare un graduale miglioramento degli habitat nonché la creazione di zone idonee al rifugio, all'attività trofica e alla riproduzione della fauna.

RISULTATI

Misure di mitigazione delle opere di arginatura in terra

Le prime soluzioni progettuali, comprendenti circa 14,6 Km lineari di opere di difesa idraulica, hanno previsto, per uno sviluppo complessivo di circa 11,9 Km (81,6 %), tre diverse tipologie di argine: due tipi di argine in terra "semplice" (con differenti pendenze della scarpata) e un tipo di argine in terra rinforzata. Il 19,6 % delle opere rimanenti è invece costituito da modificazioni di manufatti esistenti o in costruzione in contesti urbani, non suscettibili di mitigazione.

Argine in terra "tipo A": questo tipo di argine prevede un rapporto di pendenza della scarpata pari a 1/2 (altezza/larghezza); la struttura è formata esclusivamente da terreno compattato. Al fine di consentire un'adeguata rinaturalizzazione dell'opera si ritiene necessario intervenire con la tecnica della gradonata mista con talee e piantine (Fig. 2): l'intervento consiste nello scavo di banchine di larghezza pari a 50-70 cm, iniziando dal piede del pendio. È consigliabile mantenere una contropendenza trasversale della trincea pari almeno al 10%; l'interasse tra le banchine è di 1,5-3 m. In ciascuna trincea vanno posate una accanto all'altra talee (da 10 a 30 per metro) o piantine radicate (distanziate di circa

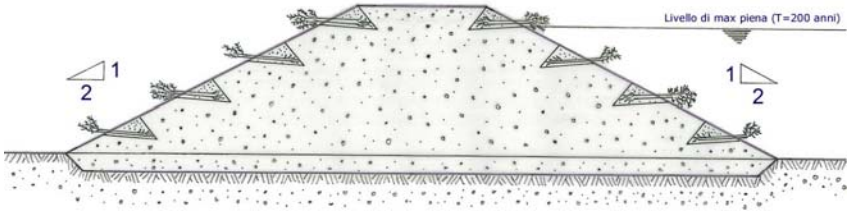


Fig. 2. Mitigazione degli argini in terra "tipo A" (pendenza della scarpata pari a 1/2) mediante la tecnica della gradonata mista con talee e piantine.

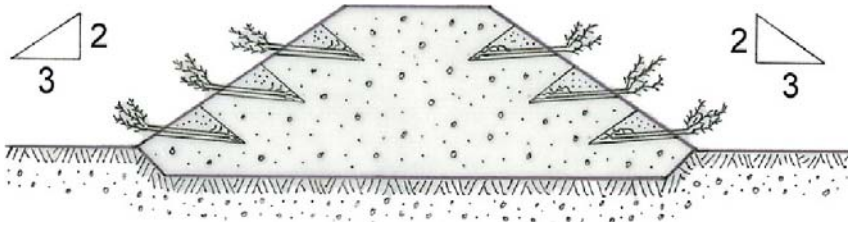


Fig. 3. Mitigazione degli argini in terra "tipo B" (pendenza della scarpata pari a 2/3) mediante la tecnica della gradonata con talee.

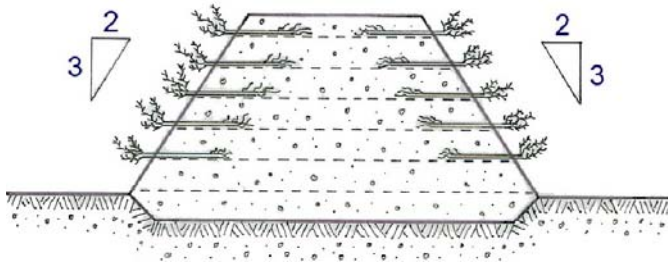


Fig. 4. Mitigazione degli argini in terra rinforzata (pendenza della scarpata pari a 3/2).

0,5-1 m); il materiale vegetale deve essere interrato con terreno per circa 3/4 della lunghezza, al fine di consentirne il radicamento (AA.VV., 1993). Per questo tipo di intervento devono essere utilizzate talee di *Salix eleagnos* e di *Salix purpurea* (lunghezza talee = 1 m), specie che assicurano una rapida e cospicua capacità di trattenere e legare il terreno, evitando così l'instaurarsi di fenomeni erosivi. Per quel che riguarda le piante radicate, si possono impiegare *Alnus glutinosa* e *Salix alba* lungo la scarpata rivolta verso l'alveo, riservando *Populus nigra* e *Acer campestre* al versante esterno dell'argine (altezza piante = 1 m). Alternate alle precedenti essenze arboree possono essere utilizzate anche piantine di *Ligustrum vulgaris*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea* e *Crataegus monogyna*, al fine di incrementare la diversità ambientale. Allo scopo di assicurare un'elevata percentuale di attecchimento, sia talee che piante radicate devono essere messe a dimora nel periodo compreso tra ottobre e marzo, coincidente con il riposo vegetativo delle specie. La misura può essere applicata su circa 4,3 Km di sponde (29,5%).

Argine in terra "tipo B": rispetto al precedente, questo tipo di arginatura presenta un rapporto di pendenza della scarpata pari a 2/3, pur mantenendo una struttura formata esclusivamente da terreno compattato. In questo caso appare idonea l'applicazione della tecnica della gradonata con talee (Fig. 3): anche questa volta l'intervento consiste nello scavo di banchine in contropendenza di larghezza 50-70 cm, iniziando dal piede del pendio. In ogni trincea va posato un letto di talee disposte a pettine in numero variabile da 10 a 30 per metro, interrate per 3/4 (lunghezza talee = 1 m). Il riempimento delle banchine va effettuato con terreno vegetale. Con questa tecnica vanno utilizzate quasi esclusivamente talee di *Salix eleagnos* e *Salix purpurea* (in grado di radicare efficacemente anche su scarpate ripide), riservando solo un limitato numero di talee di *Populus nigra* e *Ligustrum vulgaris* per il versante esterno dell'argine, allo scopo di diversificare la vegetazione. Anche in questo caso le talee vanno messe a dimora durante il riposo vegetativo delle piante, tra ottobre e marzo. La misura può essere applicata su circa 2,9 Km di sponde (19,9 %).

Argine in terra rinforzata: questa tipologia presenta un rapporto di pendenza della scarpata pari a 3/2; la costruzione di versanti così ripidi è possibile grazie all'utilizzo di griglie e armature metalliche che, col peso stesso del terreno, assicurano la stabilità della struttura (Fig. 4). In particolare, la terra rinforzata è costruita a strati successivi, inserendo via via il terreno all'interno delle griglie metalliche elettrosaldate, appositamente sagomate per fornire all'opera l'inclinazione desiderata (AA.VV., 1995). La rete metallica, unitamente a una rete biodegradabile interna, assicura così il contenimento del terreno soprattutto durante i primi mesi dopo la fine dei lavori, quando la vegetazione non ha ancora sviluppato sufficienti apparati radicali. L'intervento prevede la messa a dimora di talee tra ogni strato della struttura, in numero variabile da 10 a 30 per metro lineare (lunghezza talee = 1 m). Per facilitare la radicazione delle piante può essere utile interporre tra i due strati di griglia metallica un sottile livello di terreno vegetale; anche in questo caso le talee vanno interrate per 3/4 della loro lunghezza. Inoltre possono essere inserite talee anche all'interno degli strati in rete metallica, durante le operazioni di riempimento con il terreno: in questo caso, per assicurare alle piante una crescita regolare, è necessario effettuare sulla biostuoia un'incisione a forma di "L". Come nel caso precedente, anche con questa tecnica vanno utilizzate quasi esclusivamente talee di *Salix eleagnos* e *Salix purpurea*, riservando solo un limitato numero di talee di *Ligustrum vulgaris* per il versante esterno dell'argine. Anche in questo caso le talee vanno messe a dimora tra ottobre e marzo. In caso di scarsa coesione del terreno contenuto negli strati, può essere utile ricorrere anche alla tecnica dell'idrosemina che, attraverso l'impiego di sementi di essenze erbacee (unitamente a prodotti leganti e concimi), consente un rapido consolidamento della porzione più superficiale, in attesa dello sviluppo delle talee messe a dimora. A differenza dell'impianto di essenze arbustive o arboree, l'idrosemina va effettuata durante il periodo vegetativo delle erbe seminate. La misura può essere applicata su circa 4,7 Km di sponde (32,3 %).

Misure di mitigazione delle opere di arginatura in massi ciclopici

Attualmente le sponde dell'Entella presentano, per la quasi totalità della loro lunghezza, arginature costituite essenzialmente da imponenti strutture in massi ciclopici: tali opere rappresentano un forte ostacolo per una spontanea rinaturalizzazione delle sponde, e fungono da insormontabile barriera tra l'ambiente fluviale e le aree poste immediatamente alle spalle delle sponde. Siccome, in seguito agli interventi di adeguamento idraulico previsti, gran parte degli argini in massi perderanno il ruolo di "unica" difesa spondale (in seguito alla costruzione delle nuove arginature più arretrate esaminate al paragrafo precedente), al fine di migliorare le condizioni ambienta-

li delle sponde –senza comunque comprometterne eccessivamente la stabilità– è possibile intervenire mediante lavori di abbassamento e rinverdimento delle massicciate (Fig. 5).

In particolare, l'intervento prevede lo spostamento del livello superiore di massi fino al piede dell'opera di arginatura, in modo da ottenere l'abbassamento della massicciata e una conseguente diminuzione della pendenza. I massi posti in alveo alla base dell'opera vanno ancorati (mediante appositi tasselli) a una fune in acciaio, a sua volta assicurata a barre in acciaio verticali, infisse saldamente nell'alveo. Alla base dei massi posti in alveo va assicurata anche una biostuoia, da tendere fin sopra la massicciata: in questo modo si creano delle tasche in grado di contenere il terreno, difendendolo dall'erosione nei mesi immediatamente successivi all'intervento. All'interno delle tasche (opportunamente riempite con terreno vegetale) vanno messe a dimora (interrandole per 3/4 della loro lunghezza) talee di *Salix eleagnos* e *Salix purpurea*, essenze assai efficaci nell'azione di consolidamento dei versanti e, allo stesso tempo, assolutamente non pericolose in caso di eventi di piena viste le loro caratteristiche di elasticità. Alla sommità dell'argine, si pongono invece a dimora piantine radicate di *Alnus glutinosa* e *Salix alba*, *Ligustrum vulgaris*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea* e *Crataegus monogyna*. Come già indicato per le tecniche precedenti, anche in questo caso l'impianto delle essenze va effettuato nel periodo compreso tra ottobre e marzo; nelle tasche formate dalla biostuoia, la crescita delle talee deve essere "facilitata" praticando sul tessuto una piccola incisione a "L".

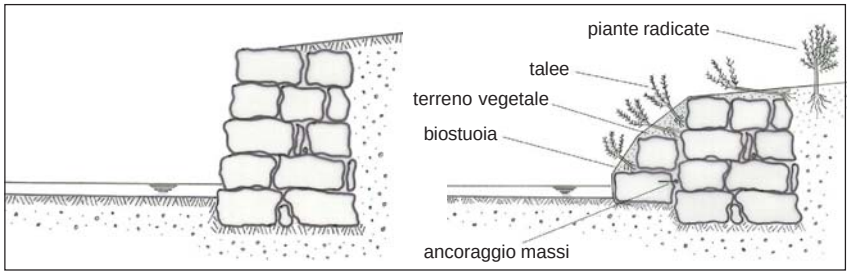


Fig. 5. Mitigazione delle opere di arginatura in massi ciclopici (a sinistra: stato attuale; a destra: stato di progetto).

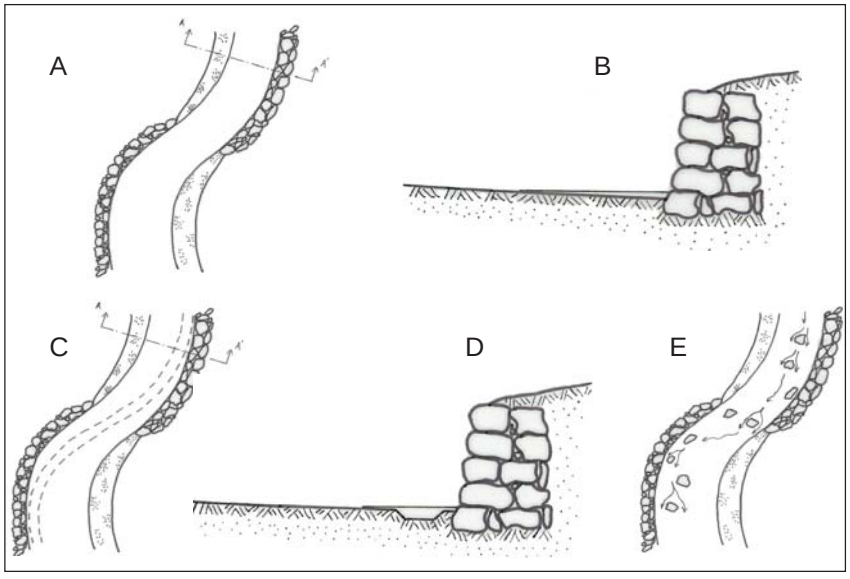


Fig. 6. Mitigazione degli interventi in alveo (A, B: stato attuale; C, D, E: stato di progetto).

Misure di mitigazione degli interventi in alveo

Le attività di cantiere durante la costruzione delle opere di arginatura, nonché i lavori di vero e proprio spianamento dell'alveo del fiume (spesso accompagnati da massicce movimentazioni e asportazioni di inerti), hanno provocato nel corso degli anni una drastica contrazione del popolamento ittico del Fiume Entella, legata essenzialmente all'eliminazione delle buche, delle zone di riposo e di rifugio (es. massi, tronchi sommersi, ecc.) e della vegetazione naturale delle sponde (anch'essa fonte di rifugio, ombreggiamento e alimentazione per i pesci). Lo spianamento del letto ha causato un forte abbassamento della profondità e un aumento della superficie di scorrimento dell'acqua (Fig. 6A e 6B): nei periodi siccitosi questo fatto comporta grande dispersione dell'elemento liquido con elevati tassi di evaporazione, tali da generare condizioni incompatibili con la vita delle specie che abitualmente vivono nel fiume. In alcuni casi si arriva addirittura al completo prosciugamento del corso d'acqua.

Al fine di evitare il raggiungimento di condizioni così estreme, assolutamente incompatibili con la vita acquatica, appare assolutamente necessario limitare al massimo ogni tipo di intervento all'interno dell'alveo o nelle sue immediate vicinanze. Qualora si debbano comunque effettuare lavori nel letto

del fiume, deve sempre essere previsto lo scavo di un "solco" (o savanella) profondo almeno 0,5 m, in grado di convogliare completamente la portata di magra: in questo modo si evita il prosciugamento del corso d'acqua e si assicura la possibilità di sopravvivenza della fauna ittica e dell'intero ecosistema acquatico. L'andamento dello scavo dovrà seguire il naturale andamento planimetrico del corso (FORNERIS *et al.*, 1996): per quanto rettificato, infatti, il fiume manifesta sempre una sinuosità preferenziale e la savanella dovrà essere costruita seguendo e assecondando questa tendenza naturale. Il "solco" dovrà sempre essere posizionato sull'esterno delle curve (dove il corso tende naturalmente a erodere le sponde): il criterio di effettuare lo scavo seguendo la naturale tendenza del fiume assicura infatti che le acque vadano naturalmente a occupare la depressione artificiale, scongiurando così ogni possibile rischio di prosciugamento (Fig. 6C e 6D).

Al fine di offrire ai pesci zone di riposo e di rifugio è indispensabile inoltre posizionare in alveo grosse pietre e massi ciclopici (Fig. 6E): in questo modo la fauna ittica può trovare punti dove nascondersi per sfuggire ai predatori, nonché aree a corrente più lenta dove riposarsi. Anche in questo caso il posizionamento dei massi dovrà essere effettuato seguendo il naturale andamento planimetrico del corso d'acqua, lungo la lama di corrente principale che, in condizioni naturali, tende sempre a portarsi sull'esterno delle sinuosità dell'alveo. Anche la vegetazione delle rive, situata nelle immediate vicinanze dell'acqua, riveste un'importanza primaria nel mantenimento delle condizioni vitali per l'ittiofauna: le piante che crescono vicino all'acqua assicurano infatti rifugio (con gli apparati radicali), ombreggiamento (indispensabile durante il periodo estivo) e possibilità di approvvigionamento alimentare (sia frutti che insetti) a tutte le specie ittiche. Proprio per questi motivi, in occasione di interventi in alveo o sulle sponde nelle immediate vicinanze dell'acqua appare indispensabile prevedere la messa a dimora di talee di *Salix eleagnos* e *Salix purpurea* (anche con le tecniche della fascinata viva o della copertura diffusa con astoni).

Misure di compensazione

Per quel che riguarda l'intervento di adeguamento idraulico all'interno del pSIC "Foce e medio corso del Fiume Entella", le misure di compensazione dovranno interessare soprattutto il mantenimento e la ricostituzione degli habitat tipici delle aree immediatamente arretrate rispetto alle sponde del corso d'acqua.

A questo scopo dovrebbe essere prevista la realizzazione di piccole zone umide nelle aree incolte localizzate all'interno dei nuovi argini, al fine di incentivare la sosta degli uccelli migratori e permettere la reintroduzione di specie di anfibi e pesci un tempo presenti nelle lanche dell'Entella. Per creare una zona umida o una pozza funzionale è necessario seguire alcuni accorgimenti: innanzitutto lo stagno deve presentare punti a differente profondità con una giusta proporzione tra zone profonde e zone di acqua bassa, in modo da poter ospitare specie animali con diverse abitudini di vita e alimentazione; le sponde del bacino devono inoltre presentare un andamento frastagliato e irregolare. Se le dimensioni della zona umida lo consentono, è molto utile realizzare al suo interno piccoli isolotti (SIMONETTA e DESSÌ-FULGHERI, 1998). In condizioni normali l'approvvigionamento dell'acqua può avvenire direttamente dalla falda; in caso di pozze molto piccole o di falda profonda, invece, si può prevedere l'isolamento del bacino dal terreno, con riempimento legato esclusivamente agli apporti meteorici. Negli stagni di limitata estensione l'isolamento dal suolo può essere ottenuto attraverso l'impiego di fogli di polietilene (materiale poco costoso e abbastanza durevole) o di gomma butilica (assai più costosa del polietilene, ma dalla durata maggiore); in bacini più grandi l'impermeabilizzazione può essere ottenuta applicando sul fondo, al termine dello scavo, uno strato uniforme di argilla.

Per quel che riguarda la vegetazione, sulle rive dello stagno devono essere messe a dimora specie autoctone tipiche delle zone umide, come la canna palustre (*Phragmites australis*), la tifa (*Typha latifolia*), la carice pendula (*Carex pendula*), l'iris giallo (*Iris pseudacorus*), il farfaraccio (*Petasites hybridus*), il sedano d'acqua (*Apium inundatum*), il coltellaccio (*Sparganium erectum*), la salcerella (*Lythrum salicaria*) e la mestola (*Alisma plantago-aquatica*). Anche nella messa a dimora delle piante bisogna privilegiare una disposizione irregolare, in modo da creare una buona variabilità di ambienti; in particolare *Phragmites australis* e *Typha latifolia* devono essere piantate in gruppi densi su brevi tratti di sponda, soprattutto lungo le rive settentrionali dello specchio d'acqua. La piantagione deve essere effettuata a primavera, in modo che le piante abbiano tutta la stagione favorevole per affermarsi nel nuovo ambiente. È inoltre consigliabile piantare attorno allo stagno essenze come *Acer campestre*, *Ligustrum vulgaris*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea* e *Crataegus monogyna*, in modo da creare una vera e propria barriera vegetale in grado di attenuare i fattori di disturbo per la fauna selvatica pre-

sente sulle sponde della zona umida; in questo caso le essenze devono essere messe a dimora nel periodo di riposo vegetativo, compreso tra ottobre e marzo.

DISCUSSIONE

L'applicazione delle misure di mitigazione e di compensazione proposte in questo studio costituisce una svolta nel settore degli interventi idraulici volti alla messa in sicurezza del Fiume Entella: la scelta di intervenire con la costruzione di arginature in terra arretrate e correttamente rinaturalizzate (mitigando nel contempo gli effetti dannosi provocati dalla presenza di chilometri di difese spondali longitudinali in massi ciclopici) permette infatti di "restituire" al corso d'acqua almeno una parte degli ambienti ripariali che gli erano stati sottratti negli anni passati (Fig. 7). Oltre a garantire maggiori condizioni di sicurezza idraulica (attraverso gli interventi proposti vengono infatti ampliate le aree golenali e le casse di espansione), a differenza delle "vecchie" opere di arginatura le soluzioni elaborate assicurano anche la conservazione degli habitat fluviali residui e il loro miglioramento: la mitigazione delle strutture in massi ciclopici consentirà infatti di ripristinare, per quanto possibile, la continuità ecologica tra l'alveo e le aree immediatamente retrostanti, favorendo il ruolo di corridoio ecologico del fiume nei processi di migrazione e dispersione delle specie animali. Analogamente, la costruzione di arginature arretrate in terra e di piccole zone umide (adeguatamente vegetate con essenze autoctone tipiche degli ambienti ripariali) metterà l'intero sito in condizione di fornire zone idonee al rifugio, all'attività trofica e alla riproduzione di svariate specie animali che in passato frequentavano l'Entella. La

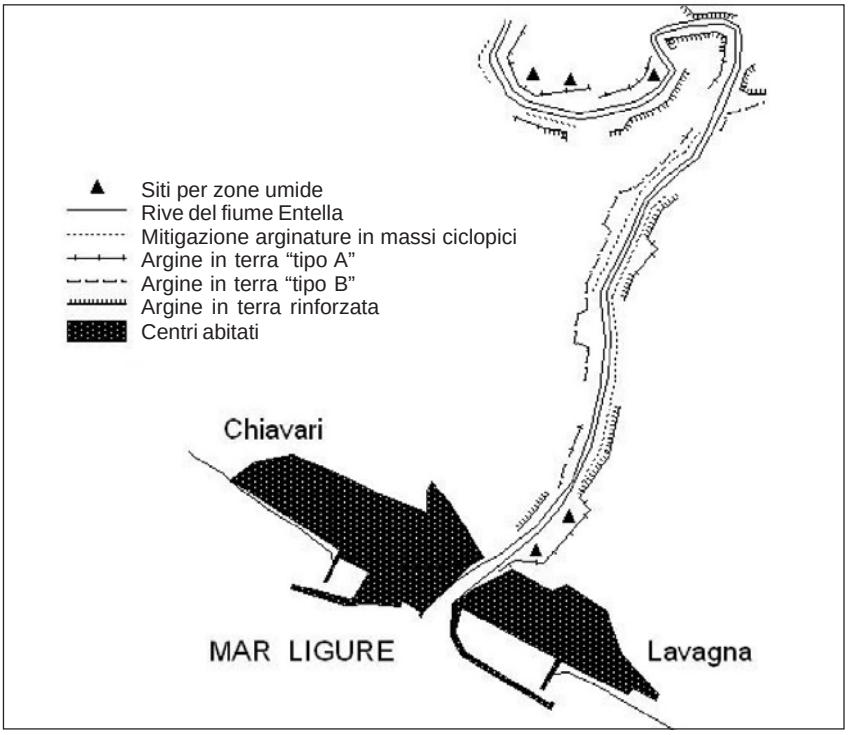


Fig. 7. Inquadramento cartografico riassuntivo degli interventi proposti lungo il corso del Fiume Entella.

mitigazione degli interventi in alveo consentirà inoltre di ristabilire buone condizioni di vita per le varie specie ittiche che abitano il tratto di fiume in questione, la maggior parte delle quali appare attualmente in forte contrazione proprio a causa degli interventi di spianamento e rettifica del letto: le soluzioni proposte eviteranno infatti il completo prosciugamento di ampi tratti di corso, assicurando nel contempo la presenza di indispensabili zone di riposo, di rifugio nonché di approvvigionamento alimentare.

Cogliere l'occasione di interventi per la sicurezza idraulica per migliorare, entro i limiti della fattibilità, l'ambiente ripario e fluviale è da valutare positivamente anche in un confronto con l'opzione zero. La mancata realizzazione di interventi è infatti impensabile sotto il profilo della sicurezza idraulica e della prevenzione di fenomeni alluvionali che hanno inciso e incideberebbero su grandi abitati, ma cristallizzerebbe anche una situazione ambientale che, per la gestione territoriale non sempre attenta degli ultimi decenni, ha raggiunto un notevole livello di degrado e una riduzione quali-quantitativa dei popolamenti animali sia acquatici che terrestri.

CONCLUSIONI

Nell'ambito di uno studio idraulico multidisciplinare commissionato dalla Provincia di Genova e volto alla messa in sicurezza del Fiume Entella, il presente studio propone, per oltre l'80% dello sviluppo delle sponde, soluzioni e misure di mitigazione e compensazione relative agli interventi idraulici previsti, tese a riqualificare sotto il profilo naturalistico-ambientale gli ambienti acquatici e spondali del pSIC e del tratto immediatamente a monte. Per quel che riguarda le arginature, il lavoro propone due

tipi di strutture in terra "semplice": un argine con un rapporto di pendenza della scarpata pari a 1/2 (da rinaturalizzare con la tecnica della gradonata mista con talee e piantine) e un altro con pendenza pari a 2/3 (da mitigare mediante la tecnica della gradonata con talee); è inoltre previsto l'impiego di strutture in terra rinforzata, nelle quali anche in questo caso verranno messe a dimora talee. Le imponenti opere di arginatura in massi ciclopici attualmente già presenti saranno mitigate mediante diminuzione della pendenza e rinverdimento, mentre i tratti di alveo spianati e rettificati verranno ripristinati attraverso lo scavo di una savanella (in grado di convogliare completamente la portata di magra) e mediante il posizionamento di massi ciclopici (al fine di offrire ai pesci zone di riposo e di rifugio). Infine, nelle aree incolte immediatamente arretrate rispetto alle sponde saranno create piccole zone umide completamente naturalizzate, in modo da incentivare la sosta degli uccelli migratori e permettere la reintroduzione di specie di anfibi e pesci un tempo presenti nelle lanche dell'Entella.

Bibliografia

AA. VV., 1993. *Manuale tecnico di ingegneria naturalistica.* Regione Emilia Romagna e Regione Veneto, 237 pp.

AA. VV., 1995. *Opere e tecniche di ingegneria naturalistica e recupero ambientale.* Regione Liguria Assessorato Edilizia Energia e Difesa del Suolo, 197 pp.

SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGADDI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F. – Indice di Funzionalità Fluviale*. Manuale ANPA, Roma, 224 pp.

ANDREOTTI A., CASU L., 1991. *Guida naturalistica del Fiume Entella.* Provincia di Genova, Microart's, 86 pp.

BORRONI I., 1995. *Carta Ittica della Provincia di Genova.* Amm. Provinciale di Genova, 360 pp.

FORNERIS G., PASCALE M., PEROSINO G.C., 1996. *Idrobiologia.* Consorzio Regionale per la Pesca Valle d'Aosta, Edizioni Eda, 372 pp.

MARIOTTI M., ARILLO A., PARISI V., NICOSIA E., DIVIACCO G., 2002. *Biodiversità in Liguria. La Rete Natura 2000.* Regione Liguria Assessorato Ambiente e Territorio, Microart's, 299 pp.

MARIOTTI M., GALLI L., SPANÒ S., 2003. *Studio idraulico di dettaglio con annessa progettazione preliminare degli interventi di adeguamento idraulico del tratto terminale del torrente Entella nei Comuni di Carasco, Cogorno, Chiavari e Lavagna. Fase I: Analisi delle componenti ambientali.* Provincia di Genova (inedito).

SIMONETTA A.M., DESSÌ-FULGHERI F., 1998. *Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria.* Greentime, 427 pp.

SPAGNESI M., ZAMBOTTI L., 2001. *Raccolta delle norme nazionali e internazionali per la conservazione della fauna selvatica e degli habitat.* Quad. Cons. Natura, 1, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 375 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 277-281.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Caratteri morfometrici e meristici di Salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.) in cinque laghi del versante meridionale delle Alpi (Trentino)

Francesca Ciutti[1*], Giuliano Luigi Gandolfi[1], Andrea Gandolfi[1], Marco Olivari[2]

1 Istituto Agrario di S. Michele all'Adige. Via E. Mach, 1. S. Michele all'Adige (Trento)

2 Provincia Autonoma di Trento. Servizio Foreste e Fauna, Via G. B. Trener, 3 - Trento

* *Referente per la corrispondenza (ciutti@iasma.it)*

Riassunto
Le popolazioni di *Salvelinus alpinus* (L.) dei laghi del versante meridionale delle Alpi (Trentino ed Alto Adige) sono considerate autoctone e avrebbero avuto origine come relitti glaciali a seguito della glaciazione del Würm, sebbene alcuni autori ipotizzino che tali ambienti fossero in origine privi di fauna ittica e che la presenza di salmerino possa essere l'effetto di introduzione con materiale di provenienza austriaca in tempi storici (XV secolo) ad opera di Massimiliano I.
S. alpinus è considerata una specie polimorfica e politipica, per cui studi sui polimorfismi regionali possono contribuire a fornire una chiave di lettura della struttura del gruppo e sui modelli di microevoluzione.
I risultati dello studio relativo all'indagine sui caratteri morfometrici e meristici delle popolazioni di 5 laghi trentini (Lago di Erdemolo, Lago Grande di Rava, Lago di Costabrunella, Lago Corvo Maggiore, Lago Casarina) mostrano che esistono differenze significative dei caratteri meristici fra i diversi laghi, ad eccezione del numero di branchiospine. Anche i valori descrittivi della forma degli individui sono in grado di caratterizzare il polimorfismo degli individui in diversi ambienti.

PAROLE CHIAVE: *Salvelinus alpinus* / caratteri morfometrici / caratteri meristici / laghi alpini / Trentino

Morphometric and meristic characters of Arctic charr *Salvelinus alpinus* L. in five lakes of the southern Alps
Salvelinus alpinus (L.) populations occurring in some lakes of the southern Alps (Trentino Alto Adige region) are considered native and originated as relicts of the Würm glaciation, although some authors suggested that their presence could be the effect of stocking from Austrian lakes, practiced in the late 15th century during Maximilian I reign.
S. alpinus is considered a polymorphic and politipic species, whose patterns and mechanisms of microevolution can be better understood by studies on local polymorphisms. The present analysis of meristic and morphometric characters in the populations of five lakes in Trentino (Lago di Erdemolo, Lago Grande di Rava, Lago di Costabrunella, Lago Corvo Maggiore, Lago Casarina) shows significant differences among the populations under study, exept for gill rakers. Also, morphometric measurements reveal some peculiarities in the shape of arctic charr individuals from different lakes.

KEY WORDS: *Salvelinus alpinus* / meristic characters / morphometric characters / alpine lakes / Trentino

INTRODUZIONE

Le popolazioni di *Salvelinus alpinus* (L.) dei laghi del versante meridionale delle Alpi (Trentino ed Alto Adige) sono considerate autoctone da alcuni autori e avrebbero avuto origine come relitti glaciali a seguito della glaciazione del Würm (TORTONESE, 1970; GANDOLFI *et al.*, 1991; BETTI, 1993, 2003, 2004; ZERUNIAN, 2002). Altri autori invece ipotizzano che la presenza del salmerino in tali ambienti sia riconducibile ad intervento umano ed in particolare all'immissione di materiale proveniente dall'Austria in tempi storici (XV secolo) ad opera di Massimiliano I (PECHLANER, 1984; MACHINO, 1999; PICCININI *et al.*, 2004). In Trentino il salmerino è presente in circa 50 ambienti lacustri: in alcuni di essi sono presenti popolazioni considerate con ogni probabilità autoctone o derivate da popolazioni autoctone e non inquinate

da immissioni artificiali; in altri il salmerino è stato introdotto o ripopolato con materiale di provenienza italiana e probabilmente tedesca (PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, 2001).

S. alpinus è considerata una specie polimorfica e politipica, per cui studi sui polimorfismi regionali possono contribuire a fornire una chiave di lettura della struttura del gruppo e sui modelli di microevoluzione. L'analisi dei caratteri meristici e morfometrici su *S. alpinus*, in particolare, è stata già utilizzata per distinguere popolazioni allopatriche (TRYGVE *et al.*, 1995; SECOR, 1999; ALEKSEYEV *et al.*, 2002; O'CONNELL e DEMPSON, 2002; KLEMETSEN *et al.*, 2002) o al fine di individuare differenze fra morfotipi simpatrici, evidenziati principalmente in ambienti lacustri di grandi dimensioni e profondità in Norvegia, Canada e Russia e che concorrono a definire quello che è stato definito da NORDENG (1983) "the charr problem".

Pertanto la descrizione dei caratteri morfometrici e meristici può fornire un contributo nella definizione di eventuali peculiarità nelle diverse popolazioni e nella descrizione della plasticità fenotipica, intesa come "la capacità di un singolo genotipo di produrre più di una forma alternativa di morfologia, stato fisiologico, e/o comportamento in relazione alle condizioni ambientali" (WEST-EBERHARD, 1989), come "variazione fenotipica influenzata dall'ambiente" (STEARNS, 1989) oppure come "qualsiasi cambiamento nelle caratteristiche di un organismo in risposta ad un segnale ambientale (SCHLICHTING e SMITH, 2002). Il presente studio è stato condotto nell'ambito del progetto di ricerca "Diversità genetica e potenzialità di acquacoltura delle popolazioni naturali di Salmonidi in Trentino", con la collaborazione amministrativa, tecnica e logistica del Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento.

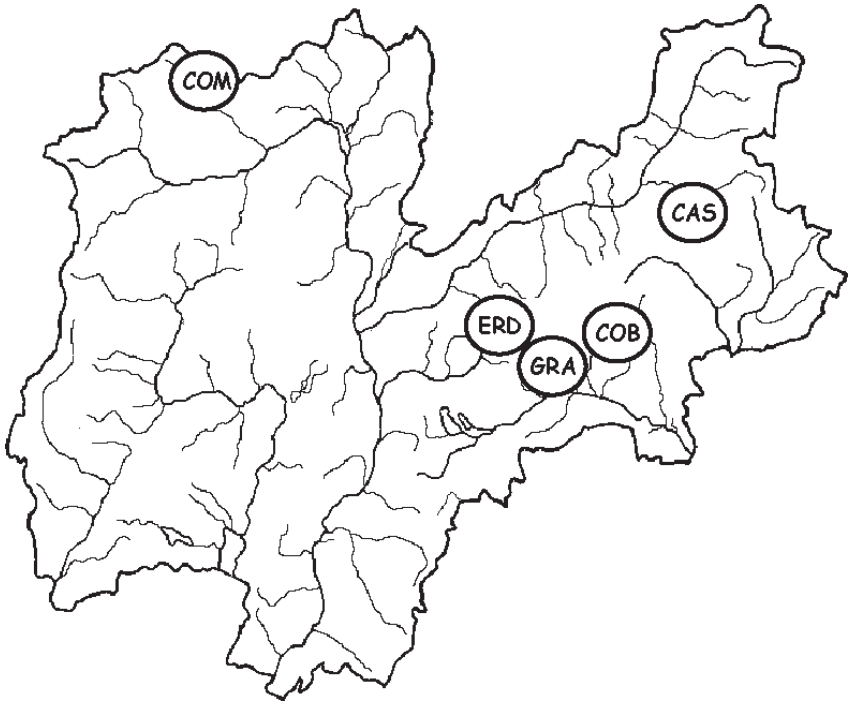


Fig. 1. Localizzazione dei 5 laghi nella provincia di Trento (COM = Corvo maggiore; CAS = Casarina; ERD = Erdemolo; GRA = Grande di Rava; COB = Costabrunella)

Tab. I. Principali caratteristiche dei laghi.

	Casarina[1]	**Costabrunella[2]**	**Grande di Rava[2]**	**Erdemolo[2]**	**Corvo maggiore[2]**
Codice	CAS	COB	GRA	ERD	COM
Bacino idrografico	Avisio	Brenta	Brenta	Fersina	Noce
Latitudine nord		46° 07' 55"	46° 05' 03"	46° 06' 37"	46° 26' 30"
Longitudine est		0° 52' 30"	1° 02' 30"	1° 04' 35"	1° 38' 20"
Altitudine (m slm)	2088	2003	1702	1994	2462
Lunghezza (m)	67	534	200	200	260
Larghezza (m)	26	314	50	140	200
Profondità massima (m)	6	60,6	–	10	–
Profondità media (m)	1,96	31,1	–	–	–
Superficie (m^2)	1.565	108.210	8.700	15.500	40.000
Volume massimo (m^3)	3.071	3.363.800			
Origine		modificato a scopo idroelettrico	glaciale	circo	circo
Litologia zona circostante	porfido	granito	porfido	porfido, detrito	micascisti

Fonte dei dati: 1= BOSCAINI, 2005; 2= TOMASI, 1962

AREA DI STUDIO

Lo studio è stato svolto attraverso l'analisi di esemplari appartenenti a popolazioni di 5 laghi d'alta quota trentini localizzati in differenti bacini idrografici: Lago di Erdemolo (bacino del T. Fersina), Lago Grande di Rava e Lago di Costabrunella (bacino del F. Brenta), Lago Corvo Maggiore (bacino del Noce), Lago Casarina (bacino del T. Avisio) (Fig. 1).

Gli ambienti di studio sono siti ad altitudine elevata, di dimensioni e profondità ridotte; i principali parametri descrittivi della morfologia lacustre sono riportati in tabella I. Il lago Casarina ed Erdemolo sono stati classificati, rispettivamente nel 2000 e nel 1996 come ambienti oligotrofici, mentre il lago Corvo nel 2001 è stato descritto come ambiente ultraoligotrofico (archivio Istituto Agrario, dati non pubblicati).

Per quanto riguarda l'origine delle popolazioni di *S. alpinus*, quelle di Casarina, Costabrunella e Corvo Maggiore sono ritenute autoctone; per il lago di Erdemolo è nota una reintroduzione del salmerino effettuata con materiale proveniente dal lago di Molveno (Trentino) e probabilmente con materiale di provenienza austriaca, mentre per il lago Grande di Rava è segnalata una reintroduzione dello stesso con materiale proveniente dalla Germania (PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, 2001).

MATERIALI E METODI

Gli esemplari del Lago di Erdemolo (n=5) e Costabrunella (n=6) sono stati catturati tramite posizionamento di reti e successivo ritiro delle stesse il giorno seguente, nell'ambito delle attività di monitoraggio per la Carta Ittica della Provincia Autonoma di Trento; gli esemplari di Corvo Maggiore (n=7), Casarina (n=10) e Lago Grande di Rava (n=5) sono stati catturati da personale delle associazioni dilettanti di pesca a seguito di specifiche battute di pesca. Tutti i campionamenti sono stati effettuati nel periodo luglio-settembre 2002.

I campioni, conservati a –20 °C, sono quindi stati esaminati in laboratorio. Per ogni esemplare sono stati analizzati i seguenti caratteri meristici: numero di scaglie linea laterale (SLL sx), Numero dei raggi della pinna pettorale (Rpp dx-sx), pelvica (Rpv dx-sx) e dorsale (Rpd), numero di branchiospine del 1° arco branchiale (b1°a sx); il conteggio del numero delle vertebre è stato effettuato a seguito di esame radiografico degli esemplari.

Sono inoltre state rilevate 13 misure descrittive delle caratteristiche morfometriche degli esemplari: lunghezza totale (LT), lunghezza standard (LS), lunghezza alla furca (LF), lunghezza pinna dorsale (Lpd), altezza massima (Amax), altezza minima (Amin), lunghezza pinna pettorale (Lpp), lunghezza pinna pelvica (Lpv), lunghezza capo (Lcp), lunghezza spazio preorbitale (Lpro), lunghezza spazio postorbitale (Lpso), larghezza orbita (Dor v) verticale, larghezza orbita (Dor o) orizzontale.

L'analisi di eventuali differenze tra laghi per quanto concerne i singoli caratteri meristici è stata condotta attraverso one-way ANOVA e post-hoc comparison (SNK multiple range test). I valori riferiti ai caratteri morfometrici di ogni esemplare per l'elaborazione statistica sono stati normalizzati e rapportati al valore di LT.

RISULTATI

L'analisi dei caratteri meristici evidenzia delle divergenze rispetto a quanto riportato in bibliografia: in particolare il numero di scaglie della linea laterale (SLL) è, quando si considerino gli esemplari di tutti i 5 laghi, compreso tra 110 e 145, quindi notevolmente inferiore rispetto al valore di 195-200 indicato da TORTONESE (1970) e di 190-240 riportato da GANDOLFI *et al.*, (1991) (Tab. II). Per lo stesso carattere MALDINI *et al.* (2004), nell'analisi di 5 popolazioni di salmerino alpino italiane ed austriache, osserva valori simili a quelli da noi osservati nei 5 laghi trentini; ALEKSEYEV *et al.* (2002) in popolazioni di 21 laghi russi rileva un numero di SLL variabile da 114 a 146.

L'analisi statistica dei caratteri meristici, condotta sui dati riferiti al solo lato destro nel caso di caratteri pari, evidenzia che gli esemplari di Costabrunella risultano significativamente diversi da quelli di tutti gli altri laghi per il numero di raggi della pinna ventrale (Rpv) e dai laghi Erdemolo, Casarina e Grande per i raggi della pinna dorsale (Rpd). I salmerini di Erdemolo sono diversi da quelli di Corvo Maggiore, Casarina e Costabrunella per

Tab. II. Caratteri meristici.

