

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Centro  
Italiano  
Studi di  
Biologia  
Ambientale

Volume 17

Numero 1

Gennaio 2003



ISSN 1129-504X



# BIOLOGIA AMBIENTALE

**Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 17, n. 1/2003**

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** g.sansoni@arp.atoscana.it resp. di redazione

**Roberto Spaggiari** rspaggiari@re.arpa.emr.it resp. di segreteria

**Gilberto N. Baldaccini** gn.baldaccini@arp.atoscana.it redattore

**Pietro Genoni** p.genoni@arpalombardia.it redattore

## 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**

Università dell'Insubria, Como

**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 TOMEL**

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

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

*Biologia Ambientale* è articolata in due sezioni:

*Lavori Originali*, in cui vengono pubblicati articoli e rassegne bibliografiche originali;

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

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

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 0522 336060 – 0335 7712847; fax 0522 330546; e-mail: rspaggiari@re.arpa.emr.it

[www.cisba.it](http://www.cisba.it)

[info@cisba.it](mailto:info@cisba.it)

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: E 40,00; socio collaboratore E 30,00; socio sostenitore E 310,00. conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE

# Il declino della biodiversità nella dimensione territoriale

**Pignatti Sandro**

*Forum Plinianum, Via della Piana, 00185 Roma; fax 06 49917130; e-mail forplin@tin.it*

*Pervenuto il 12.9.2002; accettato il 25.9.2002*

## **Riassunto**

Nel monitoraggio degli ecosistemi naturali si rilevano frequentemente esempi di scomparsa di specie vegetali ed animali, tuttavia questi eventi solo raramente risultano rilevabili attraverso dati statistici di valore globale. Infatti, attraverso la discussione di alcuni esempi, si dimostra che è facile accertare la presenza di una specie non osservata in precedenza, mentre è estremamente difficile dimostrare l'estinzione. Per questo motivo, i totali riguardanti i singoli paesi danno una visione ottimistica della realtà. Si propone pertanto di spostare l'obbiettivo del monitoraggio dalla scala globale o continentale a quella del territorio, di singoli ecosistemi e delle popolazioni. I metodi di inventario floristico (recentemente estesi anche a singoli gruppi zoologici) permettono di rilevare una situazione drammatica; nel nostro paese sono documentabili casi nei quali l'impatto umano ha causato un grave declino della biodiversità: in qualche caso si arriva alla scomparsa del 40 % della flora preesistente.

PAROLE CHIAVE: biodiversità / flora / estinzione / ecologia urbana

## **Abstract**

### **Decline of the biodiversity at the landscape scale**

In monitoring natural ecosystems, frequent examples of species (both animals and plants) disappearing were registered; indeed, it seems rather difficult to give figures on a global scale. In fact, careful examination of some examples, shows that it is easy to assess the presence of a species not previously observed, while it seems extremely difficult to demonstrate the contrary, i.e. extinction. For this reason, gross totals of flora or fauna for large areas give an optimistic vision of reality. In consequence, the proposition is made to shift monitoring from the global or continental scale to the analysis of single landscapes, ecosystems and populations. The methods of floristic inventory (recently extended also to specific zoological groups) show a dramatic situation; in Italy some cases are documented in which human impact caused severe decline in biodiversity: sometimes up to 40 % of the original flora disappeared.

KEY WORDS: biodiversity / flora / extinction / urban ecology

## **1. INTRODUZIONE**

Il concetto di biodiversità, che per molto tempo era rimasto nell'uso di pochi studiosi specializzati, viene ora reso accessibile al pubblico ed ai media. Dopo la conferenza di Rio (1992) si è infatti presa coscienza del fatto che la biodiversità è una delle variabili più significative per valutare lo stato della biosfera.

Oggi è opinione diffusa, almeno nel campo degli studiosi di ecologia e biologia ambientale, che la biodiversità sia minacciata dallo sviluppo tecnologico e

produttivo; la preoccupazione in questo senso ha portato alla stesura del protocollo di Rio che, appunto, impegna tutti i paesi alla salvaguardia della biodiversità. La biodiversità è minacciata dall'estinzione delle specie, che si ritiene proceda con una continua accelerazione e che, secondo stime autorevoli, potrebbe ammontare alla scomparsa di 350-1000 specie/anno, in gran parte insetti (WILSON, 1992). Molte specie animali, anche tra quelle di maggior significato simbolico, si

avvicinano al livello di estinzione, oppure lo sono state in tempi recenti: bisonte, tigre, rinoceronte, balene, scimmie antropoidi. Da questi dati si potrebbe concludere che stiamo attualmente di fronte ad un esempio imponente di estinzione di massa.

In un libro recente (MYERS & SIMON, 1994) si confrontano le opinioni di un ecologo (Myers) e di un economista (Simon). Il primo lancia l'allarme per la biodiversità; il secondo risponde con una puntigliosa enumerazione di dati: negli ultimi 50 anni la popolazione mondiale è passata da 2 a 6 miliardi di umani, ma la produzione agricola è aumentata di più del triplo così che ora la disponibilità di cibo pro capite è aumentata e, contemporaneamente, è aumentata la durata della vita media, è calata la mortalità infantile, etc. Tutto questo viene dimostrato con dati che tutti ben conosciamo e che si possono ritenere statisticamente affidabili. Ora, chiede l'economista, qual è il prezzo pagato per questo innegabile progresso? Di quante specie si può documentare l'avvenuta estinzione, mediante dati altrettanto validi sul piano statistico? E qui l'ecologo viene a trovarsi in difficoltà: è difficile, spesso impossibile, dimostrare un'estinzione ed eventualmente la perdita di poche specie note soltanto allo specialista sembra un fatto trascurabile di fronte ai bisogni dell'umanità.

Il significato della biodiversità per l'equilibrio della biosfera viene posto con autorevolezza da WILSON (1992). Tra i molti esempi, questo Autore cita il caso di Centinela (Ecuador), dove su una catena montuosa di piccole dimensioni erano note 90 specie di piante endemiche: in seguito alla trasformazione agricola, gran parte di queste non vengono ritrovate in seguito. Però non è possibile dare dati precisi e statisticamente validi sul numero delle specie effettivamente estinte: quante tra esse sopravvivono in popolazioni di pochi individui, o magari in un orto botanico? Non sappiamo.

Dobbiamo dunque concludere che la temuta estinzione di massa è solo una proiezione di una mentalità catastrofista?

Chi si occupa di biologia ambientale sa bene che non è così e che il problema è reale; tuttavia sembra attualmente impossibile fornire dati numerici altrettanto convincenti come quelli riguardanti i fenomeni socio-economici. Questo ha due motivazioni, tra loro strettamente connesse: anzitutto, manca fino ad ora una definizione di biodiversità convincente e generalmente accettata; in secondo luogo, e come conseguenza di ciò, manca un metodo per dare una valutazione numerica della biodiversità.

Da anni chi scrive si occupa di banche dati riguardanti la flora: vediamo che cosa si possa ricavare da queste per avvicinarsi ad una risposta a questo problema.

## 2. LO STATO DELL'ARTE

Consideriamo anzitutto il computo generale riguardante le specie indicate per la flora italiana: ci si limita alla flora vascolare (Tracheophyta), cioè pteridofite, gimnosperme ed angiosperme (monocotiledoni e dicotiledoni), in quanto per gli altri gruppi (alghe, miceti, briofite, licheni) non si dispone di dati storici omogenei. L'ultima revisione generale effettuata in occasione della pubblicazione della Flora d'Italia (PIGNATTI, 1982) dava i risultati esposti alla tabella I. Da questa si può constatare che il numero totale delle specie note per il nostro territorio è aumentato durante 130 anni da 4309 a 5599, cioè di 1290 specie, con un incremento pari a circa il 30 % rispetto alla cifra iniziale. Si tratta però di un dato poco significativo; infatti, come già osservato nel lavoro originale, non si tratta tanto di nuove specie entrate in Italia, quanto soprattutto di differenze nei criteri di valutazione del livello specifico utilizzati dai vari Autori.