	Casarina (N=10)		Grande (N=5)		Erdemolo (N=5)		Corvo Maggiore (N=7)		Costabrunella (N=6)	
	range	media	range	media	range	media	range	media	range	media
n° scaglie linea laterale (SLL)	122-130	126,0	129-136	132,6	130-145	138,0	115-131	123,6	110-137	126,8
n° raggi pinna pettorale (Rpp) dx	11-13	12,3	13-14	13,2	13-15	13,6	10-13	11,9	12-14	12,8
n° raggi pinna pettorale (Rpp) sx	12-13	12,3	13-13	13,0	13-15	13,8	11-13	12,0	12-14	13,0
n° raggi pinna pelvica (Rpv) dx	9-9	9,0	8-9	8,8	9-9	9,0	9-9	9,0	9-10	9,5
n° raggi pinna pelvica (Rpv) sx	9-10	9,1	9-9	9,0	9-9	9,0	9-9	9,0	9-10	9,3
n° raggi pinna dorsale (Rpd)	11-13	12,0	12-12	12,0	11-12	11,8	11-13	12,4	12-13	12,8
n° branchiospine 1° arco (b 1°a)	23-26	24,2	22-25	23,8	17-24	21,2	21-25	23,6	17-26	23,5
n° vertebre	63-65	63,8	61-64	62,6			60-64	62,6	62-68	65,3

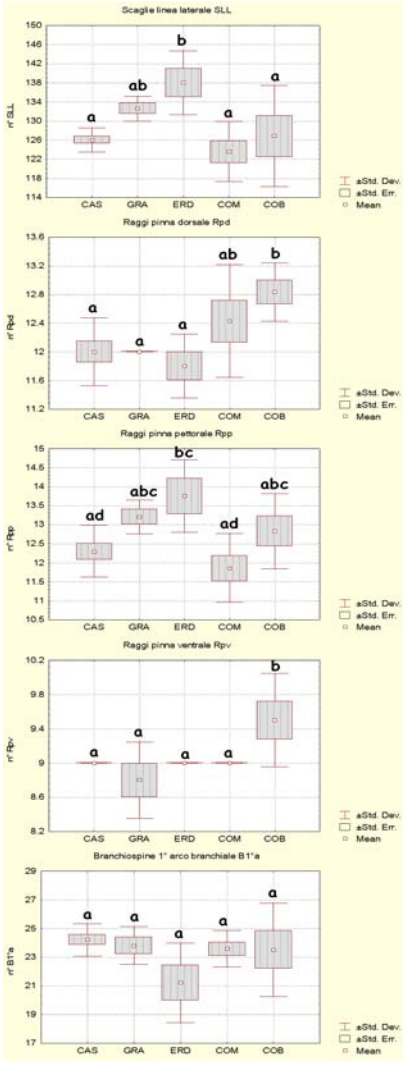


Fig. 2. Boxplot di alcuni caratteri meristici. A lettera diversa corrisponde una differenza significativa ($p<0.05$). (COM = Corvo maggiore; CAS = Casarina; ERD = Erdemolo; GRA = Grande di Rava; COB = Costabrunella)

il numero di scaglie della linea laterale (SLL) (Fig. 2).

L'analisi dei dati morfometrici permette di evidenziare alcune differenze fra gli esemplari dei vari ambienti di studio. La cluster analysis, in particolare, mostra due raggruppamenti ben distinti riferibili agli esemplari dei laghi Grande e Corvo Maggiore (Fig. 3).

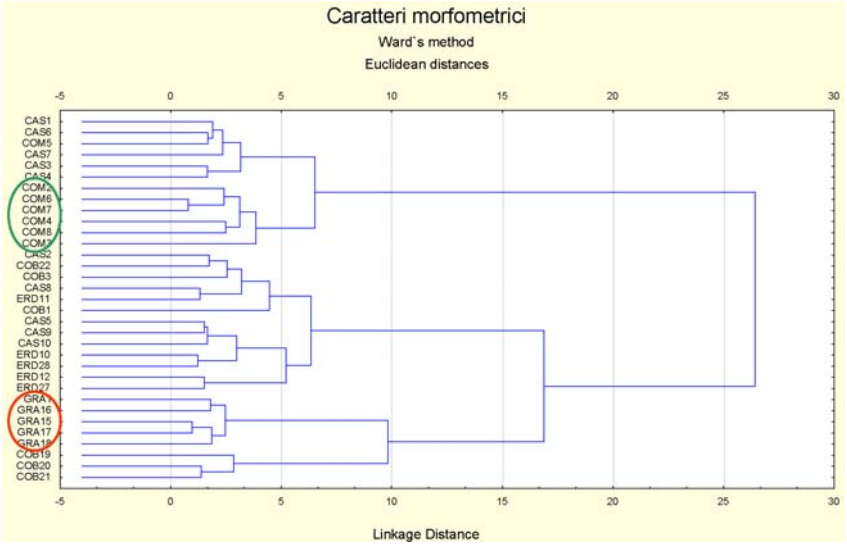


Fig. 3. Dendrogramma relativo all'analisi dei caratteri morfometrici. (COM = Corvo maggiore; CAS = Casarina; ERD = Erdemolo; GRA = Grande di Rava; COB = Costabrunella)

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il presente lavoro permette di rilevare alcune peculiarità delle popolazioni oggetto di studio, sia per quanto concerne i caratteri meristici, sia per la forma degli esemplari, descritta attraverso l'analisi dei caratteri morfometrici. La plasticità dei caratteri meristici è stata d'altronde ampiamente studiata: il numero di parti formate nello sviluppo dei pesci può essere influenzato dall'ambiente; in conseguenza di ciò, i caratteri meristici sono influenzati da un'ampia varietà di fattori ambientali compresi la salinità, la luce, l'ossigeno disciolto e la temperatura, così come i caratteri morfometrici, che in più variano continuamente durante l'intero ciclo vitale (SWAIN e FOOTE, 1999).

Per le dimensioni esigue e la profondità modesta degli ambienti studiati si esclude la presenza di morfotipi simpatrici, per altro osservati in ambienti lacustri di notevoli dimensioni (HESTHAGEN *et al.*, 1995; ALEKSEYEV *et al.*, 2002; O'CONNELL e DEMPSON, 2002); la presenza ipotizzata da BETTI (1993) di morfe simpatriche nella popolazione di salmerino alpino in un ambiente lacustre trentino (Lago di Tovel) deve essere ulteriormente indagata. Risulta pertanto che la descrizione dei caratteri morfometrici e meristici possa contribuire a evidenziare differenze ricollegabili alla plasticità fenotipica dovuta ad adattamento nei diversi ambienti, come in effetti è stato in parte rilevato da questo lavoro, anche se aspetti di correlazione tra i suddetti caratteri ed i fattori ambientali andrebbero approfonditi.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i volontari ed i guardapesca dell'Associazione pescatori Solandri, della Magnifica Comunità di Fiemme, dell'Associazione Pescatori di Predazzo e dell'Associazione Pescatori Dilettanti della Valsugana per il fondamentale contributo nella cattura degli esemplari del lago Corvo, Casarina e Grande di Rava.

BIBLIOGRAFIA

ALEKSEYEV S.S., SAMUNSENOK V.P., MATVEEV A.N., PICHUGIN M.Y., 2002. Diversification, sympatric speciation and trophic polymorphism of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* complex, in Transbaikalia. *Enviromnental Biology of Fishes*, **64**: 97-114.

BETTI L., 1993. Le acque del Parco Naturale Adamello Brenta. Aspetti ittiologici. In: "*Le acque del Parco Naturale Adamello Brenta. Aspetti biologici dei laghi e dei torrenti del Parco*". *Parco Documenti*, **4**: 52-88.

BETTI L., 2003. Stato delle popolazioni di Salmonidi in Trentino e prospettive di gestione. In: Betti L. (ed.), Atti del Convegno "*Salmonidi Trentini. Gestione delle popolazioni autoctone e qualità dei ripopolamenti*", Rovereto (TN), 19 ottobre 2002. Provincia Autonoma di Trento: 31-46.

BETTI L., 2004. Ragioni zoogeografiche, autoecologiche e storiche a sostegno dell'autoctonia delle popolazioni di Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus* L.) delle alpi centromeridionali. In: 10° Congr. Naz. AIIAD "*La gestione dell'ittiofauna per la tutela e la conservazione degli ambienti fluviali*". Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20**(1): 247-251.

BOSCAINI A., 2005. Caratteristiche morfometriche. In Cantonati M. e Lazzara M. (eds) *I laghi d'alta montagna del bacino del Fiume Avisio (Trentino orientale)*. Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali. *In stampa*.

GANDOLFI G., TORRICELLI P., MARCONATO A., ZERUNIAN S., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma: [IV] + XII + 616pp.

HESTHAGEN T., HINDAR KJETIL, BROR JONSSON, 1995. Effects of acidification on normal and dwarf Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in a norvegian lake. *Biological Conservation*, **74**: 115-123.

KLEMETSEN A., ELLIOTT J.M., KNUDSEE R., SORESEN P., 2002. Evidence for genetic differences in the offspring of two sympatric morphs of Arctic charr. *Journal of Fish Biology*, **60**: 933-950.

MACHINO Y., 1999. *History and status of Artic charr introductions in southern Europe*. International Society of Artic Charr Fanatics, Drottningholm, Sweden. Information Series N. 7: 33-39.

MALDINI M., NONNIS MARZANO F., PICCININI A., ROSSETTI G., ARDUINI F., PEDESINI U., GANDOLFI G., 2004. Caratterizzazione morfologica ed ecologica del salmerino alpino (*Salvelinus alpinus* L. 1758) del Lago Santo Parmense. In: Nonnis Marzano F., Maldini M., Gandolfi G. (eds), *Atti 9° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Acquapartita (FC), 11-13 giugno 2002. *Biologia Ambientale*, **18**: 245-250.

NORDENG H., 1983. Solution to the "Charr Problem" based on Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **40**: 401-414.

O'CONNELL M.F., DEMPSON J.B., 2002. The biology of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, of Gander Lake, a large, deep, oligotrophic lake in Newfoundland, Canada. *Environmental Biology of Fishes*, **64**: 115-126.

PECHLANER R., 1984. Historical evidence for the introduction of arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. In: Johnson L. & Burns B.L. (eds) *Biology of the Arctic Charr*, University of Manitoba Press. Winnipeg, Canada: 549-557

PICCININI A., NONNIS F., GANDOLFI G., 2004. Il Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*): prove storiche alla sua introduzione sul territorio italiano. In: Nonnis Marzano F., Maldini M., Gandolfi G. (eds), *Atti 9° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Acquapartita (FC), 11-13 giugno 2002. *Biologia Ambientale*, **18**: 259-264.

PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO, 2001. *Carta Ittica del Trentino*. Servizio Faunistico. 255 pp.

SCHLICHTING C.D., SMITH H., 2002. Phenotypic plasticity: linking molecular mechanisms with evolutionary outcomes. *Evolutionary Ecology*, **16**: 189-211.

SECOR D.H., 1999. Specifying divergent migration in the concept of stock: the contingent hypothesis. *Fisheries Research*, **43**: 13-34.

STEARNS S.C. 1989. The evolutionary significance of phenotypic plasticity. *Bioscience*, **39**: 436-445.

SWAIN D.P., FOOTE C.J., 1999. Stocks and chameleons: the use of phenotypic variation in stock identification. *Fisheries Research*, **43**: 113-128.

TOMASI G., 1962. Origine, distribuzione, catasto e bibliografia dei laghi del Trentino. *Studi Trentini di Sc. Nat.*, **39** (1-2): 355 pp.

TORTONESE E., 1970. *Osteichtyes*. Parte I. Fauna d'Italia, Vol X. Calderini Ed., Bologna, XIII + 545 pp.

TRYGVE H., HINDAR K., JONSSON B., 1995. Effects of acidification on normal and dwarf Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in a Norvegian Lake. *Biological Conservation*, **74**: 115-123.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole. Bologna. 220 pp.

WEST-EBERHARD M.J., 1989. Phenotipic plasticity and the origins of diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **20**: 249-278.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 283-286.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Produzione di salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.): incubazione e primi stadi di sviluppo

Francesca Ciutti[1*], Fabrizio Merati[2], Andrea Gandolfi[1], M. Stella Grando[1]

1 *Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Via Mach 1, S. Michele all'Adige (Trento)*

2 *Studio Idrobiologico Lombardo, Via Einstein 24, Gaggiano (Milano)*

* *Referente per la corrispondenza (ciutti@iasma.it)*

Riassunto
Il salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.) è una specie di interesse per l'acquacoltura fino dagli anni '70, con esperienze di allevamento documentate soprattutto per il nord Europa ed il Canada, ma assenti in Italia. Sostanziali differenze tra le esigenze fisiologiche del salmerino alpino ed i salmonidi normalmente utilizzati in acquacoltura (trota iridea, salmone, trota fario) suggeriscono la necessità di definire specifici protocolli di allevamento. È stata pertanto attivata una linea sperimentale triennale di produzione di salmerino alpino, atta ad approfondire gli aspetti impiantistici e gestionali connessi con l'allevamento di questa specie nel versante meridionale dell'arco alpino. I primi risultati evidenziano il buon adattamento del salmerino alpino ai sistemi ricircolati, dallo stadio di uovo fecondato al termine del riassorbimento del sacco vitellino. Alla temperatura media di 4 °C lo stadio di uovo embrionato viene raggiunto in 184 gradi giorno (GG) mentre il riassorbimento del sacco vitellino viene completato a 631 GG dalla fecondazione; le larve all'inizio della fase alimentare misurano 19,2 ± 0,3 mm.

PAROLE CHIAVE: acquacoltura / Salmonidi / salmerino alpino / protocollo di allevamento

Breeding of Arctic charr: from egg to free-swimming fry
The interest of aquaculture for production practice of Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) arose during the 1970s, leading to some breeding tradition mainly in northern Europe and Canada, but without any significant experience in Italy. Substantial differences in physiological requirements between Arctic charr and most aquacultured salmonids (i.e. rainbow trout, Atlantic salmon, brown trout) suggest the need to define specific rearing protocols. A three year experimental breeding program was started to acquire the necessary knowledge for facility establishment and management to breed Arctic charr in the southern Alpine region. First results show a good adaptation of Arctic charr to recirculated systems in the early development stages. At a mean temperature of 4 °C, "eyed" stage is reached after 184 degree-days (DD), while alevin stage, ready for ponding, occurs after 631 DD from fertilization. Free swimming fries reached 19,2 ± 0,3 mm of length.

KEY WORDS: aquaculture / Salmonids / Arctic charr / rearing protocols

INTRODUZIONE

Il salmerino alpino *Salvelinus alpinus* (L.) riveste un ruolo di notevole importanza tra le specie innovative di maggior interesse per l'allevamento in acqua dolce e fredda. Le produzioni di questa specie, iniziate a partire dagli anni '70, hanno fatto registrare un netto incremento nelle aree del nord (Canada, paesi Scandinavi e Islanda detengono l'85% della produzione mondiale), a seguito dell'attivazione di specifici programmi di ricerca (JOHNSTON, 2002).

Le caratteristiche che rendono particolarmente interessante l'allevamento del salmerino appaiono riconducibili all'elevata densità di allevamento, alla crescita relativamente rapida anche in acque fredde, all'elevato tasso di conversione, alla notevole adattabilità all'ambiente artificiale e ad un valore di mercato nettamente superiore a quello degli altri salmonidi da allevamento (trota iridea e salmone) (BRÄNNÄS e LINNÉR, 2000; JOHNSTON, 2002). Nel contempo le prime ricerche e le prime esperienze produttive hanno permesso di verificare come il successo nell'allevamento del salmerino dipenda dalla disponibilità di specifiche condizioni idro-

qualitative e da particolari caratteristiche delle unità di allevamento (JOBLING *et al.*, 1993). Sulla base di una valutazione preliminare, le aree vocate all'allevamento dei salmonidi del settore nord-orientale delle Alpi apparirebbero potenzialmente adatte per l'avvio di un programma di allevamento del salmerino alpino; depone a favore di tale ipotesi la presenza di salmerini alpini (autoctoni e/o acclimatati in molti bacini di montagna di quest'area); si segnala tuttavia come alcune produzioni pilota attivate autonomamente da allevatori trentini abbiano dato risultati non del tutto soddisfacenti.

Allo stato attuale è evidente che l'attivazione di una linea produttiva commerciale di salmerino alpino sul territorio italiano richiede, come nel caso dei paesi in cui tale allevamento è già avviato, un adeguato supporto di ricerche applicate atte a delinearne lo schema produttivo e ad individuare e affrontare le criticità connesse con la specifica situazione territoriale.

Una fase particolarmente delicata del ciclo di produzione del salmerino è quella collegata alle fasi pre e post riproduttive, in cui la temperatura sembra giocare il ruolo di maggiore importanza. È infatti stato osservato che l'intero ciclo biologico ha esigenze termiche specifiche: in particolare, la fase di incubazione delle uova richiede temperature che non eccedano i 7 °C; temperature attorno ai 3-6 °C producono i risultati migliori sia in termini di sopravvivenza che di tasso di sviluppo (STEINER, 1984; JOBLING *et al.*, 1998). Anche la fase di maturazione delle gonadi appare fortemente condizionata dall'evoluzione termica. È stato osservato che temperature più calde, attorno ai 12-16 °C nel periodo estivo (da metà giugno a fine settembre) alterano profondamente lo sviluppo riproduttivo, determinando maturazione asincrona delle gonadi o ridotta qualità delle uova e del successo alla schiusa (JOBLING *et al.*, 1993; JOBLING *et al.*, 1995). Nel contempo JOHNSTON (2002) riporta come temperature relativamente elevate nel periodo estivo, accompagnate da un loro netto calo nella fase terminale della maturazione delle gonadi, rappresentino la condizione migliore per una produzione di ovature di elevata qualità.

Allo scopo di verificare la validità delle differenti indicazioni produttive esistenti in materia e di predisporre un adeguato protocollo di allevamento del salmerino alpino rispetto al contesto territoriale del versante meridionale delle Alpi, presso l'impianto ittico dell'Istituto Agrario di S. Michele all'Adige (Trento) è stata attivata una linea sperimentale di produzione, atta ad approfondire gli aspetti impiantistici e gestionali connessi con l'allevamento di questa specie.

Nel presente lavoro vengono forniti i risultati relativi alle prime fasi del ciclo di allevamento, che si estende dalla riproduzione artificiale al termine della fase di riassorbimento del sacco vitellino.

MATERIALI E METODI

La sperimentazione è stata avviata presso la pescicoltura dell'Istituto Agrario di S. Michele. L'impianto, che ha conseguito la certificazione di indennità ai sensi del D.P.R. 555/92 e successive modifiche ed integrazioni, è costituito da una struttura coperta e da 6 vasche in terra per una superficie complessiva di circa 1.000 m^2. L'approvvigionamento idrico di 100 L/s è garantito attraverso 6 pompe pescanti in falda alla profondità di 15 m. L'impianto dispone di un sistema per il riequilibrio dei gas disciolti.

La tabella I riporta i valori medi dei principali parametri chimici e fisici dell'acqua di allevamento.

Il primo ciclo di allevamento sperimentale è stato avviato a partire da materiale proveniente dallo Stabilimento Ittiogenico Regionale della Valle d'Aosta (Morgex) gestito dal Consorzio Regionale per la Tutela, l'Incremento e l'Esercizio della Pesca, che alleva il salmerino dalla metà degli anni '90 (materiale proveniente dal Lago di Costanza). Il ciclo produttivo presso lo stabilimento di Morgex (impianto con certificazione di indennità ai sensi del D.P.R. 555/92 e successive modifiche ed integrazioni, conseguita nella primavera 2002) prevede la produzione di circa 10.000 stadi giovanili/anno destinati alla semina nei laghi valdostani ed il mantenimento di un parco riproduttori costituito da circa 1200 estivali, circa 600 immaturi e circa 400 riproduttori.

Nella giornata del 27 novembre 2003, presso lo stabilimento ittiogenico di Morgex, è avvenuta la spremitura di 8 maschi e 12 femmine e la successiva fecondazione artificiale con metodo a secco, che ha prodotto circa 80.000 uova di salmerino alpino. Parte delle stesse (31.000 uova verdi) è stata trasportata presso l'impianto ittico di San Michele all'Adige il giorno stesso.

La successiva fase di incubazione è stata condotta ad una temperatura costante di 4 °C, con l'utilizzo di un incubatore verticale provvisto di impianto di condizionamento termico e sistema di ricir-

Tab. I. Parametri medi dell'acqua di allevamento.

Temperatura (°C)	O.D. mg/L	O.D. % sat.	N_2 % sat.	pH	Cond. µS/cm
12,5	9,6	100	101	7,7	530

colo parziale dell'acqua (Fig. 1).

Il materiale, raggiunta la fase di embrionatura, è quindi stato trasferito in un trogolo di incubazione orizzontale con analogo sistema di condizionamento termico. Successivamente alla fase di schiusa si è provveduto ad aumentare gradualmente la temperatura fino ai 12,5 °C.

Durante tutto il periodo di incubazione e schiusa delle uova sono state eseguite periodiche indagini chimico-fisiche dell'acqua al fine di monitorare i principali parametri qualitativi ed, in particolare, i valori dello ione ammonio, i cui effetti tossici acuti o cronici sono ben conosciuti (JOBLING, 1994; PENNELL e MCLEAN, 1996).

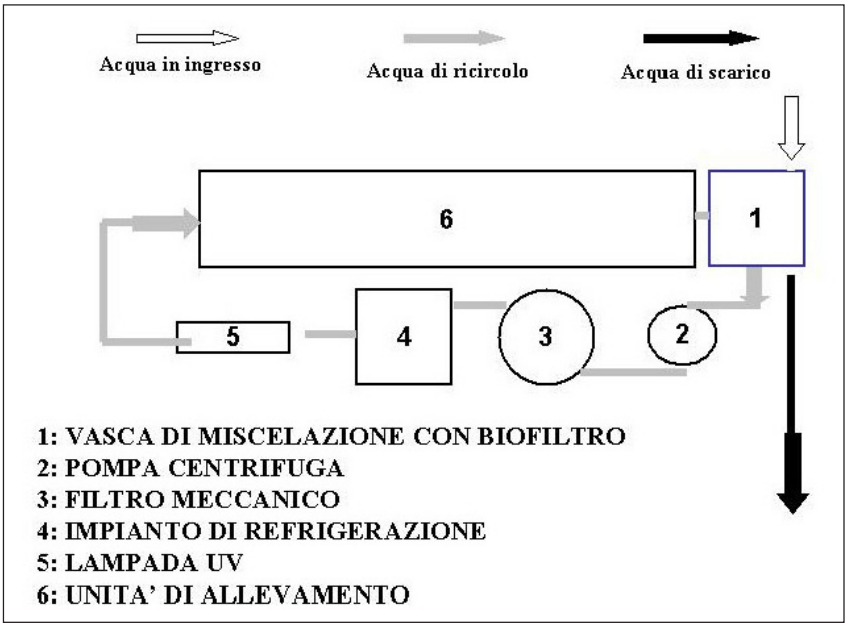


Fig. 1. Modulo sperimentale a circuito parzialmente ricircolato per le fasi di incubazione, schiusa e riassorbimento del sacco vitellino.

RISULTATI

Il ciclo di sperimentazione è iniziato con 31.000 uova verdi. Il diametro medio delle uova a 48 ore dalla fecondazione è risultato 4,8 ± 0,2 mm. Il test di fecondazione con acido acetico effettuato su un campione di uova ha permesso di evidenziare che ben il 57 % delle uova iniziali risultava non fecondato o con ciclo di sviluppo interrotto a poche ore dalla fecondazione, escludendo quindi già dalla prima fase del ciclo produttivo 17.700 uova non fecondate (tasso di fecondazione 43%).

Lo stadio di uovo embrionato è stato raggiunto a 46 giorni dalla fecondazione a temperatura media di 4 °C (184 GG). È stata osservata una perdita di 3600 soggetti prima del raggiungimento dell'embrionatura, pari al 27% delle uova fecondate.

L'inizio della schiusa è stato osservato a 76 giorni dalla fecondazione e 361 GG; le larve a tale stadio misurano 14,8 ± 0,9 mm. Le perdite sono risultate pari al 7,4 % del numero delle uova embrionate (722 esemplari).

Il completo riassorbimento del sacco vitellino, coincidente con l'inizio della fase di alimentazione attiva, avviene a 110 giorni dalla fecondazione (631 GG). In questa fase le perdite, imputabili sia a mortalità che ad esclusione dal ciclo produttivo di esemplari malformati, si aggirano attorno al 24,2 % rispetto al numero di avannotti alla schiusa. Gli avannotti misurano 19,2 ± 0,3 mm (Tab. II).

A riprova del fatto che la perdita di materiale sia riconducibile principalmente al ridotto tasso di fecondazione si sottolinea che, rispetto al numero iniziale (31.000 uova verdi), le uova fecondate perse (3.601) fino allo stadio di uovo embrionato sono pari all'11,6 %, in linea con i dati in bibliografia che riferiscono perdite dalla fecondazione alla schiusa di 10-15 % ad una temperatura di 5 °C (JOBLING *et al.*, 1993). Sempre rispetto al numero iniziale, le perdite dallo stadio di uovo embrionato alla schiusa sono risultate del 2,3 %, quelle dalla schiusa al termine della fase di riassorbimento (inizio alimentazione attiva) sono pari al 7 %.

Tab. II. Valori relativi agli stadi di sviluppo.

stadio di sviluppo	data	giorni dalla fecondazione	gradi giorno dalla fecondazione	dimensioni (mm)	n° totale
uova verdi	27-nov-03	0	0	4,8 ± 0,2	31.000
uova fecondate	12-gen-04	46	184	4,8 ± 0,2	13.323
uova embrionate	12–gen-04	46	184	4,8 ± 0,2	9.722
larve alla schiusa	11-feb-04	76	361	14,8 ± 0,9	9.000
riassorbimento sacco vitellino	16-mar-04	110	631	19,2 ± 0,3	6.826

La temperatura media durante il ciclo di sviluppo, dallo stadio di uovo fecondato all'inizio dell'alimentazione attiva, è risultata pari a 5,7 ± 2,0 °C. I parametri chimico fisici ed in particolare lo ione ammonio si sono mantenuti entro i limiti di soglia di prima attenzione predefiniti per la prova (100 µg/L).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati relativi alla prima fase del ciclo di allevamento del salmerino appaiono confortanti. Le perdite dallo stadio di uovo fecondato all'inizio dell'alimentazione sembrano concentrarsi in un intervallo temporale ristretto, compreso tra la fecondazione artificiale e l'inizio della fase di incubazione presso la pescicoltura di S. Michele. Diverse sono le possibili cause alle quali ricondurre l'evento. Tra esse è stata individuata come più probabile la temperatura elevata: è noto infatti che, per il salmerino alpino, aumenti di pochi gradi delle temperature dell'acqua, rispetto a quelle ottimali, possono comportare nette riduzioni della *performance* in allevamento; i limiti di tolleranza tendono a restringersi in particolare durante le fasi di maturazione delle gonadi e di sviluppo delle ovature (JOBLING *et al.*, 1995; TVEITEN *et al.*, 1996). Durante le fasi di fecondazione e trasporto, il materiale è infatti stato mantenuto ad una temperatura di 8-9 °C, rispetto a quella raccomandata in bibliografia (6-7 °C). Un secondo aspetto riguarderebbe lo stadio di sviluppo durante il quale il materiale utilizzato è stato trasportato: le uova verdi risultano infatti particolarmente sensibili alle manipolazioni.

Non deve essere sottovalutato il differente chimismo delle acque impiegate per lo svolgimento delle fasi di fecondazione artificiale e prima idratazione delle uova rispetto a quelle impiegate per la successiva incubazione. La corrente sperimentazione non ha tuttavia riguardato questi aspetti, che saranno approfonditi nei prossimi anni di ricerca. Inoltre, alla definizione dei protocolli sperimentali secondo un approccio classico e metodi tradizionali, sarà affiancato l'utilizzo di marcatori genetici in supporto al *breeding*, al fine di monitorare la diversità genetica del lotto di allevamento e permettere la selezione dei riproduttori non solo su base fenotipica ma anche genotipica.

RINGRAZIAMENTI

Questo studio è stato condotto nell'ambito dei progetti "Raccolta, caratterizzazione genetica, allevamento e diffusione dei pesci salmonidi autoctoni dei laghi del versante italiano delle Alpi n. 6-C-65" (finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali) e "Diversità genetica e potenzialità di acquacoltura delle popolazioni naturali di salmonidi in Trentino" (finanziato dal Fondo Unico per la ricerca della Provincia Autonoma di Trento).
Si ringrazia Ivan Stocchetti per il contributo nell'ottimizzazione delle strutture sperimentali.

BIBLIOGRAFIA

BRÄNNÄS E., LINNÉR J., 2000. Growth effects in Arctic charr reared in cold water: Feed frequency, access to bottom feeding and stocking density. *Aquaculture International*, **8**: 381-389.

JOBLING M, 1994. *Fish bioenergetics*. Chapman & Hall, London. 309 pp.

JOBLING M., JØRGENSEN E.H., ARNESEN A.M., RINGØ E., 1993. Feeding, growth and environmental requirements of Arctic charr: a review of aquaculture potential. *Aquaculture International*, **1**: 20-46.

JOBLING M., JOHNSEN H.K., PETTERSEN G.W., HENDERSON R.J., 1995. Effect of temperature on reproductive development in Arctic Charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Journal of Thermal Biology*, **20:** 157-165.

JOBLING M., TVEITEN H., HALTEN B., 1998. Cultivation of Arctic charr: an update. *Aquaculture International*, **6**: 181-196.

JOHNSTON G., 2002. *Arctic Charr Aquaculture*. Blackwell Publishing. Fishing News Books, 272 pp.

PENNELL W., MCLEAN W., 1996. Early rearing. In Pennell W. & Barton B.A. (eds): *Principles of Salmonids Culture*. Developments in Aquaculture & Fisheries Science Vol 29. Elsevier Sciences B.V., Netherlands: 365-465.

STEINER V., 1984. Experiments toward improving the culture of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). In: Johnson L., and Burns B. (eds) *Biology of the Arctic charr*. University of Manitoba Press. Winnipeg: 509-521.

TVEITEN H., JOHNSES H.K., JOBLING M., 1996. Influence of maturity status on the annual cycles of feeding and growth in Arctic charr reared at constant temperature. *Journal of Fish Biology*, **48**: 910-924.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 287-290.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Sperimentazioni relative alla riduzione dell'impatto ambientale mediante l'impiego della clinoptilolite nell'alimentazione e nell'ambiente di allevamento della Trota fario (*Salmo trutta* morpha *fario*)

Andrea Dees[1*], Alessandra Roncarati[2], Lucia Angellotti[2], Gian Enrico Magi[2], Paolo Melotti[2]

1 Centro di Ricerca sulle Tecnologie e l'Igiene degli Allevamenti Intensivi delle Piccole Specie, Univ. di Bologna, Via San Giacomo 9 - 40126 Bologna (BO)

2 Centro Universitario di Ricerca e Didattica in Acquacoltura e Maricoltura, Univ.di Camerino, Viale Europa 6 - 63039 San Benedetto del Tronto (AP)

* *Referente per la corrispondenza (adees@disa.unibo.it)*

Riassunto
La progressiva intensificazione dell'allevamento ittico sia in acque dolci che marine sta creando preoccupazioni crescenti circa i possibili effetti negativi sull'ambiente, dovuti principalmente agli elevati apporti di nutrienti. La sperimentazione si è posta l'obiettivo di verificare l'efficacia dell'impiego del minerale clinoptilolite per ridurre la presenza dei composti azotati nelle acque in uscita da un allevamento di trote fario situato nell'Alto Casentino. A tale scopo, la prova è stata condotta testando la clinoptilolite sia come substrato che addizionata all'alimento. I risultati ottenuti hanno evidenziato come il minerale, utilizzato sia nella dieta che nell'ambiente di allevamento, sia in grado di mitigare l'apporto di nutrienti al corpo idrico ricevente.

Parole chiave: trota fario / acquacoltura / clinoptilolite nell'alimento / riduzione dell'impatto ambientale

Reduction of environmental impact using clinoptilolite in the feed and water in the rearing of brown trout (*Salmo trutta* morpha *fario*)
The adoption of intensive systems in freshwater and marine aquaculture is arising doubts about the possible negative effects on the environment due to increasing load of nutrients. The experiment aimed at verifying the possibility to reduce the concentration of nitrogen compounds in water coming from trout farm using clinoptilolite at the bottom of tank and added to the feed. Results obtained showed this zeolite is able to reduce the load of nutrients in the receiving waters both as substrate at the bottom of tank as added in the diet.

Key words: brown trout / aquaculture / clinoptilolite added to the feed / reduction of environmental impact

INTRODUZIONE

Grazie alla sua particolare struttura molecolare, la clinoptilolite è dotata di un'elevatissima capacità adsorbente che la rende in grado di rimuovere lo ione ammonio dagli ambienti acquatici; in acquacoltura è stata saggiata, seppure con risultati discordanti, nelle acque destinate al trasporto di pesci vivi, nell'alimento e nei dispositivi di filtrazione delle acque (Mumpton e Fishman, 1977; Mumpton, 1984; Emadi *et al.*, 2001; Virta, 2002). La normativa vigente (D.P.R. 228/1992 e Dir. 70/524/CEE/2002), inquadra questo composto nel novero degli agenti leganti, antiagglomeranti e coagulanti e ne stabilisce l'impiego negli alimenti definendo la soglia massima del 2%.

Il presente studio, condotto in collaborazione con l'Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione del Settore Agro-forestale della Regione Toscana (ARSIA), ha inteso saggiare l'efficacia della clinoptilolite nel ridurre il carico di nutrienti rilasciati da un allevamento di trote fario dell'Alto Casentino; l'impiego è avvenuto sia come letto filtrante sul fondo delle vasche che addizionata all'alimento.

MATERIALI E METODI

La prova è stata condotta presso la Troticoltura Alto Casentino, sita in Papiano di Stia (AR) che ha messo a disposizione cinque vasche in cemento, del volume unitario di 19 m^3, in cui sono state immesse trotelle fario del peso medio iniziale di 14 g e lunghezza media di 11 cm, alla densità di 56 trote/m^3. In tali bacini, le trote sono state allevate per un periodo di dieci mesi al fine di evidenziare differenze nell'allevamento in relazione alla modalità di impiego della clinoptilolite, come riportato nella tabella I.

L'alimentazione era costituita da una dieta pellettata, isoproteica ed isolipidica, del diametro di 2 mm, la cui composizione chimica (Tab. II) era stata analizzata secondo le metodiche A.S.P.A. (MARTILLOTTI *et al.*, 1987) prima dell'avvio della prova. La razione giornaliera variava da 0,6 a 1,2% del peso vivo in relazione alla temperatura delle acque. L'alimento veniva distribuito 6 giorni la settimana, ripartendo equamente la dose giornaliera (ore 9-10 e ore 14-15).

A cadenza bimensile, ad intervalli di 2 ore su un arco temporale di 14 ore ripetuto due volte, venivano eseguiti rilievi sulla qualità delle acque delle diverse tesi: temperatura, pH e ossigeno disciolto venivano rilevati direttamente con apparecchiatura elettronica portatile (YSI mod. 55 e mod. 60) mentre azoto ammoniacale, nitriti, nitrati e fosfati sono stati analizzati in laboratorio (A.P.H.A., 1995).

Al termine della prova, i valori relativi al peso finale dalle trote e ad azoto ammoniacale, nitrati e fosfati delle diverse tesi sono stati sottoposti ad elaborazione statistica mediante analisi della varianza (ANOVA) e le medie sono state confrontate con il test SNK (Student-Newman-Keuls).

Tab. I. Prospetto delle cinque tesi allestite per la sperimentazione.

Tesi	Letto filtrante con clinoptilolite	Clinoptilolite nel mangime
Controllo	vasca di riferimento, senza letto filtrante	assente
CLI 1	vasca priva di letto filtrante	1%
STA 1	vasca con letto filtrante	assente
CLI 2	vasca priva di letto filtrante	2%
STA 2	vasca con letto filtrante	assente

Tab. II. Composizione chimica dei mangimi impiegati nelle varie tesi.

	Controllo	CLI 1	STA1	CLI 2	STA2
Umidità %	10,30	10,30	10,30	10,30	10,30
Proteina grezza (% s.t.q.)	45,00	45,00	45,00	45,00	45,00
Grassi grezzi (% s.t.q.)	11,50	11,50	11,50	11,50	11,50
Fibra grezza (% s.t.q.)	1,80	1,80	1,80	1,80	1,80
Ceneri (% s.t.q.)	10,40	11,38	10,40	12,33	10,40
Estrattivi inazotati (% s.t.q.)	19,40	19,02	19,40	18,07	19,40
Fosforo (% s.t.q.)	1	1	1	1	1
Clinoptilolite (% s.t.q.)	-	1	-	2	-

Tab. III. Azoto ammoniacale (mg/L) rilevato nelle acque delle tesi ai diversi intervalli di campionamento.

Ora	Controllo	CLI 1	STA1	CLI 2	STA2
06:00	0,15±0,02a	0,13±0,01a	0,16±0,04a	0,14±0,02a	0,17±0,01a
10:00	0,39±0,02a	0,15±0,01b	0,19±0,02b	0,16±0,03b	0,17±0,02b
12:00	0,38±0,03a	0,14±0,01b	0,19±0,03b	0,15±0,01b	0,16±0,02b
14:00	0,35±0,06a	0,12±0,02b	0,19±0,02b	0,14±0,02b	0,16±0,02b
16:00	0,44±0,05a	0,15±0,01b	0,25±0,04b	0,17±0,02b	0,20±0,02b
18:00	0,43±0,01a	0,14±0,02b	0,22±0,02b	0,15±0,02b	0,20±0,02b
20:00	0,32±0,01a	0,12±0,01b	0,20±0,04b	0,11±0,03b	0,18±0,02b

Lettere diverse (a, b) sulla stessa riga evidenziano differenze statisticamente significative (P<0,05)

Tab. IV. Nitrati (mg/L) rilevati nelle acque delle tesi ai diversi intervalli di campionamento.

Ora	Controllo	CLI 1	STA1	CLI 2	STA2
06:00	0,97±0,04a	0,77±0,01a	0,86±0,03a	0,85±0,02a	0,77±0,01a
10:00	1,20±0,03a	0,85±0,01b	0,88±0,02b	0,89±0,02b	0,80±0,02b
12:00	1,30±0,01a	0,90±0,01b	0,90±0,03b	0,89±0,03b	0,82±0,02b
14:00	1,10±0,02a	0,90±0,02b	0,97±0,02b	1,10±0,02b	0,83±0,02b
16:00	1,40±0,03a	1,30±0,01b	1,10±0,04b	1,00±0,04b	0,89±0,02b
18:00	1,40±0,01a	1,20±0,02b	1,10±0,02b	1,00±0,02b	0,90±0,02b
20:00	1,30±0,01a	1,10±0,01b	0,80±0,04b	0,90±0,04b	0,80±0,02b

Lettere diverse (a, b) sulla stessa riga evidenziano differenze statisticamente significative (P<0,05)

Tab. V. Fosfati (mg/L) rilevati nelle acque delle tesi ai diversi intervalli di campionamento.

Ora	Controllo	CLI 1	STA1	CLI 2	STA2
06:00	0,66±0,09a	0,48±0,03a	0,66±0,05a	0,58±0,03a	0,70±0,06a
10:00	1,05±0,06a	0,70±0,01b	0,70±0,03b	0,78±0,01b	0,76±0,02b
12:00	1,10±0,02a	0,60±0,01b	0,70±0,03b	0,80±0,03b	0,72±0,02b
14:00	1,10±0,01a	0,60±0,03b	0,70±0,04b	0,90±0,03b	0,70±0,04b
16:00	1,30±0,02a	0,90±0,01b	0,80±0,04b	0,90±0,04b	0,73±0,02b
18:00	1,22±0,02a	0,90±0,01b	0,80±0,02b	0,80±0,02b	0,71±0,01b
20:00	0,90±0,01a	0,60±0,01b	0,50±0,02b	0,60±0,02b	0,70±0,03b

Lettere diverse (a, b) sulla stessa riga evidenziano differenze statisticamente significative (P<0,05)

RISULTATI

Per quanto riguarda i parametri fisico-chimici delle acque relativi a temperatura, ossigeno disciolto, pH e nitriti i valori sono sempre risultati perfettamente compatibili con la vita della specie allevata e non si sono mai riscontrate differenze degne di nota tra le varie tesi.

Se si considera l'azoto ammoniacale nell'ambito di ciascuna tesi, si può osservare come il valore medio rilevato dopo l'alimentazione rispetto a quello precedente sia significativamente più elevato solo nel Controllo rispetto a quello registrato in tutte le tesi sperimentali (Tab. III). In ognuna di queste, non si sono evidenziate differenze significative tra i rilievi eseguiti prima e dopo l'alimentazione, a riprova dell'efficacia della clinoptilolite sia addizionata al mangime (tesi CLI1 e CLI2) che immessa nel bacino di allevamento (tesi STA1, STA2). Nel caso della tesi STA1, caratterizzata dalla presenza di clinoptilolite sul fondo della vasca, è stata osservata una riduzione, seppur modesta, dell'azoto ammoniacale in corrispondenza del prelievo eseguito subito dopo la distribuzione dell'alimento (ore 12:00).

Per quanto riguarda l'azoto nitrico è stato evidenziato un aumento significativo della concentrazione in tutte le vasche di prova, seppure lo stesso sia stato più evidente nel Controllo rispetto alle tesi ove la clinoptilolite era addizionata al mangime o distribuita come substrato nelle vasche (Tab. IV).

Nel caso dei fosfati, l'incremento registrato dopo l'alimentazione è risultato statisticamente significativo solo nel caso del Controllo mentre nelle altre vasche la variazione non è apparsa degna di nota, a riprova di un'azione di contenimento che la clinoptilolite sembra esercitare anche nei confronti di questi nutrienti (Tab. V).

Per quanto riguarda gli accrescimenti, il peso medio delle trote fario è stato di 70±15 g in tutte le tesi senza differenze statisticamente significative.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati emersi, seppure preliminari, hanno permesso di verificare l'efficacia della clinoptilolite, sia addizionata al mangime che collocata nelle vasche di allevamento, nel ridurre i valori dei composti azotati ed, in particolare, dell'azoto ammoniacale e nitrico nelle acque reflue; seppure in misura inferiore, l'azione di contenimento è stata evidenziata anche nei confronti dei fosfati.

Ampia e nutrita è la letteratura disponibile in merito all'impiego della clinoptilolite in acquacoltura (PIPER e SMITH, 1984; BELER BAYKAL e AKCA GUVEN, 1997; INGLEZAKIS *et al.*, 2003; EYA *et al.*, 2005); tuttavia, le sperimentazioni al riguardo sono state sinora esclusivamente circoscritte all'impiego di questo minerale su volumi d'acqua contenuti (BERGERO *et al.*, 1994; LANARI *et al.*, 1996). Questo primo ciclo di prove è stato invece intrapreso presso un impianto commerciale, in condizioni di allevamento tipiche di una troticoltura orientata verso la produzione sia di trote fario destinate al ripopolamento che di soggetti per l'alimentazione umana.

La prosecuzione della sperimentazione su un arco temporale nettamente più lungo rispetto a quello sinora coperto consentirà di ottenere un quadro esaustivo in merito all'efficacia del minerale addizionato alla dieta o collocato all'interno dei bacini di allevamento. Consentirà inoltre di verificare eventuali effetti positivi sugli indici di conversione degli alimenti derivanti dall'aggiunta della clinoptilolite al mangime.

Ringraziamenti

Ricerca finanziata dall'Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agro-forestale della Regione Toscana (ARSIA) nell'ambito del programma di ricerca per la depurazione delle acque reflue di impianti di itticoltura di acqua dolce.

Un sentito e doveroso ringraziamento rivolto al Sig. Giacomo Puccini, proprietario dell'impianto di allevamento "Troticoltura Alto Casentino", per la preziosa e fattiva collaborazione prestata.

Bibliografia

A.P.H.A., 1995. *Standard methods for the examination of water and freshwater*. American Public Health Association, Washington D.C.

BELER BAYKAL B., AKCA GUVEN D., 1997. Performance of clinoptilolite alone and in combination with sand filters for the removal of ammonia peaks from domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, **35**: 47-54.

BERGERO D., BOCCIGNONE M., DI NATALE F., FORNERIS G., PALMEGIANO G.B., PASSAGLIA E., 1994. Ammonia removal capacity of natural zeolites in rainbow trout farming. In: *Natural Zeolites – SOFIA '95*: 75-82.

EMADI H., NEZHAD J.E., POURBAGHER H., 2001. In vitro Comparison of Zeolite (Clinoptilolite) and Activate Carbon as Ammonia Absorbants in Fish Culture. *Naga, The ICLARM Quarterly*, **24**: 18-20.

EYA J.C., PARSONS A., HAILE I., JAGIDI P., 2005. Comparison of the effects of

various kinds of zeolites on growth, proximate composition and waste output in juvenile rainbow trout. *Proceedings of WAS Meeting*, Aquaculture America 2005, pagina 167.

INGLEZAKIS J.V., ZORPAS A.A., LOIZIDOU M.D., GRIGOROPOULOU H.P., 2003. Simultaneous removal of metals Cu^{2+}, Fe^{3+} and Cr^{3+} with anions SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} using clinoptilolite. *Microporous and Mesoporous Materials*, **61**: 167-171.

LANARI D., D'AGARO E., TURRI C., 1996. Impiego di zeoliti cubane nell'alimentazione della trota. *Riv. It. Acquac.*, **31**: 85-99.

MARTILLOTTI F., ANTONGIOVANNI M., RIZZI L., SANTI E., BITTANTE G., 1987. *Metodi di analisi per la valutazione degli alimenti d'impiego zootecnico*. Quaderni metodologici n. 8. CNR-IPRA, Roma, Italia.

MUMPTON F.A., 1984. Flammae et fumus proximi sunt: the role of natural zeolites in agriculture and aquaculture. In: *Zeo-Agriculture, Use of Natural Zeolites in agriculture and aquaculture*. Westview Press, Boulder, Colorado: 3-27.

MUMPTON F.A., FISHMAN P.H., 1977. The application of natural zeolites in animal sciences and aquaculture. *J. Anim. Sci.*, **45**: 1188-1203.

PIPER R.G., SMITH C.E., 1984. *Use of clinoptilolite for ammonia removal in fish culture systems*. Western Press: 224-234.

VIRTA R., 2002. *Zeolites*. U.S. Geological Survey Professional Paper 820. U.S. Bureau of Mines Information, Circular 9140, New York.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 291-294.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Distribuzione della fauna ittica nelle acque interne dell'areale ibleo: la provincia di Ragusa

Antonino Duchi

Via Giordano Bruno 8 - 97100 Ragusa (fax: 0932621758; aduchi@tin.it)

RIASSUNTO
Nell'ambito della redazione della Carta Ittica della Provincia di Ragusa sono state indagate 60 stazioni distribuite su tutto il reticolo idrografico, comprendente corsi d'acqua, invasi artificiali e pantani costieri. Tali indagini hanno permesso di delineare la composizione specifica delle comunità ittiche e la distribuzione delle singole specie: primo caso per una provincia siciliana. Ciò rappresenta un concreto contributo ad una conoscenza analitica dei popolamenti ittici iblei, per i quali esistevano dati in generale ancora frammentari o non completamente validati sul campo. In totale sono state riscontrate 25 specie ittiche, di cui 15 autoctone (60%) e le rimanenti 10 (40%) alloctone. Se però si escludono gli ambienti di foce ed i pantani costieri, le percentuali diventano le seguenti: 3 (25%) autoctone (anguilla, trota macrostigma, cagnetta) e 9 (75%) alloctone, di cui 5 (55,55%) di introduzione piuttosto recente. Si evidenzia in tal modo anche in questa provincia un fenomeno già riscontrato negli altri bacini fluviali italiani. Carassio, Pesce ago, Spigola punteggiata, Orata, Sarago maggiore e Muggine musino risultano di nuova segnalazione per le acque interne dell'areale ibleo. Il Latterino non risultava segnalato per le acque interne della provincia di Ragusa. Viene delineata la presenza delle diverse specie nei vari bacini fluviali provinciali.

PAROLE CHIAVE: Iblei / fauna ittica / distribuzione / Carta ittica / *Salmo cettii* / *Aphanius fasciatus* / *Lipophrys fluviatilis* / Provincia di Ragusa

Distribution of the fish species in Ragusa province (Siciliy)
Fish samples were taken at 60 sites along all the rivers, artificial lakes and coastal wetlands in Ragusa province (South-Eastern Sicily), in order to describe the composition of the fish communities and the distribution of the species. This is the first survey of this kind for a Sicilian province. Twenty-five fish species were recorded: 15 (60%) autochtonous and 10 (40%) allocthonous. But if we consider only freswater habitats (exluding brackish environments) there are three (25%) autochtonous species (*Anguilla anguilla*, *Salmo cettii*, *Lipophrys fluviatilis)* and nine (75%) allochtonous fish, five of wich were recently introduced. Some species (*Carassius carassius*, *Syngnatus acus*, *Dicentrarchus punctatus*, *Sparus auratus*, *Diplodus sargus* and *Liza saliens*) have not been recorded before in South-Eastern Sicily. *Atherina boyeri* has not been reported before for the province of Ragusa. One species (*Salmo cettii*) is "critically endangered" and two other species *(Aphanius fasciatus* and *Lipophrys fluviatilis*) are "vulnerable" according to the Italian Red List of Vertebrates.

KEY WORDS: South-Eastern Sicily / fish distribution / *Salmo cetti* / *Aphanius fasciatus* / *Lipophris fluviatilis* / Ragusa province

INTRODUZIONE

I Monti Iblei, estremo lembo sud-orientale della Sicilia, presentano un diversificato sistema idrografico ed una rete di zone umide di cui non sono ancora appieno note le caratteristiche biologiche ed ecologiche e che, d'altra parte, hanno subito e subiscono impatti ambientali di diversa natura ed intensità.

Per quanto concerne la distribuzione e la consistenza dei popolamenti ittici delle acque interne, fino ad un recente passato vi erano dati limitati a singoli bacini o specie (DUCHI, 1991). Un primo tentativo relativamente recente di fornire un quadro organico è quello di TIGANO e FERRITO (1995). Successivamente DUCHI e OCCHIPINTI (1999) indagano la presenza ittica in tutto il

bacino del Tellaro-Tellesimo, portando novità ed integrazioni al lavoro precedente.

L'avvio della redazione della Carta Ittica della Provincia di Ragusa ha permesso di delineare un quadro più dettagliato delle presenze ittiche in tale provincia.

MATERIALI E METODI

Sono state indagate 60 stazioni distribuite su tutto il reticolo idrografico, comprendente corsi d'acqua, invasi artificiali e pantani costieri (Fig. 1). Complessivamente si è intervenuti in 7 bacini fluviali/torrentizi, 3 laghi/bacini artificiali e 4 pantani costieri. Le indagini sono state effettuate in gran parte tramite elettrostorditore a corrente continua e pulsata (elettrostorditore modello EL60/IIGI di Scubla s.n.c. "ex Ittiosanitaria": 300 V, 800 W in corrente continua; 580 V in corrente ad impulsi: max 25 Kw/impulso, frequenza 80/s) in un tratto di lunghezza variabile, ma significativa per l'ambiente campionato.

Nell'ambito dei bacini artificiali e delle foci e pantani costieri si sono utilizzati anche tramaglio, gill-nets e una sciabichetta da novellame; per quanto concerne l'invaso di S. Rosalia si sono effettuate osservazioni dei cestini di pesca. Solo in un caso (Luccio, nell'Invaso di S. Rosalia) si è utilizzato il riferimento di un guardiapesca, considerato altamente affidabile.

RISULTATI

In tabella I è riportato l'elenco delle specie riscontrate nelle acque interne provinciali. Complessivamente sono state riscontrate 25 specie ittiche, di cui 15 autoctone (60%) e le rimanenti 10 (40%) alloctone. Se però si escludono gli ambienti di foce ed i pantani costieri, le percentuali diventano le seguenti: 3 (25%) autoctone (an-

Fig. 1. Reticolo idrografico indagato.

Tab. I. Specie ittiche riscontrate (**in grassetto le specie autoctone**)

n.	Famiglia	Nome comune	Nome latino
1	Anguillidae	**Anguilla**	*Anguilla anguilla*
2	Cyprinidae	Tinca	*Tinca tinca*
3	Cyprinidae	Carpa	*Cyprinus carpio*
4	Cyprinidae	Rovella	*Rutilus rubilio*
5	Cyprinidae	Carassio	*Carassius carassius*
6	Cyprinidae	Carassio dorato	*Carassius auratus*
7	Esocidae	Luccio	*Esox lucius*
8	Salmonidae	**Trota macrostigma**	*Salmo cettii*
9	Salmonidae	Trota fario	*Salmo trutta trutta*
10	Salmonidae	Trota iridea	*Oncorhynchus mykiss*
11	Cyprinodontidae	**Nono**	*Aphanius fasciatus*
12	Poecilidae	Gambusia	*Gambusia holbrooki*
13	Atherinidae	**Latterino**	*Atherina boyeri*
14	Syngnatidae	**Pesce ago**	*Syngnatus acus*
15	Serranidae	**Spigola**	*Dicentrarchus labrax*
16	Serranidae	**Spigola punteggiata**	*Dicentrarchus punctatus*
17	Centrarchidae	Persico trota	*Micropterus salmoides*
18	Sparidae	**Orata**	*Sparus auratus*
19	Sparidae	**Sarago maggiore**	*Diplodus sargus*
20	Mugilidae	**Cefalo**	*Mugil cephalus*
21	Mugilidae	**Muggine calamita**	*Liza ramada*
22	Mugilidae	**Muggine dorato**	*Liza aurata*
23	Mugilidae	**Muggine musino**	*Liza saliens*
24	Mugilidae	**Muggine labbrone**	*Chelon labrosus*
25	Blenniidae	**Cagnetta**	*Lipophrys fluviatilis*

guilla, trota macrostigma, cagnetta) e 9 (75%) alloctone, di cui 5 (55,55%) di introduzione piuttosto recente.

È presente un subendemismo italiano (trota macrostigma) che è anche l'unica specie ittica in pericolo in modo critico presente in Sicilia, secondo la Lista Rossa dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia (ZERUNIAN, 2002). A tale riguardo è da sottolineare che gli unici popolamenti relitti segnalati in Sicilia riguardano prorio l'areale ibleo (Tellaro-Tellesimo ed Irminio: questo studio; Anapo: ZAVA *et al.*, 1991).

Due specie (nono e cagnetta) sono ritenute vulnerabili nell'ambito della Lista rossa dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia (ZERUNIAN, 2002) e sono inserite fra le specie protette nella convenzione di Berna. Due specie (nono e trota macrostigma) sono inserite nell'allegato II della direttiva europea 92/43/CEE (Habitat).

Sulla base di tali osservazioni è stato possibile delineare con maggiore accuratezza la presenza delle diverse specie nei bacini fluviali provinciali (Tab. II). In questo caso si sono integrati i dati con osservazioni di guardapesca attendibili per quanto riguarda parte del bacino del F. Dirillo non compreso in provincia di Ragusa (Diga di Ragoleto) e con i dati di DUCHI e OCCHIPINTI (1999) per la porzione del bacino del Tellaro-Tellesimo non compreso in provincia di Ragusa: ciò al fine di dare maggiore completezza, essendo questi due corsi d'acqua al confine di due province.

Tab. II. Presenza delle specie nei diversi corpi idrici.

Nome comune	Nome latino	Bacino
Anguilla	*Anguilla anguilla*	T. Rifriscolaro, F. Irminio, T. Modica-Scicli, T. Favara, F. Tellaro-T. Tellesimo, Pantani costieri
Tinca	*Tinca tinca*	F. Dirillo, F. Irminio, F. Tellaro-T. Tellesimo
Carpa	*Cyprinus carpio*	F. Dirillo, F. Irminio, T. Modica-Scicli, F. Tellaro, Bacino Gariffi
Rovella	*Rutilus rubilio*	F. Dirillo, T. Rifriscolaro, F. Irminio
Carassio/ Carassio dorato	*Carassius carassius/ Carassius auratus*	F. Dirillo, F. Irminio, T. Modica-Scicli, F. Tellaro, Bacino Gariffi
Luccio	*Esox lucius*	F. Dirillo, F. Irminio
Trota macrostigma	*Salmo cettii*	F. Irminio, F. Tellaro-T. Tellesimo
Trota fario	*Salmo trutta trutta*	F. Dirillo, F. Irminio, F. Tellaro
Trota iridea	*Oncorhynchus mykiss*	F. Dirillo, F. Irminio, F. Tellaro
Nono	*Aphanius fasciatus*	Alcune foci e pantani costieri
Gambusia	*Gambusia holbrooki*	T. Rifriscolaro, F. Ippari, F. Irminio, T. Modica-Scicli, T. Favara, alcuni pantani costieri, Bacino Gariffi
Latterino	*Atherina boyeri*	F. Dirillo, F. Irminio, pantani costieri
Pesce ago	*Syngnatus acus*	Foce Dirillo
Spigola/ Spigola punteggiata	*Dicentrarchus labrax/ Dicentrarchus punctatus*	Foci e pantani costieri
Persico trota	*Micropterus salmoides*	F. Dirillo, F. Irminio, F. Tellaro
Orata	*Sparus auratus*	pantani costieri
Sarago maggiore	*Diplodus sargus*	pantani costieri
Cefalo/ Muggine calamita/ Muggine dorato/ Muggine musino/ Muggine labbrone	*Mugil cephalus/ Liza ramada/ Liza aurata/ Liza saliens/ Chelon labrosus*	Foci e pantani costieri, F. Irminio a monte della foce, F. Tellaro a monte della foce
Cagnetta	*Lipophrys fluviatilis*	F. Irminio, F. Tellaro-T. Tellesimo

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le indagini effettuate hanno portato a nuove indicazioni sulla presenza ittica nelle acque interne iblee ed in quelle della provincia di Ragusa in particolare.

Carassio, Pesce ago, Spigola punteggiata, Orata, Sarago maggiore e Muggine musino risultano di nuova segnalazione per le acque interne dell'areale ibleo.

Il Latterino non risultava precedentemente segnalato per nessun corpo idrico appartenente alle acque interne della provincia di Ragusa, mentre invece è stato riscontrato in diverse aree umide costiere e, nell'Irminio, anche fino a circa tre chilometri a monte della foce.

È stato possibile inoltre aggiornare e delineare in modo più accurato la presenza delle diverse specie nei vari bacini fluviali provinciali rispetto a quanto riportato precedentemente (TIGANO e FERRITO, 1995): così si è maggiormente definita la distribuzione dell'Anguilla, si è rilevata per la prima volta la presenza della Rovella nel bacino del fiume Dirillo, si sono riscontrate popolazioni di Carassio in altri corsi d'acqua oltre al fiume Irminio, si è individuata per la prima

volta la presenza del Luccio nel bacino del fiume Irminio, nonché della Trota fario e della Trota iridea nel bacino del F. Dirillo, si è rilevata la presenza di Trota iridea nell'Irminio e nel Tellaro (ma non nel Tellesimo), si è delineata con maggiore accuratezza la distribuzione del Nono (DUCHI, 2004), è risultata ampliata la distribuzione della Gambusia, presente in gran parte delle zone umide considerate, si è segnalata per la prima volta la presenza del Persico trota nel bacino del F. Dirillo e nel bacino del F. Tellaro.

Tutto ciò testimonia sia un'evoluzione della situazione nell'ambito degli ultimi dieci anni, che l'importanza del maggiore e più diffuso impegno di indagine che la stesura di una Carta Ittica permette.

Se le indagini hanno consentito di osservare ancora la presenza di tutte le specie autoctone tipiche di questa zona della Sicilia, d'altro canto è stato possibile constatare un aumento significativo delle specie alloctone, sia come numero che come distribuzione, evidenziando in tal modo, anche in questa provincia, un fenomeno già riscontrato in gran parte dei bacini fluviali italiani (ZERUNIAN, 2002).

Le indagini svolte, insieme a quelle sulla qualità ambientale che sono in avvio, costituiscono la base indispensabile per avviare interventi di riqualificazione sia delle popolazioni ittiche che degli ambienti fluviali, alcuni dei quali talmente degradati da non ospitare fauna ittica o solo elementi di origine alloctona (è il caso ad esempio del F. Ippari, del T. Modica-Scicli e del T. Favara).

Ringaziamenti

Si ringraziano i signori: Franco Aprile, Giordano Bufardeci, Gianluca Giummarra, Giancarlo Occhipinti, Giovanni Rosso, Giovanni Zocco, per aver collaborato ai campionamenti ittici. Si ringrazia il Dr. Ian Harrison per aver rivisto la traduzione dell'abstract.

Ricerca effettuata con finanziamento della Provincia di Ragusa.

Bibliografia

DUCHI A., 1991. Prime indagini per la conservazione della trota macrostigma (*Salmo trutta macrostigma*) in provincia di Ragusa. *Atti IV Convegno AIIAD - Riva del Garda*: 423-434.

DUCHI A., 2004. Osservazioni sui popolamenti di nono (*Aphanius fasciatus*, Nardo) e gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard) nei pantani e foci della provincia di Ragusa. *Atti X Convegno nazionale AIIAD. Biologia Ambientale*, **20**(1): 73-75.

DUCHI A., OCCHIPINTI G., 1999. *Indagini bio-ittiologiche nel bacino del Fiume Tellaro*. Associazione Macrostigma-Comune di Rosolini. 93 pp.

TIGANO C., FERRITO V., 1995. I pesci delle acque interne e di estuario. In: Bruno Ragonese (Ed.) *La Fauna degli Iblei*. Phoenix, n. 6. Ente Fauna Siciliana: 81-102.

ZAVA B., BELLER P., CHIARI P., NARDI P.A., VIOLANI C., BERNINI F., 1991. Note faunistiche e tassonomiche sul *Salmo trutta macrostigma* Dum, in Provincia di Ragusa. *Atti IV Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*: 413-422.

ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione?* Edagricole, 220 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 295-299.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Ciclo riproduttivo di *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in ambiente naturale§

Matteo De Luca, Piero Giulio Giulianini, Francesca Battiston, Elisabetta Pizzul*

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, via Giorgieri 10 - 34127 Trieste

* *Referente per la corrispondenza (fax 0405584010; pizzul@units.it)*

§ *Ricerca finanziata dall'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia*

Riassunto
In questo lavoro è stato analizzato il ciclo riproduttivo di *Cyprinus carpio* in una roggia della Bassa Pianura Friulana. Su 122 esemplari sono stati determinati gli indici gonado- ed epato-somatici ed è stata condotta l'analisi istologica su campioni di gonadi. Sugli esemplari di sesso femminile (70 in totale) è stata valutata la concentrazione serica di 17β-estradiolo e la fecondità relativa. Dai valori dei diversi parametri osservati è stato possibile rilevare che l'inizio dell'attività riproduttiva è fortemente influenzato dalla temperatura dell'acqua, la quale non sembra invece condizionare la conclusione della riproduzione. Nel periodo in esame (giugno 2002-giugno 2003) l'attività riproduttiva si è conclusa in luglio ed è ripresa in maggio.

Parole chiave: carpa comune / analisi istologica delle gonadi / concentrazioni seriche 17β-estradiolo / fecondità relativa / Nord-Est Italia

The reproductive cycle of Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758) in natural environment
In this study the reproductive cycle of *Cyprinus carpio* of Friuli low plain was analyzed. Gonado-somatic and epato-somatic index were calculated on 122 specimens and histomorphological analysis was effected on gonadal samples. For females (N=70) seric 17β-estradiol concentration and relative fecundity were detected. Analyzing the values of different parameters considered, the beginning of the spawning season is strictly correlated with the water temperature; the end of the spawning season is not water temperature dependent. During the sampling time (June 2002–June 2003) spawning activity stopped in July 2002 and began again in May 2003.

Key words: Common carp / gonadal histomorphological analysis / seric 17β-estradiol concentration / relative fecundity

INTRODUZIONE

La carpa, *Cyprinus carpio*, è un Ciprinide ampiamente diffuso in tutto il territorio italiano (Forneris *et al.*, 1990), la cui presenza è legata ad immissioni per scopi alieutici, essendo una specie alloctona introdotta in Italia nel periodo dell'Impero Romano. Benché molto diffusa ed acclimatata, questa specie non costituisce sovente popolazioni numerose e ben strutturate (Gandolfi *et al.*, 1991); ciò anche nel Friuli Venezia Giulia, ove la sua presenza è segnalata soprattutto nella Bassa Pianura Friulana ed in alcuni laghi della zona pedemontana e carsica (Stoch *et al.*, 1992). Nell'originale areale di distribuzione –che comprendeva due grandi zone non comunicanti, una rappresentata dal bacino danubiano, la Russia meridionale e le regioni circostanti il mar Nero ed il mar Caspio, l'altra alcune regioni dell'Estremo Oriente fino al Giappone– la specie ha da sempre rivestito un grande interesse per fini sia alimentari sia ornamentali.

Numerosi sono pertanto gli studi condotti sulla specie riguardanti soprattutto l'affinamento degli aspetti zootecnici (Billard, 1999) ed anche analisi del ciclo riproduttivo condotte in cattività (Gupta, 1975; Bieniarz *et al.*, 1977; Bieniarz *et al.*, 1979; Davies *et al.*, 1986; Bil-

LARD *et al.*, 1992). Recentemente è stato condotto uno studio in natura sulla dinamica riproduttiva della specie da SMITH e WALKER (2004) nel Sud Australia, dove, come in America ed in Africa, la specie è presente in seguito ad immissioni di esemplari europei d'allevamento ed attualmente ha assunto carattere invasivo. Non essendo quindi numerosi gli studi su questa specie in natura, soprattutto in territorio italiano, si è voluto con questa ricerca portare un primo contributo alla conoscenza della sua biologia ed, in particolare, del ciclo riproduttivo.

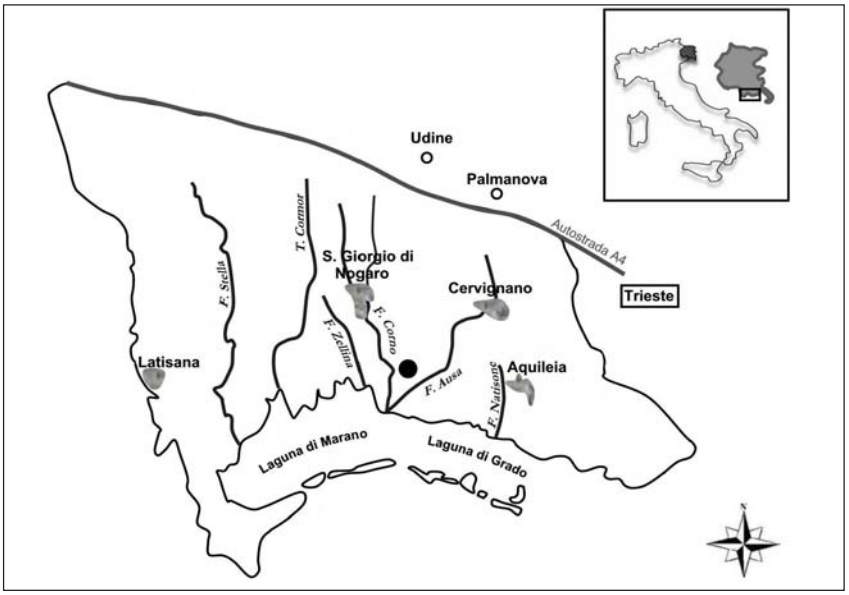


Fig. 1. Area di studio.

MATERIALI E METODI

La ricerca è stata condotta nella roggia Maestra, in comune di Torviscosa (Udine), sita in una zona compresa tra il fiume Corno ed il fiume Ausa, entrambi originati dalla fascia delle risorgive; si tratta pertanto di un caratteristico ambiente della Bassa Pianura Friulana che, tuttavia, è stato profondamente modificato dalle opere di bonifica (Fig. 1). Nella stazione sono stati effettuati, mediante utilizzo di un elettrostorditore (0,7-7 A; 150-380 V), campionamenti mensili dal giugno 2002 al giugno 2003, che hanno permesso la cattura complessivamente di 122 esemplari. Non è stato, infatti, possibile superare il numero di 10 esemplari mensili per motivi gestionali, giacché la specie nella zona riveste un grande interesse alieutico. Durante ogni campionamento è stata registrata la temperatura dell'acqua (± 0,1 °C). Sul totale degli esemplari sono stati calcolati gli indici gonado- ed epatosomatici (GSI ed HSI) ed effettuata l'analisi istologica di campioni di gonadi. Questi ultimi (1 cm^3) sono stati prelevati dalla gonade sinistra e fissati in liquido di Bouin e in Karnowsky modificato. I campioni fissati in Bouin sono stati successivamente inclusi in paraffina e tagliati al microtomo in sezioni di 7 µm di spessore, colorate con ematossilina ed eosina. I campioni fissati in Karnowsky sono stati invece inclusi in resina Histocryl® (London Resin) e, mediante un ultramicrotomo (Pabisch Top Ultra 150), sono state ottenute sezioni di 2 µm, successivamente colorate con blu di toluidina. Tutte le sezioni sono state osservate al microscopio (Olympus BX 50) e i quadri scelti sono stati acquisiti con una fotocamera digitale (Olympus DP11) ed analizzati con il programma Image Pro Plus 4.5 (Media Cybernetic). Per determinare lo stadio di maturazione degli ovari è stato utilizzato il

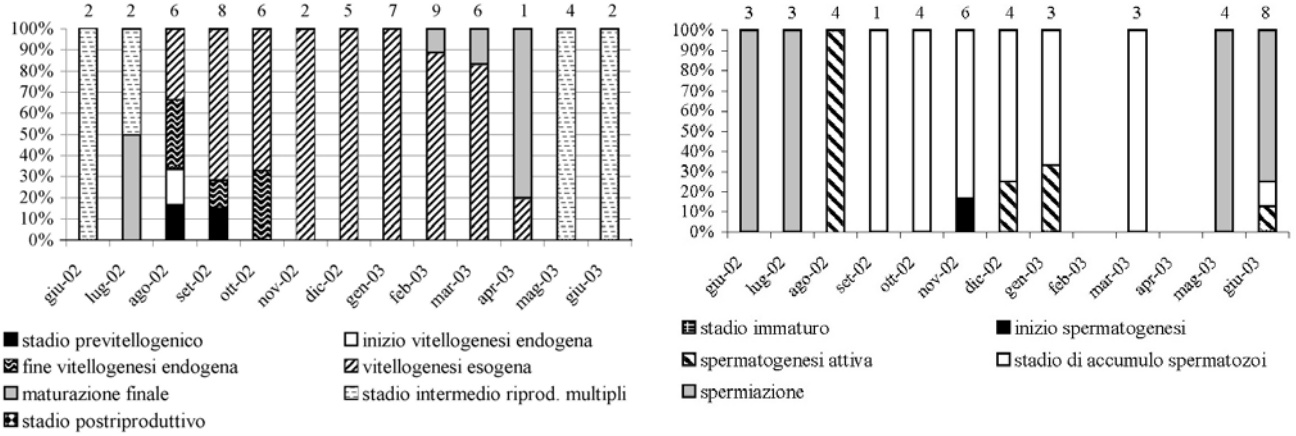


Fig. 2. Frequenza percentuale degli stadi di maturazione degli ovari (a sinistra) e dei testicoli (a destra).

metodo proposto da Rinchard e Kestemont (1996), mentre per i testicoli quello di Billard *et al.* (1992). Sulle femmine (70 complessivamente) sono state calcolate le concentrazioni seriche di 17β-estradiolo mediante utilizzo di un kit ELISA (HBL Hamburg). Infine, per il calcolo della fecondità relativa, dalla gonade destra di ciascun esemplare sono stati prelevati tre subcampioni di 0,015 g (± 0,001 g) sui quali, al microscopio binoculare, sono stati contati gli oociti in vitellogenesi esogena, ed il valore medio è stato ritenuto valido. La fecondità è stata calcolata mediante il metodo gravimetrico proposto da Oskarsson *et al.* (2002). La fecondità relativa è stata desunta dal rapporto del numero di oociti in vitellogenesi sul peso totale dell'esemplare (Billard, 1999).

RISULTATI

Dall'analisi delle frequenze degli stadi di maturazione delle gonadi delle 70 femmine analizzate, che presentavano lunghezze totali comprese tra 18 e 58 cm ed età compresa tra 2 e 13 anni, è stato osservato che gran parte degli esemplari presentava in autunno ed inverno gonadi allo stadio di vitellogenesi esogena (Fig. 2). Lo stadio di maturazione finale è stato invece raggiunto rapidamente nel mese antecedente la riproduzione (aprile 2003), mentre lo stadio intermedio dei riproduttori multipli caratterizzava gli esemplari durante il periodo di frega (giugno, luglio 2002 e maggio, giugno 2003).

Negli esemplari di sesso maschile, complessivamente 44 con lunghezze totali comprese tra 19 e 56 cm ed età variabile tra 2 e 12 anni, i testicoli durante l'autunno e l'inverno sono risultati allo stadio di accumulo degli spermatozoi (Fig. 2). Nei mesi di giugno, luglio 2002 e maggio, giugno 2003 è risultata evidente l'alta frequenza dello stadio di spermiazione in corrispondenza con lo stadio intermedio dei riproduttori multipli che caratterizzava le femmine nei medesimi mesi. Mancano tuttavia per i maschi i campioni relativi ai mesi di febbraio ed aprile 2003, in quanto i campionamenti hanno portato alla cattura esclusivamente di esemplari femminili.

I valori medi del GSI hanno registrato durante l'anno oscillazioni in entrambi i sessi (Fig. 3). Nelle femmine le variazioni sono risultate più elevate, con valori più bassi (GSI=5) in agosto 2002, alla fine della stagione riproduttiva, e un graduale incremento fino al valore più elevato (GSI=20) registrato nell'aprile 2003. Nei maschi il GSI non raggiungeva mai valori elevati come nelle femmine, in relazione alle minori variazioni del volume e peso dei testicoli; il valore minimo (GSI=3) è stato registrato in maggio 2003 in corrispondenza della stagione riproduttiva.

L'HSI ha avuto, nel corso dell'anno, un andamento simile nei due sessi (Fig. 4). Verso la fine dell'estate l'HSI è aumentato gradualmente in entrambi i sessi per raggiungere i valori massimi in settembre; successivamente è stata osservata una graduale flessione nei valori, che raggiungono il loro minimo nel marzo 2003.

L'andamento delle medie delle concentrazioni seriche di 17β-estradiolo ha rilevato una crescita da dicembre 2002 fino ad aprile 2003, seguita da una decisa discesa nei valori; la differenza tra i valori medi di aprile 2003 e maggio 2003 è statisticamente significativa

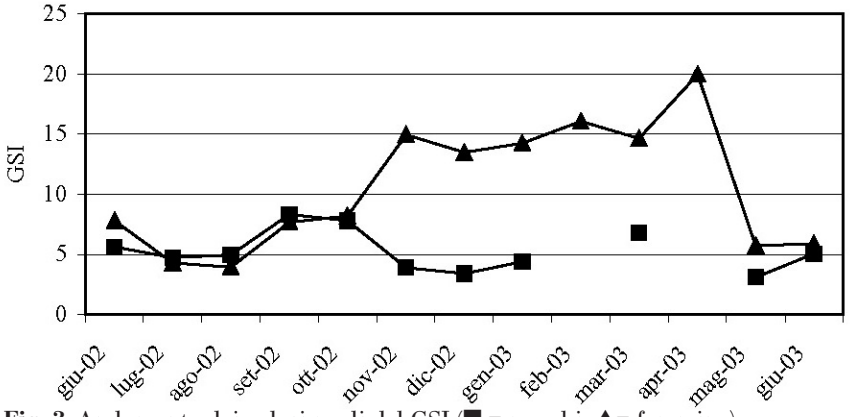


Fig. 3. Andamento dei valori medi del GSI (■ = maschi, ▲= femmine).

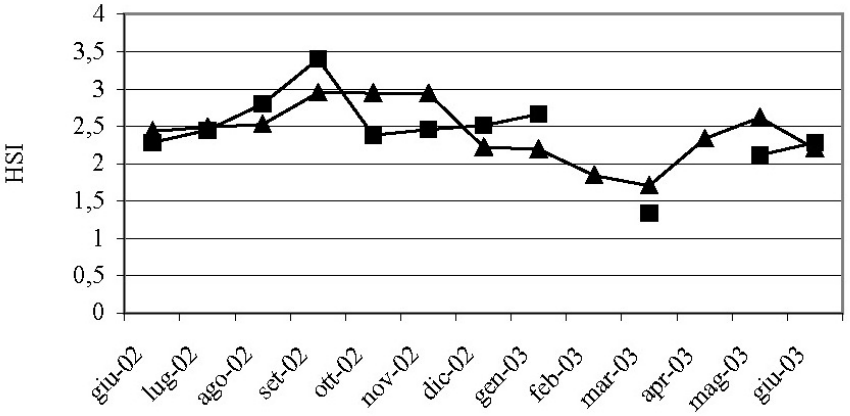


Fig. 4. Andamento dei valori medi del HSI (■ = maschi, ▲= femmine).

($p<0,01$) (Fig. 5). Tale periodo è in corrispondenza con un innalzamento della temperatura dell'acqua, superiore a 16°C (Fig. 6) e con l'inizio dell'attività riproduttiva.

Per quanto attiene la fecondità relativa si è osservato in agosto 2002 che il numero medio di oociti in vitellogenesi è di poco inferiore a 40000 uova/Kg; dal mese di settembre ed ottobre 2002 aumenta fino a raggiungere i valori massimi di 100000 e 150000 uova/kg in dicembre 2002 ed aprile 2003 (Fig. 7). La differenza nei valori medi di aprile 2003 (123503±30617 uova/Kg; N=10) e maggio 2003 (30186 ±23636 uova/Kg; N=4) è risultata statisticamente significativa ($p< 0,01$).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La finalità principale di questo lavoro è stata quella di acquisire informazioni relative all'attività riproduttiva di *Cyprinus carpio* in libertà giacché non risultano in bibliografia lavori, svolti in Italia, che trattino l'argomento. Inoltre in Friuli Venezia Giulia la specie, benché immessa per fini alieutici, raramente costituisce popolazioni ben strutturate.

La successione degli stadi di maturazione delle gonadi nella specie, che è un riproduttore seriale o a lotti, è risultata particolarmente chiara nelle femmine, sia per il numero maggiore di esemplari esaminati sia perché i testicoli nelle carpe mature presentano durante tutto l'arco dell'anno una riserva di spermatozoi, come riportato anche da BILLARD (1986, 1999), e dalla loro analisi è difficile stabilire l'inizio del periodo di frega. Dal quadro istologico ottenuto è stato possibile collocare l'inizio del periodo di frega tra aprile e maggio. A partire dal mese di agosto fino a marzo si assiste alla presenza, nella maggior parte delle femmine, di ovari in vitellogenesi esogena, ad indicare che gli oociti che raggiungono tale fase nei mesi autunnali possono essere mantenuti integri negli ovari per tutto il periodo invernale, come evidenziato da DAVIES *et al.* (1986) e da BILLARD (1999) in cattività. Non sono stati individuati ovari allo stadio postriproduttivo, verosimilmente perché esso è, nei riproduttori seriali, di brevissima durata.

Anche l'analisi dei testicoli, benché manchi di alcuni campioni mensili, segue lo sviluppo degli ovari; in giugno e luglio i testicoli sono in fase di spermiazione, mentre da settembre a marzo i maschi maturi presentano, per la maggior parte, testicoli in fase d'accumulo degli spermatozoi. A partire quindi da

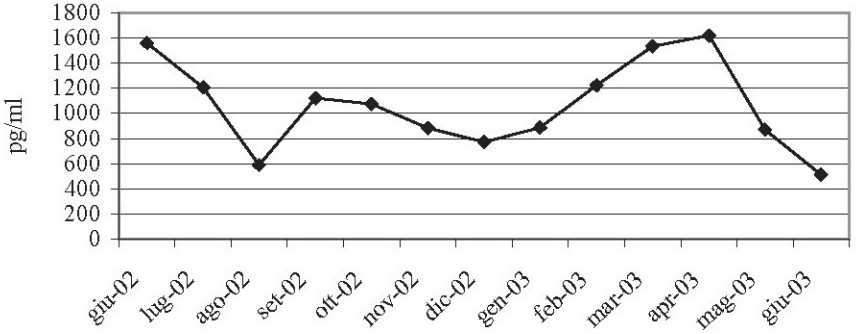


Fig. 5. Andamento delle concentrazioni seriche di 17²-estradiolo nelle femmine analizzate.

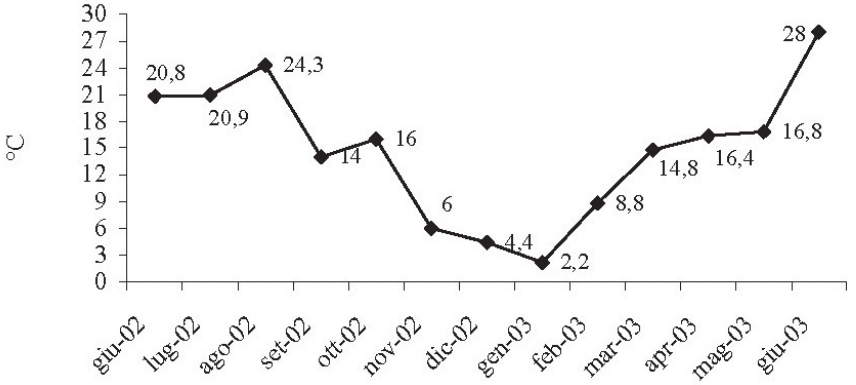


Fig. 6. Andamento della temperatura dell'acqua nella stazione in esame.

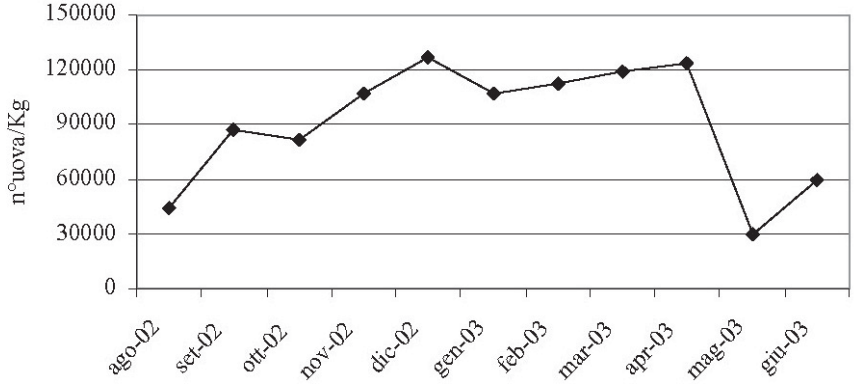


Fig. 7. Andamento dei valori medi della fecondità relativa.

agosto i maschi entrano in spermatogenesi attiva finalizzata a ripristinare le riserve spermatiche, che vengono mantenute tali nel corso dell'inverno per essere pronte all'utilizzo nella successiva stagione riproduttiva.

Osservando l'andamento del numero di uova prodotte per Kg di peso nei diversi mesi di studio è stato rilevato che, in accordo con gli stadi di maturazione degli ovari, il valore è piuttosto basso in agosto (44.856 uova/Kg) e successivamente aumenta fino a dicembre (126.448 uova/Kg); rimane quindi stabile fino ad aprile e diminuisce drasticamente in maggio e giugno in concomitanza con la deposizione del primo lotto di uova.

Seguono il quadro istologico illustrato anche gli andamenti degli indici GSI ed HSI. In particolare, l'andamento del GSI nelle femmine descrive molto bene l'evoluzione della maturazione degli ovari, evidenziando la deposizione del primo lotto di uova ed essendo ben correlato con i dati numerici relativi agli oociti (numero/Kg). Il campo di variazione di quest'indice, compreso tra 3,9 e 20, è peraltro in accordo con quanto rilevato in allevamento da Gupta (1975) e Degani *et al.* (1996).

Per quanto concerne l'HSI, la crescita nei valori medi dall'estate all'autunno 2002 è spiegabile con l'uscita dal periodo riproduttivo e l'intensa attività trofica in vista dei mesi invernali; la successiva flessione invernale fino al mese di marzo 2003 con la relativa inattività della specie e il reclutamento di energie epatiche necessarie a completare la vitellogenesi. La ripresa nei mesi seguenti (aprile-giugno 2003) è in relazione con la maggior disponibilità trofica e la minor spesa energetica per la vitellogenesi del primo lotto di oociti, ormai giunta a termine.

Infine le concentrazioni seriche di 17β-estradiolo nelle femmine denunciano valori elevati in marzo ed aprile 2003, fatto collegabile alle fasi finali di maturazione dell'oocita, immediatamente antecedenti alla frega, ed alla temperatura dell'acqua, che in questo periodo supera i 16 °C, un valore sufficientemente elevato ad innescare l'attività riproduttiva, come osservato da Crivelli (1981) in studi condotti in Camargue. Questo parametro sembra, infatti, avere un ruolo fondamentale nell'innesco dell'attività riproduttiva, mentre sembra non influenzare la sua conclusione.

Bibliografia

Bieniarz K., Epler P., Popek W., 1977. Histological changes in ovaries of mature female Carp in summer time. *Investigación pesquera*, **41** (1): 95-102.

Bieniarz K., Epler P., Thuy L.N., Kogut E., 1979. Changes in the ovaries of adult carp. *Aquaculture*, **17**: 45-68.

Billard R., 1986. Spermatogenesis and spermatology of some Teleost fish species. *Reprod. Nutr. Dévelop.*, **26** (4): 877-920.

Billard R., 1999. Reproductive biology of cyprinids. In: *Carp: biology and culture*. Springer-Verlag, Chichester (UK), 342 pp.

Billard R., Weil C., Bieniarz K., Mikolajczyk T., Breton B., Epler P., Bougussa M., 1992. Testicular and some hormonal changes during the first four years of life in the mirror carp, *Cyprinus carpio* L. *J. Fish Biol.*, **41**: 473-487.

Crivelli A.J., 1981. The biology of the common carp, *Cyprinus carpio* L. in the Camargue, southern France. *J. Fish. Biol.*, **18**: 271-290.