Consideriamo ora le differenze intercorse dopo la pubblicazione dell'opera nel 1982 e fino ad oggi. Attualmente risultano indicate per l'Italia ben 224 specie in più, portando il totale generale a 5823; l'aumento, in poco meno di 20 anni è del 4 %, ed il rateo risulta non molto diverso da quello prima calcolato su un periodo di 130 anni. Va inoltre osservato che in questo caso i criteri utilizzati sono i medesimi, trattandosi dello stesso Autore. La seconda edizione della Flora è in fase di avanzata redazione ed è verosimile che alla fine del lavoro il numero delle specie da aggiungere sarà ancora superiore. Da questo tuttavia non si può concludere che la biodiversità sia aumentata, con oltre 200 specie in più rispetto a venti anni fa. Infatti, se i dati vengono

**Tab. I.** Specie di piante vascolari segnalate per l'Italia (semplif. da PIGNATTI, 1982)

Autore	data	n° specie
Bertoloni	1833-54	4309
Arcangeli	1894	4932
Fiori	1923-29	3877
Pignatti	1982	5599

**Tab. II.** Motivazioni per l'aggiunta di nuove specie alla Flora italiana

	numero	%
Nuovo criterio tassonomico	135	64,6
Ampliamento dell'areale	52	24,9
Specie esotiche naturalizzate (non definibili: 15 specie)	22	10,5
Totale	209	100,0

analizzati e raggruppati per tipologie, si nota (Tab. II) che le nuove segnalazioni sono dovute in larga maggioranza (64,6 %) ai progressi degli studi biosistemati, oppure (24,9 %) all'ampliamento di areali di specie già note: quasi sempre si citano campioni d'erbario, che dimostrano come queste specie fossero presenti già in passato, ma non fossero state identificate correttamente. Le specie certamente nuove sono il residuo 10,5 %, cioè le esotiche introdotte, direttamente o indirettamente, ad opera dell'uomo: 22 in tutto. Dunque, in realtà lo stock biologico è aumentato di solo 22 specie (0,4 %). È dubbio se questo possa venir considerato un aumento della biodiversità: si tratta di specie estranee al contesto della flora indigena, in alcuni casi (es. *Arctotheca calendula*) potenzialmente invasive.

L'approfondimento delle conoscenze biosistematiche presuppone un'intensa laboriosità da parte della comunità scientifica: in effetti questo aspetto caratterizza l'attività in campo floristico dopo la pubblicazione della Flora, nella quale è data l'indicazione di presenza/assenza a livello regionale, mettendo così in evidenza vistose lacune geografiche. È stata costituita una banca dati comprendente le segnalazioni degli ultimi venti anni di specie da ritenere nuove per la flora delle singole regioni italiane. Il numero di questi ritrovamenti, accorpato in classi triennali, mostra una chiara tendenza verso l'incremento, che si deduce dai dati della tabella III. Approfondendo l'analisi di questi dati, sono stati separati i ritrovamenti di specie esotiche, rispetto a quelli dovuti all'allargamento di areali di specie già note per altre regioni. Anche in questo caso si ha un'incidenza del 10 %, che mostra una rimarchevole rispondenza con il dato della tabella II.

Per quanto riguarda il problema delle estinzioni, non si può affermare che esistano esempi accertati di estinzioni avvenute nel periodo considerato. I casi nei quali una specie va esclusa dalla Flora italiana sono quasi sempre riconducibili all'approfondimento di conoscenze biosistematiche, come sopra indicate, e per lo più la specie eliminata viene rimpiazzata da un'altra specie congenere, quindi il tutto si risolve in cambio di nome, ma la consistenza dello stock biologico rimane invariata.