Davies P.R., Hanhyu I., Furukawa K., Nomura M., 1986. Effect of temperature and photoperiod on sexual maturation and spawning of the common carp. III. Induction of spawning by manipulating photoperiod and temperature. *Aquaculture*, **52**: 137-144.

Degani G., Boker R., Jackson K., 1996. Growth hormone, gonad development and steroid levels in female carp. *Comp. Biochem. Physiol.*, **115C** (2): 133-140.

Forneris G., Paradisi S., Specchi M., 1990. *Pesci d'acqua dolce*. Carlo Lorenzini Ed., Udine, pp. 214.

Gandolfi G., Torricelli P., Zerunian S., Marconato A., 1991. *I pesci delle acque interne*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma: 115-118, 215-221.

Gupta S., 1975. The development of carp gonads in warm water aquaria. *J. Fish Biol.*, **7**: 775-782.

Oskarsson G.J., Kjesbu O.S., Slotte A., 2002. Predictions of realised fecundity and spawning time in Norwegian spring-spawning herring (*Culpea harengus*). *J. Sea. Res.*, **48** (1): 59-79.

Rinchard J., Kestemont P., 1996. Comparative study of reproductive biology in single- and multiple-spawner cyprinid fish. I. Morphological and histological features. *J. Fish. Biol.*, **49**: 883-894.

Smith B.B., Walker K.F., 2004. Spawning dynamics of common carp in the River Murray, South Australia, shown by macroscopic and histological staging of gonads. *J. Fish. Biol.*, **64**: 336-354.

Stoch F., Paradisi S., Buda Dancevic M., 1992. *Carta ittica del Friuli-Venezia Giulia*. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca del Friuli-Venezia Giulia, 285 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 301-303.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Alimentazione del persico trota, *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio). Descrizione della nicchia trofica

Andrea Marinelli*, Massimiliano Scalici, Giancarlo Gibertini

Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», v.le G. Marconi 446 - 00146 Roma.

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; gibertin@bio.uniroma3.it)*

Riassunto
Il persico trota, perciforme della famiglia dei Centrarchidi, è stato introdotto in Italia agli inizi del 1900; nel lago di Bracciano la sua presenza è segnalata dal 1998-99, a seguito di immissioni non autorizzate. È stata eseguita un'indagine al fine di valutare le abitudini alimentari di questa popolazione, prendendo in esame uno stock di 162 pesci, prelevati nelle acque del lago di Bracciano tra ottobre 2001 e settembre 2002. Sono stati determinati i contenuti stomacali di ogni individuo. In dicembre l'attività trofica è interrotta, mentre è massima nel mese di giugno. Il 55,7% della dieta del persico trota in questo lago è costituito da pesce e il 37,5% da crostacei decapodi del genere *Palaemonetes*, mentre insetti e molluschi costituiscono rispettivamente il 4,5% e il 2,3%. La metà esatta dei pesci ingeriti è costituita dalla specie *Atherina boyeri* (latterino). Giovani di persico reale (13%) e giovani di coregone (13%) costituiscono un'importante percentuale della dieta piscivora di *M. salmoides*. Si è ravvisata la possibilità di sovrapposizione di nicchia trofica con il persico reale.

PAROLE CHIAVE: *Micropterus salmoides* / alimentazione / nicchia trofica / dieta

Feeding of black bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) in Bracciano Lake (Latium). Description of the trophic niche
The black bass, Perciformes of the family of Centrarchidae, has been introduced in Italy since the beginning of 1900, and reported in Bracciano lake since 1998-99 as a consequence of unauthorized insertions. To evaluate the feeding habits of this population, a study on the trophic niche was conducted using 162 fishes captured between October 2001 and September 2002 in Bracciano Lake. The stomach content of every specimen has been classified. In December the trophic activity is interrupted, whereas it is maximum in June. 55,7% of the diet of the black bass, in this lake, consists of fish; 37,5% is composed by crustacean of the genus *Palaemonetes*. Insects and Molluscs compose respectively the 4,5% and 2,3% of the diet. 50% of the fishes is composed by *Atherina boyeri*. Juveniles of *Coregonus lavaretus* (13%) and *Perca fluviatilis* (13%) are an important slice of the piscivour diet. Possibility of trophic niche overlapping with *Perca fluviatilis* was detected.

KEY WORDS: *Micropterus salmoides* / feeding / trophic niche / diet

INTRODUZIONE

Il persico trota, perciforme della famiglia dei Centrarchidi, è stato introdotto in Italia agli inizi del 1900 (ALESSIO, 1981; GANDOLFI *et al.*, 1991); nel lago di Bracciano la sua presenza è segnalata dalla Provincia di Roma (Giuseppe Moccia, com. pers.) a partire dal 1998-99, a seguito di immissioni non autorizzate. È stata eseguita un'indagine al fine di valutare le abitudini alimentari di questa popolazione nel lago di Bracciano e le eventuali interazioni con l'ittiofauna presente.

MATERIALI E METODI

È stato preso in esame uno stock di 162 pesci, pescati mensilmente nelle acque del lago di Bracciano tra ottobre 2001 e settembre 2002 con l'ausilio di pescatori professionisti. Ad ogni individuo è stato prelevato lo stomaco, avendo cura di non perdere il materiale contenuto in esso e nell'esofago. Il tutto è stato poi conservato in alcool a 70°. Il contenuto dello stomaco è stato riversato interamente in una capsula Petri e osservato al microscopio al momento dell'analisi dei suoi contenuti. Le prede facilmente riconoscibili sono state

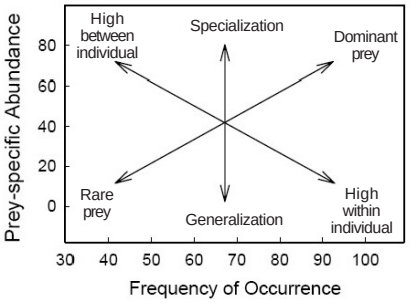


Fig. 1. Diagramma di Costello.

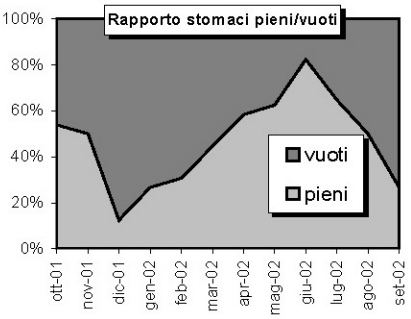


Fig. 2. Indice di vacuità.

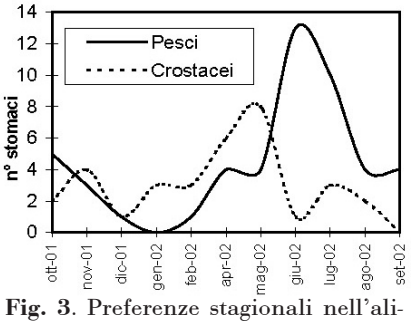


Fig. 3. Preferenze stagionali nell'alimentazione.

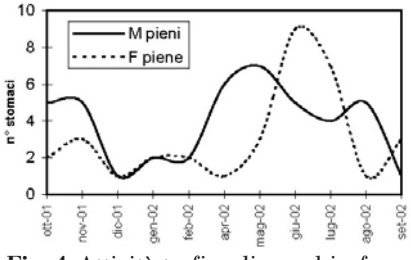


Fig. 4. Attività trofica di maschi e femmine (M=maschi; F=femmine).

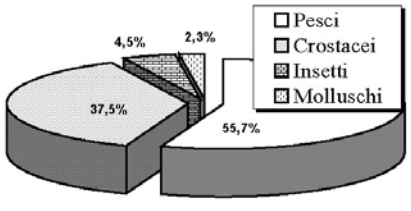


Fig. 5. Descrizione qualitativa della dieta.

annotate su una scheda.

Il materiale meno facilmente identificabile, invece, è stato ulteriormente selezionato e conservato in alcool a 70° (sostanze molli) o a secco (parti ossee o chitinose), e riesaminato in seguito con l'ausilio di atlanti e chiavi di riconoscimento. Per l'analisi dei dati è stata utilizzata la tecnica dei diagrammi di COSTELLO (1990), una tecnica grafica sviluppata nel 1990 e successivamente modificata da AMUNDSEN *et al.* (1996) che mette in relazione l'abbondanza di prede (P_i) con la frequenza di presenza (O_i) (Fig. 1). La frequenza di presenza ("Frequency of occurrence") è data dall'equazione:

$$O_i = \frac{J_i}{P} \cdot 100 \qquad (1)$$

dove J_i è il numero degli stomaci contenenti le prede *i*, e P è il numero degli stomaci contenenti prede. L'abbondanza di prede ("Prey-specific abundance") è data dalla funzione:

$$P_i = \left(\frac{\sum S_i}{\sum S_{ti}} \right) \cdot 100 \qquad (2)$$

dove S_i è l'abbondanza di prede *i* negli stomaci, e S_{ti} è l'abbondanza totale di prede negli stomaci contenenti prede *i*. P_i –l'abbondanza di prede *i*– può essere espressa come numero, massa o volume delle prede *i* contenute negli stomaci.

Quando messa a grafico con la frequenza di presenza, l'abbondanza delle prede può essere usata per valutare tre aspetti importanti della dieta di una specie:

1. strategia di alimentazione; descrivendo se un predatore è specializzato o generalista;
2. importanza di una preda; descrivendo se essa è dominante o rara nell'alimentazione di una specie;
3. ampiezza della nicchia trofica.

RISULTATI

È stato analizzato il contenuto stomacale di 162 esemplari di persico trota; in 78 di essi (48,1%) erano presenti prede, o parti di esse. Nei mesi invernali i pesci di questa specie tendono a non alimentarsi, per passare ad una fase di attiva predazione in estate (Fig. 2). Nel periodo tardo-invernale primaverile, la dieta è principalmente basata sui crostacei, mentre diventa fondamentalmente piscivora in estate (Fig. 3).

I maschi anticipano rispetto alle femmine la ripresa dell'attività predatoria in primavera (Fig. 4). Più della metà della dieta è costituita da pesce (55,7%); crostacei decapodi del genere *Palaemonetes* sono per il persico trota la seconda risorsa trofica per importanza, essendo presenti nel 37,5% degli stomaci contenenti prede. Occasionale o trascurabile, nella dieta di *M. salmoides*, è la componente rappre-

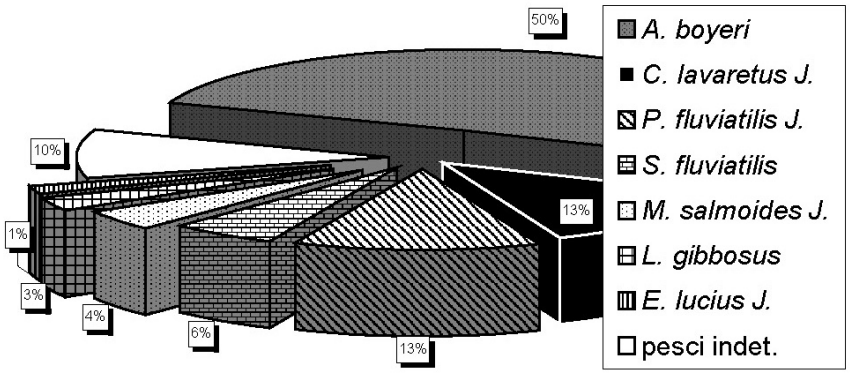


Fig. 6. Frequenze delle prede nella dieta piscivora.

sentata da insetti (4,5%) e molluschi (2,3%) (Fig. 5).

Il grafico di figura 6 mostra che la preda preferenziale è il latterino, per la cui cattura è specializzato. Del tutto occasionali sono gli stadi giovanili del luccio. Le specie in alto a sinistra nel grafico di figura 7 (*Salaria fluviatilis*, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides* j., *Coregonus lavaretus* j., *Perca fluviatilis* j.), assumono bassi valori di frequenza in quanto sono meno rappresentate numericamente nel lago di Bracciano rispetto ai latterini. La loro disposizione nel diagramma, comunque, indica che il persico trota esprime un alto livello di specializzazione nel cacciarle. Tali specie, essendo prede rare, non sono comunemente intercettate ma, una volta individuate, il persico trota riesce a predarle con estrema efficienza.

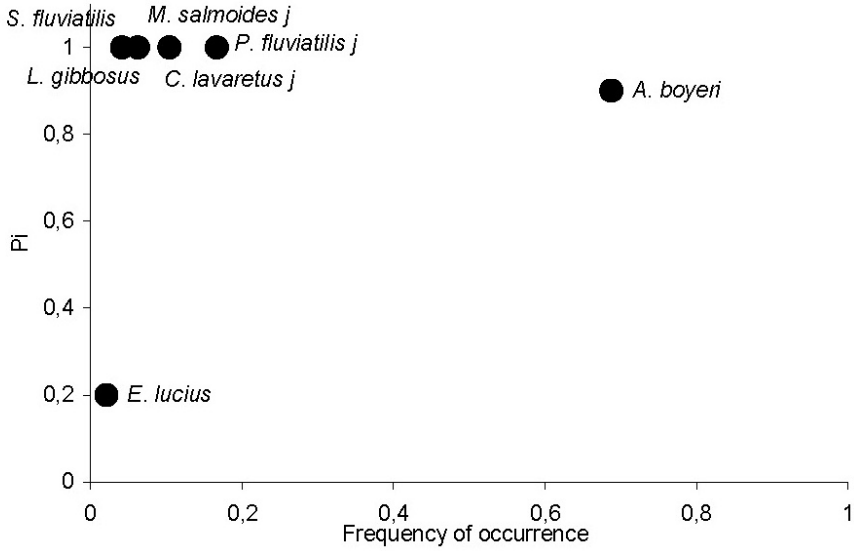


Fig. 7. Diagramma di Costello relativo all'analisi qualitativa della dieta piscivora di *M. salmoides*.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Si è ravvisata la possibilità di sovrapposizione di nicchia trofica con il persico reale, altra specie tipicamente predatrice opportunista, con la quale condivide sia lo spettro alimentare che le strategie di caccia. *Micropterus salmoides* si colloca ai massimi livelli della catena trofica del lago di Bracciano. La sua introduzione in quest'area è forse troppo recente per poter prevedere gli effetti che essa avrà sulla biocenosi lacustre, ma il suo successo nella caccia e l'assenza di predatori naturali (ad eccezione dei suoi stadi giovanili) la rendono una specie dal sicuro successo adattativo nei nostri corpi idrici.

Bibliografia

ALESSIO G., 1981. Ricerche sul persico trota, *Micropterus salmoides* (Lacépède) nel bacino medio superiore del fiume Po. *Natura, Soc. Ital. Sci. Nat. Museo civico stor. Nat. Acquario civ. Milano*. **72**: 197-200.

AMUNDSEN P.A., GABLER H.M., STALDVIK F.J., 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello method. *Journal of Fish Biology*. **48**: 607-614.

COSTELLO, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*. **36**: 261-263.

GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Min. Ambiente. Istituto Poligrafico Zecca dello Stato, 618 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 305-308.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La tinca: una specie in via di estinzione in Toscana?

Massimo Mecatti*, Manuela Gualtieri

1 Dipartimento di Scienze zootecniche, Università degli Studi di Firenze, Via delle Cascine, 5 - 50144 Firenze

* *Referente per la corrispondenza (fax 055321216; m.mecatti@student.unifi.it)*

Riassunto
È stata condotta un'indagine sullo stato delle conoscenze attuali riguardanti la diffusione sul territorio toscano della tinca (*Tinca tinca*). Sono state consultate sia fonti storiche sia le informazioni più recenti, fornite dalle amministrazioni provinciali toscane e dalle principali associazioni dei pescatori, dalle guardie volontarie e dai pescatori, con alcune verifiche di campo. Dall'insieme delle notizie acquisite emerge un quadro che indica la sostanziale rarefazione della specie, più marcata nell'ultimo decennio, cui pongono limite solo le ripetute immissioni. Essa è riconducibile principalmente alla riduzione degli ambienti ottimali per il successo riproduttivo della specie e alla competizione con le specie ittiche alloctone, naturalizzate o meno, delle quali sembra subire l'invasività. Le proposte che scaturiscono dall'indagine sono la salvaguardia degli ambienti fluviali, con una diversa modalità di gestione degli alvei, e una più attenta gestione della specie –ove ancora in grado di autosostenersi– e dei ripopolamenti. Di difficile soluzione appare invece la limitazione dell'attività predatoria o trofica dell'ittiofauna alloctona. La mancanza di queste iniziative, evidenziando da un lato la scarsa efficacia delle immissioni e dall'altro la loro non giustificata sostenibilità economica, potrebbe delineare un futuro che vede l'inserimento della tinca nell'elenco delle specie a rischio di estinzione in Toscana.

PAROLE CHIAVE: tinca / Toscana / diffusione / rischio di estinzione

Tench, an endangered species in Tuscany?
A survey of the status of the present knowledge of distribution in Tuscany of tench (*Tinca tinca*) has been made. Both historical sources and the latest information obtained from provincial governments, fishing associations and individual fishermen were verified when possible in the field. On the whole, a clear progressive decline of distribution and reduction of density of this species emerges, which can be reduced only by repeated restocking. This appears to be mainly due to the reduction of spawning habitats and to the competition with allochthonous –naturalised or not– fish species. Proposal following this study is to safeguard riverine habitats by means of 1) a different way to manage river channel; 2) a more careful management of this species where it still shows structured populations and of restocking. On the contrary, it will be more difficult to set a limit to predatory or trophic activity of allochthonous fish fauna. Failing these practices, tench would inevitably fall into the list of endangered species in Tuscany.

KEY WORDS: tench / Tuscany / distribution / risk of extinction

INTRODUZIONE

La pesca della tinca in Toscana ha rivestito da sempre un ruolo di grande interesse, professionale – soprattutto in passato per l'importanza del pesce d'acqua dolce nell'alimentazione umana (REPETTI, 1846; BARSANTI e ROMBAI, 1986)– e, nell'ultimo trentennio, sportivo, per le difficoltà che i pescatori devono superare per insidiare questa specie, notoriamente diffidente. L'uso della tinca per l'alimentazione ha subito una evidente contrazione, così come le altre specie di fiume o di lago, pur mantenendo un certo rilievo nella gastronomia locale.

Le segnalazioni di una drastica riduzione della specie, provenienti dal residuo settore della pesca professionale e da quello della pesca dilettantistica, sono divenute crescenti nel corso di questi ultimi anni. In particolare, per la capillare diffusione sul territorio, sono risultate evidenti le pressanti sollecitazioni delle associazioni della pesca dilettantistica e sportiva, che da tempo segnalavano il netto decremento e talvolta l'assenza delle catture in varie aree di tradizionale interesse alieutico. Da ciò lo stimolo a iniziare un primo monitoraggio, necessario per verificare le dimensioni del fenomeno, dal quale eventualmente trarre suggerimenti per le pubbliche amministrazioni e la ricerca scientifica ai fini di una migliore gestione della specie e delle acque.

MATERIALE E METODI

Oltre a esaminare le fonti storiche sulla presenza della tinca, in modo da delinearne lo *status* nel passato, sono state analizzate le informazioni fornite dalle amministrazioni provinciali fino a tutto l'anno 2003, derivate dalle indagini condotte a vario titolo sui corsi d'acqua che comprendessero anche monitoraggi sull'ittiofauna, dall'esame delle carte ittiche, dalle azioni di ripopolamento e dalla verifica delle specie identificate in seguito a morie per cause diverse. A partire poi dall'anno 2001 sono state considerate le informazioni provenienti dalle associazioni dei pescatori, comprese quelle delle guardie volontarie per la puntuale conoscenza dei luoghi, eseguendo alcune verifiche sul campo.

RISULTATI

I risultati dell'indagine sono di seguito descritti esaminando la situazione emersa per ciascun territorio provinciale.

Provincia di Massa-Carrara

Nella carta ittica della provincia la tinca non viene mai citata né risulta mai catturata nel corso dei campionamenti ittici (AMM. PROV. DI MASSA-CARRARA, 1998). La presenza della specie è invece nota da alcuni decenni nel lago Paduli (Comune di Comano) ove vige una Zona a Regolamento Specifico di recente istituzione. Il lago viene ripopolato periodicamente con trote fario ma non si ricordano immissioni di tinche negli ultimi 30-40 anni (Giuseppe Sisti, *in verbis*). Verifiche sul lago mediante campionamento hanno confermato la presenza di tinche di taglia discreta (lunghezza totale 30-40 cm; peso 500-900 g). L'Amministrazione Provinciale non ha mai eseguito immissioni di tinche nel territorio di sua competenza.

Provincia di Prato

La specie era ben presente nelle acque ciprinicole del fiume Bisenzio. Oggi le segnalazioni delle associazioni (pescatori e guardie volontarie) indicano solo catture sporadiche. Pur mancando una carta ittica, non risultano campionamenti ittici con esito positivo per la tinca, ritrovamenti in occasione di morie, né l'esecuzione di immissioni da parte dell'Amministrazione Provinciale.

Provincia di Lucca

Si tratta di una delle parti della Toscana nelle quali la tinca era in passato molto diffusa nei fiumi, nei canali della Versilia e nel lago di Massaciuccoli, dove era una delle specie oggetto di pesca professionale (insieme al luccio). Attualmente ha subito una forte contrazione nell'areale di Massaciuccoli, catturata sporadicamente anche dai pescatori professionisti. Anche in queste acque risulta crescente la presenza di potenziali competitori (carassio, persico trota, gambero rosso della Louisiana).

Nei canali e fossi della Versilia, recenti monitoraggi dell'Amministrazione Provinciale mirati alla ricerca della tinca non hanno portato ad alcuna cattura. Dall'analisi degli eventi di moria degli ultimi anni nel lago di Massaciuccoli, nei canali della Versilia e in quelli del comune di Lucca viene evidenziata una presenza solo episodica della specie. Alcune morie in acque di tradizionale presenza della tinca, hanno coinvolto sempre specie di elevata resistenza (carpa, carassio, anguilla), mentre non si è verificato alcun ritrovamento di questa specie.

L'Amministrazione Provinciale peraltro cerca di sostenere la presenza della specie compiendo periodiche immissioni di materiale di provenienza extra-regionale: sono noti quantitativi dal 1995 al 1999 pari a 1100 kg. Interventi di ripopolamento nel bacino artificiale di Gramolazzo, seguiti anche da immissioni di carpe, hanno evidenziato negli anni successivi ricatture solo di carpe.

Provincia di Pistoia

In passato nel Padule di Fucecchio, che ha svolto la funzione di fornitore di fauna ittica per Firenze e dintorni dal XIII fino al XVIII secolo, si pescavano tinche insieme ad altre specie (carpa, anguilla, luccio). Oggi la tinca è considerata rara per le catture solo occasionali, imputabili al progressivo inquinamento delle acque a partire dall'ultimo quarantennio, per gli scarichi civili, industriali e agricoli. Nelle acque a ciprinidi del pistoiese non sono emerse catture nei monitoraggi. Se per il passato i pescatori indicano la specie presente in vari torrenti (Brama, Mura, Ombrone pistoiese), oggi risulta solo una segnalazione nel torrente Stella.

Immessa probabilmente con le immissioni di "pesce bianco" condotte fino al 1998, non risultano tuttavia segnalazioni di catture nelle acque pubbliche. Non è stata rinvenuta mai in occasioni di morie, né nelle stazioni di campionamento della carta ittica provinciale (AMM. PROV. DI PISTOIA, 2003). Probabile la presenza in laghetti ed ex-cave per la pesca sportiva, possibili fonti della diffusione occasionale di alcuni soggetti.

Provincia di Firenze

Qui è disponibile una base conoscitiva piuttosto dettagliata della fauna ittica presente nelle acque pubbliche (NOCITA, 2002). La tinca è stata ritrovata in pochissime stazioni della carta ittica e con presenze scarse –da 1 a 5 soggetti– (torrente Greve, torrente Santerno, torrente Cascani). In alcune stazioni, campionamenti successivi effet-

tuati a un anno di distanza hanno avuto esito negativo.

Segnalazioni dei pescatori e delle guardie volontarie hanno evidenziato la presenza della tinca, con episodiche catture, nel fiume Elsa (campo di gara di Castelfiorentino) e nell'invaso di Bilancino (di immissione). La rarità della specie era già stata evidenziata in un recente monitoraggio del tratto fiorentino del fiume Arno, dove sono prevalenti alcuni competitori alloctoni (carassio, pesce gatto, siluro), con una sola cattura a monte della città (NOCITA, 2001). L'Amministrazione Provinciale ha eseguito nell'ultimo decennio una sola immissione (anno 2000).

Provincia di Arezzo

Presente in passato –è nel Valdarno un importante ritrovamento fossile pliocenico (AZZAROLI e LAZZERI, 1977)– sembra oggi in serio pericolo il mantenimento di popolazioni naturali in grado di autosostenersi. Secondo l'Amministrazione Provinciale la presenza attuale sembra essere condizionata dalle immissione di tinche 1+.

Le immissioni periodiche occupano gran parte delle acque a ciprinidi: fiume Arno, Canale Maestro della Chiana, vari corsi minori del Valdarno e della Valdichiana. Periodiche immissioni sono destinate ai bacini artificiali di Levane e La Penna (bacino dell'Arno) e all'invaso di Montedoglio (bacino del fiume Tevere). Il materiale di immissione è sempre stato di provenienza extra-regionale. Nelle stazioni della carta ittica Provinciale, in corso di realizzazione, è stata rinvenuta solo nel torrente Ciuffenna (affluente in destra dell'Arno). Come in altre province toscane, il declino dalle specie è stato osservato in parallelo alla crescente presenza degli uccelli ittiofagi e del persico trota.

Provincia di Pisa

La diffusione nei corsi d'acqua provinciali appare qui ancora confermata dalle segnalazioni di catture dei pescatori, poiché attraversata dai tratti finali di corsi importanti (Arno e Serchio) e quindi possibile conseguenza di spostamenti da altri territori a monte, dove si operano immissioni. Non risultano ripopolamenti operati dall'Amministrazione Provinciale. In passato la tinca ha avuto popolazioni certamente superiori, per la maggiore estensione delle aree umide e la minore incidenza dell'inquinamento delle acque.

Dall'indagine sono emerse tre aree di limitate dimensioni nella Fossa Nuova, nel Fosso Selaiola (affluente della Fossa Nuova) e nel Fosso in S. Giuliano (affluente del fiume Morto) dove le tinche sono presenti da lungo tempo con popolazioni riproduttive. Non si conosce tuttavia lo stato attuale di questi popolamenti, a seguito di recentissime escavazioni in alveo e dei periodici sfalci della vegetazione riparia ai quali sono soggetti questi corsi. Una buona presenza di tinche (di probabile immissione) è rinvenibile da alcuni anni nell'invaso artificiale di Santa Luce (GHILARDUCCI, 2002), nato dallo sbarramento del tratto iniziale del torrente Fine a servizio di un impianto industriale a valle, al confine con la Provincia di Livorno.

Provincia di Livorno

La tinca sembra essere stata sempre presente nella parte più a nord del territorio Provinciale, area di confine con la Provincia di Pisa, ed occasionalmente nel fiume Cecina. In un recente monitoraggio della fauna ittica dei corsi d'acqua livornesi è risultata presente solo in un modesto affluente del torrente Tora, a sua volta però servito dalle acque di un piccolo invaso privato dove la tinca è stata catturata (GUALTIERI e MECATTI, 2003). In occasione di morie di fauna ittica nella stessa area, dovute a mancata rimozione dall'acqua della vegetazione riparia falciata, non sono state rinvenute tinche. L'Amministrazione Provinciale non ha mai effettuato immissioni.

Provincia di Grosseto

Se in passato la tinca risultava presente in vari corsi d'acqua, aree umide (Diaccia Botrona) e canali di bonifica (Molla), oggi essa appare in netto decremento. Le cause sono da ricondurre alle ripetute morie estive conseguenti all'incuria nella gestione dei canali, alla scarsa circolazione dell'acqua con progressivo aumento della salinità (per l'evaporazione estiva) e agli sfalci di vegetazione acquatica, talvolta accompagnati da prosciugamenti (AMM. PROV. DI GROSSETO, 1999). Gli effetti sulla tinca, peraltro comuni a quelli su altre specie d'acqua dolce, tutte in diminuzione o scomparse (luccio), sembrano dovuti anche alla presenza di possibili competitori diretti (gambusia). L'analisi degli eventi di moria degli ultimi anni nel territorio grossetano ha evidenziato la presenza della tinca nel torrente Sovata (affluente del fiume Bruna). Risulta invece presente nel fiume Pecora, nel lago di San Floriano e forse (con soggetti d'immissione) nel lago dell'Accesa. Segnalazioni delle associazioni dei pescatori indicano nell'ultimo decennio una modesta presenza nella parte finale, ad acque dolci, dei fiumi Ombrone e Bruna, non confermata però da catture recenti. Dalla relazione tecnica finale per la stesura della carta ittica Provinciale la tinca non risulta mai campionata.

Provincia di Siena

Le tinche erano tipiche dei laghi di Chiusi e Montepulciano,

dove vige un diritto esclusivo di pesca, e oggetto di pesca professionale a scopo alimentare fino ad alcuni decenni fa. Nelle restanti acque provinciali a ciprinidi la tinca è sempre stata presente, ma la carta ittica la indica in diminuzione (LORO, 2000). Nei laghi di Chiusi e Montepulciano compete oggi con diverse specie ittiche alloctone (carassio, persico trota, persico sole, pesce gatto) e il suo mantenimento pare al momento sostenibile in larga parte solo con immissioni. Dall'analisi del pescato, dichiarato nei rendiconti annuali degli ultimi pescatori professionisti, la tinca risulta in rarefazione. Anche nella verifica delle specie presenti a seguito di morie per anossia –purtroppo periodiche in questi laghi fortemente eutrofizzati– la tinca è apparsa del tutto occasionale (PALMERINI, 2003a). Dalle verifiche delle catture registrate nei tesserini di pesca nel quadriennio 1999-2002 (COMITATO DI GESTIONE DEI LAGHI DI CHIUSI E MONTEPULCIANO, 2001; PALMERINI, 2003b), obbligatori nel lago di Chiusi, la tinca rappresenta in media solo il 2% delle catture, ma dal calcolo sono esclusi carassi e pesci gatto che costituiscono almeno l'80% della biomassa presente nelle acque. È stata segnalata recentemente nel fiume Merse.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dall'analisi documentale e di campo emerge per la tinca un quadro di sostanziale e progressiva riduzione dell'areale di distribuzione in Toscana. Quando la specie è stata rinvenuta, in occasione di monitoraggi eseguiti a vario titolo o campionamenti per la realizzazione di carte ittiche, la presenza è sempre risultata scarsa o occasionale. Anche nel caso di eventi di moria coinvolgenti specie di simile resistenza a inquinanti e ipossia, il ritrovamento appare episodico.

Gran parte delle Amministrazioni provinciali opera periodiche immissioni, indicandole spesso quale unico modo per sostenerne oggi la presenza, ma avvalendosi da sempre di partite ittiche di provenienza extra-regionale.

Le cause più evidenti della rarefazione sono da ricercare storicamente nella riduzione delle aree umide, nell'inquinamento delle acque, nella diminuzione di aree adeguate alla riproduzione (riduzione della vegetazione sommersa, aumento della velocità della corrente). La crescente presenza di specie alloctone, naturalizzate o meno, nelle acque da sempre popolate dalle tinche, sembra un ulteriore fattore che ne compromette la sopravvivenza.

La contrazione dell'area di diffusione della specie in Toscana, utilizzando quale indicatore le segnalazioni dei pescatori, appare particolarmente marcata negli ultimi 5-10 anni. Preso atto della scarsa probabilità che vengano rimosse le principali cause di rarefazione della tinca, le attuali strategie di gestione –perseguite anche dal Dipartimento di Scienze zootecniche– si indirizzano opportunamente verso il ritrovamento di popolamenti naturali e il loro mantenimento mediante la difesa degli habitat, la regolamentazione dell'attività alieutica (misure minime, divieti di pesca), nonché verso l'immissione di esemplari provenienti da riproduzione controllata e artificiale.

Ringraziamenti

Un ringraziamento doveroso va a tutti gli Uffici Pesca delle Amministrazioni Provinciali della Toscana per la disponibilità mostrata. Un grazie poi alle Associazioni dei pescatori dilettanti e sportivi F.I.P.S.AS., ARCI-PESCA F.I.S.A. ed ENAL-PESCA toscane per le preziose informazioni fornite.

Bibliografia

AMM. PROV. DI MASSA-CARRARA, 1998. *Carta ittica della Provincia di Massa-Carrara.* Massa Carrara.

AMM. PROV. DI PISTOIA, 2003. *Carta ittica della Provincia di Pistoia.* Pistoia.

AMM. PROV. DI GROSSETO, 1999. *Maremma riserva di natura.* Provincia di Grosseto informa. Suppl. n. 5, Grosseto, 128 pp.

AZZAROLI A., LAZZERI L., 1977. *I laghi del Valdarno Superiore.* Pubblicazione del Centro Studi Geologia Appennino, Pisa, 26: 1-4.

BARSANTI D., ROMBAI L., 1986. *La guerra delle acque in Toscana. Storia delle bonifiche dai Medici alla Riforma Agraria.* Edizioni Medicea. Firenze. 170 pp.

COMITATO DI GESTIONE DEI LAGHI DI CHIUSI E MONTEPULCIANO, 2001. Pescare nei laghi. *Bollettino del Comitato di Gestione dei laghi di Chiusi e di Montepulciano*, n. 1, agosto 2001.

GHILARDUCCI P.L., 2002. *A pesca in Toscana.* Ed. Greentime. Bologna. 208 pp.

GUALTIERI M., MECATTI M., 2003. *Monitoraggio della fauna ittica delle acque interne della provincia di Livorno.* Provincia di Livorno, Tip. Il David, Firenze. 132 pp.

LORO R., 2000. *Carta ittica della Provincia di Siena.* Amm. Prov. di Siena.

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. Provincia di Firenze. 254 pp.

PALMERINI E., 2003a. *Il lago di Montepulciano. Indagine sulla qualità delle acque, definizione dei livelli trofici e riflessi sulla fauna ittica.* Tesi di dottorato. Univ. degli Studi di Siena.

PALMERINI E., 2003b. *Resoconto relativo alla lettura e alla elaborazione dei permessi per l'esercizio della pesca sportiva nei laghi di Chiusi e di Montepulciano.* Amm. Prov. di Siena – Servizio Risorse Faunistiche.

REPETTI E., 1846. Dizionario geografico, fisico e storico della Toscana. Vol. 6: 1833-1846.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 309-312.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Presenza in provincia di Prato di specie di crostacei e pesci protette dalla legge regionale toscana sulla biodiversità

Annamaria Nocita[1*], Alessio Bruni[2], Lorenzo Gori[2], Silvia Barbaresi[2], Sara Fratini[2], Marco Vannini[2]

1 Museo di Storia Naturale, Sezione di Zoologia "La Specola", Università di Firenze, Via Romana 17 - 50125 Firenze

2 Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi", Università di Firenze, Via Romana 17 - 50125 Firenze

** Referente per la corrispondenza (nocita@unifi.it)*

Riassunto
È stata indagata la presenza/assenza sul territorio della Provincia di Prato di tre specie di crostacei (il granchio di fiume *Potamon fluviatile*, il gambero di fiume *Austropotamobius italicus* e il gamberetto di fiume *Palaemonetes antennarius*) e cinque di pesci (il ghiozzo dell'Arno *Padogobius nigricans*, lo scazzone *Cottus gobio*, il vairone *Leuciscus souffia*, la rovella *Rutilus rubilio* e il barbo canino *Barbus caninus*) menzionate nella Legge Regionale Toscana 6 aprile 2000, n. 56. Tutte le specie indagate, tranne il gamberetto di fiume e il barbo canino, sono risultate presenti nel territorio pratese. La distribuzione più ampia è stata registrata per il granchio ed il gambero di fiume e, tra i pesci, per il vairone, mentre la rovella è stata trovata in un'unica stazione. Alla luce dei risultati ottenuti sono fornite indicazioni per la designazione di aree protette.

PAROLE CHIAVE: biodiversità / crostacei / pesci / specie protette / SIR

Presence of protected crustaceans and fish in Prato Province
This study investigated the presence/absence in Prato Province (Tuscany, Italy) of three crustacean species (the river crab *Potamon fluviatile*, the white clawed crayfish *Austropotamobius italicus* and the grass shrimp *Palaemonetes antennarius*) and five fish species (the Arno goby *Padogobius nigricans*, the bullhead *Cottus gobio*, the soufie *Leuciscus souffia*, the rovella *Rutilus rubilio* and the barb *Barbus caninus*) mentioned in the Regional Tuscany Law on biodiversity.
All the studied species, with the exception of the grass shrimp and the barb, are present in Prato Province. The river crab, the white clawed crayfish and the soufie show the larger distribution area, while the rovella has been found in one site only. From our results, useful information for defining protected areas merges.

KEY WORDS: biodiversity / crustaceans / fish / protected species / SIR

INTRODUZIONE

In Toscana le norme per la conservazione e la tutela degli habitat naturali e seminaturali, della fauna e della flora selvatica sono discusse nella Legge Regionale 6 aprile 2000, n. 56, emanata in risposta al D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357 (Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche). Con tale legge la Toscana individua, tra le altre, le specie animali (allegato A2) di interesse regionale, la cui conservazione può richiedere la designazione di Siti di Importanza Regionale (SIR) e le specie animali protette (allegato B).

Il presente studio ha indagato la presenza/assenza sul territorio della Provincia di Prato di tre specie di crostacei (il granchio di fiume *Potamon fluviatile*, il gambero di fiume *Austropotamobius italicus* e il gamberetto di fiume *Palaemonetes antennarius*) e cinque di pesci (il ghiozzo dell'Arno *Padogobius nigricans*, lo scazzone *Cottus gobio*, il vairone *Leuciscus souffia*, la rovella *Rutilus rubilio* e il barbo canino *Barbus caninus*) incluse nell'allegato A2 della Legge Regionale 56/2000. Il granchio, il gamberetto di fiume, il ghiozzo dell'Arno e lo scazzone sono anche riportarti come specie protette nell'allegato B della stessa legge.

MATERIALI E METODI

Area di studio

La Provincia di Prato si estende in una zona dell'alta Toscana con un territorio in buona parte montano, ma con una popolosa pianura e una fertile zona collinare. Per quanto riguarda l'idrografia, nel territorio pratese scorrono il bacino dell'Arno e del Reno, separati l'uno dall'altro dallo spartiacque dell'Appennino Tosco–Emiliano e appartenenti, il primo, al distretto ittiofaunistico tosco-laziale e il secondo a quello padano-veneto (BIANCO, 1987). Il bacino del Fiume Arno compreso entro i limiti amministrativi pratesi è rappresentato da gran parte del sottobacino del Torrente Bisenzio (area di Prato, Vaiano, Cantagallo e Vernio), da parte di quello del Torrente Ombrone Pistoiese (area di Carmignano, Poggio a Caiano, Montemurlo e Prato) e in piccolissima parte da quello del Torrente Sieve. Il bacino del Fiume Reno è rappresentato nel territorio pratese da parte del sottobacino del Torrente Setta (area di Vernio) e da parte di quello del Torrente Limentra (area di Cantagallo).

Specie studiate

Il granchio di fiume e il gambero di fiume sono le uniche due specie di crostacei decapodi d'acqua dolce native delle acque italiane. La prima specie è presente dalla Sicilia fino all'Appennino Ligure-Tosco-Emiliano e nella Liguria orientale (PREZTMANN, 1987) mentre la seconda, considerata un complesso di due specie (*A. italicus* e *A. pallipes*), è presente dalla Calabria al Piemonte (FROGLIA, 1978; LAURENT, 1988). *A. italicus* è presente, con varie sottospecie, a sud dell'Appennino Tosco-Emiliano (FRATINI *et al.*, 2005).

Il gamberetto d'acqua dolce è presente dalla Sicilia alla Venezia Giulia e predilige acque calme di laghi, lagune ed estuari (FROGLIA, 1978).

Lo scazzone è autoctono delle Alpi e dell'Appennino e occupa solitamente aree di risorgiva e i tratti dei corsi d'acqua posti a maggiori quote altimetriche.

Il ghiozzo dell'Arno è endemico del distretto ittiogeografico tosco-laziale (bacino dell'Arno e del Tevere), ma è attualmente distribuito anche oltre lo spartiacque appenninico (bacino del Reno e del Lamone), dove risulta introdotto (AUTERI *et al.*, 1995; NOCITA, 2002). Anche all'interno del proprio areale di distribuzione originario vive in simpatria con il ghiozzo padano *P. bonelli*, endemico del distretto padano-veneto.

Il vairone è una specie tipica di ambienti pedemontani, ampiamente distribuita sul territorio italiano. Uno studio recente (KETMAIER *et al.*, 1998) ha evidenziato l'esistenza di differenze biochimiche tra popolazioni francesi, greche ed italiane di vairone e proposto la separazione di queste entità dal genere *Leuciscus*, cui venivano in precedenza assimilate, e la formazione di tre specie diverse (rispettivamente *Telestes souffia*, *T. muticellus* e *T. pleurobipunctatus*).

La rovella è autoctona del versante tirrenico dell'Italia centrale e meridionale ed è stata introdotta nel distretto padano-veneto (ALESSIO e GANDOLFI, 1983), in Calabria (BIANCO e TABORELLI, 1985) e in Sicilia (TIGANO e FERRITO, 1986).

Il barbo canino è originario del distretto padano-veneto, ma è stato introdotto anche nei tributari del versante tirrenico (AUTERI *et al.*, 1995; NOCITA, 2002).

Numerosi fattori sono all'origine della rarefazione del numero e della distribuzione delle popolazioni di tutte le specie indagate: l'inquinamento chimico delle acque (per acidificazione, eutrofizzazione e scarico di sostanze tossiche usate in agricoltura ed industria), le modificazioni dell'ambiente fisico (indotte dalla costruzione di dighe, sistemi di scarico, escavazioni, processi di canalizzazione e cementificazione degli argini), la pesca di frodo e l'introduzione di specie aliene.

Indagine sulla presenza/assenza delle specie

Lo studio è stato condotto negli anni 2002-2003, in particolare nei mesi aprile-ottobre. Lo studio ha interessato l'intero sistema idrografico della Provincia di Prato, per un totale di 130 siti campionati. I corsi d'acqua monitorati in più punti sono stati trattati come punti d'indagine distinti. I siti indagati sono stati georeferenziati secondo il sistema di coordinate geografiche Gauss–Boaga Fuso Ovest.

Per quanto riguarda il granchio e il gambero di fiume, la presenza è stata accertata, oltre che mediante l'osservazione di individui, anche tramite il reperimento di esuvie o resti di animali, dando particolare attenzione all'ispezione di potenziali rifugi, quali massi, cavità naturali e tane. La ricerca del gamberetto di fiume è stata invece condotta servendosi di un retino immanicato. Le ricerche sono state condotte tra la vegetazione sommersa in cui la specie vive (FROGLIA, 1978), concentrandosi sulle zone con velocità dell'acqua fortemente ridotta.

Per quanto riguarda i pesci, il campionamento è stato effettuato tramite elettropesca o retino immanicato, in relazione alla profondità dell'acqua.

Nel corso dello studio è stata anche indagata la presenza di specie alloctone, possibili competitori con le specie minacciate, quali la trota fario S*almo (trutta) trutta* e il

gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii*. Le specie dulciacquicole, infatti, annoverano tra le cause del loro declino anche la presenza di specie esotiche introdotte accidentalmente, a scopo alimentare o ludico–sportivo.

RISULTATI

Per evidenti motivi di conservazione e protezione nei confronti delle specie in esame e per espressa richiesta dell'Ente committente (Provincia di Prato, Ufficio Aree Protette), la distribuzione delle specie non viene riportata in dettaglio.

Con l'eccezione del gamberetto di fiume e del barbo canino, tutte le specie oggetto di studio sono state ritrovate in Provincia di Prato. Tuttavia, durante lo svolgimento della ricerca, il barbo canino è stato segnalato più volte, soprattutto nell'area settentrionale del territorio provinciale, dove esistono le condizioni ambientali adatte alla sopravvivenza di questa specie.

La presenza del granchio di fiume (20 siti su 130 campionati) è ristretta alla parte centro–meridionale del territorio della Provincia di Prato, mentre il gambero di fiume (21 siti su 130 campionati) si trova nella parte centro-settentrionale, in aree montane e pedemontane. Le due specie non sono mai state rinvenute nello stesso corso d'acqua, contrariamente a quanto rilevato in altre aree della Toscana (NOCITA, 2002).

Lo scazzone e il ghiozzo dell'Arno sono presenti soprattutto nella parte settentrionale del territorio pratese (rispettivamente in 9 e 7 siti su 130 campionati). Lo scazzone è presente sia sul versante adriatico (sottobacini del Limentra e del Setta) sia su quello tirrenico (sottobacino del Bisenzio) dell'Appennino. Il ghiozzo, endemico esclusivamente del versante tirrenico, è presente nel sottobacino del Bisenzio e in quello dell'Ombrone Pistoiese. L'analisi morfologica degli esemplari di ghiozzo catturati mostra che nessuno degli individui appartiene alla specie *Padogobius bonelli*, il ghiozzo padano endemico del distretto padano-veneto e registrato in altri corsi del bacino dell'Arno (NOCITA, 2002).

Sul territorio pratese è presente anche il vairone (12 siti su 130 campionati), con un'ampia distribuzione nelle zone pedemontane. La rovella è invece stata ritrovata in un solo corso d'acqua.

La presenza della trota fario è stata rilevata in area montana e pedemontana, spesso associata con lo scazzone e con il ghiozzo dell'Arno.

Il gambero rosso della Louisiana, specie invasiva ormai abbondantemente diffusa in Italia e presente anche in Toscana (GHERARDI *et al.*, 1999), non è stato mai rinvenuto nel corso del presente lavoro, ma recenti segnalazioni indicano la sua possibile presenza nel territorio indagato.

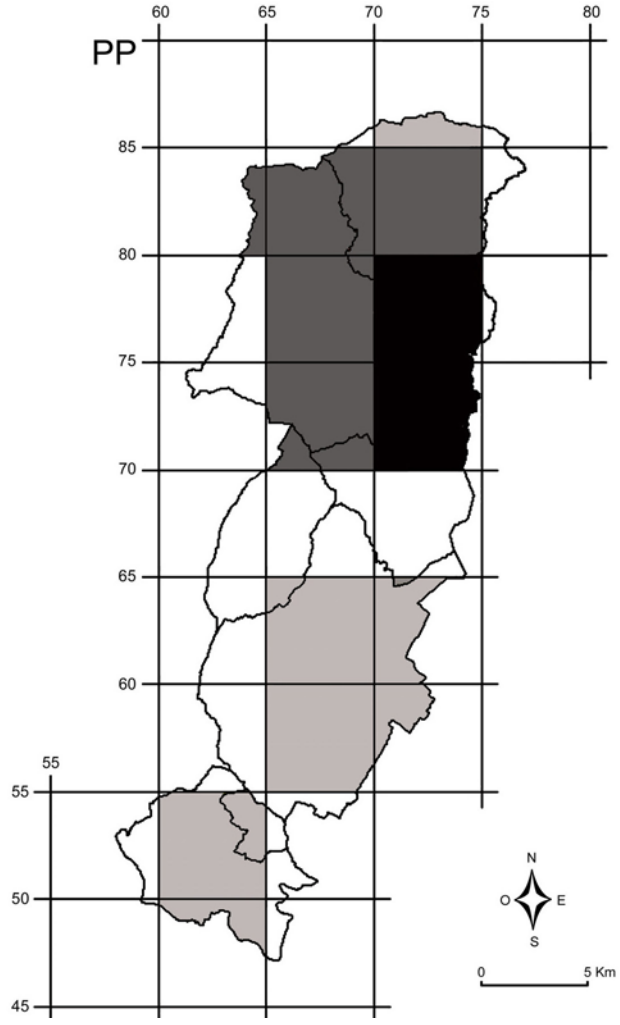


Fig. 1. Presenza nel territorio della Provincia di Prato delle specie indagate nel presente lavoro. In grigio chiaro le aree in cui è presente una sola specie, in grigio scuro quelle con tre specie ed in nero quelle con quattro specie. Il reticolo utilizza il sistema UTM.

CONCLUSIONI

La presenza di diverse specie protette, in quanto minacciate o rare, è uno dei criteri normalmente utilizzati per la definizione di ambienti da sottoporre a forme di tutela. Il principio di unità ecosistemica obbliga a considerare anche le zone limitrofe a quelle direttamente interessate dalla presenza di specie protette come aree da sottoporre a una gestione oculata; non è, infatti, possibile pensare che non vi siano influenze tra le zone eventualmente sottoposte a vincoli e quelle ad esse prossime.

I risultati ottenuti da questo studio possono costituire uno strumento per la definizione, da parte delle Autorità competenti, sia di nuove aree protette che di aree di rispetto intorno a queste ultime. Le aree più interessanti per la conservazione delle specie dulciacquicole qui indagate sono risultate quelle situate nella parte centro-settentrionale del territorio pratese (Comuni di Vaiano, Cantagallo e Vernio) per la contemporanea presenza di gran parte di esse (Fig. 1). In quest'area del territorio pratese sono già state istituite aree protette, sia d'interesse locale (le ANPIL "Alta Val Carigiola" e "Monteferrato"), sia d'interesse regionale e comunitario ("La Calvana" e "Monteferrato e Monte Javello").

I presenti dati sono inoltre utilizzabili per una corretta programmazione delle campagne ittiche di immissioni di salmonidi. Queste, infatti, dovrebbero essere effettuate soltanto dove non sono presenti le specie di crostacei e pesci protette, pur tenendo conto del fatto che è necessario individuare zone destinate alla pesca sportiva, poiché quest'ultima riveste un notevole ruolo sociale ed economico nel contesto locale.

Ringraziamenti

Si ringrazia: il Servizio Governo del Territorio - Aree Protette e Biodiversità della Provincia di Prato che ha finanziato l'intero progetto attraverso un contributo alla Sezione di Zoologia del Museo di Storia Naturale (Università degli Studi di Firenze); Saulo Bambi e Gabriele Pini per l'esecuzione, rispettivamente, delle foto e delle elaborazioni cartografiche; dott.ssa Valentina Vigiani per il valido aiuto alle operazioni di rilievo dati.

Bibliografia

ALESSIO G., GANDOLFI G., 1983. Censimento e distribuzione attuale delle specie ittiche del bacino del fiume Po. CNR - Istituto Ricerca Acque, Roma, *Quaderni*, **67**: 1-92.

AUTERI R., ABELLA A., BAINO R., RIGHINI P., SERENA F., SILVESTRI R., VOLIANI A., ZUCCHI A., 1995. *Gestione della fauna ittica. Carta ittica regionale*. I.S.T.I.P., Prov. Livorno e Regione Toscana, vol. VII, [IV]+147 pp, 2 cartine fuori testo.

BIANCO P.G., 1987. Inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. In: *Biologia e Gestione dell'Ittiofanuna Autoctona*, Atti II Convegno AIIAD, Torino: 41–65.

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** (1): 131-172.

FRATINI S., ZACCARA S., BARBARESI S., GRANDJEAN F., SOUTY–GROSSET C., CROSA G., GHERARDI F., 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity*, **94**: 108-118.

FROGLIA C., 1978. Decapodi (Crustacea Decapoda). In S. Ruffo (ed.) *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, vol. 4, AQ/1/9. Roma: Consiglio Nazionale delle Ricerche.

GHERARDI F., BALDACCINI G.N., BARBARESI S., ERCOLINI P., DE LUISE G., MAZZONI D., MORI M., 1999. Alien crayfish: the situation of Italy. *Crustacean Issues* **11**: 107–128.

KETMAIER V., COBOLLI M., DE MATTHAEIS E., BIANCO P.G., 1998. Allozymic variability and biogeographic relationships in two *Leuciscus* species complexes (Cyprinidae) from southern Europe, with the rehabilitation of the genus *Telestes* Bonaparte. *Italian Journal of Zoology* **65**: 41-48.

LAURENT P.J., 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interactions with other species in Europe. In D.M. Holdich e R.S. Lowery (eds), *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. The University Press, Cambridge: 341-364.

NOCITA A., 2002. *Carta Ittica della Provincia di Firenze*. Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca, Provincia di Firenze, [6] + 254 pp, 1 cartina fuori testo.

PREZTMANN G., 1987. A contribution to a historic analysis of Mediterranean freshwater decapods chorology. *Investigation Pesquera* **51**: 17–25.

TIGANO C., FERRITO C., 1986. Sulla presenza di *Rutilus rubilio* (Bp. 1837) in Sicilia (Pisces, Cyprinidae). *Animalia* **13**: 109-124.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 313-314.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

La carta ittica del Trentino

Marco Olivari, Paola Testa*

Servizio Foreste e Fauna Provincia Autonoma di Trento, Via G.B. Trener, 3 - 38100 Trento

* *Referente per la corrispondenza (pao_71@libero.it)*

Riassunto
Nel settembre 2001 la Giunta Provinciale ha approvato la revisione della Carta ittica, che è entrata in vigore nel gennaio 2002. Tale documento consiste in una revisione della precedente Carta ittica, redatta dall´Istituto Agrario di San Michele all'Adige nel 1982, la quale costituì il primo documento in Italia per la pianificazione della gestione della fauna ittica. I principi sui quali si fonda la nuova Carta ittica sono riconducibili nell'incremento della produttività ittica naturale nel rispetto dell'originaria composizione faunistica al fine di preservarne la rinnovabilità. In pratica, ciò significa "coltivazione naturalistica delle acque". Attualmente, la revisione della Carta ittica è in fase di aggiornamento grazie ad un programma di monitoraggio ittico sulle acque interne della Provincia Autonoma di Trento. Tale programma, affidato dal Servizio Foreste e Fauna all'Istituto Agrario di San Michele all'Adige, è iniziato nel settembre 2001 e proseguirà fino a tutto il 2006.

PAROLE CHIAVE: Carta ittica / coltivazione naturalistica acque / sfruttamento sostenibile acque interne / monitoraggio ittico

The fishing-map of Trentino
On the 21st September 2001 the Provincial Council of Trentino approved the revision of the Fishing-map, which came in effect in January 2002. This document consists of a revision of the previous Fishing-map developed by Istituto Agrario di San Michele all'Adige in 1982, which was the first planning document of fishing- fauna management in Italy. The concepts of the new Fishing-map are based on the development of natural fish productivity, in observance of the original biological diversity and natural environmental protection. The main function of Fishing-map is to calibrate the human activities to environmental reserves, furthering its cautious and supportable utilisation, in order to measure its renewal. Briefly, a new concept of freshwater naturalistic cultivation. Actually, the revision of the Fishing-map is getting up-to-date by a program of analysis on Trentino freshwater fishes. This program, awarded by Servizio Foreste e Fauna of Provincia Autonoma di Trento to Istituto Agrario di San Michele all'Adige, began in september 2001 and will finish at the end of 2006.

KEY WORDS: Fishing-map / freshwater naturalistic cultivation / supportable utilisation of freshwaters / fishing analysis

Il 21 settembre 2001 la Giunta provinciale della Provincia Autonoma di Trento ha approvato la revisione della Carta ittica, entrata in vigore a tutti gli effetti nel gennaio 2002.

Fattori quali la necessità di un continuo aggiornamento delle conoscenze ittiofaunistiche fondato sul monitoraggio ambientale e ittico, unita ai numerosi progressi tecnici compiuti dalle associazioni concessionarie dei diritti di pesca e alle mutate condizioni ambientali di molti ambienti acquatici, hanno reso indispensabile una revisione e un aggiornamento dei criteri tecnico-scientifici che ispirarono la prima Carta ittica, elaborata dall'allora Stazione Sperimentale Agraria di S. Michele all'Adige e approvata dalla Giunta Provinciale nel 1982, che costituì il primo documento tecnico-scientifico per la pianificazione della gestione della fauna ittica.

Gli obiettivi fondamentali della nuova Carta ittica, in accordo con la vigente legge in materia di pesca e gestione della fauna ittica (L.P. 60/78) sono sintetizzabili nell'incremento della produttività ittica naturale, nel rispetto della diversità biologica originaria delle spe-

cie e nella tutela dell'ambiente naturale. Funzione principale della Carta ittica, quale piano di gestione delle risorse naturali, è pertanto calibrare le attività umane alle disponibilità ambientali, favorendone uno sfruttamento misurato e sostenibile al fine di preservarne la rinnovabilità.

A differenza della precedente Carta ittica, nell'attuale revisione viene posta maggior attenzione sia al dettaglio territoriale (vengono definiti degli "ecosistemi omogenei" che costituiscono le porzioni elementari della rete idrografica cui fare riferimento nell'indagine ambientale e ittiofaunistica e nelle indicazioni e prescrizioni finali) sia agli aspetti qualitativi dei popolamenti ittici dei singoli corpi idrici, in particolare alla distinzione tra le varie specie ittiche autoctone, in modo tale che per ogni corpo idrico sia disponibile un preciso elenco delle specie che ne costituiscono la fauna spontanea.

Risulta evidente l'approccio di tipo ecologico dato allo studio della complessità qualitativa e quantitativa dei popolamenti ittici ed alla pianificazione del loro utilizzo, con una rivalutazione del concetto di "coltivazione naturalistica" delle acque.

Sono state previste due fasi di realizzazione. La prima, di transizione, si è conclusa con la definizione e l'approvazione della Carta ittica attraverso la revisione dei principi di pianificazione ittiofaunistica secondo i criteri generali e le metodologie prospettati nella sezione generale. La seconda consiste nell'aggiornamento dei dati ittiologici e ambientali della Carta ittica al fine di colmare le lacune conoscitive relative agli ecosistemi omogenei e ai loro popolamenti ittici.

A tale scopo il Servizio Faunistico (ora Servizio Foreste e Fauna) ha affidato all'Istituto Agrario di San Michele l'incarico per il monitoraggio ittico sulle acque trentine. Le indagini ittiche sono iniziate nel settembre 2001 e proseguiranno sino al 2006, in modo da coprire l'intera rete degli ecosistemi acquatici a priorità 1 e 2 del territorio provinciale.

Il periodo 2001-2006 vede pertanto gli esperti di S. Michele e del Servizio Foreste e Fauna impegnati nella fase di monitoraggio della fauna ittica che, attraverso l'analisi qualitativa e quantitativa dei popolamenti ittici, è di fondamentale importanza per una corretta gestione della pesca, in modo che il prelievo alieutico non costituisca un ostacolo eccessivo al naturale sviluppo delle popolazioni ittiche.

Ai fini della valutazione del popolamento ittico degli ambienti di acque correnti e dei laghi, le metodologie utilizzate sono quelle del protocollo delle indagini previsto dalla Carta Ittica.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 315-319.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Accrescimento dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco

Roberta Pace, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Giovanni Pedicillo, Alessandro Trusso, Massimo Lorenzoni*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi di Perugia, via Elce di sotto - 06123 Perugia

* *Referente per la corrispondenza (fax 075 5855716; lorenzon@unipg.it)*

RIASSUNTO

Scopo della ricerca è indagare alcune caratteristiche biologiche della popolazione di acerina (*Gymnocephalus cernuus* L.) del lago di Piediluco. Il campionamento è stato condotto dal giugno 1999 al marzo 2002, con una cadenza mensile ed il campione risulta composto da 327 femmine e 58 maschi. Per ogni esemplare catturato sono stati misurati la lunghezza totale (Lt), la lunghezza standard (Ls), il peso (P) e attribuita l'età mediante scalimetria. Il sesso è stato determinato mediante l'esame microscopico delle gonadi. Per 331 individui sono state scelte le quattro scaglie migliori, sulle quali sono stati misurati, mediante sistema di analisi delle immagini (IAS 2000), il raggio della squama e il raggio di tutti gli annuli presenti per effettuare una stima dell'accrescimento mediante retrocalcolo. Per entrambi i sessi sono state calcolate la regressione Lt/Ls e Lt/peso, è stato valutato l'accrescimento teorico in lunghezza mediante il modello di Von Bertalanffy, effettuato il retrocalcolo e verificata la presenza del fenomeno di Lee.

I risultati hanno evidenziato che nel lago di Piediluco l'acerina presenta un accrescimento rapido, uguale o migliore rispetto agli ambienti di origine della specie. L'accrescimento stagionale ed il retrocalcolo hanno indicato l'esistenza di una possibile mortalità differenziale a scapito degli esemplari di più piccola taglia. Nella popolazione del lago di Piediluco è presente inoltre un accentuato dimorfismo sessuale nell'accrescimento, evidenziato dalla regressione lunghezza-peso, dalle curve di accrescimento teorico in lunghezza e dall'accrescimento retrocalcolato.

PAROLE CHIAVE: Acerina / accrescimento / specie esotiche / lago di Piediluco

Growth of the ruffe *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) in lake Piediluco

The aim of this study was to analyse some biological characteristics of the ruffe population (*Gymnocephalus cernuus* L.) in lake Piediluco. Monthly samples were collected from June 1999 to March 2002. The total sample was made up of 327 females and 58 males. All specimens were measured for total length (TL), standard length (SL) and weight (W). The age of fish was determined using the scalimetric method. The sex was determined by microscope analysis of gonads. To evaluate growth by back calculation, for 331 specimens were chosen four better scales, on which were measured, using a system of images' analysis (IAS 2000), the radius of the scale and the radius of each annulus. For both sexes was calculated the TL/SL regression, the TL/W regression, estimated the theoretical growth in length using Von Bertalanffy's model, applied back calculation and verified the presence of Lee's phenomenon.

The results showed that in lake Piediluco the growth of ruffe is fast, equal or better than original environments of the species. Seasonal growth and back calculation showed the existence of possible differential mortality prejudicial to small size specimens. The population of lake Piediluco showed, moreover, a marked sexual dimorphism in growth, evidenced from TL/W regression, theoretical growth in length and back calculated growth.

KEY WORDS: Ruffe / growth / exotic species / lake Piediluco

INTRODUZIONE

La fauna ittica autoctona delle acque interne italiane ha subito nel corso degli anni un progressivo impoverimento dovuto ad un generale degrado degli ecosistemi acquatici, conseguente alle attività antropiche (SOMMANI, 1967). L'inquinamento e l'eutrofizzazione delle acque, le alterazioni della morfo-

logia fluviale e dei regimi idrologici, la creazione di barriere alla circolazione dei pesci sono tra i principali fattori di perturbazione della fauna ittica. A questi elementi si deve inoltre aggiungere l'introduzione di specie esotiche, che è stata definita uno dei più importanti e meno studiati fattori di degrado degli ecosistemi acquatici (MILLS *et al.*, 1993; LEACH, 1995; LODGE *et al.*, 2000; MACK *et al.*, 2000).

Tra le specie esotiche acclimatate di recente nel bacino del Tevere vi è l'acerina (*Gymnocephalus cernuus* L.), segnalata in Umbria nell'invaso di Corbara e nel lago di Piediluco (CAROSI *et al.*, 1998). Dove l'acerina è presente diviene probabile una sua interazione a danno delle specie indigene, per competizione alimentare, predazione delle uova e degli stadi giovanili. La gestione delle specie introdotte è spesso un aspetto cruciale per mantenere la biodiversità e garantire le funzioni degli ecosistemi acquatici (BYERS *et al.*, 2002), ma per avere successo ogni strategia gestionale richiede una vasta serie di conoscenze sulla diffusione, l'ecologia, la biologia delle specie introdotte e sugli effetti che queste producono nelle comunità originarie. Per questo motivo è stata intrapresa una ricerca che ha, appunto, lo scopo di indagare alcune caratteristiche biologiche della popolazione di acerina del lago di Piediluco.

MATERIALI E METODI

Il lago di Piediluco è per estensione il secondo lago naturale dell'Umbria dopo il Trasimeno: è situato nella parte più avanzata della piana di Rieti ed ha una superficie di 1,67 km^2. Il suo bacino naturale presenta un'estensione di 74,17 km^2, ma è stato ampliato in misura notevole (3204 km^2) per permettere lo sfruttamento idroelettrico delle acque del lago (MEARELLI, 1981).

Il campionamento è stato condotto mediante reti dal giugno 1999 al marzo 2002, con una cadenza mensile. Il campione è composto in totale da 327 femmine e 58 maschi. Per ogni esemplare catturato sono stati misurati la lunghezza totale (Lt), la lunghezza standard (Ls), il peso (P) (ANDERSON e NEUMANN, 1996) e attribuita l'età mediante scalimetria (DEVRIES e FRIE, 1996); il sesso è stato determinato mediante l'esame microscopico delle gonadi (BAGENAL, 1978).

Per 331 individui sono state scelte le quattro scaglie migliori, sulle quali sono stati misurati, mediante sistema di analisi delle immagini (IAS 2000), il raggio della squama e il raggio di tutti gli annuli presenti: ciò per effettuare una stima dell'accrescimento mediante retrocalcolo (BAGENAL, 1978). Per entrambi i sessi è stata calcolata la regressione Ls/peso (BAGENAL, 1978):

$$P = a\,Ls^b$$

in cui P è il peso (in g) e Ls è la lunghezza standard (in cm). L'accrescimento teorico in lunghezza è stato valutato mediante il modello di VON BERTALANFFY (1938):

$$Ls = L_\infty\{1-e^{[-k\,(t-t0)]}\}$$

dove: Ls= lunghezza standard (in cm); L_∞= massima taglia teorica (in cm); k= velocità di accrescimento (in anni^{-1}); t_0= età teorica alla quale il pesce ha lunghezza 0 (in anni). I valori utilizzati nell'analisi sono le età e le lunghezze dei singoli individui. Il parametro Φ, che permette di confrontare l'accrescimento teorico in lunghezza di popolazioni diverse, è stato calcolato mediante la formula (PAULY e MUNRO, 1984):

$$\Phi = \log(k)+2\log(L_\infty).$$

L'accrescimento stagionale in lunghezza è stato valutato per le sole femmine nelle classi di età 1+, 2+ e 3+ calcolando il valore medio della lunghezza standard sul campione disaggregato per stagione di campionamento.

Per il retrocalcolo è stata utilizzata la formula (LEE 1920; FRASER, 1910):

$$L_n\text{-}a = R_n/Rs(Ls\text{-}a)$$

dove: L_n= lunghezza relativa all'età n (in mm); a= costante calcolata mediante regressione (Ls=a+b Rs) fra la lunghezza dei singoli esemplari ed i raggi della scaglia; R_n= raggio dell'annulo n (in mm); Rs= raggio totale della scaglia (in mm); Ls= lunghezza standard del pesce alla cattura (in cm). La presenza del fenomeno di Lee è stata verificata confrontando le lunghezze standard retrocalcolate alle varie età (n) fra gli esemplari di età (n) e quelli di età superiore (n+i) (BAGENAL,1978); tale analisi è stata condotta esclusivamente negli esemplari di sesso femminile a causa del ridotto numero di maschi.

RISULTATI

Gli esemplari che costituiscono il campione analizzato hanno età comprese da 0,33 a 6 anni; le femmine appaiono molto più nu-

Tab. I. Statistica descrittiva di lunghezza, peso ed età nel campione disaggregato per sesso.

	femmine (N=327)			**maschi** (N=58)		
	LS (cm)	Peso (g)	Età (anni)	LS (cm)	Peso (g)	Età (anni)
Valore medio	13,35	52,69	2,85	9,56	18,77	1,86
Mediana	13,70	51,90	2,90	9,55	17,90	1,50
Valore minimo	6,50	5,10	0,33	5,60	3,40	0,90
Valore massimo	19,10	141,00	6,00	14,10	62,50	4,33
Deviazione Standard	2,35	25,55	0,95	1,44	9,32	0,64

merose, più anziane e quindi di taglia media maggiore rispetto ai maschi (Tab. I); il confronto effettuato mediante t-test evidenzia che le differenze nei valori medi calcolati nei due sessi sono altamente significative per la lunghezza standard (t=141,406; p=0,001), per il peso (t=99,618; p=0,001) e per l'età (t=57,175; p=0,001).

Le relazioni lunghezza standard-peso sono:

$P = 0{,}015\ Ls^{3{,}102}$ ($R^2 = 96{,}23\%$) nelle femmine,

$P = 0{,}0157\ Ls^{3{,}106}$ ($R^2 = 93{,}86\%$) nei maschi.

Il confronto tra le regressioni, condotto mediante analisi della covarianza, ha evidenziato differenze altamente significative fra i due sessi (F=11,515; p=0,001).

Le equazioni trovate nell'analisi dell'accrescimento teorico in lunghezza sono:

$Ls = 14{,}052\,(1\text{-}e^{(-0{,}480\,(t+0{,}583))})$ nei maschi (R^2=70,72) (Fig. 1),

$Ls = 21{,}954\,(1\text{-}e^{(-0{,}253\,(t+0{,}961))})$ nelle femmine (R^2=78,64%) (Fig. 2).

I valori di Φ sono pari a 2,09 per le femmine e a 1,98 nei maschi.

L'andamento dell'accrescimento stagionale per le femmine è mostrato nella figura 3.

Le lunghezze retrocalcolate alle varie età per i maschi e le femmine sono riportate nella tabella II: il confronto effettuato con il t-test nei valori medi calcolati mostra come a tutte le età le femmine risultano più lunghe rispetto ai maschi. Il confronto fra i valori medi delle lunghezze standard retrocalcolate alle varie età fra gli esemplari di età (n) e quelli di età superiore (n+i), effettuato nelle femmine mediante t-test (Tab. III), mostra l'esistenza di un fenomeno di Lee inverso, che caratterizza la classe di età più giovane (1 anno) e che avvantaggia gli esemplari di taglia maggiore. Il fenomeno di Lee presuppone infatti l'esistenza di una

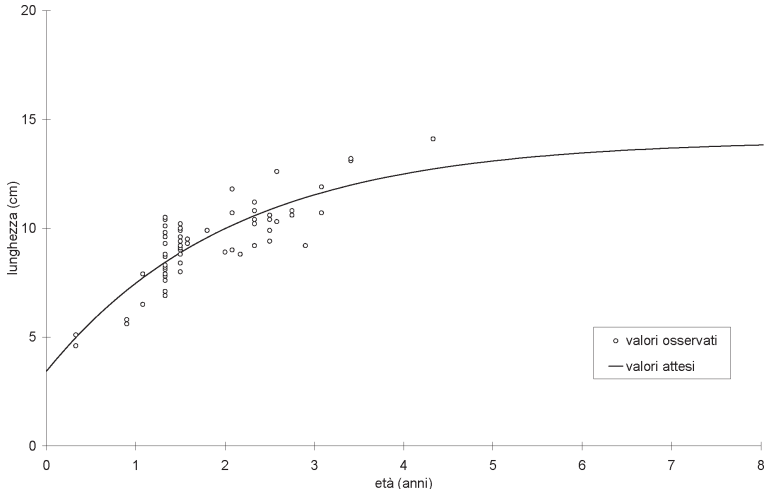


Fig. 1. Accrescimento teorico in lunghezza nel campione di sesso maschile.

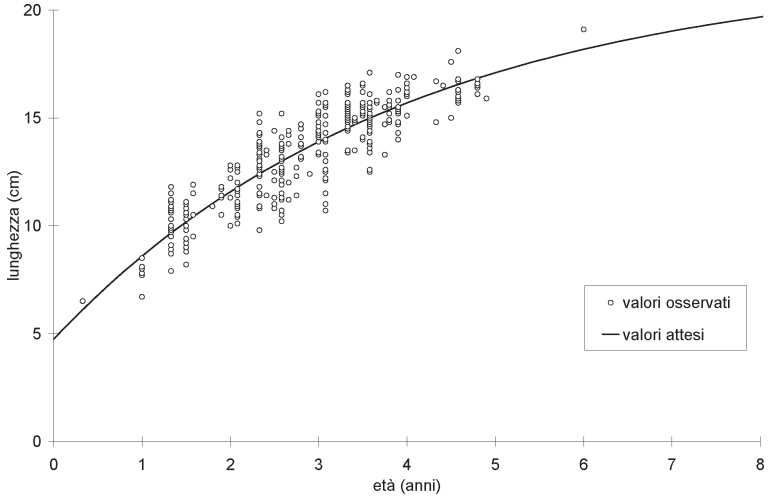


Fig. 2. Accrescimento teorico in lunghezza nel campione di sesso femminile.

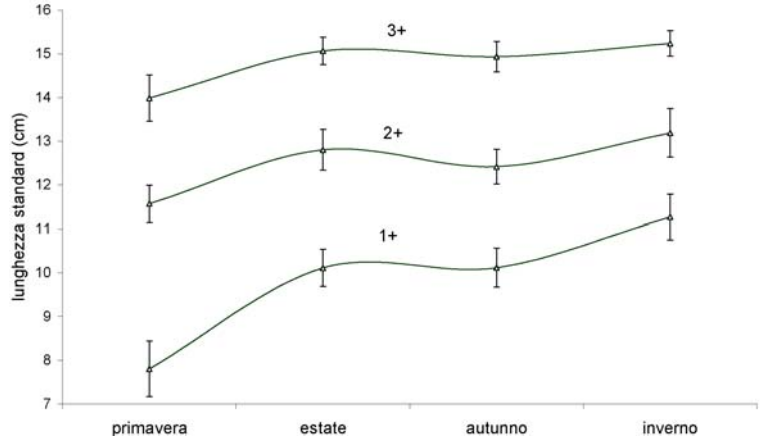


Fig. 3. Accrescimento stagionale per il campione di sesso femminile.

mortalità differenziale negli individui in funzione della taglia e si verifica quando le lunghezze retrocalcolate, per un dato gruppo di età, sono più piccole quanto più grande è il pesce preso in esame (BAGENAL, 1978). Al contrario si produce un fenomeno di Lee inverso quando le lunghezze retrocalcolate sono maggiori quanto più grandi sono i pesci da cui sono ricavati.

Tab. II. Valori medi delle lunghezze retrocalcolate nel campione disaggregato per sesso e classe di età (a destra, risultati del t-test).

Età	Lunghezze retrocalcolate (in mm)				t	p
	femmine		maschi			
(anni)	N. Valori	media	N. Valori	media		
1	55	78,736	30	69,416	8,778	0,001
2	105	111,019	22	90,338	8,750	0,001
3	127	135,117	2	109,838	6,699	0,001
4	28	153,465	1	127,866	3,446	

Tab. III. Fenomeno di Lee nel campione di sesso femminile (a destra: t-test).

Età	Lunghezze retrocalcolate (in mm)				t	p
	n		n+1			
(anni)	N. Valori	media	N. Valori	media		
1	55	76,221	221	79,362	3,022	0,003
2	93	110,756	128	111,209	0,315	0,753
3	105	135,476	23	133,479	0,809	0,420
4	22	153,306	1	157,126	0,495	0,625

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dai risultati della ricerca emerge che l'acerina è una specie che ben si adatta alle caratteristiche ambientali del lago di Piediluco, dove è riuscita ad insediarsi con successo: il suo accrescimento risulta analogo o migliore rispetto ad altre località europee dove la specie è originaria (HUUSKO, 1990; HOLKER e HAMMER,1994; CAROSI *et al.*, 1998). I valori della taglia massima degli esemplari catturati nel lago di Piediluco risultano elevati (lunghezza standard=19,10 cm; peso=141 g) e maggiori di quelli rilevati nel corso di una precedente ricerca nella popolazione dell'invaso di Corbara (valore massimo della lunghezza standard pari a 15 cm, per un peso di 37,80 g) e nella popolazione del fiume Saar in Germania (lunghezza standard massima di 11,30 cm per un peso di 34,40 g) (CAROSI *et al.*, 1998). La lunghezza massima raggiunta dall'acerina solo eccezionalmente supera i 25 cm (LADIGES e VOGT, 1965), mentre di norma si attesta attorno ai 15 cm (BERG, 1965); la longevità delle specie generalmente non supera i 5-6 anni di età (MUUS e DAHLSTROM, 1967), anche se forse può raggiungere i 10 anni (BRUNO e MAUGERI, 1992).

Il campione analizzato è composto in larga misura da femmine (84,93% femmine, 15,07% maschi); altre ricerche hanno evidenziato che nella popolazione il rapporto fra i sessi si sposta progressivamente a favore delle femmine con il progredire dell'età (TRUSSO *et al.*, 2006a). Tale situazione può essere in parte dovuta ad una selettività degli attrezzi di cattura usati per il campionamento degli esemplari, ma prospetta anche l'esistenza di una mortalità differenziale fra i sessi, che avvantaggia le femmine rispetto ai maschi. La caratteristica più evidente della popolazione di acerina del lago di Piediluco è l'esistenza di un accentuato dimorfismo sessuale nell'accrescimento: la relazione lunghezza-peso, l'accrescimento teorico in lunghezza ed il retrocalcolo mostrano come, a parità di lunghezza standard, le femmine raggiungano un peso superiore ai maschi e come siano maggiori nelle prime la massima taglia teorica (L_∞), i valori di Φ e le taglie retrocalcolate a tutte le età.

Tra le indicazioni che emergono dalla ricerca c'è la possibilità che alcune interazioni intraspecifiche o interspecifiche (competizione interspecifica e predazione) possano risultare di particolare importanza nell'ecologia della popolazione (TRUSSO *et al.*, 2006). Sembra infatti evidenziarsi nel lago di Piediluco la possibilità dell'esistenza di una mortalità differenziale che riguarda i due sessi e le classi di età più giovani e che avviene a scapito degli esemplari di taglia minore. Altre ricerche hanno evidenziato come sia altamente probabile la presenza di una competizione alimentare con il persico reale (*Perca fluviatilis* L.) (TRUSSO *et al.*, 2006b) che quindi potrebbe essere una delle più probabili cause di tale fenomeno.

L'analisi dell'accrescimento stagionale ha evidenziato che la crescita in lunghezza non è costante in tutto l'arco dell'anno, ma si realizza soprattutto in primavera e in autunno senza mostrare una stasi nel periodo invernale: è possibile che ciò non sia dovuto ad un reale aumento in lunghezza degli individui, ma sia la conseguenza di una mortalità differenziale, che si realizza a scapito degli individui di dimensioni minori. L'inverno è infatti un periodo particolarmente critico per molte specie ittiche nelle quali, a causa delle basse temperature e della riduzione delle disponibilità di cibo, si può assistere ad un incremento della mortalità, in particolare negli esemplari più piccoli

e malnutriti per l'esistenza di competizione intra e interspecifica (BUIJSE e HOUTHUIJZEN, 1992; LUDSIN e DE VRIES, 1997). Il riscontro del fenomeno di Lee inverso nelle classi di età più giovani (1 anno) della popolazione di acerina del lago Piediluco è un'ulteriore conferma dell'esistenza di fenomeni di predazione o competizione intraspecifica tra gli esemplari più giovani che avvantaggia quelli di maggiori dimensioni.

Bibliografia

ANDERSON R.O., NEUMANN R.M., 1996. Length, weight and associated structural indices. In Murphy B.R. e Willis D.W. (editors): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda: 447-482.

BAGENAL T.B., 1978. *Fish production in fresh waters*. Ed. Blackwell, London, 365 pp.

BERG L.S., 1965. *Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. II. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. 497 pp.

BRUNO S., MAUGERI S., 1992. *Pesci d'acqua dolce*. Atlante d'Europa, Mondatori, 207 pp.

BUIJSE A., HOUTHUIJZEN R.P., 1992. Piscivory, growth and size selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*: **49**: 894-902.

BYERS J.E., REICHARD S., RANDALL J. M., PARKER I.M., SMITH C.S., LONSDALE W.M., 2002. Directing research to reduce the impacts of non indigenous species. *Conservation Biology*, **16** (3): 630-640.

CAROSI A., DORR M., GIOVINAZZO G., LORENZONI L., MEARELLI M., 1998. *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus,1758) (*Osteichthyes, Percidae*) nel bacino del fiume Tevere. *Quaderni ETP*, **27**: 103-108.

DE VRIES D.R., FRIE R.V., 1996. Determination of age and growth. In Murphy B.R. e Willis D.W. (editors): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda: 483-511.

FRASER C.M., 1910. Growth of the spring salmon. *Trans. Pacif. Fish. Soc. Seattle*, 1915: 29-39.

HOLKER F., HAMMER C., 1994. Growth and food of the *Gymnocephalus cernuus* (L.) in the Elbe estuary. *Arch. Fish. Mar. Res.*, **42** (1): 47-62.

HUUSKO U., 1990. Study on the fisheries of the River Kuusinkijoki. *Riistaja kalatalouden tutkimuslaitos*,**14**: 3-13.

LADIGES W., VOGT D.,1965. *Die Subwasserfische Europas*. Verlag Paul Parey, Hamburg, 250 pp.

LEACH J.H., 1995. Non indigenous species in the Great Lakes: were colonization and damage to ecosystem predictable? *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, **4**: 117-128.

LEE R.M., 1920. A review of the methods of age and growth determination by means of scales. *Fishery Invest.*, **4**: 2-32.

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.

LUDSIN S.A., DE VRIES D.R., 1997. First-year recruitment of largemouth bass: the interdependency of early life stages. *Ecol. Appl.*, **7**(3): 1024-1038.

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 in Ecology*, **5**: 1-24.

MEARELLI M., 1981. Il lago di Piediluco, *Umbria Economia*, **2**: 77-95.

MILLS E.L., LEACH J.H., CARLTON J.T., SECOR C.L., 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions, *Journal of great Lakes Research*, **19**: 1-54.

MUUS B.J., DAHLSTROM P., 1967. *Guida ai pesci d'acqua dolce d'Europa*. Officine Grafiche Calderini, Bologna, 219 pp.

PAULY D., MUNRO J.L., 1984. Once more on comparation of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, **1**(2): 21-22.

SOMMANI E., 1967. Variazioni apportate all'ittiofauna italiana dall'attività dell'uomo. *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, **22**(2): 149-166.

TRUSSO A., CAROSI A., CORBOLI M., PACE R., PEDICILLO G., LORENZONI M. (2006a): Biologia riproduttiva dell'acerina (*Gymnocephalus cernuus* Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco. *Atti X° Convegno Aiiad. Pescara*, 2-3 Aprile, 2004. *Biologia Ambientale*, **20**(1): 321-324.

TRUSSO A., CAROSI A., CORBOLI M., PACE R., PEDICILLO G., LORENZONI M., 2006b. Dieta dell'acerina (*Gymnocephalus cernuus* Linnaeus, 1758) e del persico reale (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco. *Atti X° Convegno Aiiad. Pescara*, 2-3 Aprile, 2004. *Biologia Ambientale*, **20**(1): 343-347.

VON BERTALANFFY L., 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, **10**: 181-243.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 321-324.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Biologia riproduttiva dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) nel lago di Piediluco

Alessandro Trusso, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Roberta Pace, Giovanni Pedicillo, Massimo Lorenzoni*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi di Perugia, via Elce di sotto - 06123 Perugia

* *Referente per la corrispondenza (fax 075 5855716; lorenzon@unipg.it)*

RIASSUNTO

L'acerina (*Gymnocephalus cernuus* L.) è stata di recente segnalata in Umbria, dove è diffusa nell'invaso di Corbara e nel lago di Piediluco. Un'efficace gestione delle specie introdotte richiede una vasta serie di conoscenze sulla loro ecologia e biologia, per determinare gli effetti che queste producono sulle comunità originarie. Per tale motivo è stata intrapresa una ricerca che ha lo scopo di approfondire le conoscenze sulla biologia riproduttiva della popolazione di acerina presente nel lago di Piediluco. La ricerca ha permesso di valutare l'età di raggiungimento della maturità sessuale, il periodo riproduttivo, la fecondità assoluta, la fecondità relativa, il diametro delle uova e l'andamento nel corso dell'anno dell'indice gonadosomatico (GSI). Il campione è composto in totale da 327 femmine e 58 maschi. La maturità sessuale viene raggiunta in entrambi i sessi al termine del primo anno di vita. L'indice gonadosomatico (GSI) nelle femmine registra i valori massimi in aprile (media=13,22) e maggio (media=13,68), mentre il valore minimo si riscontra in agosto (media=2,38). Il diametro medio delle uova è 1,12 mm. Il valore medio delle uova prodotte per ogni femmina è 11.961 ed aumenta progressivamente con la taglia dell'individuo, mentre la fecondità relativa presenta un valore medio di 239.415 uova/kg. Tale analisi ha evidenziato alcune importanti caratteristiche biologiche dell'acerina sinora poco note per le popolazioni italiane della specie.

Parole chiave: Acerina / biologia riproduttiva / maturità sessuale / fecondità / diametro uova

Reproductive biology of ruffe *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) in lake Piediluco

The ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.) is a recently introduced species in Umbria, were it is diffused in Corbara reservoir and in lake Piediluco. Many information about ecology and biology of exotic species are needed to evaluate the effects of their introduction on the original fish community. The aim of this study was to analyse reproductive biology of the ruffe population in lake Piediluco. The age of sexual maturity, the spawning period, the absolute fecundity, the relative fecundity, the diameter of eggs and the annual trend of gonadosomatic index were evaluated. The total sample was made up of 327 females and 58 males. Sexual maturation occurred in both sexes at the end of the first year of life. Gonadosomatic index in the females recorded the maximum values in April (average=13.22) and May (average=13.68), while the minimal value was observed in August (average=2.38). The average diameter of eggs was 1.12 mm. The average value of eggs produced for each female was 11961, and it increased according to the size of specimens, while for the relative fecundity was observed an average value of 239,415 eggs/kg. This analysis has evidenced some important biological characteristics of ruffe, not well-known for the Italian population of the species.