**Tab. III.** Numero di rilevanti scoperte floristiche, per le singole regioni italiane, in serie triennale (su 409 dati, pari a ¼ del totale)

anni	n°
1978-80	32
1981-83	72
1984-86	53
1987-89	44
1990-92	66
1993-95	56
1996-98	86

Un discorso più ampio riguarda la validità di questi dati, nei quali si ha a che fare con un totale generale (*gross total*): infatti essi tendono a dare un arrotondamento per eccesso. Quando si afferma che la flora d'Italia nel 1982 era composta da 5599 specie di piante vascolari, ciò significa che tale era il numero delle specie delle quali, in epoca antecedente, era stata accertata la presenza; però in moltissimi casi, soprattutto per specie rare, non era stato possibile verificare se esse fossero ancora effettivamente presenti al momento della pubblicazione dei dati. Va ricordato che alcune segnalazioni risalgono al sec. XVIII e non sono state ripetute successivamente.

Da questi dati si può giungere ad una prima conclusione parziale: nei vent'anni trascorsi lo stock biologico della flora italiana è rimasto sostanzialmente invariato, mentre si è avuto un aumento abbastanza cospicuo delle conoscenze scientifiche riguardanti la flora. Questo risultato sembra poter smentire la preoccupazione per il deperimento della flora.

### 3. ESTINZIONE, EFFETTIVA O PRESUNTA

Si possono qui esaminare criticamente alcuni casi ben noti e documentati di estinzione, che tuttavia si sono rivelati soltanto dei casi di morte presunta.

*Cheilanthes persica* – Una piccola felce ad ampia distribuzione (Asia Occidentale, Balcani) nota in Italia per un'unica popolazione sul M. Mauro nell'Appennino Romagnolo presso Faenza. Ben nota nel secolo scorso, ne esiste ricco materiale conservato in vari erbari; una ricognizione effettuata negli anni '60 ha dato esito negativo e se ne è dedotto che fosse estinta, opinione accettata anche in PIGNATTI (1982). Ricerche successive nello stesso posto su rupi poco accessibili hanno chiarito che ne esiste tuttora un'abbondante popolazione. Va osservato che comunque l'estinzione sarebbe stata relativa soltanto al territorio italiano, in quanto la sopravvivenza della specie è assicurata dalle popolazioni del mediterraneo Orientale.

*Genista holopetala* – Arbusto nano della flora illirica, molto raro; la sola popolazione italiana di M. Spaccato presso Trieste, ben nota e documentata, è stata distrutta nel 1943 da un incendio. Dopo le modifiche al confine orientale non ne rimanevano individui su territorio italiano, però in seguito è stata nuovamente osservata nei pressi di Trieste. Anche in questo caso l'estinzione eventuale sarebbe stata soltanto relativa alla flora italiana: in Slovenia e Croazia se ne conoscono altre popolazioni.

*Ionopsidium thalianum* – Nota per un'unica popolazione di poche decine di individui, nella Maremma: è specie annuale, dunque con ridotta capacità di sopravvivenza, endemica, e pertanto la scomparsa di questa popolazione avrebbe il significato di una perdita irre-

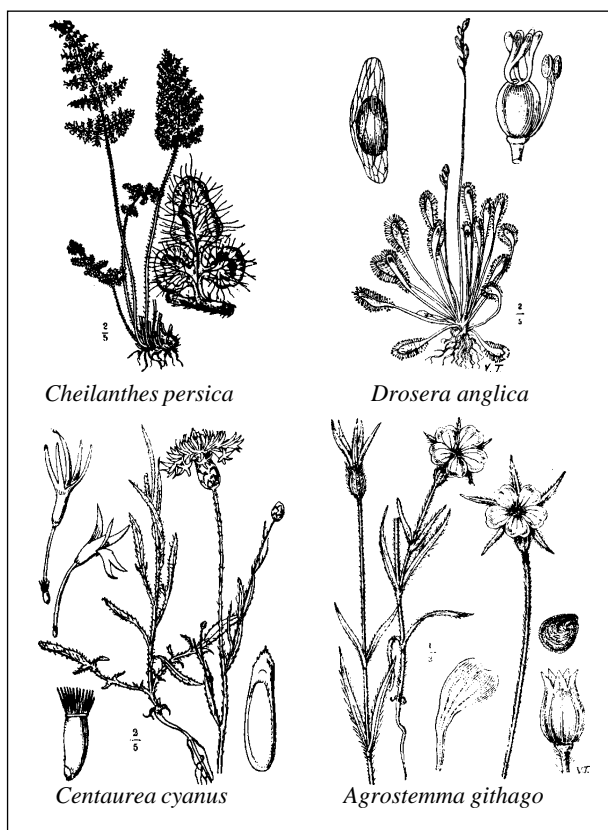


Fig. 1. Esempi di specie ritenute estinte in Italia, ma rinvenute in successive indagini.