Key words: Ruffe / reproductive biology / sexual maturity / fecundity / eggs diameter

INTRODUZIONE

L'acerina è un percide bentonico che vive nel corso inferiore dei fiumi, in acque ferme o scarsamente correnti, e nei laghi. La sua distribuzione originaria comprende l'Europa centro-orientale e l'Asia; tuttavia negli ultimi anni il suo areale si è notevolmente esteso, a causa di immissioni accidentali operate dall'uomo, fino a colonizzare con successo anche l'America settentrionale, dove ha causato un drammatico declino delle popolazioni ittiche autoctone (Pratt *et al.*, 1992). Segnalata per la prima volta

in Umbria nel 1996 nel lago di Corbara (CAROSI *et al.*, 1998), l'acerina si è diffusa anche nel lago di Piediluco dove è divenuta negli ultimi anni sempre più abbondante (GRAMACCIA, 2000). L'elevato tasso di fecondità, l'ampio spettro alimentare, la tolleranza alle alte temperature, la possibilità di adattarsi ad ampie variazioni di salinità, la capacità di nutrirsi a basse temperature ed in condizioni di scarsa o nulla visibilità (BERGMAN, 1987; 1988) sono tra le caratteristiche biologiche che permettono a tale specie di insediarsi con successo negli ecosistemi acquatici nei quali viene introdotta. Dove l'acerina è presente diviene probabile una sua interazione a danno delle popolazioni delle specie indigene per competizione alimentare, predazione delle uova e degli stadi giovanili. Un'efficace gestione delle specie esotiche richiede una vasta serie di conoscenze sulla loro ecologia e biologia per determinare gli effetti che queste producono sulle comunità originarie. Per questo motivo è stata intrapresa una ricerca che ha lo scopo di approfondire le conoscenze sulla biologia riproduttiva della popolazione di acerina presente nel lago di Piediluco.

MATERIALI E METODI

Il campionamento è stato condotto dal giugno del 1999 al marzo del 2002, con cadenza mensile, utilizzando due tipi di reti: l'altana ed il cucullo. Per ogni esemplare catturato sono stati misurati la lunghezza totale (Lt), la lunghezza standard (Ls), il peso (P) e determinata l'età mediante scalimetria. Il sesso è stato determinato mediante dissezione degli esemplari ed esame microscopico delle gonadi, che sono state pesate con bilancia analitica (± 0,1 g). Lo stadio di maturazione degli ovari è stato valutato tramite la scala di NIKOLSKY (1963). Alle femmine che presentavano gonadi al V° stadio di maturazione (69 individui), è stato prelevato un campione di uova, che è stato pesato mediante bilancia analitica con precisione ±0,1 mg. Le uova in esso contenute sono state contate e questo ha permesso di determinare il numero totale di uova individualmente portate a maturazione (fecondità assoluta), secondo la formula:

$$N_{uova}=(n_{camp}*PG)/P_{camp}$$

dove PG= peso totale delle gonadi in grammi; n_{camp}= numero uova del campione; p_{camp}= peso del campione in grammi. Ad ogni femmina matura (gonadi al V° stadio), inoltre, è stato misurato, mediante sistema di analisi delle immagini (IAS2000), il diametro di un campione di 5 uova scelte a caso. La fecondità relativa è stata espressa come numero di uova prodotte da ciascuna femmina per chilogrammo di peso corporeo. Le variazioni mensili dello sviluppo delle gonadi sono state studiate mediante il rilevamento dell'indice gonadosomatico (GSI) ottenuto dividendo il peso di ciascuna gonade per il peso corporeo del pesce ed il quoziente espresso come percentuale: GSI= 100*PG/P (RICKER, 1975).

RISULTATI

Nella tabella I è riportata la statistica descrittiva del campione disaggregato per sesso: esso è composto in totale da 391 individui: 327 sono femmine e 58 maschi, mentre per 6 esemplari il sesso non è stato determinato. Il rapporto tra i sessi risulta sbilanciato a favore delle femmine (femmine=85%; maschi=15%) ed il divario aumenta con l'età (Tab. II). La maturità sessuale viene raggiunta in entrambi i sessi al termine del primo anno di

Tab. I. Statistica descrittiva di lunghezza, peso ed età nel campione disaggregato per sesso.

	femmine (N=327)			**maschi (N=58)**		
	LS (cm)	**Peso (g)**	**Età (anni)**	**LS (cm)**	**Peso (g)**	**Età (anni)**
Valore medio	13,35	52,69	2,85	9,56	18,77	1,86
Mediana	13,70	51,90	2,90	9,55	17,90	1,50
Valore minimo	6,50	5,10	0,33	5,60	3,40	0,90
Valore massimo	19,10	141,00	6,00	14,10	62,50	4,33
Deviazione standard	2,35	25,55	0,95	1,44	9,32	0,64

Tab. II. Rapporto fra i sessi nel campione totale e nel campione disaggregato per classe di età.

Classe di età	**N° maschi**	**N° femmine**	**% femmine**	**% maschi**	**Rapporto maschi: femmine**
0+	1	1	50,00	50,00	1: 1
1+	32	56	63,63	36,37	1 : 1,75
2+	22	107	82,94	17,06	1 : 4,86
3+	2	130	98,48	1,12	1 : 65
4+	1	31	96,87	3,13	1 : 31
5+	0	1	100,00	0,00	
6+	0	1	100,00	0,00	
Campione totale	**58**	**327**	**84,93**	**15,07**	**1 : 5,63**

Tab. III. Statistica descrittiva del diametro delle uova.

	N°	**Media**	**Minimo**	**Massimo**	**Dev. Standard**
Diametro (mm)	322	1,120	0,710	1,594	0,193

vita; infatti tutti gli esemplari osservati presentano gonadi al V° stadio già a partire dalla classe 1+. La figura 1 mostra come il periodo riproduttivo dell'acerina sia in massima parte concentrato a cavallo dei mesi di aprile, in cui il 94,44% degli ovari è al V° stadio di maturazione, e maggio (91,96%), con un prolungamento anche in giugno

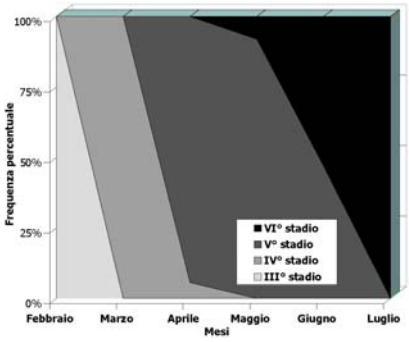


Fig. 1. Andamento mensile della percentuale delle femmine con ovari ai vari stadi di maturazione.

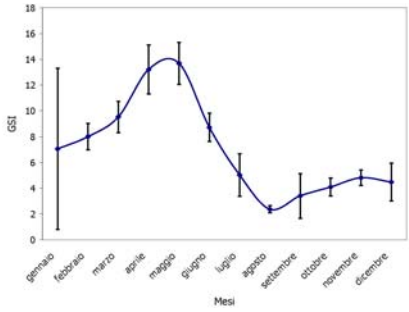


Fig. 2. Andamento mensile dell'indice gonado-somatico.

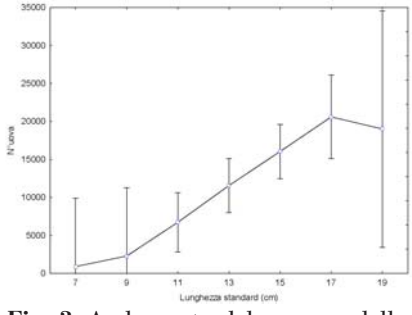


Fig. 3. Andamento del numero delle uova in funzione della lunghezza standard.

(46,87%); a luglio tutte le femmine si sono riprodotte (VI° stadio).

Le variazioni dell'indice gonado-somatico medio delle femmine durante il corso dell'anno sono evidenziate nella figura 2 e confermano i risultati dell'analisi precedente. I valori massimi si registrano in aprile (media=13,22±1,90) e maggio (media=13,6±1,63), mentre il valore minimo si riscontra in agosto (media=2,38±0,27), quando le gonadi di tutti gli esemplari esaminati si trovano al I° o II° stadio di maturazione. Il diametro medio (± errore std) delle uova è di 1,120±0,021 mm ed oscilla tra un minimo di 0,710 mm ed un massimo di 1,594 mm (Tab. III). Il valore medio (± errore std) delle uova prodotte per ogni femmina è pari a 11.961,4±2.219,3 (min=550; max= 52.160) ed aumenta progressivamente con la taglia dell'individuo (Fig. 3). La relazione che lega la lunghezza del corpo e il numero totale di uova prodotte da ogni femmina è data dall'equazione:

$$N° \text{ uova} = 1{,}271 Ls^{3{,}458}$$

$$(R^2 = 65{,}17\%)$$

La fecondità relativa media (±errore std) è di 239.415±26.827 uova/kg ed oscilla tra un minimo di 72.368 uova/kg ed un massimo di 513.580 uova/kg.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il campione disaggregato per sesso appare abbastanza eterogeneo, con le femmine molto più numerose, di maggiore età e quindi di taglia superiore rispetto ai maschi. Tale situazione può essere dovuta in parte alla selettività degli attrezzi di cattura, nei confronti degli esemplari di taglia maggiore, ma anche all'esistenza di un accentuato dimorfismo sessuale che caratterizza l'accrescimento della popolazione di acerina del lago di Piediluco (PACE, 2003). L'analisi della biologia riproduttiva ha evidenziato come la maturità sessuale venga raggiunta abbastanza precocemente in entrambi i sessi, in modo concorde con quanto riportato in letteratura (MUUS e DAHLSTROM, 1967; BRUNO e MAUGERI, 1992); generalmente, infatti, la maturità viene raggiunta all'età di due o tre anni, quando la lunghezza totale è di circa 11-12 cm (LIND, 1977; MAITLAND, 1977; KOLOMIN, 1977; NEJA, 1988) ma si conoscono numerose popolazioni in cui può riprodursi già all'età di un anno (FEDOROVA e VETKASOV, 1974; LIND, 1977; CRAIG, 1987; NEJA, 1988). Il raggiungimento precoce della maturità può essere dovuto ad acque più calde (FEDOROVA e VETKASOV, 1974; CRAIG, 1987) o ad una più elevata mortalità negli stadi giovanili (LIND, 1977).

Gli andamenti dello stadio di maturazione delle gonadi e dell'indice gonadosomatico nel corso dell'anno mostrano come il periodo riproduttivo si concentri nei mesi di aprile e maggio ed appaia leggermente posticipato rispetto a quanto osservato in altri paesi come la Francia (BILLARD, 1997) e la Germania (SPRATTE e HARTMANN, 1997), nei quali è compreso tra marzo e maggio.

Le dimensioni delle uova dell'acerina del lago di Piediluco risultano conformi a quanto riportato in letteratura. MUUS e DAHLSTROM, (1967) indicano infatti in circa 1 mm la grandezza delle uova in questa specie; in altre popolazioni europee i valori sono compresi in un intervallo di 0,34-1,31 mm (JOHNSEN, 1965; KOVALEV, 1973; FEDOROVA e VETKASOV, 1974). Non si evidenzia il fenomeno, frequente in molte specie ittiche, delle femmine più anziane che producono uova di dimensioni maggiori rispetto agli esemplari più giovani. Nel lago di Piediluco le femmine di 2 e 3 anni producono uova di dimensioni maggiori rispetto sia alle femmine più giovani sia a quelle più anziane.

Il numero delle uova deposte dipende dalla taglia della femmina (NEJA, 1988; KOLOMIN, 1977) e dal numero di emissioni di uova (KOLOMIN, 1977). Nel lago di Piediluco la variabilità del numero delle uova prodotte per ogni femmina è abbastanza elevata, anche in individui di taglia omogenea, ma i valori riscontrati rientrano nei limiti riportati in letteratura. Infatti NEJA (1988) riporta un intervallo di 13.388-82.233 uova prodotte per femmina, mentre il massimo della fecondità assoluta sembra essere circa 200.000 uova (COLLETTE e BANARESCU, 1977; BERKA, 1990).

Tale analisi ha evidenziato alcuni importanti aspetti della biologia dell'acerina, sinora sconosciuti o poco noti per le popolazioni italiane della specie e che andrebbero approfonditi con ulteriori indagini.

Bibliografia

BERGMAN E., 1987. Temperature-dependent differences in foraging ability of two percids, *Perca fluviatilis* (L.) and *Gymnocephalus cernuus* (L.). *Environmental Biology of Fishes*, **19**: 45-53.

BERGMAN E., 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*, under different environmental conditions. *Journal of Animal Ecology*, **57**: 443-453.

BERKA R., 1990. *Inland capture fisheries of the USSR*. FAO Technical Paper, 311 pp.

BILLARD R., 1997. *Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et rèpartition des 83 espèces*. Laboratoire Ichthyologie Générale et Appliquée et le Service du Patrimoine Naturel de L'Institute d'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité, Muséum National d'Histoire Naturelle, 192 pp.

BRUNO S., MAUGERI S., 1992. *Pesci d'acqua dolce. Atlante d'Europa*, Mondadori, 207 pp.

CAROSI A., DORR M., GIOVINAZZO G., LORENZONI L., MEARELLI M., 1998. *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus,1758) (*Osteichthyes, Percidae*) nel bacino del fiume Tevere. *Quaderni ETP*, **27**: 103-108.

COLLETTE B.B., BANARESCU P., 1977. Systematics and zoogeography of the fishes of the family Percidae. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **34**: 1450-1463.

CRAIG J. F., 1987. *The biology of perch and related fish*. Timber Press, Portland, 333 pp.

FEDOROVA G.V., VETKASOV S.A., 1974. Biological characteristics and abundance of Lake Ilmen ruffe. *Journal of Ichthyology*, **13**: 943-946.

GRAMACCIA M., 2000. *Comunità ittica del lago di Piediluco: composizione e dinamica temporale*. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Perugia, 115 pp.

KOLOMIN Y.M., 1977. The Nadym River ruffe, *Acerina cernua*. *Journal of Ichthyology*, **17**: 345-349.

JOHNSEN P., 1965. Studies on the distribution and food of the ruffe (*Acerina cernua*) in Denmark, whith notes on other aspects. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeriog Hsvundersogelser*, **4**: 137-156.

KOVALEV P.M., 1973. Natural reproductive conditions of the pikeperch (*Lucioperca lucioperca*), perch (*Perca fluviatilis*), and ruffe (*Acerina cernua*) of Lake Ilmen. *Journal of Ichthyology*, **13**: 943-946.

LIND E.A., 1977. A review of pikeperch (*Stizostedion vitreum*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and ruffe (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **34**: 1684-1695.

MAITLAND P.S., 1977. *The Hamlyn guide to freshwater fishes of Britain and Europe*. Hamlyn Publishing Group, Ltd. London, 256 pp.

MUUS B.J., DAHLSTROM P., 1967. *Guida ai pesci d'acqua dolce d'Europa*. Officine Grafiche Calderini, Bologna, 219 pp.

NEJA Z., 1988. On some problems of reproduction of ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L., 1758) in the Lake Dabie. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **18**: 33-50.

NIKOLSKI G.W., 1963. *The ecology of fish*. Acad. Press, London, 351 pp.

PACE R., 2003. *Accrescimento e biologia riproduttiva dell'acerina (Gymnocephalus cernuus L.) nel lago di Piediluco*. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Perugia, 105 pp.

PRATT D.M., BLUST W.H., SELGEBEY J.H., 1992. Ruffe, *Gymnocephalus cernuus* L.: newly introduced in North America. *Cadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**: 1616-1618.

RICKER W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populatios. *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, **191**: 1-382.

SPRATTE S., HARTMANN U., 1997. *Fischartenkataster: Suâwasserfische und Neunaugen in Schleswing-Holstein*. Ministerium fur landliche Raume, Landwirtschaft, Ernahrung und Tourismus, Kiel Germany, 183 pp.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 325-328.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Possibile impiego degli ami, denominati circle hook, nella diminuzione della mortalità da catch and release. Una sperimentazione da promuovere anche in Italia, dopo i risultati ottenuti negli Stati Uniti

Armando Piccinini[1*], Jason Schratwieser[2], Alberto Salvini[3]

1 Ittiologo, via Ghiarda 41, 42100 Reggio Emilia

2 Fishing and Science Director, International Game Fish Association, 300 Gulf Stream Way, Dania Beach, FL, USA.

3 Fly fisher, fly tier, outdoor writer, via Cassia 851 – 00189 Roma.

* *Referente per la corrispondenza (piccininiarmando@alice.it)*

Riassunto

Negli ultimi anni, per tutelare la fauna ittica, si è sempre più diffusa l'istituzione di zone a regime di pesca No-Kill o Catch and Release. Inoltre la pratica del No-kill è entrata a far parte del bagaglio culturale di un numero crescente di pescatori, che la adottano anche al di fuori delle zone a regime speciale. È tuttavia molto importante non sottostimare la mortalità derivante dalla cattura e dal successivo rilascio dell'esemplare pescato. A questo proposito, vari studi hanno già evidenziato diverse percentuali di mortalità secondo le esche e le tecniche impiegate. Una delle maggiori cause di mortalità deriva dalla difficoltà di rimozione dell'amo, una volta che questo si trovi nella regione faringo/esofagea. Questa operazione può, infatti, causare lesioni, potenzialmente letali, a livello branchiale o di altri organi interni. L'impiego di ami privi d'ardiglione (barbless) e l'uso di esche artificiali permettono di ridurre la mortalità post-cattura, grazie alla maggiore facilità di estrazione dell'amo. Per ridurre la percentuale di soggetti allamati nella regione faringo/esofagea (gut hooked), dalla fine degli anni '90, si è diffuso negli Stati Uniti l'utilizzo di ami, chiamati circle hook, che presentano la punta rivolta verso il gambo con un angolo di 90°. Un amo tradizionale, detto anche J-hook, invece, ha la punta parallela al gambo. Un amo circle hook, per la forma e il disegno particolare, riduce la possibilità di allamare il pesce nella zona faringo/esofagea. Questo tipo di amo si sta ormai sempre più affermando negli Stati Uniti quale strumento gestionale di tutela della fauna ittica. In Italia potrebbe essere importante valutarne l'effetto su specie quali trota marmorata, trota fario, trota lacustre e luccio. Questa è la prima volta che gli ami circle-hook sono presentati in Italia.

Parole chiave: ami / circle hooks / J-hooks / mortalità / catch and release

Use of circle hooks to reduce catch and relaease mortality: a preliminary study for their introduction in Italy after the results obtained in the United States

To protect the fish fauna and to allow the anglers to fish, during the last years, it got quite common in Italy to have and create areas with Catch and Release regulation. Catch and Release is, nowadays, quite common among anglers even outside these areas as a personal practice code. When using catch and release regulation as a management tool, it is very important not to under-estimate the mortality related to handling the fish and removing the hook from the mouth. As concern with the survival rate, many studies and researches demonstrated that it varies within species, the angling techniques and the use of live or artificial baits. One of the main source of mortality, in catch and release practice, is related to gut-hooking and to the difficulty to remove the hook and release the fish without damaging the gills or other vital organs. The use of barbless hooks and artificial baits makes this operation easier. In the last decade, fisheries scientists, managers, and anglers have been investigating the use of circle hooks to reduce the chances of fish becoming gut hooked and to increase post release survival. Circle hook can be defined as a hook with a generally circular shape and a point which turns inwards, pointing directly back at the shank at a 90°, whereas "J"-hooks are defined as hooks having a point parallel to the hook. Results proved that a circle hook, because of its special shape, can reduce the possibility of gut hooking and, most of the time, the fish is hooked on one side of the mouth. This kind of hook, which was initially used mainly in salt water angling, is now getting popular also for fresh water applications as a management tool of wild and stocked populations. By knowing the results obtained in the US, in Italy it could be extremely interesting to promote researches (and its use among anglers) to evaluate the effect of circle hooks on species like marble trout, pikes and lake trout, where catch and release area are established. Local government and angling associations could be interested to promote these kind of researches too. This is the first time circle hooks are introduced in Italy.

Key words: circle hook / circle hooks / J-hooks / catch and release / gut-hooking

Ami circle hooks e ami J-hooks

L'amo rappresenta, comunemente, l'elemento che, applicato alla fine della lenza, permette il fissaggio dell'esca (naturale o artificiale) e la cattura del pesce. Nel caso di alcune esche artificiali, l'amo viene sostituito da una ancoretta (costituita da tre ami uniti insieme) al fine di aumentare le probabilità di cattura. In un amo si possono distinguere diverse parti (DE LUISE, 1998): la paletta o occhiello, che permette il fissaggio alla lenza, il gambo, la curva, la punta e l'ardiglione. In alcuni casi gli ami possono essere privi d'ardiglione e sono detti *barbless*. Gambo e punta possono trovarsi sullo stesso piano o su due piani diversi. Molti sono oggi i modelli che differiscono, secondo il loro impiego, in una o più delle loro componenti. A livello generale si possono definire come J-hook (Fig. 1) tutti gli ami in cui la punta rimane più o meno parallela al gambo (PRINCE *et al.*, 2002). La maggior parte degli ami in commercio segue questo modello.

A differenza degli ami J-hook, gli ami circle hook (Fig. 2) sono caratterizzati dall'avere una curva particolarmente accentuata ed arrotondata e la punta che forma un angolo di circa 90° verso il gambo. Punta e gambo possono essere sullo stesso piano o presentare un leggero angolo. Sembra che un angolo superiore a 4° possa influenzare il punto in cui l'amo penetra nel pesce (J. Schratwieser, 2004 com. pers.).

Gli ami di tipo circle hook sono stati progettati negli Stati Uniti alla fine degli anni ottanta, con lo scopo di ridurre la mortalità da cattura, una volta che le prede avevano ingerito l'esca. Lo scopo della particolare forma di questi ami è, infatti, quello di evitare che possano conficcarsi nella regione faringo/esofagea, una volta ingeriti insieme all'esca, grazie alla punta rientrante ed all'accentuata curvatura. Il pesce, una volta inghiottita l'esca, si allontana e ciò determinata la risalita dell'amo (con l'esca) verso l'esterno, ed il suo conficcarsi ai lati della bocca. In questo modo si può ridurre la percentuale di soggetti gut-hooked e facilitare la rimozione dell'amo.

Il loro primo impiego è stato, infatti, nella pesca in mare con i palamiti (o longlines) per permettere il rilascio delle specie di scarso interesse commerciale o al di sotto della misura minima consentita. Allo stato attuale delle conoscenze, in molti Stati americani è imposto l'impiego di questi ami nella pesca in mare sia professionale che ricreativa. Anche in molte competizioni in mare, viene ormai imposto l'impiego dei circle

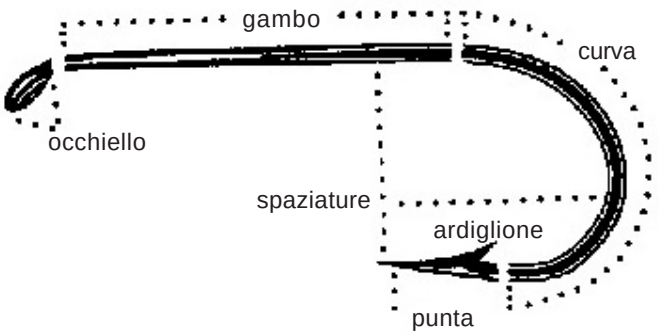


Fig. 1. Un tipico amo J-hook con le sue diverse parti. La punta è parallela al gambo.

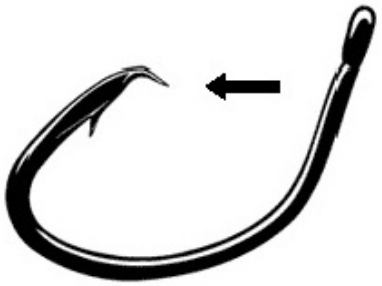


Fig. 2. un tipico circle hook. Da notare la curva molto accentuata e la punta rivolta verso il gambo a formare un angolo di 90° (vedi freccia).

hooks per facilitare il rilascio del pescato, come stabilito dalle recenti disposizioni del IGFA, in vigore da alcuni anni. Da un impiego per la pesca professionale si è poi passati ad un utilizzo per la pesca ricreativa (COOKE e SUSKI, 2004). Il primo articolo relativo alla mortalità da catch and release con circle hooks fu pubblicato nel 1997 (MC NAIR, 1997). L'impiego dei circle hooks impone al pescatore di modificare, in parte, la sua azione di pesca. I circle hooks sono infatti stati realizzati per l'impiego con esche naturali ed il pescatore deve permettere al pesce di ingerire l'esca e poi applicare una trazione moderata e continua in modo tale da permettere all'amo di scorrere verso l'esterno e di penetrare ai lati della bocca (Piccinini, 2004, com. pers.). Il pescatore non deve dunque ferrare in maniera decisa perché il circle hook potrebbe penetrare e ledere organi interni, al pari di un amo tradizionale.

Esperienze e sperimentazioni con circle hooks negli Stati Uniti

I circle hooks hanno già avuto una grande diffusione negli Stati Uniti, dove sono promossi dal mondo scientifico, dai produttori di articoli per la pesca sportiva e dalle associazioni di tutela ambientale. Molti sono gli studi condotti sulla mortalità da catch and release im-

come stabilito dalle recenti nuove disposizioni del IGFA in vigore da alcuni anni

piegando circle hooks, anche se la maggior parte riguarda specie che vivono in mare e l'impiego di esche naturali. Nella figura 3 è possibile osservare l'incremento di studi pubblicati relativi ai circle hooks negli Stati Uniti a partire dal 1997, per un totale di 43 ricerche pubblicate (COOKE e SUSKI, 2004); le specie interessate dagli studi sono riportate nella tabella I.

Questi studi hanno evidenziato una generale minore mortalità con l'impiego di circle hooks (0–33,8%) comparata con l'uso di ami tradizionali (0–46%), anche se in alcuni casi non si sono avute differenze sostanziali. Sembra quindi che l'efficacia di questi ami sia strettamente colleggata alla specie in esame ed alle tecniche di pesca impiegate. Gli studi condotti hanno inoltre permesso di evidenziare una minore profondità di penetrazione a livello faringo/esofageo dei circle hooks rispetto ai J-hooks.

Una differenza tra circle hooks e J-hooks ha invece riguardato una maggiore percentuale di danni agli occhi causati dai primi, a causa della loro penetrazione in prossimità degli angoli della bocca. I circle hooks determinano anche un minore sanguinamento se confrontato con i J-hooks. Per quanto riguarda invece la capacità di cattura con i circle hooks, confrontata con gli ami tradizionali, sembra che non vi siano differenze sostanziali. Sembra che sia più facile allamare i pesci con ami J-hooks, ma che la percentuale di successo nel recuperarli sia invece più alta con i circle hooks (COOKE e SUSKI, 2004). Altre ricerche riguardano l'impiego dei circle hooks nella pesca a mosca, vista la crescente popolarità di questa disciplina. I primi risultati sembrano comunque non evidenziare differenze sostanziali tra circle hooks e J-hooks (COOKE e SUSKI, 2004).

DISCUSSIONE

Gli studi condotti negli Stati Uniti sembrano dunque evidenziare numerosi vantaggi derivanti dall'uso dei circle hooks. Questi vantaggi sono ormai ben noti per quanto riguarda la pesca in mare sia professionale (longlines) che sportiva, a tal punto che molti Stati americani ne hanno imposto l'uso. I vantaggi derivanti dal loro impiego nella pesca ricreativa, si possono

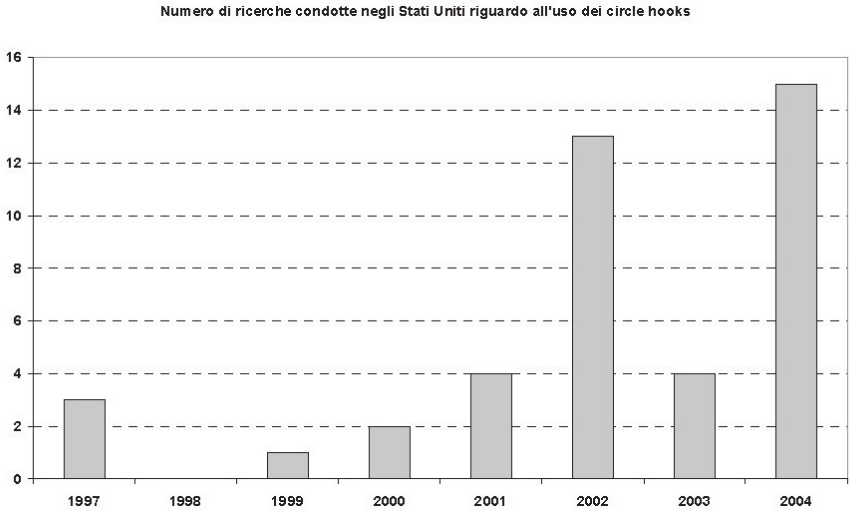


Fig. 3. Numero di studi condotti sull'impiego dei circle-hooks negli Stati Uniti, dal 1997 al 2004 (COOKE e SUSKI, 2004).

Tab. I. Specie interessate dagli studi condotti s*ull'impiego dei circle-hooks negli Stati Uniti*, dal 1997 al 2004.

Nome comune	Nome scientifico	N° Studi
White seabass	*Atractoscion nobilis*	**1**
Red drum	*Sciaenops ocellatus*	**2**
Smallmouth bass	*Micropterus dolomieu*	**1**
Largemouth bass	*Micropterus salmoides*	**1**
Red snapper	*Lutjanus jordani*	**1**
Red grouper	*Epinephelus morio*	**1**
Gag	*Mycteroperca microlepis*	**1**
Striped bass	*Morone saxatilis*	**8**
Pumpkinseed	*Lepomis gibbosus*	**1**
Rock bass	*Ambloplites rupestris*	**1**
Bluegill	*Lepomis nacrochirus*	**2**
Rainbow trout	*Oncorhyncus mykiss*	**5**
Coho salmon	*Oncorhyncus kisutch*	**2**
Chinook salmon	*Oncorhyncus kisutch*	**2**
Walleye	*Stizostedion vitreus*	**1**
Bluefish	*Pomatomus saltatrix*	**1**
Summer flounder	*Paralichthys dentatus*	**3**
Croakers	*Micropogonias undulatus*	**1**
Brown trout	*Salmo trutta*	**1**
Brook charr	*Salvelinus fontinalis*	**1**
Pacific sailfish	*Istiophorus platypterus*	**2**
Blue marlin	*Makaira nigricans*	**1**
Atlantic bonito	*Sarda sarda*	**1**
Atlantic bluefin tuna	*Thunnus thynnus*	**1**
Silver perch	*Bydyanus bidyanus*	**1**

riassumere in: 1) l'amo penetra con maggiore frequenza ai lati della bocca, 2) maggiore facilità di rimozione dell'amo, 3) minore probabilità che una preda possa liberarsi dall'amo, 4) maggiore facilità nell'allamare il pesce, 5) più sicuro per i pescatori, 6) minore profondità di attacco nella zona faringo/esofagea, 7) riduzione della mortalità da catch and release. I numerosi studi condotti hanno tuttavia evidenziato che la loro efficacia è spesso legata al tipo di pesca praticata ed alla specie pescata. Anche il pescatore deve in parte modificare la sua azione di pesca quando impiega i circle hooks.

CONCLUSIONI

Questo modello di amo risulta ancora sconosciuto alla maggior parte dei pescatori italiani, ad esclusione di una piccola minoranza che si dedica alla pesca in mare. Anche a livello commerciale, i circle hooks non sono ancora disponibili nei negozi specializzati, mentre negli Stati Uniti sono ormai facilmente reperibili. Sarebbe quindi interessante attivare una sperimentazione per valutare la reale efficacia di questo modello di amo nel ridurre la mortalità da catch and release in Italia, in particolare per l'impiego di esche naturali, e confrontare poi i risultati ottenuti con quelli derivanti dall'impiego di ami tradizionali. In passato sono già state compiute indagini di questo tipo (BAINO *et al.*, 1994; MARCONATO *et al.*, 1994) relative agli effetti della pesca no-kill ed alla dimensioni degli ami nella gestione dei salmonidi. L'utilizzo dei circle hooks potrebbe essere estremamente utile nella gestione di specie, come la trota marmorata (ed i salmonidi in generale) ed il luccio, comunemente insidiate con esche naturali. Sicuramente l'uso dei circle hooks è da promuovere per la pesca in mare ed in particolare per i grandi pelagici, dove ha già dato ottimi risultati. I circle hooks, una volta dimostrata la loro efficacia in Italia, potrebbero essere impiegati come efficace strumento gestionale delle comunità ittiche.

Ringraziamenti

Un ringraziamento particolare a J. Schratwieser (www.igfa.org) per la collaborazione nel reperire le informazioni relative ai circle hooks e ad A. Salvini per le informazioni relative all'uso dei circle hooks durante la pesca.

Bibliografia

BAINO R., AUTERI R., SILVESTRI R., 1994. *La dimensione degli ami nella gestione dei salmonidi. Atti V Convegno Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci.*

COOKE S. J., SUSKI C.D., 2004, *Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch and release fisheries? Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **14**: 11-25.

DE LUISE G., 1998, *Pesci, Pesca e Ambienti d'acqua dolce.* Lito Immagine Editore, Udine.

MARCONATO E., BRESOLIN R., MAIO G., SALVIATI S., 1994. Studio degli effetti della pesca NO-KILL. *Atti V Convegno Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci.*

MC NAIR D., 1997. Effect of gear and methods on marine sports salmon hooking mortality rates. NEAP Final Research Report, 68.2. Pacific Fisheries Management Council.

PRINCE ED, ORTIZ M., VENIZELOS A., 2002. *A comparison of circle hook and J hook performance in recreational catch-and-release fisheries for billfish. American Fisheries Society Symposium* **30**: 66-79.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 329-332.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Indagine sulla relazione fra *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) e *Austropotamobius italicus* (Crustacea: Decapoda)

Massimiliano Scalici*, Andrea Di Giulio, Giancarlo Gibertini

Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», v.le G. Marconi 446 - 00146 Roma.

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; scalici@bio.uniroma3.it)*

Riassunto
Branchiobdella italica (Canegallo, 1928) è un ectosimbionte considerato, fino a pochi anni fa, un organismo parassita del gambero di fiume *Austropotamobius italicus*. Per chiarire ulteriormente la relazione fra queste due specie, alcuni esemplari di gambero (di diverse classi di età) sono stati posti sotto osservazione in ambiente controllato. Sono state effettuate osservazioni in cattività sulla colonizzazione, da parte dell'anellide, delle diverse regioni dell'esoscheletro del gambero e sulla preferenza delle classi di età maggiormente parassitate. Simili osservazioni sono state effettuate anche in condizioni naturali. Inoltre alcuni esemplari di *Branchiobdella* sono stati utilizzati per osservazioni istologiche e di microscopia elettronica al SEM. I risultati sembrano mostrare che questi parassiti colonizzano qualsiasi regione dell'esoscheletro con una maggiore preferenza per la regione anteriore del corpo ed in particolare per la parte dorsale del carapace e per le chele. Inoltre sembrano colonizzare in modo preferenziale individui adulti piuttosto che giovani. Le osservazioni microscopiche hanno messo in luce la dieta essenzialmente onnivora e generalista di questa specie. Nel lume intestinale è stata osservata la presenza di materiale organico, diatomee e protozoi. Risulta quindi evidente l'attitudine commensale della branchiobdella, che comunque può contribuire ad un peggioramento della salute dei gamberi infestati, occludendo le camere branchiali e diminuendo così l'efficienza nello scambio dei gas.

PAROLE CHIAVE: *Branchiobdella italica* / ecologia / simbiosi / microscopia

Investigation on the relation between *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) and *Austropotamobius italicus* (Crustacea: Decapoda)
Branchiobdella italica (Canegallo, 1928) is a annelid considered, until few years ago, a parasitic species of the freshwater crayfish *Austropotamobius italicus*. To improve the knowledge about the relation between these two species, some individuals of crayfish (of different class of age) were rearing in captivity. It was investigated the preference of the *Branchiobdella* for what region or age class of the freshwater crayfish. Similar observations were conducted in field. Some individuals of *Branchiobdella* were utilised for histological and SEM analysis. The results shows that it is possible to observe this annelid in different region of the body of the crayfish, in particular on the carapace and chelae. Moreover it seems to colonize adult individuals of crayfish. Microscopic observations shows a omnivorous diet. In the gut contents there were organic material, diatom and protozoa. *Branchiobdella italica* seems to have an attitude of commensal species, but in some case it can contribute to worsen the sanitary conditions of the crayfish occluding the gills and decreasing the efficiency of the trade of the gases.

KEY WORDS: *Branchiobdella italica* / ecology / symbiosis / microscopy

INTRODUZIONE

Incrementare le conoscenze sulla biologia di base di una specie contribuisce a migliorare i protocolli di gestione e tutela ad essa relativi. In questo senso abbiamo deciso di indagare, in campo parassitologico, sull'ecologia di *Branchiobdella italica* (Canegallo, 1928), un anellide epibionte (HOLT, 1968), che vive sull'esoscheletro dei gamberi di fiume (YOUNG, 1966). La relazione fra questi anellidi ed il proprio ospite sembra essere strettamente specie-specifica (MC MANUS, 1960), anche se sono noti casi di

infestazione da parte di branchiobdelle su crostacei decapodi alloctoni (GELDER *et al.*, 1999). Da diverso tempo alcuni gruppi di ricerca hanno cominciato ad interessarsi sempre più all'ecologia delle branchiobdelle e al grado di relazione con il proprio ospite (KELLER, 1992; MEIKE, 1999; GHERARDI *et al.*, 2002; NOBILE *et al.*, 2002; SCALICI *et al.*, 2002). Originariamente veniva assunto che le branchiobdelle fossero ectoparassiti, ma l'opinione attuale è che questo gruppo contenga specie sia ectoparassite che commensali (ALDERMAN e POLGASE, 1988). Il principale obiettivo di questa ricerca è approfondire le conoscenze sull'autoecologia di *Branchiobdella italica*, compiendo studi sulla capacità di infestazione e di colonizzazione sul gambero di fiume ed effettuando osservazioni su alcuni aspetti della sua alimentazione e sulla sua biologia riproduttiva.

MATERIALI E METODI

Alcuni esemplari di gambero parassitati (prelevati dal Torrente Licenza – Provincia di Roma) sono stati posti sotto osservazione in ambiente controllato, assieme ad altri individui di gambero, provenienti da un altro torrente –Duranna (Provincia di Roma)– e che non mostravano alcun tipo di infestazione parassitaria. I gamberi di fiume appartenevano a differenti classi di età (Tab. I), riconosciute utilizzando il metodo di Battacharya, secondo quanto riportato in SCALICI (2004).

Sono state effettuate osservazioni in cattività sulla colonizzazione, da parte dell'anellide, delle diverse regioni dell'esoscheletro del gambero e sulla preferenza delle classi di età maggiormente parassitate. Ogni singolo gambero di fiume è stato prelevato ed osservato per rilevare la presenza di esemplari di *Branchiobdella italica* sulla superficie del crostaceo. Simili osser-

Tab. I. Classi di taglia (in mm) dei gamberi di fiume.

	femmine	**maschi**
1°	CL < 10,5	CL < 13
2°	10,6 < CL < 21,9	13,1 < CL < 23,5
3°	22 < CL < 28,5	23,6 < CL < 30,2
4°	28,6 < CL < 32	30,3 < CL < 34,2
5°	CL > 32,1	CL > 34,3

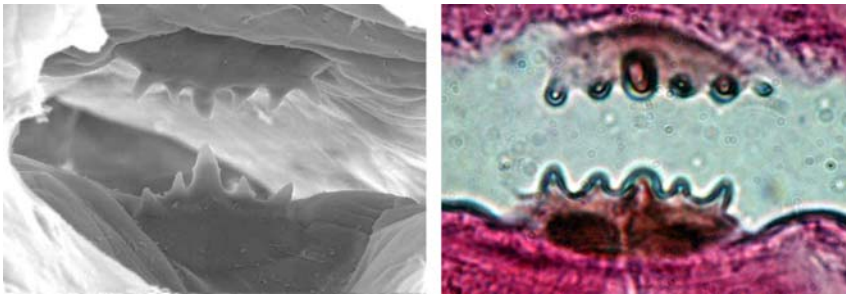


Fig. 1. Numero e disposizione dei denti faringei. A sinistra visione al SEM; a destra visione al microscopio ottico.

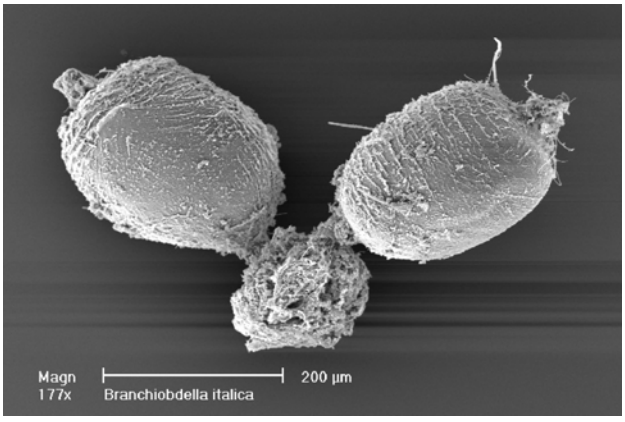


Fig. 2. Cocoon delle branchiobdelle depositate sull'esoscheletro dei gamberi.

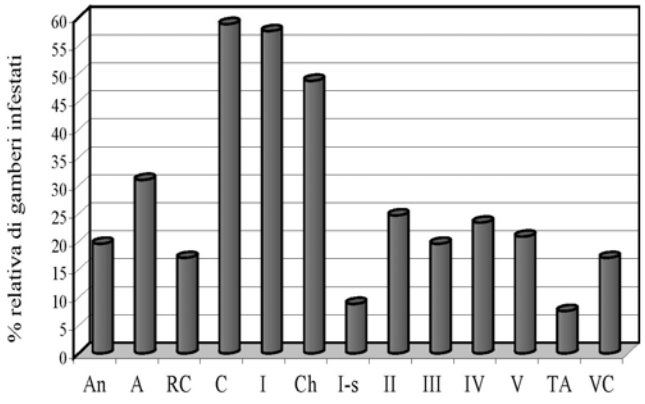


Fig. 3. Regioni dell'esoscheletro del gambero colonizzate dalle branchiobdelle. An=antennula; A=antenna; RC=regione cefalica; C=carapace; I=primo arto; Ch=chela; I-s=primo arto senza chela; II=secondo arto; III=terzo arto; IV=quarto arto; V=quinto arto; TA=tergiti addominali; VC=ventaglio caudale.

vazioni sono state effettuate anche in condizioni naturali. Inoltre alcuni esemplari di *Branchiobdella* sono stati utilizzati per osservazioni di microscopia elettronica al SEM. Tale metodo non solo è stato necessario per il riconoscimento della specie (GELDER *et al.*, 1994) ma è anche stato utile per l'analisi di eventuali strutture superficiali, la cui descrizione può contribuire a comprendere meglio l'ecologia delle branchiobdelle. Infine altri esemplari sono stati utilizzati per analisi istologiche, previa fissazione nella soluzione di Bouin, disidratazione in alcool a diversa gradazione, inclusione in paraffina, taglio al microtomo e colorazione con Emallume-Eosina.