versibile. Già prima del 1982, ricerche più estese ne avevano individuato altre due popolazioni, poi seguite da altri rinvenimenti, anche in Umbria e Lazio.

*Drosera anglica* – Le droseracee, piante carnivore della flora australe, nell'emisfero boreale sono ridotte a sole tre specie esclusive delle torbiere a sfagni in ambiente oligotrofo. Durante l'ultima fase fredda postwürmiana dovevano essere frequenti sulle Alpi, nell'alta Pianura Padana e sparse anche nella Penisola; oggi se ne conoscono poche popolazioni, tutte a rischio a causa dello sfruttamento delle torbiere, del drenaggio e dell'eutrofizzazione. Di *D. anglica* nel 1982 erano accertate solo 18 popolazioni, dalla Carnia al Piemonte; in seguito ne sono state identificate altre tre, però non sappiamo quante delle popolazioni precedentemente indicate siano ancora esistenti, forse due o tre soltanto. Comunque si tratta di specie diffusa nelle zone fredde dell'Eurasia.

*Centaurea cyanuse Agrostemma githago*– Fiordaliso e gittaione, due specie con fiori appariscenti che un tempo (fino al 1950 ed oltre) caratterizzavano la vegetazione commensale delle colture di frumento in Piemonte e Lombardia, con fioriture di grande bellezza, oggi scomparse. Il fiordaliso è ancora sporadicamente

presente in ambienti di agricoltura marginale sull'Appennino, mentre il gittaione è ormai una rarità. Non si conoscono le cause della scomparsa di queste due specie, ma si può supporre che essa sia collegata all'aratura meccanica ed all'uso di fertilizzanti di sintesi.

Altri esempi di "piante redive" sono *Trifolium latinum* e *Vicia pimpinelloides* della flora romana, descritte nei primi decenni del sec. XIX, non ritrovate successivamente e date per estinte (però ne esistono popolazioni nel Mediterraneo orientale!); tuttavia, mediante accurate ricerche, negli ultimi anni sono state nuovamente accertate.

Inverso è il caso di *Cistus laurifolius*: in Italia soltanto due popolazioni a Bibbiena e sui Colli Euganei; la seconda, di cui esistono campioni che risalgono al 1818, non è stata ritrovata in seguito e va considerata definitivamente scomparsa.

Merita qui ricordare la vicenda del Krakatau, la cui flora è stata completamente annientata dalla catastrofe del 1883, ma si è in seguito rapidamente ricostituita per introduzione passiva dalle isole vicine ed oggi conta circa 500 specie. La ricostruzione della copertura vegetazionale, avvenuta in maniera del tutto spontanea, dimostra le straordinarie capacità di recupero dell'ecosistema naturale.

L'analisi di questi casi (ai quali se ne potrebbero aggiungere molti altri) porta ad un riesame critico del concetto di estinzione. Va osservato che, se da un lato è facile dimostrare la presenza di una specie, mediante l'osservazione della stessa in popolazioni naturali, è invece molto difficile dare la prova dell'assenza di una specie, e questo è il caso dell'estinzione. Infatti, una ricerca che dia risultato negativo non è sufficiente per affermare che una specie sia effettivamente scomparsa in maniera irreversibile: essa può essere rimasta inosservata, oppure essere confinata in un'area inaccessibile, esser presente con semi o rizomi nascosti nel suolo, ma in grado di germinare quando le condizioni esterne siano favorevoli, ecc. La prova dell'estinzione si può raggiungere soltanto quando una specie è nota per un'unica popolazione, strettamente legata ad un determinato biotopo, che per cause esterne è andato completamente annientato. Si tratta di casi abbastanza eccezionali. Dunque, il *gross total* tende a sopravvalutare le presenze e sottovalutare le estinzioni. Queste possono venire realmente dimostrate soltanto a distanza di decenni, quando è ormai troppo tardi per intervenire.