RISULTATI

Le analisi al microscopio elettronico hanno permesso la conferma dell'identificazione della specie attraverso l'osservazione di caratteri diagnostici, come i denti faringei (6 sulla mascella superiore –che mostra una particolare asimmetria– e 5 su quella inferiore: Fig. 1).

È stato possibile osservare altresì strutture superficiali come la corona di papille orali e strutture estroflettibili come l'apparato genitale maschile. Quest'ultimo solitamente è situato all'interno del VI metamero e viene estroflesso durante il periodo riproduttivo (aprile-giugno). Il passaggio delle spermatofore fra due individui (ermafroditi obbligati) permette la fecondazione dei gameti femminili, rilasciati all'interno dei bozzoli o cocoon (ognuno contenente 2 uova: Fig. 2).

I cocoon sono facilmente osservabili in maggio e giugno, quando vengono attaccati al carapace dei gamberi. I risultati delle osservazioni effettuate in cattività ed in campo hanno mostrato che questi parassiti colonizzano qualsiasi regione dell'esoscheletro, con una maggiore preferenza per la regione anteriore del corpo ed in particolare per le chele e la parte dorsale del carapace (in quest'ultimo caso sembrano stazionare maggiormente lungo i solchi cefalici ed epatici: Fig. 3 e 4).

Inoltre sembrano colonizzare in modo preferenziale individui adulti piuttosto che giovani (Fig. 5). Le osservazioni microscopiche hanno messo in luce la dieta essenzialmente onnivora e generalista di questa specie. Nel lume intestinale è stata osservata la presenza di materiale organico (il cui riconoscimento è stato di difficile interpretazione, dato l'avanzato stato di deterioramento), protozoi, diatomee e pareti cellulari di alghe verdi filamentose.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Risulta quindi evidente l'attitudine commensale della branchiobdella, che comunque, in casi eccezionali, può contribuire ad un peggioramento della salute dei gamberi infestati, occludendo le camere branchiali e diminuendo così l'efficienza nello scambio dei gas (sintomatologia nota come branchiobdellosi: MAZZARELLI, 1903). Già in altre specie di questi anellidi, all'interno dell'intestino, è stata osservata la presenza di contenuti, come detrito organico e resti di organismi macrobenthonti (OBERKOFLER *et al.*, 2002), che facevano supporre una dieta generalista (JENNINGS e GELDER, 1979). Le dimensioni di *Branchiobdella italica* (piccole se confrontate con altre specie: YOUNG, 1966) non sembrano comunque

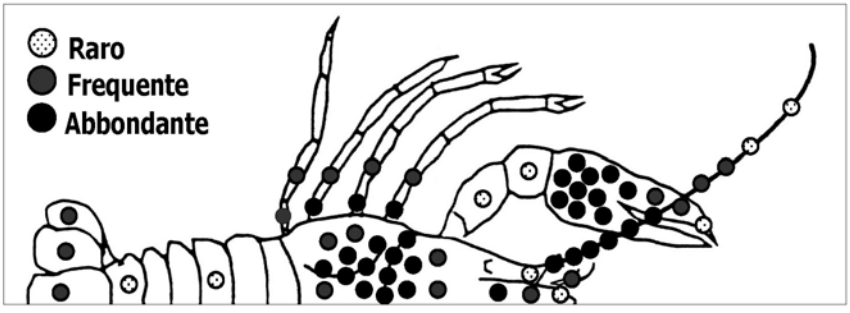


Fig. 4. Regioni dell'esoscheletro del gambero dove stazionano preferenzialmente le branchiobdelle.

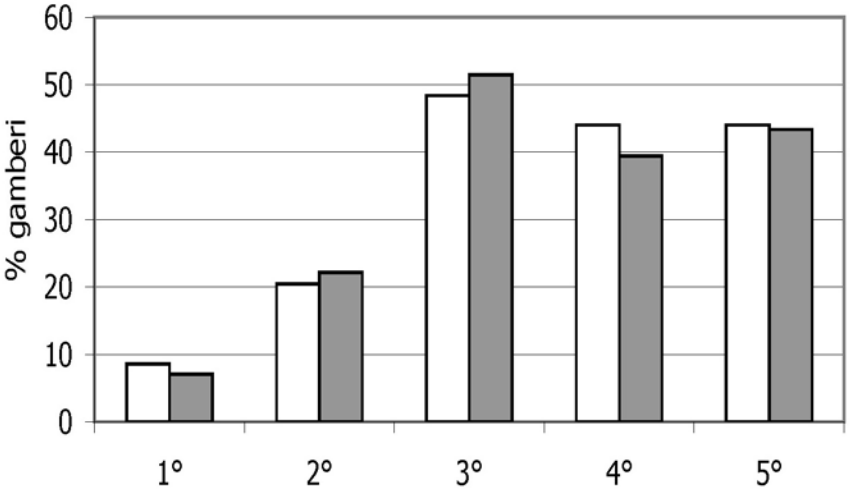


Fig. 5. Classi di taglia dei gamberi sulle quali è più frequente la presenza delle branchiobdelle (femmine in bianco e maschi in grigio).

permettere l'ingestione di organismi interi, seppure di piccole dimensioni. Non si può escludere che l'effetto del "pascolo" della branchiobdella sull'esoscheletro del gambero o sulle uova (presenza già osservata da MAZEIKA *et al.*, 1999) possa mitigare l'azione di miceti parassiti o, al contrario, che possa ridurre le potenzialità riproduttive del gambero nutrendosi delle spermatofore.

Bibliografia

ALDERMAN D.J., POLGASE J.L., 1988. Pathogens, Parasites and Commensals. In: D.M. Holdich & R.S. Lowery (eds.): *Freshwater Crayfish. Biology, Management and Exploitation*. pp. 341-364. Croom Helm, London.

GELDER S.R., DEL MASTRO G.B., FERRAGUTI M., 1994. A report on branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) and a taxonomic key to the species in northern Italy, including the first record of *Cambarincola mesochoreus* on the introduced American red swamp crayfish. *Ital. J. Zool.* **61**: 179-183.

GELDER S.R., DEL MASTRO G.B., RAYBURN J.N., 1999. Distribution of native and exotic branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) on their respective hosts in northern Italy, with the first record of native *Branchiodbella* species on an exotic North American crayfish. *J. Limnol.* **58** (1): 20-24.

GHERARDI F., CENNI F., CRUDELE G., MORI M., 2002. Infestation rate of branchiobdellids in *Austropotamobius pallipes italicus* from a stream of Central Italy: Preliminary results. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*. **367**: 785-792.

HOLT P.C., 1968. The Branchiobdellida: Epizootic Annelids. *The Biologist*. **L** (3-4): 79-94.

JENNINGS J.B., GELDER S.R., 1979. Gut structure and digestion in the Branchiobdellid Oligochaete *Cambarincola macrodonta* Ellis 1912, an ectosymbionte on the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Biol. Bull.* **156**: 300-314.

KELLER T.A., 1992. The effect of the Branchiobdellid Annelid *Cambarincola fallax* on the growth rate and condition of the crayfish *Orconectes rusticus*. *J. Fresh. Ecol.* **7** (2): 165-171.

MAZEIKA V., MICKENIENE L., MACKEVICIENE G., 1999. Branchiobdellids on the bodies and eggs of culture noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in Lithuania. *Freshwater Crayfish* **12**: 343-348.

MAZZARELLI G., 1903. La "Branchiobdellosi" dei gamberi. *L'Acquicoltura Lombarda*. **5**: 1-10.

MC MANUS L.R., 1960. Some ecological studies of the Branchiobdellidae (Oligochaeta). *Trans. Amer. Microscop. Soc.* **79** : 420-428.

MEIKE E., 1999. The relationship between *Branchiobdella* spec. (Annelida, Oligochaeta) and its host, the noble crayfish (*Astacus astacus* L.). Arch. Hydrobiol. **144** (3): 357-369.

NOBILE L., QUAGLIO F., TRENTINI M., 2002. A review on the diffusion of Branchiobdellids (Annelida, Clitellata) in Italy. *Boll. Soc. Ital. Patol. Ittica*. **34**: 34-43.

OBERKOFLER B., QUAGLIO F., FUREDER L., FIORAVANTI M.L., GIANNETTO S., MOROLLI C., MINELLI G., 2002. Species of Branchiobdellidae (Annelida) on freshwater crayfish in South Tyrol (Northern Italy). *Bulletin Francais de la Peche et de la Piscicolture*. **367**: 777-784.

SCALICI M., DI GIULIO A., GIBERTINI G., 2002. Studi preliminari su *Branchiobdella italica* (Canegallo, 1928) rinvenuta su *Austropotamobius pallipes italicus*, nel Torrente Licenza (Percile, Roma). *63° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana*. 22-26 settembre, Rende (CS). 152.

SCALICI M., 2004. *Distribuzione, ecologia, struttura e dinamica di popolazione, biologia riproduttiva e proposte di gestione e conservazione del gambero di fiume Austropotamobius italicus (Decapoda: Astacidae) nei sistemi idrici del Lazio*. Tesi di dottorato. 108 pp.

YOUNG W., 1966. Ecological studies of the Branchiobdellidae (Oligochaeta). *Ecology*. **47** (4): 571-577.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 333-336.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Effetti della somministrazione del leuprolide acetato sulla qualità dello sperma crioconservato di *Sparus aurata* (Perciformes: Sparidae)

Massimiliano Scalici[1]*, Giancarlo Gibertini[1], Stefano Canese[2]

[1] *Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», v.le G. Marconi 446 - 00146 Roma.*

[2] *ENEA, Biotec, Via Anguillarese 301 - 00060 S. Maria di Galeria (Roma).*

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; scalici@bio.uniroma3.it)*

Riassunto
Nella presente ricerca, è stata osservata l'influenza della periodica somministrazione del leuprolide acetato (principio attivo del farmaco Enantone-Depot) sulla qualità dei gameti maschili crioconservati di orata. Sono stati utilizzati 39 esemplari suddivisi in tre gruppi: uno di controllo, uno sottoposto alla somministrazione di 40 µg/kg del farmaco ed uno sottoposto alla somministrazione di 80 µg/kg. Il seme di ogni esemplare è stato valutato relativamente a volume, concentrazione e motilità; un'aliquota dello stesso è stata sottoposta a crioconservazione in azoto liquido. Nei giorni successivi, il seme conservato è stato scongelato e si è provveduto alla valutazione della motilità. Il trattamento ormonale non ha influito in maniera significativa, né sull'accrescimento né sulla quantità di seme prodotto; l'effetto sulla concentrazione e sulla qualità del seme crioconservato non è risultato statisticamente significativo. Anche il confronto fra campioni crioconservati e campioni freschi non ha mostrato differenze significative. I risultati ottenuti mostrano che il leuprolide acetato ha avuto un effetto estremamente ridotto sui parametri osservati e non sembra quindi efficace nel regolare la spermatogenesi di *Sparus aurata*, mostrando una possibile risposta intraspecifica al farmaco, dato che l'analogo del GnRH utilizzato in questa ricerca influenza la gametogenesi di esemplari femminili di orata.

PAROLE CHIAVE: *Sparus aurata* / orata / leuprolide acetato / sperma crioconservato

Effects of the administration of leuprolide acetate on the quality of the cryopreserved sperm of *Sparus aurata* (Perciformes: Sparidae)
In this research the influence of leuprolide acetate on the quality of cryopreserved sperm of gilthead seabream was investigated. We utilised 39 individuals divided in 3 groups: control, treated with 40 µg/kg, treated with 80 µg/kg. It was valuated the volume, the concentration and the motility of the sperm of all individuals. Then a portion of the sperm was stored in liquid nitrogen. In the following days, the motility of the cryopreserved sperm was valuated. The hormonal treatment didn't influence neither the growth or the quantity of the spawning sperm. The concentration and quality were not influence too. Comparison between fresh and cryopreserved sperm don't show statistical difference. Those results mean that the leuprolide hadn't some kind of effects on the observed parameters and it doesn't seem to be able to regulate the spermatogenesys of *Sparus aurata*, showing a possible intraspecific answer at the leuprolide, because this analogue of GnRH influences the oogenesys of the gilthead seabream.

KEY WORDS: *Sparus aurata* / gilthead seabream / leuprolide acetate / cryopreserved sperm

INTRODUZIONE

L'orata è un teleosteo catadromo la cui biologia riproduttiva è caratterizzata da un ermafroditismo di tipo proterandrico (D'ANCONA, 1941). In ragione delle carni di pregiata qualità, l'orata è una specie che gode di notevole interesse. Nell'ottica attuale di aumentare le conoscenze per una migliore gestione degli stock di riproduttori di orata in acquacoltura, è stata osservata l'influenza della periodica somministrazione del leuprolide acetato sulla qualità dei gameti maschili crioconservati. Lo sviluppo di tecniche di crioconservazione si rende necessario nel caso in cui debba essere effettuata la feconda-

zione artificiale. La crioconservazione del seme viene sempre più estesamente applicata anche per i pesci marini (RANA, 1995) e recentemente è stato sperimentato per l'orata un metodo semplice ed economico di congelamento del seme che, in prove di fecondazione artificiale, ha dato percentuali di embrionatura fino al 95% (BARBATO *et al.*, 1998; CANESE *et al.*, 1998). Affiancare tale metodologia all'utilizzo di sostanze ad azione ormonale può contribuire ad aumentare le conoscenze in acquacoltura per incrementare la resa della filiera di produzione. Lo scopo della presente ricerca, difatti, è quello di valutare l'effetto dell'ormone sulla produzione, sulla concentrazione e sulla motilità degli spermatozoi crioconservati. In aggiunta, è stato osservato un eventuale effetto dell'ormone sull'accrescimento degli esemplari di orata, sulla produzione seminale e sulla concentrazione del seme stesso.

MATERIALI E METODI

La ricerca ha avuto luogo presso l'impianto di acquacoltura a ricircolo del Centro Ricerche ENEA - Casaccia (Roma) dove sono stati stabulati un totale di 39 esemplari di sesso maschile di orata. All'interno del sistema di allevamento la temperatura oscillava fra i 17 ed i 19 °C (per mezzo di una pompa termica) e la salinità intorno a 36±2‰ .

È stato valutato l'effetto di una somministrazione di un analogo a lento rilascio del GnRH, su campioni di seme crioconservato. Tale principio attivo è contenuto in microcapsule biodegradabili, costituenti il farmaco Enantone-Depot e risulta dalle 15 alle 80 volte più efficace rispetto all'ormone endogeno per il prolungato contatto con il recettore e per la maggiore resistenza alla degradazione da parte delle peptidasi (FUJINO *et al.*, 1974; HEBER e ODELL, 1978). I pesci sono stati suddivisi in tre gruppi composti da 13 individui ciascuno: uno di controllo (denominato C) cui viene iniettata soluzione fisiologica (NaCl 0,9%) in ragione di 1mL/kg di peso corporeo del pesce; uno sperimentale (denominato T1) cui viene somministrata una dose di ormone pari a 40 µg/kg; uno sperimentale (denominato T2) cui viene somministrata una dose di 80 µg/kg (Tab. I).

Ogni individuo è stato riconosciuto per mezzo di un codice alfanumerico rilasciato da un PIT (Passive Integrated Transponder) inserito sotto cute. Tutti gli esemplari sono stati prelevati, anestetizzati con MS-222 (non dannoso per gli animali: MALMSTROM *et al.*, 1993; OIKAWA *et al.*, 1994), pesati, misurati, sottoposti al trattamento ormonale e alla premitura del ventre per la raccolta del seme. Una parte del campione raccolto da ogni pesce è stato utilizzato per valutare volume, concentrazione e motilità degli spermatozoi. Quest'ultima viene determinata in seguito ad opportuna attivazione degli spermatozoi con acqua di mare utilizzando una scala di riferimento descritta da BARBATO *et al.* (1998).

Una seconda aliquota del seme viene sottoposta alle procedure di crioconservazione in seguito ad aggiunta di un diluente (soluzione salina di NaCl all'1%: GWO e ARNOLD, 1992; CANESE *et al.*, 1998) e del crioprotettore, DMSO (dimetil solfossido), nelle seguenti proporzioni: 10% di seme, 75% di diluente e 15% DMSO. Il seme così trattato viene inserito in paillettes sigillate con alcool polivinilico, sottoposte a vapori di azoto liquido per 10' ad una distanza di 4 cm dalla superficie liquida (CANESE *et al.*, 1998) ed infine definitivamente immerso in azoto liquido, per un tempo minimo di 3 giorni. Previo scongelamento (a mezzo di una immersione in acqua a 28°C) sono state effettuate le medesime valutazioni sul campione crioconservato.

RISULTATI

Complessivamente sono stati effettuati 7 campionamenti. Durante il primo, i pesci sono stati marcati e tenuti sotto controllo per osser-

Tab. I. Divisione delle orate in gruppi sperimentali utilizzati nella ricerca.

gruppo		dose ormone	età	n° esemplari	LS	P
controllo	C	–	2+	13	28,1±3 cm	616,3±178,5 g
trattamento 1	T1	40 µg/kg	2+	13	28,3±2,5 cm	597,5±157,8 g
trattamento 2	T2	80 µg/kg	2+	13	27,9±2,9 cm	613,5±239,2 g

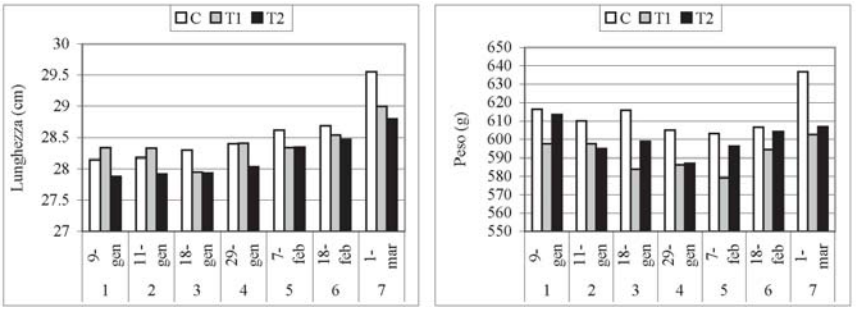


Fig. 1. Accrescimento delle orate durante il periodo di ricerca (a sinistra: lunghezza standard in cm; a destra peso in grammi).

vare che il PIT non procurasse problemi motori o stress di alcun tipo. In concomitanza del secondo campionamento è stato prelevato da ogni pesce tutto il seme presente, allo scopo di svuotare gli animali prima di effettuare il trattamento ormonale. Nei successivi campionamenti (avvenuti ogni 7 giorni e protratti fin quando gli esemplari hanno rilasciato sperma) è avvenuta la premitura del ventre.

Il trattamento ormonale non ha influito in maniera significativa, né sull'accrescimento –sia per quanto riguarda il peso (F=8,94; p=0,28) che la lunghezza standard (F=1,50; p=0,2495)– (Fig. 1), né sulla quantità di seme prodotto.

In figura 2 è illustrata la comparazione dell'andamento del volume di seme prodotto nel corso della ricerca. Dalle analisi statistiche emerge che il trattamento ormonale non sembra influenzare il volume di seme prodotto nei 3 gruppi sperimentali (F=0,4; p=0,6788). Anche per quanto riguarda il volume relativo (espresso dal rapporto mL di seme/kg di peso corporeo) non emergono differenze statisticamente significative tra i tre gruppi (F=0,1436; p=0,7932). L'effetto sulla concentrazione del seme (Fig. 3), nonché sulla qualità del medesimo, non è risultato statisticamente significativo.

Il principio attivo utilizzato nel presente lavoro non sembra responsabile della variazioni che si osservano mettendo a confronto i tre gruppi sperimentali (F=0,13; p=0,8816). Il trattamento ormonale, inoltre, non ha avuto ripercussioni negative sulla motilità dei campioni crioconservati rispetto a quelli freschi (Fig. 4).

La somministrazione del leuprolide acetato non è responsabile di modificazioni statisticamente significative a carico della motilità degli spermatozoi tra il gruppo di controllo e i due gruppi sottoposti al trattamento (F=0,09; p=0,7656). Per quanto riguarda la motilità dello sperma crioconservato, ad un primo esame sembrava migliorata la resistenza alla crioconservazione mostrata dagli individui T80, ma il t-test ha evidenziato una tendenza non significativa (p= 0,0762). La motilità non subisce variazioni significative neanche nel tempo (F=0,38; p=0,8220), mostrando un andamento costante durante i campionamenti, sia nei campioni freschi che in quelli crioconservati. Una ulteriore indagine ha riguar-

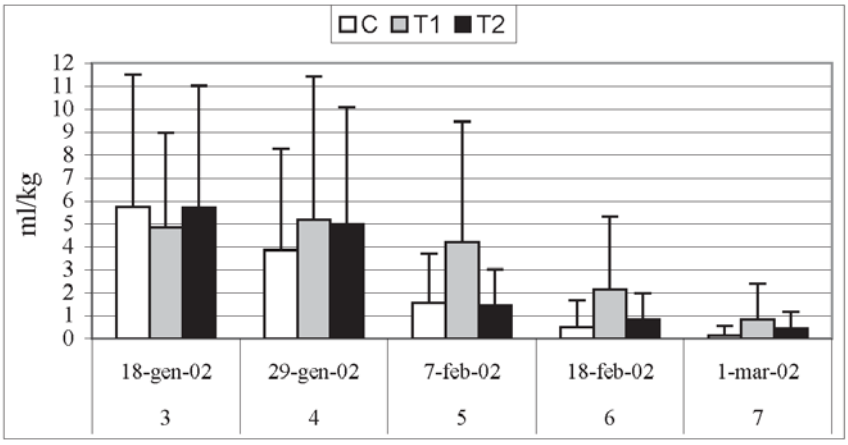


Fig. 2. Variazioni di volume (espresso in mL/kg) dei campioni di sperma emesso dalle orate trattate e da quelle di controllo.

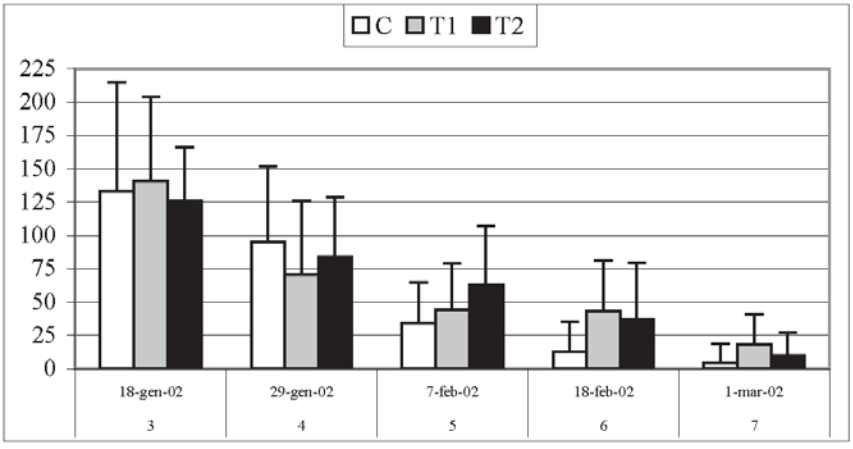


Fig. 3. Concentrazione degli spermatozoi espressa in miliardi per mL.

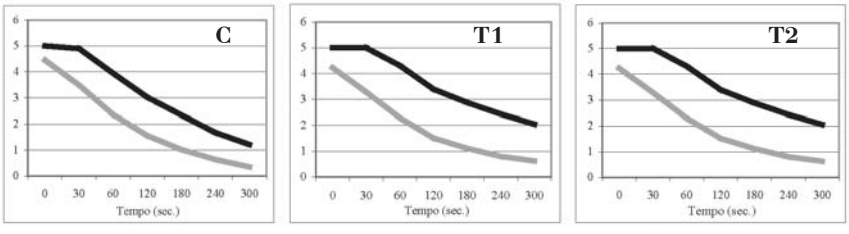


Fig. 4. Valori di motilità (in ordinate) dei campioni di sperma delle orate di controllo (a sinistra), di quelle trattate con 40 µg/kg (al centro) e quelle trattate con 80 µg/kg (a destra). La linea nera indica i campioni freschi; la linea grigia quelli crioconservati.

dato la valutazione dell'effetto dell'ormone sulla qualità dei gameti crioconservati. Mettendo a confronto l'andamento della motilità del campione fresco con quello crioconservato di ogni gruppo sperimentale, non sono emerse significative differenze tra il gruppo di controllo ed i gruppi trattati con GnRHa ($p>0,05$).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati ottenuti non concordano con quanto riportato da altri autori riguardo ad altri teleostei, mostrando che l'ormone ha avuto un effetto estremamente ridotto sui parametri osservati. A fronte delle evidenze bibliografiche relative ad altre specie (GWO *et al.*, 1991; RANA, 1995; CANESE *et al.*, 1999), nel presente lavoro tali effetti sono stati molto limitati. Non sono emerse in particolare differenze significative tra il gruppo di controllo ed i gruppi sperimentali. Le analisi dei risultati evidenziano che il trattamento ormonale, effettuato con leuprolide acetato nelle dosi di 40 µg/kg e 80 µg/kg non sembra avere significativi effetti sulla gametogenesi di individui maschi di *Sparus aurata*. L'effetto dell'ormone, infatti, non trova riscontri positivi né sulla quantità di seme prodotto, né sulla concentrazione del seme stesso all'interno dei tre gruppi sperimentali. Confrontando le motilità manifestate dai campioni prelevati dai tre gruppi sperimentali, non emergono differenze tali da far ipotizzare una reale efficacia del farmaco utilizzato.

Alla luce di quanto finora esposto risulta abbastanza evidente che non solo il trattamento ormonale non ha fornito i risultati sperati, ma sembra aver avuto effetti estremamente circoscritti. I risultati potrebbero far pensare che il leuprolide acetato non sia efficace nel regolare la gametogenesi maschile di *Sparus aurata*, mostrando una possibile risposta intraspecifica al farmaco, dato che l'analogo del GnRH utilizzato in questa ricerca influenza positivamente la gametogenesi di esemplari femminili di orata (SCALICI *et al.*, 2002, 2004). In considerazione dei riscontri positivi ottenuti in studi simili e delle evidenze sperimentali emerse dal presente studio, si rendono necessari ulteriori approfondimenti per stabilire i reali effetti che l'analogo del GnRH in questione, l'acetato di leuprolide, possa avere sulla gametogenesi di individui maschi di *Sparus aurata*.

Bibliografia

BARBATO A., CANESE S., MORETTI F., MISITI S., LACONI F., RANA K., 1998. Preliminary experiences for cryopreservation of *Sparus aurata* and *Diplodus puntazzo* semen. *Cahiers Options Mediterranéennes*, CIHEAM Zaragoza. **34**: 281-287.

CANESE S., BARBATO F., MORETTI F., MISITI S., LACONI F., RANA K., 1998. Crioconservazione dello sperma di *Sparus aurata* e valutazioni preliminari di fertilità. *Biologia Marina Mediterranea*. **5** (1): 481-483.

CANESE S., FRANCESCON A., BARBARO A., BARBATO F., BOZZATO G., 1999. Artificial fertilization by cryopreserved sperm in the shi drum, *Umbrina cirrosa*. *Biologia Marina Mediterranea*. **6** (1): 284-286.

D'ANCONA U., 1941. Ulteriori osservazioni e considerazioni sull'ermafroditismo e il differenziamento sessuale nell'orata *Sparus auratus* L. *Pubblicazione della Stazione Zoologica di Napoli*. **18**: 313-336.

FUJINO M., FUKADA S., SHINAGAWA S., KOBAYASHI S., YAMAZAKI I., NAKAYAMA R., 1974. Syntetic analogs of luteinizing hormone releasing hormone (LH-RH) substituted in position 6 and 10. *Biochemical and Biophysical Research Communicationes*. **1** (6): 406-411.

GWO J.C., ARNOLD C. R., 1992. Cryopreservation of Atlantic Croaker Spermatozoa. *The Journal of Experimental Zoology*. **264**: 444-453.

GWO J.C., STRAWN K., LONGNECKER M.T., ARNOLD C.R., 1991. Cryopreservation of Atlantic croaker spermatozoa. *Aquaculture*. **94**: 355-375.

HEBER D., ODELL W.D. 1978. Pituitary receptor binding activity of active, inactive, superactive and inhibitory analogs of gonadotropin-releasing hormone. *Biochemical and Biophysical Research Communications*. **82**: 67.

MALMSTROM T., SALTE R., GJOEN H.M., LINSETH A. 1993. A practical evaluation of metomidate and MS-222 as anaesthetic for halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Aquaculture*. **113**: 331-338.

OIKAWA S., TAKEDA T., ITAZAWA Y., 1994. Scale effects of MS-222 on a marine teleost, porgy *Pagrus major*. *Aquaculture*. **121**: 369-379.

RANA K.J., 1995. Cryopreservation of fish spermatozoa. In: *Methods in Molecular Biology. Cryopreservation and Freeze-Drying Protocols*. J.G. Day and M.R. McLellan eds, Humana Press Inc., Totoea, NJ. **38**.

SCALICI. M., GIBERTINI G., CANESE S., 2002. The effects of periodic injections of a synthetic analogue of GnRH in a long acting preparation on the final oocyte maturation of *Sparus aurata*. *Rivista Italiana di Acquacoltura*. **37**: 69-81.

SCALICI M., GIBERTINI G., CANESE S., 2004. Il leuprolide acetato accelera la maturazione ovarica senza influenzare l'inversione sessuale di *Sparus aurata*. *Biologia Ambientale*. **18** (1): 271-274.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 337-340.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Il gambero americano, *Orconectes limosus* (Decapoda: Cambaridae), nel Lago del Salto (Rieti, Lazio)

Stefania Chiesa, Massimiliano Scalici*, Giancarlo Gibertini

Dipartimento di Biologia, Università «Roma Tre», viale G. Marconi 446 - 00146 Roma

* *Referente per la corrispondenza (fax 06 55176321; scalici@bio.uniroma3.it)*

Riassunto
Le invasioni biologiche sono ritenute una delle più gravi minacce alla biodiversità, seconde solo alla perdita e alla frammentazione degli habitat. Un esempio di tale problematica è l'introduzione di *Orconectes limosus*, che rappresenta una minaccia per le popolazioni astacicole autoctone. Il suo arrivo in Europa avvenne nel 1890, quando Max von dem Borne lo importò dalla Pennsylvania per allevare alcuni esemplari in Germania. La prima segnalazione in Italia risale al 1992 ad opera di Delmastro, nel lago d'Iseo. Nel Lazio la sua presenza è stata segnalata nel 1993, nel Lago del Salto (Rieti), e successivamente nel Lago di Piediluco (tra Terni e Rieti). Nel Lago del Salto la popolazione di *Orconectes limosus* ha assunto nel corso degli anni una dimensione consistente, dimostrando ottime capacità adattative ed invasive. I risultati preliminari hanno mostrato parametri di crescita tipici di una popolazione stabile ad accrescimento rapido. La dieta, inoltre, ha evidenziato la plasticità alimentare di questa specie che dimostra anche una certa tendenza al cannibalismo. Ulteriori studi permetteranno di comprendere meglio l'autoecologia del gambero americano e proporre un adeguato intervento che possa limitare o arrestare i problemi che questa specie sta causando.

PAROLE CHIAVE: *Orconectes limosus* / gambero americano / ecologia / Lago del Salto

The American stripped cray, *Orconectes limosus* (Decapoda: Cambaridae) in Lake Salto (Rieti, Latium)
Biological invasions are one of the most serious threat for biodiversity, they come immediately after the lost and fragmentation of the habitat. In particular, the introduction of *Orconectes limosus* is a threat for the autochthonous decapod populations. It was introduced in Europe in 1890, imported by Max von de Borne from Pennsylvania for farming in Germany. In Italy Delmastro reported the presence of American stripped cray in Lake Iseo in 1992. In Latium it was reported in 1993 in Lake Salto (Rieti), and then in Lake Piediluco (between Terni and Rieti). The population of *Orconectes limosus* in the Lake Salto is considerable, due to its adaptive and invasive capability. Preliminary results show a stable stock, with a fast growth. The diet highlights the trophic plasticity of the specie, with also a tendence to cannibalism. Further studies will allow a better understanding of the autoecology of the American crayfish. It will be useful to suggest a solution in order to mitigate or to stop the problems caused by this specie.

KEY-WORDS: *Orconectes limosus* / American stripped cray / ecology / Lake Salto

INTRODUZIONE

Le invasioni biologiche sono ritenute una fra le maggiori minacce alla biodiversità. Vittima di tale fenomeno è una delle risorse dulciacquicole più sfruttate a livello locale: il gambero di fiume, *Austropotamobius italicus*. Negli ultimi anni, questa specie ha visto ridurre fortemente il suo areale ad opera di più cause, fra cui l'immissione di gamberi alloctoni.

Fra questi *Orconectes limosus* –di origine nordamericana (HOBBS, 1989)– è la specie che più di tutte può minacciare le popolazioni autoctone di gambero d'acqua dolce per competizione. A ciò si aggiunge la sua valenza di "portatore sano" di *Aphanomyces astaci*, nei confronti del quale gli astacidi europei non sembrano presentare alcuna tolleranza (VEY *et al.*, 1983). È inoltre una specie ad ampia valenza ecologica, con capacità invasive notevoli. Ha infatti colonizzato con successo molti Paesi dell'Europa, come Francia, Olanda, Germania, Sviz-

zera, Belgio, Inghilterra, Russia, Austria, Rep. Ceca, Ungheria, Polonia, Lituania e Lussemburgo; è inoltre presente in Marocco (HOLDICH, 2002).

Il suo arrivo in Europa avvenne esattamente nel 1890, quando Max von dem Borne importò alcuni esemplari dalla Pennsylvania per allevarli in Germania. Morfologicamente assomiglia molto al gambero di fiume autoctono, con il quale può essere facilmente confuso, soprattutto da un osservatore inesperto. La determinazione può comunque essere effettuata tramite alcuni caratteri distintivi quali: punte delle chele di colore rosso; sperone pronunciato sul carpopodite; numerose spine nella regione postorbitale; macchie presenti nella parte dorsale della regione addominale (GIBERTINI *et al.*, 1998). Le segnalazioni sulla presenza del gambero americano in Italia sono molte, soprattutto al nord. La prima risale al 1992 nel Lago d'Iseo ad opera di DELMASTRO, quindi nel 1993 da GROPPALI nella Provincia di Pavia e poi da CONFORTINI e NATALI (1994) nella pianura veronese. In Emilia Romagna ne viene evidenziata la diffusione nel 1997 (MAZZONI *et al.*). Nel Lazio la prima segnalazione risale al 1996 (QUATTROCCHI *et al.*) e la sua presenza è attualmente limitata al Lago di Piediluco (DÖRR *et al*, 2001) e al Lago del Salto (Fig. 1), quest' ultima segnalazione confermata nel 2002 (SCALICI e GIBERTINI). Provenienza, periodi e modalità di immissione di questa specie sono tuttora sconosciuti. Per comprendere meglio il grado di naturalizzazione nei laghi italiani e le capacità invasive è in corso un progetto di monitoraggio su questa specie.

MATERIALI E METODI

Il Lago del Salto (535 m s.l.m.) è un grande invaso artificiale realizzato negli anni quaranta con uno sbarramento (alto 90 m) sul fiume Salto, che nasce sui monti della Marsica e confluisce nel Velino presso Rieti. Occupa l'ampia vallata del Cicolano, misurando 10 km di lunghezza, 1 di larghezza e circa 57 di perimetro (Fig. 1). Il Lago del Salto mostra carattere eutrofico, è caratterizzato da alghe in sospensione e vegetazione ripariale ed è pressoché privo di vegetazione acquatica. Il fondale è fangoso, caratterizzato da sedimento sottile, parzialmente ricoperto da sassi, soprattutto lungo le sponde. La fauna ittica è composta da un esiguo numero di specie, come carpa (*Cyprinus carpio*), tinca (*Tinca tinca*), rovella (*Rutilus rubilio*), carpa erbivora (*Ctenopharyngodon idellus*), persico sole (*Lepomis gibosus*) e luccio (*Esox lucius*).

Per monitorare e valutare le capacità invasive del gambero americano sono stati prelevati alcuni esemplari, poi sottoposti al rilevamento di biometrie quali peso e lunghezza del carapace (CL, dall'incavo oculare alla fine del carapace). È stata calcolata la lunghezza a cui tende la popolazione, secondo la seguente formula:

$$L_{inf} = L_{max}/0{,}95 \qquad (1)$$

dove L_{inf} è la lunghezza massima cui tende la popolazione e L_{max} è la lunghezza massima misurata.
Infine è stato analizzato il contenuto stomacale per effettuare una stima preliminare dello spettro alimentare di questa specie.
I dati raccolti sono stati sottoposti a differenti test statistici: χ^2, t-Student e test F.

RISULTATI

Il gambero americano nel Lago del Salto presenta una popolazione la cui *sex ratio* non si discosta molto dal rapporto 1:1 ($\chi^2 = 2{,}5$, gl = 1). Per quanto riguarda l'analisi dei dati morfometrici, sono stati utilizzati 72 maschi e 78 femmine. I sessi non mostrano sensibili differenze relativamente ai parametri

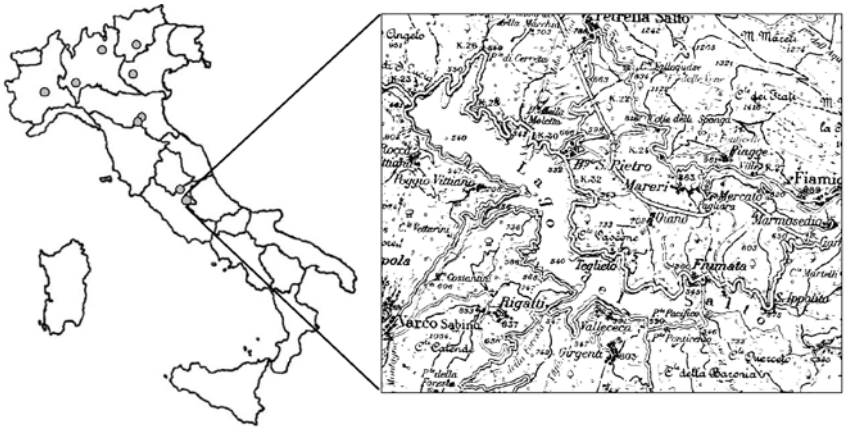


Fig. 1. Presenza di *Orconectes limosus* in Italia (a sinistra) e particolare del Lago del Salto (a destra).

Tab. I. Tabella descrittiva dei parametri morfometrici rilevati.

	CL (mm)		Peso (g)	
	femmine	maschi	femmine	maschi
media	21,16	19,87	6,90	5,81
dev. standard	6,26	7,51	5,50	6,57
mediana	22,20	20,50	6,06	2,79
val. massimo	31,30	31,45	19,01	18,20
val. minimo	12,00	9,65	1,08	0,45

biometrici rilevati, sia per quanto riguarda le medie della lunghezza del carapace (t = 0,23, n.s. per i maschi e t = 0,14, n.s. per le femmine) che le loro varianze (F = 1,44, n.s. per i maschi e F = 1,43, n.s. per le femmine). Gli individui di maggiori dimensioni rinvenuti presentano una lunghezza massima del carapace pari a 31,45 mm per i maschi e 31,3 mm per le femmine. I rispettivi valori della L_{inf} calcolati secondo la formula (1), descritta in materiali e metodi, sono pari a 33,1 mm e 32,84 mm. Anche i valori riguardanti il peso degli esemplari non mostrano differenze significative (Tab. I).

La relazione lineare esistente fra la lunghezza del carapace ed il peso mostra come questi, sia nei maschi che nelle femmine, siano strettamente correlati (r = 0,98 e r = 0,96 rispettivamente: Fig. 2).

Per analizzare lo spettro alimentare di questa specie è stato esaminato il contenuto stomacale di 22 esemplari. La dieta è costituita da diverse componenti sia di natura animale che vegetale; quest'ultima rappresenta la più consistente (Fig. 3). Sono inoltre presenti resti di difficile determinazione (detrito organico) per l'avanzato stato di deterioramento, e costanti tracce di substrato (detrito inorganico). Circa 1/5 degli stomaci sottoposti all'analisi non ha mostrato alcun contenuto. Tra la componente vegetale sono stati identificati, ad esempio, frammenti di alghe e semi; tra quella animale invece ditteri, otoliti di pesce, efippi di cladocero, ostracodi e resti di altri gamberi.

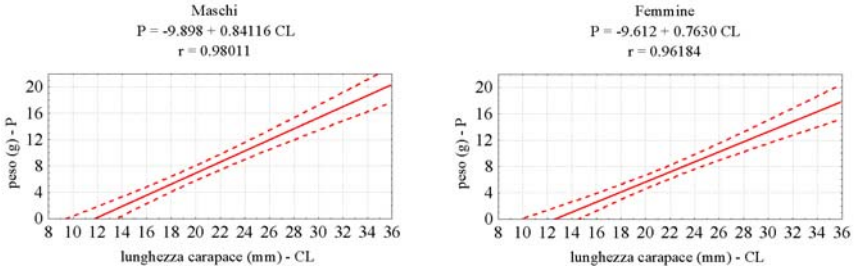


Fig. 2. Relazione lunghezza-peso in esemplari di sesso maschile (a sinistra) e femminile (a destra) di *Orconectes limosus*.

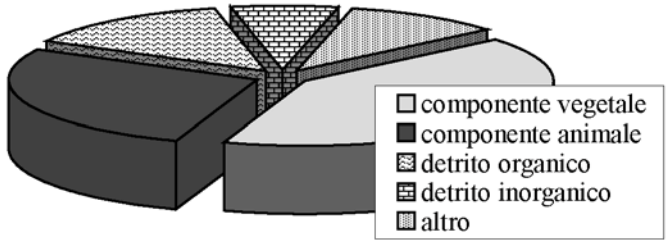


Fig. 3. Spettro alimentare di *Orconectes limosus*.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La popolazione di *Orconectes limosus* nel Lago del Salto ha assunto nel corso di questi anni una dimensione consistente, dimostrando ottime capacità adattative ed invasive. Sono ormai diversi anni che la popolazione del gambero americano è presente nel Lago del Salto, dimostrando ormai un certo grado di naturalizzazione.