#### 4. VARIAZIONI DELLA BIODIVERSITÀ SU SCALA TERRITORIALE

Gli esempi esposti in precedenza riguardano casi di studio che assumono un significato se vengono esaminati nel contesto dell'intera flora italiana; consideriamo ora altri casi che appaiono rilevanti soprattutto a livello

territoriale.

Un esempio classico di diminuzione della biodiversità, relativo all'ittiofauna, è quello del Lago Victoria: il gruppo dei ciclidi era rappresentato fino al 1980 da circa 300 specie endemiche, un esempio unico di radiazione adattativa, basata essenzialmente sulle differenti abitudini alimentari e riproduttive. Dopo l'introduzione nel lago della perca del Nilo, pesce predatore, un gran numero di specie è stato annientato. Ad esempio, su un'area di controllo "scomparvero più di 80 delle 123 specie, pari al 70 %" (GOLDSCHMIDT, 1994).

Possiamo dunque chiederci se, nell'ambito della flora italiana, esistano casi analoghi di scomparsa di specie. Vengono scelti esempi, nei quali una diminuzione della biodiversità, rappresentata dalla scomparsa di specie vegetali, è un fatto evidente.

### Il caso Zannone

Sul nostro territorio l'unico caso che permette una comparazione diretta è l'isola di Zannone, al largo della costa laziale, di 1 km<sup>2</sup> di superficie ed alta 194 m, priva di abitanti e gestita come riserva naturale. L'isola è stata studiata in tre occasioni ottenendo i seguenti risultati numerici (MENEGONI, dati ined.):

anno del rilevamento	specie n°
1902	272
1954	256
1991	198

La diminuzione nel numero di specie è evidente (circa il 25 % in novant'anni), ma sulle sue cause si possono soltanto fare ipotesi: potrebbe trattarsi di un generale inaridimento del clima, oppure delle conseguenze del pascolo dei mufloni, introdotti da pochi decenni.

### La Pianura Padana

L'intera fascia planiziaria è completamente trasformata ad opera dell'uomo. La Pianura Padana aveva una vegetazione naturale con boschi e paludi fino alla conquista romana nel III sec. a. C. Da quel momento è stata in gran parte colonizzata, ma dopo il crollo dell'Impero è stata abbandonata e nell'alto medioevo era nuovamente occupata da boschi naturali o seminaturali. La colonizzazione successiva è stato un processo

lento, completato nel sec. XVIII per le aree con buon drenaggio naturale, mentre le aree soggette alle piene dei fiumi sono state bonificate solo dopo il 1900. Rimangono pochi lembi di bosco, conservatisi quasi per caso, che forniscono un quadro orientativo di quello che poteva essere il popolamento naturale della pianura. Per un paragone si possono utilizzare i dati recenti (rilievi degli ultimi trent'anni) di inventario floristico. La tabella IV sintetizza i dati di due esempi: il Bosco Olmé (prov. di Venezia: Fig. 2) ed il bosco di Muzzana (prov. di Udine: Fig. 3).

Nel primo caso (su dati originali inediti) le specie censite sull'area boscata sono 357, mentre nelle aree agricole circostanti si scende ad una media di 153 specie con una diminuzione di oltre il 50 %. Per il secondo caso (da POLDINI, 1991) sono state utilizzate aree di superficie maggiore, quindi i totali sono più elevati, tuttavia il fenomeno è analogo: anche qui la diminuzione nel numero di specie presenti sulle aree disboscate è prossima al 50 %. Siamo certamente di fronte ad un fenomeno generale, che potrebbe venire verificato in altri distretti intensivamente coltivati d'Europa (Languedoc, Olanda, Westfalia, Valacchia).