Dalla presente ricerca non sono emerse significative differenze nelle dimensioni e nel peso fra i due sessi e la relazione lunghezza-peso sembra testimoniare il buono stato di salute di questa popolazione, che non ha mostrato nessun problema ad adattarsi alle nuove risorse trofiche. I parametri di crescita rilevati sono, infatti, tipici di una popolazione stabile ad accrescimento rapido. La dieta inoltre ha evidenziato la plasticità alimentare di questa specie che dimostra una tendenza al cannibalismo, fenomeno ben noto fra le specie di decapodi dulcacquicoli.

Queste osservazioni preliminari servono da base per proseguire le ricerche e comprendere meglio l'autoecologia del gambero americano introdotto in nuovi ambienti. In particolare, acquisire ulteriori conoscenze su questa specie permette di impostare protocolli per future attività di monitoraggio. Il fine è di proporre un adeguato intervento a carattere gestionale che possa migliorare la situazione attuale e, se possibile, limitare i danni che questa specie sta causando.

A tale scopo, il Lago del Salto, dove stiamo conducendo le indagini, può rappresentare un modello di studio legato alle specie alloctone, al danno ambientale che esse producono ed al possibile recupero della qualità dell'ambiente. È stato infatti dimostrato da sperimentazioni di laboratorio che l'attività di *Orconectes limosus* è in grado di influenzare l'erosione di fondali ed il trasporto di sedimenti, con possibili conseguenze sull'intera comunità del benthos e sulla sopravvivenza delle uova delle specie ittiche litofile (STATZNER *et al.*, 2000). Di conseguenza, l'eradicazione di gamberi dulciacquicoli alloctoni potrebbe rappresentare una soluzione per il ripristino ambientale. Ad oggi, tuttavia, sono stati proposti metodi piuttosto invasivi, come l'uso di agenti chimici tossici, nocivi non solo per i gamberi ma anche per l'intera comunità degli artropodi (LAURENT, 1995). In alternativa, il contenimento numerico è da con-

siderarsi una delle possibili attività di gestione delle specie alloctone; tuttavia esso richiede un notevole sforzo economico e di pesca, come dimostrato dal caso di *Procambarus clarkii* (ERCOLINI, 2002).

Bibliografia

CONFORTINI I., NATALI M., 1994. Presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), in alcuni corsi d'acqua della pianura veronese (Crustacea, Decapoda, Cambaridae). *Ann. Mus. Civ. Rovereto*. **10**: 399-404.

DELMASTRO G.B., 1992. Il Gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque), un nuovo Decapode neartico nelle acque dolci del Nord Italia (Crustacea Decapoda Cambaridae). *"Natura Bresciana" Ann. Mus. Civ. Sc. Nat., Brescia (1990-91)*. **27**: 171-174.

DÖRR A.J.M., PEDICILLO G., LORENZONI M. 2001. Prima segnalazione in Umbria di *Procambarus clarkii* (Girard) *Orconectes limosus* (Rafinesque), e *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz), (Crustacea Decapoda). *Riv. Idrobiol.* **40**: 2-3.

ERCOLINI P., 2002. Andamento temporale della popolazione del crostaceo *Procambarus clarkii* nel comprensorio del Lago di Massaciuccoli. In: *La gestione delle specie alloctone in Italia. Il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana*, Atti del Convegno Nazionale: 101-115.

GIBERTINI G., QUATTROCCHI L., BONIFAZI A., MELONI M., 1998. Gamberi autoctoni ed alloctoni nella riserva dei Laghi Lungo e Ripasottile e nella Provincia di Rieti. *Consorzio Riserva Naturale Laghi Lungo e Ripasottile*. 22 pp.

GROPPALI R., 1993. Sulla presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque) in acque della pianura pavese. *Riv. Piem. St. Nat.* **14**: 93-96.

HOBBS H. H., 1989. An illustrated checklist of the American Crayfishes (Decapoda: Astacidae Cambaridae and Parastacidae). *Smithsonian contr. Zool.*, **480**: IV + 1- 236.

HOLDICH D.M., 2002. Crayfish in Europe. An overview of Taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: *Management & conservation of Crayfish*. Proceedings of the Conference held on 7th November 2002 at the Nottingham Forest Football Club, Nottingham, UK: 15-34.

LAURENT P.J., 1995. Eradication of unwanted crayfish species for astacological management purposes. *Freshwat.Crayfish* **8**: 121-133.

MAZZONI D., NOBILE L., QUAGLIO F., RESTANI R., 1997. Diffusione dei gamberi d'acqua dolce in Emilia Romagna: problemi ecopatologici legati all'introduzione di specie alloctone. *Boll. Soc. It. Patol. Ittica*. **21**: 45-51.

QUATTROCCHI L., GIBERTINI G., MANCINI A., BONIFAZI A., 1996. *Orconectes limosus* (Crustacea, Decapoda, Cambaridae), un gambero esotico d'acqua dolce, nelle acque del Centro Italia. In: *Atti del 57° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana* - San Benedetto del Tronto, 24-26 Settembre 1996: 36.

SCALICI M., GIBERTINI G., 2002. I gamberi alloctoni nel Lazio (Italia). In: *La gestione delle specie alloctone in Italia. Il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana*. Atti del Convegno Nazionale: 109-116.

STATZNER B., FIÈVET E., CHAMPAGNE J. Y., MOREL R., HEROUIN E., 2000. Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: Biological behavior affects sand and gravel erosion in experimental streams. *Limnol. Oceanogr.* **45** (5): 1030-1040.

VEY A., SÖDERHÄLL K., AJAXON R., 1983. Susceptibility of *Orconectes limosus* Raff. to the crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Freshwater Crayfish*. **5**: 284-91.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 341-342.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Interventi per il recupero della popolazione autoctona di Trota lacustre del lago di Garda

Paola Testa*, Moreno Tacconi

Prov. Autonoma di Trento, Ufficio Faunistico - Servizio Foreste e Fauna, Via G.B. Trener, 3 – 38100 TRENTO

* *Referente per la corrispondenza (pao_71@libero.it)*

Riassunto
Nel corso del 2001 la Provincia Autonoma di Trento ha attivato un programma per il recupero della popolazione autoctona di Trota lacustre del Lago di Garda e il miglioramento ambientale dell'area di foce del Fiume Sarca-Lago di Garda.
Negli ultimi decenni la popolazione di Trota lacustre del Garda ha subito un forte decremento, dovuto principalmente alle alterazioni ambientali verificatesi alla foce del fiume Sarca, principale affluente del Garda, ed alle immissioni di fauna ittica estranea ai ceppi locali. Nel corso del 2003 la Provincia Autonoma di Trento, grazie anche alla collaborazione dell'ENEL, ha ripristinato la continuita' fisico-biologica alla foce del Sarca realizzando alcuni passaggi per pesci in corrispondenza dei tre principali sbarramenti artificiali lungo l'asta fluviale. Contemporaneamente la stessa Amministrazione conduce ogni anno una specifica campagna ittiogenica attraverso il recupero dei riproduttori di Trota lacustre in risalita lungo la foce del fiume, spremitura dei medesimi, incubazione delle uova e ripopolamento del Garda con gli avannotti. L'Istituto Agrario di San Michele all'Adige, infine, sta conducendo un'analisi genetica per approfondire l'autoctonia e la purezza degli esemplari di Trota lacustre catturati nel lago di Garda.

PAROLE CHIAVE: Trota lacustre / Lago di Garda / passaggi per pesci / campagna ittiogenica

Program to revive the autochthnous population of Garda Lake trout
During 2001 the Provincia Autonoma di Trento started a program to revive the autochthonous population of Garda Lake trout and to improve Sarca river's mouth environmental conditions. In the last decades, Garda Lake trouts have been heavily damaged by the environmental changes occurred on Sarca mouth (the most important affluent of Garda Lake) and by the introduction of non autochthonous fishing-fauna. During 2002 the Provincia Autonoma di Trento, in partnership with ENEL (the biggest Italian Electrical Agency), restored the physical and biological continuity of Sarca mouth by the construction of some fishes stairways on the three most important artificial barriers along Sarca mouth. Besides, every year the Provincia Autonoma di Trento carries out a fishing plan by capturing some lake-trout reproductives going upstream Sarca mouth, getting fertilized eggs, incubating them and putting the fries into Garda Lake. The Istituto Agrario di San Michele all'Adige is also making genetical analysis to examine the autochthonous state and pureness of lake-trout specimens captured along Garda Lake.

KEY WORDS: Lake-trout / Garda-Lake / fishes starways / fishing-plan

Il Servizio Faunistico (ora Foreste e Fauna), della Provincia Autonoma di Trento, in collaborazione con il Dipartimento Ambiente e il Servizio Opere Idrauliche, ha attivato nel corso del 2001 un progetto di riqualificazione e miglioramento ambientale dell'area "fiume Sarca-lago di Garda", finalizzato al recupero e al riequilibrio del popolamento ittico autoctono di Trota lacustre.

Il forte decremento delle popolazioni autoctone di Trota lacustre, verificatosi negli ultimi decenni, è dovuto a molteplici fattori quali, *in primis*, lo sconvolgimento del regime idrologico del fiume Sarca (principale affluente del lago di Garda) determinato dallo sfruttamento idroelettrico e dai prelievi irrigui, la presenza di ostacoli artificiali che impediscono la risalita dei pesci durante il periodo ripro-

duttivo e, non ultime, le recenti immissioni di fauna ittica estranea ai ceppi locali.

Alla base del progetto vi è uno specifico studio di fattibilità realizzato nel 2001 dall'Acquario di Trento che, accanto all'analisi dello stato attuale della Trota lacustre e dei rischi connessi alla sua sempre più estrema rarefazione, ha fornito le indicazioni più corrette per gli interventi di riproduzione artificiale e ripopolamento, per il ripristino della continuità fisica e biologica e per il mantenimento di idonei deflussi idrici e modulazione stagionale dei rilasci.

Attualmente la residua popolazione autoctona di trota lacustre del lago di Garda riveste un notevole interesse scientifico e il suo recupero assume una forte valenza sia scientifico-naturalistica che gestionale ai fini della conservazione della biodiversità del Trentino e, in prospettiva futura, anche del sostegno all'attività di pesca. Tuttavia, le conoscenze circa l'attuale presenza e la purezza genetica della trota del Garda sono ancora imprecise e insufficienti; è risultato pertanto fondamentale impostare uno specifico programma di monitoraggio della popolazione residua (Servizio Foreste e Fauna P.A.T.) e approfondire l'analisi morfologica e genetica degli esemplari recuperati (Progetto POPOSAL – Istituto Agrario di San Michele all'Adige).

Constatata l'impossibilità delle trote lacustri di raggiungere le aree idonee alla frega a causa della presenza di numerose opere di sbarramento lungo il basso corso del Sarca, nel 2003 il Servizio Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Trento ha curato il ripristino della continuità fisico-biologica attraverso specifiche scale di risalita per pesci alla foce del fiume Sarca. Dal punto di vista tecnico le scelte progettuali sono ricadute su rampe in pietrame articolate in un sistema di vasche successive per i due sbarramenti superiori di Linfano e di Arco, mentre per la traversa della centrale idroelettrica di Torbole sul Garda il progetto, redatto ed eseguito dall'ENEL S.p.A., ha previsto la realizzazione di una scala di risalita a bacini successivi.

Prioritario, per l'efficacia di funzionamento delle strutture di risalita e per la buona riuscita di riproduzione, incubazione e svezzamento delle larve, rimane ancora, tuttavia, il ripristino di adeguate portate d'acqua lungo il corso inferiore del Sarca.

Dal 2001 il Servizio Foreste e Fauna, con il supporto e la collaborazione dell'Associazione Pescatori Basso Sarca, dell'Istituto Agrario di San Michele all'Adige e delle amministrazioni provinciali di Verona e Brescia, attua annualmente un monitoraggio sperimentale per valutare la presenza di trote lacustri in risalita lungo la foce del Sarca; in tale occasione vengono condotti interventi di pesca elettrica finalizzati alla cattura di riproduttori di trota lacustre, spremitura delle uova e fecondazione artificiale. Il tentativo condotto nel 2001 non ha dato esiti positivi, mentre nelle stagioni 2002 e 2003 sono stati recuperati alcuni riproduttori di Trota lacustre, selezionati su base morfologica, che sono stati avviati alla riproduzione assistita in incubatoio; dai medesimi sono state ottenute alcune migliaia di uova fecondate che hanno dato origine ai primi avannotti utilizzati per il ripopolamento del lago di Garda.

Biologia Ambientale - 2006, **20** (1): 343-347.
Atti *10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. A.I.I.A.D.

Dieta dell'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) e del persico reale *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) e loro sovrapposizione alimentare

Alessandro Trusso, Antonella Carosi, Massimiliano Corboli, Roberta Pace, Giovanni Pedicillo, Massimo Lorenzoni*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi di Perugia, via Elce di sotto - 06123 Perugia

* *Referente per la corrispondenza (fax 075 5855716; lorenzon@unipg.it)*

RIASSUNTO

La fauna ittica del lago di Piediluco ha subito in tempi recenti profonde modificazioni per l'immissione di numerose specie esotiche, fra le quali l'acerina, che risulta essersi ben acclimatata nelle acque del lago. Allo scopo di verificare se l'aumento dell'abbondanza dell'acerina possa costituire una minaccia per il persico reale e per verificare il grado di sovrapposizione delle loro diete è stata condotta una ricerca sull'alimentazione delle popolazioni delle due specie nel lago di Piediluco. I dati sono stati espressi come abbondanza percentuale (%N), presenza percentuale (%S) e valore di importanza (V.I.). L'indice di sovrapposizione alimentare (α) è stato valutato per mezzo della formula di Schoener utilizzando i valori di importanza delle singole componenti alimentari. È stato inoltre valutato lo stato di nutrizione mediante il calcolo del fattore di condizione di Fulton (K). Il campione è costituito da 194 persici e 328 acerine. La percentuale degli stomaci vuoti è stata rispettivamente del 18,56% e del 16,77%. Per entrambe le specie le componenti più importanti della dieta risultano i ditteri (larve e pupe di chironomidi) e i crostacei. Il valore dell'indice di sovrapposizione tra le diete delle due specie risulta estremamente elevato (α=0,987). Il fattore di condizione del persico reale ha subito negli ultimi anni un progressivo peggioramento soprattutto nelle classi di età in cui il grado di sovrapposizione alimentare con l'acerina è più elevato. Ciò conferma le preoccupazioni per una probabile esistenza nel lago di Piediluco di una forte interazione negativa fra acerina e persico reale.

PAROLE CHIAVE: Persico reale / acerina / alimentazione / sovrapposizione alimentare / lago di Piediluco

The diets of the ruffe *Gymnocephalus cernuus* L. and of the perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Piediluco and their diet overlap

In recent years marked changes of the fish fauna of the Lake Piediluco have occurred, due to the introduction of numerous exotic species. One of the most recently introduced species into the Lake Piediluco is the ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.). The aim of this study was to analyse the feeding habits of ruffe and perch (*Perca fluviatilis* L.) in Lake Piediluco, in order to determine the degree of overlap between the two diets and in order to verify if the increase of the abundance of the ruffe can constitute a threat for the perch. The data are expressed as abundance (%N), occurrence (%S), and prominence values (P.V.). The Diet Overlap Index (α) has been evaluated using the prominence values of each food items according to the formula of Schoener. The state of nutrition of fish has been determined by the calculation of Fulton's condition factor (K). The total sample was made up of 194 perch and 328 ruffe specimens. The percentage of empty stomachs was 18.56% and 16.77% respectively. For both species the most abundant food in the diet were Diptera (chironomidae larvae and pupae) and Crustaceans. The value of the diet overlap index was very high (0.987). The condition factor of perch has showed a progressive decrease in the age classes in which the degree of overlap is more elevated. These results showed a high probability of negative interaction between the two species in lake Piediluco.

KEY WORDS: Perch / ruffe / food / diet overlap / lake Piediluco

INTRODUZIONE

La fauna ittica del lago di Piediluco ha subito in tempi recenti profonde modificazioni per l'immissione di numerose specie esotiche, la maggior parte delle quali si è ben acclimatata. I cambiamenti nella composizione della comunità ittica del lago hanno comportato una diminuzione quantitativa del-

la maggior parte delle specie indigene (AA.VV., 2000). Una delle ultime specie introdotte è l'acerina *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758), segnalata per la prima volta nel lago di Piediluco nel 1996 (CAROSI *et al.*, 1998) e per la quale precedenti ricerche hanno indicato come si sia ben acclimatata nelle acque del lago (PACE, 2003). Nelle località in cui l'acerina viene introdotta diviene probabile una sua interazione a danno delle popolazioni delle specie indigene, per competizione o predazione delle uova e degli stadi giovanili.

Il persico reale *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, che è tra le specie maggiormente sensibili alla presenza dell'acerina (BERGMAN, 1987; 1988), risulta negli ultimi anni in forte contrazione numerica nel lago di Piediluco (GRAMACCIA, 2000). Tale specie, pur non essendo indigena in Umbria, rappresenta una delle maggiori risorse ittiche per i pescatori di professione che operano sul lago. Per questo motivo è stata intrapresa una ricerca allo scopo di approfondire le conoscenze sull'alimentazione delle popolazione di acerina e di persico reale presenti nel lago di Piediluco e verificare il grado di sovrapposizione delle loro diete.

MATERIALI E METODI

Il lago di Piediluco (profondità media= 10,9 m; profondità max= 21,48 m) (MEARELLI, 1988), ha una superficie di 1,67 km² ed è, per estensione, il secondo lago naturale dell'Umbria dopo il Trasimeno. Il campionamento è stato condotto dal giugno del 1999 al maggio del 2002 utilizzando gli attrezzi della pesca di professione. Per ogni esemplare sono stati misurati la lunghezza totale (Lt) (± 1 mm) ed il peso (P) (± 0,1 g) e determinata l'età mediante scalimetria (BAGENAL, 1978). Tutti gli esemplari sono stati dissezionati per estrarne lo stomaco, che è stato quindi pesato con una bilancia analitica (± 0,1 g) e conservato in formalina (4%) per la successiva determinazione del contenuto alimentare. Il sesso è stato determinato tramite l'esame microscopico delle gonadi (BAGENAL, 1978). Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti, esprimendo i dati come: abbondanza percentuale (%N), equivalente al numero di individui di ciascuna categoria alimentare rispetto al numero totale di individui; presenza percentuale (%S), equivalente al numero degli stomaci contenenti ciascuna categoria alimentare sul totale degli stomaci pieni (HICKLEY *et al.*, 1994; TIMMONS *et al.*, 1981); valore di importanza (V.I.), calcolato con la formula: V.I.= %N* √%S (HICKLEY *et al.*, 1994). Il grado di sovrapposizione nella dieta delle due specie è stato valutato mediante l'indice di sovrapposizione α (SCHOENER, 1970):

$$\alpha = 1 - 0.5\left(\sum_{i=1}^{n} \left| V.I._{xi} - V.I._{yi} \right|\right)$$

in cui n= numero delle categorie alimentari, $V.I._{xi}$= valore di importanza della categoria i nella specie x, $V.I._{yi}$= valore di importanza della categoria i nella specie y. L'indice varia da 0 (nessuna sovrapposizione) ad 1 (completa sovrapposizione). Per il persico è stato inoltre calcolato il fattore di condizione di Fulton (K), in base alla formula $K=100\ P/Lt^3$ (BAGENAL, 1978), e sono stati confrontati i valori con i risultati di altre ricerche (MAGRINI ALUNNO, 1999; AA. VV., 2000). K rappresenta la deviazione individuale da un ipotetico pesce avente crescita isometrica e permette di valutare lo stato di nutrizione degli esemplari catturati (WEATHERLEY, 1972). Sia per il calcolo dell'indice di sovrapposizione che per il fattore di condizione, il campione complessivo è stato disaggregato per anno di campionamento e classe di età degli individui catturati.

RISULTATI

Per quanto riguarda il persico reale il campione utilizzato per l'analisi del contenuto alimentare

Tab. I. Abbondanza percentuale (%N), presenza percentuale (%S) e valore d'importanza delle diverse categorie alimentari nella dieta di persico reale e acerina.

	Persico reale			Acerina		
	%N	%S	V.I.	%N	%S	V.I.
Irudinei	0,289	8,280	0,001	0,069	0,730	0,001
Bivalvi indeterminati	0,222	10,191	0,001			
Gasteropodi	0,030	2,548	0,001			
Concostraci	0,044	3,822	0,000	4,842	9,489	0,015
Asellidi	0,719	14,650	0,003	1,168	7,664	0,003
Gammaridi	22,587	37,580	0,138	7,418	24,818	0,037
Ditteri Chiron. (larve)	50,927	78,981	0,453	64,457	79,927	0,576
Ditteri Chiron. (pupe)	18,629	75,796	0,162	10,749	34,672	0,063
Ditteri Tanipodini	6,205	5,732	0,015	3,177	5,109	0,007
Ditteri Simulidi	0,015	1,274	0,001			
Eterotteri	0,040	2,548	0,001	0,189	2,920	0,001
Odonati	0,007	0,637	0,001			
Sialidi	0,163	1,911	0,001	7,727	33,942	0,045
Tricotteri	0,022	1,911	0,001	0,069	1,095	0,001
Insetti indeterminati				0,137	2,920	0,001
Acerina	0,015	1,274	0,001			
Pesci indeterminati	0,022	1,911	0,001			
Altro	0,074	1,911	0,001			

è composto da 194 esemplari distribuiti in sei classi di età; 36 stomaci, pari al 18,56%, sono risultati vuoti. Per l'acerina sono stati esaminati 328 individui distribuiti in quattro classi di età. Il 16,77% del campione, pari a 55 individui, presentava lo stomaco vuoto.

Nella tabella I sono riportate in dettaglio le categorie alimentari rinvenute in entrambe le specie ed i relativi valori di abbondanza percentuale (%N), presenza percentuale (%S) e valore di importanza (V.I.). Nel persico reale la categoria alimentare più importante è rappresentata dalle larve (%N=50,93; %S=78,98; V.I.=0,453) e pupe (%N= 18,63; %S=75,80; V.I.=0,162) di chironomidi e dai gammaridi (%N=22,59; %S=37,58; V.I.=0,138). Anche per l'acerina l'alimento più numeroso e più frequente è costituito dalle larve (%N=64,46; %S= 79,93; V.I.=0,576) e pupe (%N= 10,75; %S=34,67; V.I.=0,063) di chironomidi; in quest'ultima, oltre ai ditteri, sono i sialidi (%N=7,73; %S=33,94; V.I.=0,045) ed i gammaridi (%N=7,42; %S=24,82; V.I.=0,037) a raggiungere le abbondanze più elevate.

Le figure 1 e 2 riportano, per il campione disaggregato per classe di età, le abbondanze percentuali rispettivamente del persico e dell'acerina, raggruppando il contenuto alimentare in 7 categorie principali (irudinei, molluschi, crostacei, ditteri, altri insetti, pesci ed altro).

La figura 3 mostra il grado di sovrapposizione alimentare tra il persico reale e l'acerina nel campione suddiviso per classe di età. L'indice di sovrapposizione raggiunge sempre valori molto elevati, indicando che la composizione delle diete nelle due specie è estremamente simile per ogni classe di età considerata; la minore sovrapposizione alimentare si registra fra la

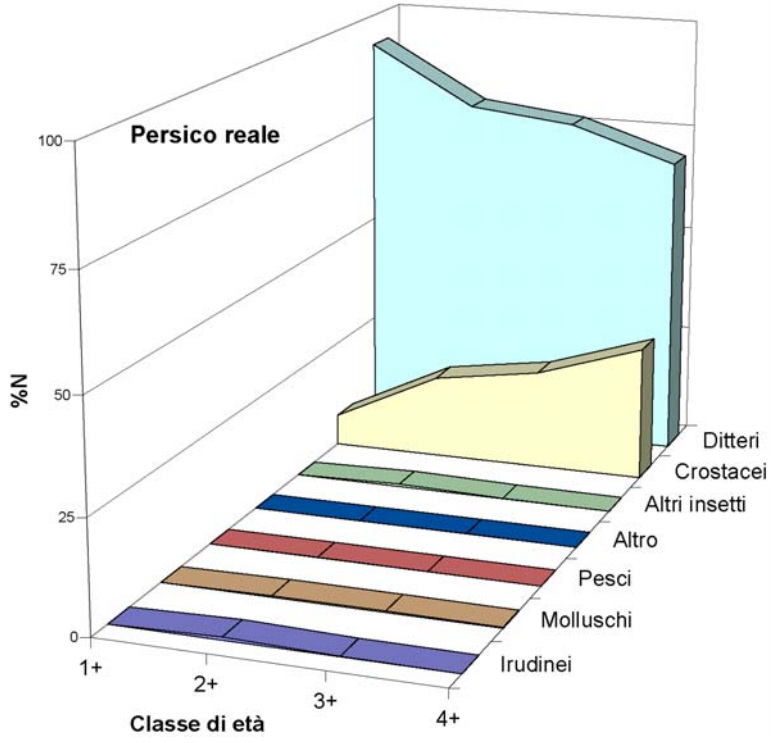


Fig. 1. Andamento nella dieta del persico reale dell'abbondanza percentuale (%N) disaggregata per classe di età.

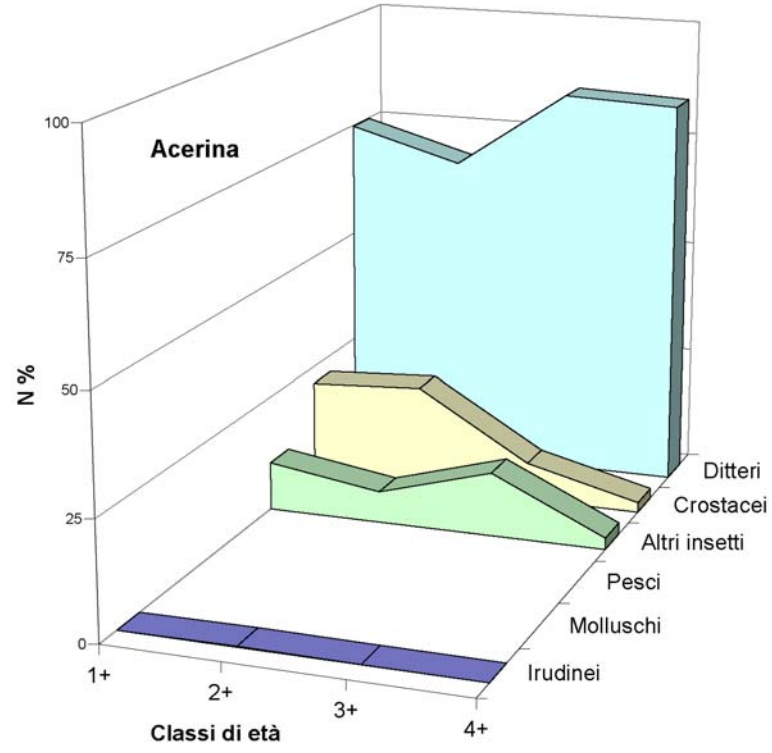


Fig. 2. Andamento nella dieta dell'acerina dell'abbondanza percentuale (%N) disaggregata per classe di età.

classe 2+ dell'acerina e la 4+ del persico reale (α=0,937) mentre il valore più elevato viene raggiunto tra la classe 3+ dell'acerina e la 1+ del persico reale (α=1,00). Per l'acerina le classi più interessate dalla sovrapposizione con l'intera popolazione di persico reale sono la 1+ (α=0,999) e la 3+ (α=0,986), mentre per il persico reale le classi di età maggiormente penalizzate risultano la 2+ (α=0,999) e la 3+ (α=0,981).

Per il calcolo del fattore di condizione del persico reale il campione è costituito da 300 femmine, 30 maschi e 2 individui di sesso indeterminato. Dalla tabella II, che riporta l'andamento del fattore di condizione disaggregato per classe di età nei diversi anni di campionamento, si può notare come il valore medio di K subisca un progressivo peggioramento nel tempo, soprattutto nelle classi 2+ e 3+.

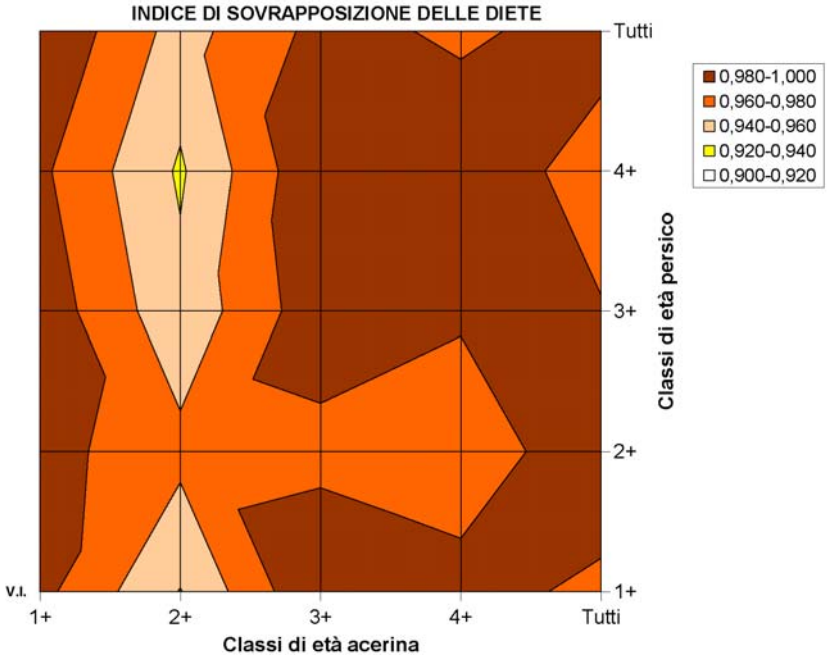


Fig. 3. Indice di sovrapposizione delle diete tra acerina e persico reale, calcolato per il valore di importanza (V.I.).

Tab. II. Confronto in anni diversi del fattore di condizione del persico reale suddiviso per classe di età.

Anno	1+	2+	3+	4+
1998 (Magrini Alunno, 1999)	1,26	1,43	1,42	1,43
1999 (AA.VV., 2000)	1,25	1,38	1,39	1,48
2000-2001	1,26	1,36	1,34	1,46

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nel lago di Piediluco sia il persico che l'acerina presentano una dieta molto simile: i ditteri ed i crostacei risultano le componenti più importanti dal punto di vista quantitativo in entrambe le specie. Per quanto riguarda la composizione della dieta, il persico reale dimostra di avere uno spettro alimentare più ampio rispetto all'acerina; infatti le categorie alimentari rinvenute negli stomaci esaminati sono state 16 per il persico e 9 per l'acerina. Tutte le categorie utilizzate da quest'ultima sono consumate anche dal persico che, in aggiunta, preda anche bivalvi, efemerotteri, eterotteri, simulidi, odonati e pesci.

Acerina e persico reale possono essere quindi considerati predatori bentofagi non selettivi, nei quali la dieta è fortemente influenzata dalla disponibilità di cibo; in entrambe le specie l'attività di predazione avviene principalmente a spese dei macroinvertebrati del benthos le cui componenti più comuni nei fondali del lago di Piediluco risultano appunto chironomidi e crostacei (CASCIARRI, 1999).

Complessivamente l'alimento preferito dal persico a tutte le età è costituito da ditteri e crostacei, ma l'analisi rivela che negli esemplari più giovani prevale il consumo di ditteri, mentre con l'avanzare dell'età il divario tra le due categorie alimentari diminuisce. L'alimentazione del persico reale nel lago di Piediluco, quindi, appare poco improntata all'ittiofagia: la dieta risulta essenzialmente bentofaga e non si evidenzia con l'aumento dell'età un netto aumento dell'attività di foraggiamento sui pesci che, invece, caratterizza altre popolazioni europee (LE CREN, 1958).

Nell'acerina i chironomidi rappresentano l'alimento preferito a tutte le età; la predazione sui crostacei diminuisce negli esemplari più anziani, nei quali viene gradualmente sostituita da un maggior consumo di altri insetti, soprattutto sialidi. Contrariamente a quanto riportato in letteratura (ADAMS e TIPPETT, 1991), non è stata osservata nel lago di Piediluco la presenza di predazione da parte dell'acerina sulle uova o sugli stadi giovanili di altre specie ittiche.

Il valore dell'indice di sovrapposizione delle diete risulta estremamente elevato (α=0,987) e tale da confermare la probabilità di una forte interazione negativa fra persico e acerina. Infatti valori superiori a 0,60 devono essere giudicati

biologicamente significativi ed indicativi di competizione interspecifica se le risorse sono limitate, mentre α superiore a 0,80 può essere considerato indice di un elevato grado di similarità nelle diete (MACEINA e MURPHY, 1988; ZARET e RAND, 1971). L'ipotesi dell'esistenza di una competizione alimentare fra persico e acerina nel lago di Piediluco è confermata dall'andamento del fattore di condizione del persico reale che negli ultimi anni ha subito un progressivo peggioramento; la tendenza diviene ancor più significativa se si confronta il campione complessivo disaggregato per classe di età: infatti nel persico reale la condizione peggiora soprattutto in quelle classi di età (2+ e 3+) in cui maggiore è la sovrapposizione alimentare con l'acerina.

I dati di abbondanza delle popolazioni delle due specie nel lago di Piediluco indicano come l'acerina sia divenuta dall'epoca della sua introduzione sempre più abbondante, tanto da dominare attualmente la comunità ittica (Bisonni, *com. pers*), mentre al contrario il persico reale è in una fase di contrazione numerica (AA.VV., 2000). La presenza di competizione alimentare fra le due specie risulta quindi molto probabile e tale competizione potrebbe essere una delle principali cause della rarefazione del persico reale nel lago di Piediluco. La conferma di questa tendenza anche per il futuro potrà comportare un rilevante danno economico per la pesca professionale, così come indicato per molte altre località europee in cui l'acerina è stata introdotta (BERGMAN, 1987; 1988).

Bibliografia

AA.VV., 2000. *Progetto di riqualificazione ambientale del Lago di Piediluco. Monitoraggio ittico del lago di Piediluco*. Provincia di Terni, 73 pp.

ADAMS C.E., TIPPET R., 1991. Powan, *Coregon lavaretus* (L.), ova predation by newly introduced ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L.) in loch Lomond (Scotland). *Aquaculture and Fisheries Management*, **22**: 239-246.

BAGENAL T.B., 1978. *Fish production in fresh waters*. Ed. Blackwell, London, 365 pp.

BERGMAN E., 1987. Temperature-dependent differences in foraging ability of two percids, *Perca fluviatilis* (L.) and *Gymnocephalus cernuus* (L.). *Environmental Biology of Fishes*, **19**: 45-53.

BERGMAN E., 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*, under different environmental conditions. *Journal of Animal Ecology*, **57**: 443-453.

CAROSI A., DORR M., GIOVINAZZO G., LORENZONI M., MEARELLI M., 1998. *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) (*Osteichthyes*, *Percidae*) nel bacino del fiume Tevere. *Quaderni E.T.P.*, **27**: 103-108.

CASCIARRI E., 1999. *Lago di Piediluco: indagini idrologiche finalizzate alla verifica dello stato ambientale*. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Perugia, 88 pp.

GRAMACCIA M., 2000. *Comunità ittica del lago di Piediluco: composizione e dinamica temporale*. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Perugia, 115 pp.

HICKELEY P., NORTH R., MUCHIRI S.M., HARPER D.M., 1994. The diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Navaisha, Kenia. *J. Fish Biol.*, **44**: 607-619.

LE CREN E.D., 1958. Observations the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and change in population density. *Journal of Animal Ecology*, **27**: 287-334.

MACEINA M.J., MURPHY B.R., 1988. Florida, Northern, and hybrid largemouth bass feeding characteristics in Aquilla Lake, Texas. *Proceedings of Annual Conference of the Southeast Association of Fish and Wildlife Agencies*, **42**: 112-119.

MAGRINI ALUNNO B., 1999. *Verifica degli effetti prodotti da stress ambientali in popolazioni di persico reale (Perca fluviatilis L.) naturali e non*. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Perugia, 77 pp.

MEARELLI M., 1988. Eutrofizzazione. *Rivista di Idrobiologia*, **27** (2-3): 651-661.

PACE R., 2003. *Accrescimento e biologia riproduttiva dell'acerina (Gymnocephalus cernuus L.) nel lago di Piediluco*. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Perugia, 105 pp.

SCHOENER T.W., 1970. Non-synchronous spatial overlap of lizards in patchy environments. *Ecology*, **51**: 408-418.

TIMMONS T.J., SHELTON W.L., DAVIES W.D., 1981. Food of largemouth bass before and during the first three years after impoundment of West Point reservoir, Alabama and Georgia. *J. Tennessee Acad. Sci.*, **56** (1): 23-27.

WEATHERLEY H.A., 1972. *Growth and ecology of fish populations*. Academic Press, London, pp. 293.

ZARET T.M., RAND A.S., 1971. Competition in tropical stream fishes: a support for the competitive exclusion principle. *Ecology*, **52**: 336-342.

INDICE DEGLI AUTORI

Acquistapace Patrizia 45
Alessio Gianluigi 241
Angellotti Lucia 287
Arcadipane Michele, 217
Avetrani Paolo 225, 231
Baratti Mariella 237
Barbaresi Silvia 309
Barenghi Beniamino 171
Baruchelli Giovanni 117
Battiston Francesca 295
Basilavecchia Antonella 109
Bardazzi Mauro 171
Bartoli Marco 67
Battistella Silvia 19, 205
Belletti Emiliano 241
Bellio Manuel 211
Berti Roberto 149, 159, 253
Betti Lorenzo 1, 247
Bilò Maria Fabiana 39
Boglione Clara 127
Borghesan Fabio 259
Bruni Alessio 309
Busatto Thomas 25, 55, 83, 109
Cacchiani Andrea 45
Canese Stefano 333
Caprioli Riccardo 189
Caricato Gaetano 135, 141
Carosi Antonella 315, 321, 343
Cataudella Stefano 189
Ceccolini Filippo 159
Chiesa Stefania 337
Ciccotti Eleonora 189, 263
Ciuffa Daniele 263
Ciuffardi Luca 269
Ciutti Francesca 7, 277, 283
Colantoni Antonello 109
Coller Diego 117
Colli Licia 149
Confortini Ivano 49
Conti Lorenza 189
Corboli Massimiliano 315, 321, 343
Dees Andrea 287
Del Barba Oscar 217
De Luca Matteo 295
De Santis Pasquale 199
Dessì-Fulgheri Francesco 237
Difelice PierLisa 109
Di Giorgio Antonio 199
Di Giulio Andrea 329
Duchi Antonino 73, 291
Fantini Sara 7
Fratini Sara 237, 309
Forneris Gilberto 89
Fusari Andrea 189
Gandolfi Andrea 7, 277, 283
Gandolfi Gilberto 149, 237, 253
Gandolfi Giuliano Luigi 117, 241, 277
Gentili Gaetano 171
Geremia Giuseppe 199
Gherardi Francesca 45, 183, 253
Gibertini Giancarlo 13, 33, 63, 225, 231, 301, 329, 333, 337
Gibertoni Pierpaolo 103, 155
Giganti Maurizio 127
Giulianini Piero Giulio 295
Gori Lorenzo 309
Grando M. Stella 7, 283
Gualtieri Manuela 77, 305
Ielli Federico 103, 155
Iordan Francesca 19
Ippoliti Alessandra 171
Ketmaier Valerio 109
Langella Emilia 141
Langella Michele 135
Libertini Angelo 259
Loprevite S. 199
Lorenzoni Massimo 315, 321, 343
Magi Gian Enrico 287
Maio Giuseppe 25, 55, 83, 109
Marconato Enrico 25, 55, 83, 109
Marinelli Andrea 63, 301
Mariotti Mauro Giorgio 269
Mecatti Massimo 77, 305
Melotti Paolo 287
Merati Fabrizio 89, 283
Moccia Giuseppe 13, 231
Nizzoli Daniele 67
Nocita Annamaria 309
Nonnis Marzano Francesco 149, 237
Olivari Marco 277, 313
Pace Roberta 315, 321, 343
Paglianti Annalisa 159, 253
Pascale Massimo 89
Patarnello Tomaso 237
Pavone Nicola 199
Pedicillo Giovanni 315, 321, 343
Penserini Maurizio 103, 155
Perosino Gian Carlo 89
Picciano Vincenzo 199
Piccinini Armando 237, 325
Piccolo Diana 211
Pini Prato Enrico 165
Pipornetti Giorgia 263
Pizzul Elisabetta 19, 205, 295
Pontalti Leonardo 117
Porrello Salvatore 67
Puzzi Cesare M. 171
Rampacci Massimo 189
Rauso Antonio 199
Recchia Franco 109
Renai Barbara 183
Riva Marco Angelo 83, 109
Romanò Carlo 171
Romano Severino 141
Roncarati Alessandra 287
Russo Tommaso 189
Salviati Stefano 25, 49, 55, 83, 109, 259
Salvini A. 325
Sartorelli Massimo 171
Scalici Massimiliano 33, 63, 225, 231, 301, 329, 333, 337
Schratwieser J. 325
Sessi Pierpaolo 127
Tacconi Moreno 341
Tagliavini James 149, 253
Tancioni Lorenzo 127, 189, 263
Testa Paola 313, 341
Trasforini Stefania 171
Trisolini Renata 259
Trusso Alessandro 315, 321, 343
Turin Paolo 39, 49, 199, 211
Vannini Marco 309
Venzo Roberto 211
Vezzulli Luigi 67
Viaroli Pierluigi 67
Vicentini Chiara 205
Vignoli Leonardo 13, 33
Vittori Alvise 117
Zanetti Marco 39, 199, 211
Zanon Beniamino 259

BIOLOGIA AMBIENTALE

biologia.ambientale@cisba.it

NORME PER GLI AUTORI

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 circostanza 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 inviate 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

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 20
Numero 1
Marzo 2006

SOMMARIO

Atti 10° Congresso Nazionale AIIAD

La gestione dell'ittiofauna per la tutela e la conservazione degli ambienti fluviali

Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004

1 *I Sessione*
Specie minacciate o a rischio di estinzione
moderatore ***Prof. G. Gibertini***

45 *II Sessione*
Specie alloctone
moderatore ***Prof. P. G. Bianco***

67 *III Sessione*
Ittiofauna degli ambienti di transizione
moderatore ***Dott. E. Marconato***

89 *IV Sessione*
Gestione ittica nelle aree protette
moderatore ***Prof. M. Specchi***

127 *V Sessione*
Comunicazioni libere
moderatore ***Dott. A. Mojetta***

217 *Sessione* ***POSTER***