La variazione rispetto allo stato naturale è quantitativa, ma contemporaneamente anche qualitativa. La composizione della flora è nei due casi molto differente. Nella pianura coltivata in maniera intensiva si addensano le specie a distribuzione cosmopolita (45-57 su ciascuna area) mentre le endemiche scendono a solamente 1-3; al contrario, sulle vicine Prealpi Carniche (alta Val Meduna) le cosmopolite scendono a meno di 15 mentre le endemiche salgono a 21-27. Dunque, nella pianura coltivata non solamente si perde circa la metà della flora, ma il rimanente è costituito per un 20-25 % da specie ad ampio areale, dunque non strettamente collegate a questo ecosistema.

### Il caso Paludi Pontine

La flora di quest'area, studiata da Béguinot negli anni '30, prima della realizzazione del parco Nazionale del Circeo, riflette le condizioni naturali di questo ambiente (oggi indicato come Agro Pontino). Nel settore planiziario bonificato e messo a coltura è stato effettuato dopo il 1990 un inventario floristico (osservazioni personali) su aree standard di 35 km<sup>2</sup>, con i

Tab. IV. Numero di specie registrate in boschi planiziali relitti e in aree limitrofe.

	n° specie	med.	min.	max.	calo %
Bosco Olmé (1 area di 35 km <sup>2</sup> )	<b>357</b>				
Aree limitrofe (6 su 35 km <sup>2</sup> )		<b>153</b>	121	205	57,1
Bosco Muzzana (2 aree di 140 km <sup>2</sup> )	<b>534</b>				
Aree limitrofe (4 su 140 km <sup>2</sup> )		<b>272</b>	235	314	49,1

seguenti risultati:

	aree in condizioni naturali	dopo la bonifica	diminuzione %
Specie n°	400	180	55

Anche in questo caso il calo floristico è certamente causato dalla distruzione dell'ecosistema naturale e sua sostituzione con l'agroecosistema.

In questi casi esistono ancora le vestigia dell'ecosistema naturale, che è possibile utilizzare per un confronto; ma purtroppo abbiamo anche biotopi nei quali lo stato naturale è ormai scomparso irreversibilmente. Il Bosco Ramitelli presso Termoli oppure quello di

Rustigné	Oderzo	Motta di Livenza	Annone Veneto	Pradipozzo
121	127	140	141	144
Callalta	Priuli	Cessalto	S. Stino di Livenza	Bonazza
171	178	357	205	non rilevato

Fig. 2. Numero di specie registrate in 10 quadranti di 35 km<sup>2</sup> nella Pianura veneta (dati originali). Il quadrante grigio comprende il bosco di Olmé

Dignano	Campofornido
251	314
Codroipo	Talmasson
235	288
Cordovado	Muzzana
448	620

Fig. 3. Numero di specie registrate su 6 quadranti di 150 km<sup>2</sup> in Friuli (da POLDINI, 1996). I due quadranti grigi comprendono il bosco di Mezzana.

Policoro in Basilicata o quello di Rosarno: nel sopralluogo del 1951 l'autore, ancora studente, constatò che essi, in conseguenza della riforma agraria, erano stati tagliati pochi anni prima e non esistevano più (dati ined.). Non ne abbiamo una descrizione moderna, la struttura e composizione di questi monumenti millenari è perduta per sempre.

## 5. VARIAZIONI DELLA BIODIVERSITÀ ALLA SCALA DI COMUNITÀ

Non sempre l'impatto umano sugli ecosistemi naturali ha l'effetto di ridurre la diversità. Nell'ambiente mediterraneo è anzi normale avvenga il contrario, almeno per quanto riguarda la vegetazione. Le associazioni climax, come il caso tipico della lecceta, sono costituite da un numero ridotto di specie (PIGNATTI, 1988), circa una sessantina (comprese quelle rare ed accidentali), mentre nella macchia e nella gariga, che si formano come conseguenza di pascolo ed incendio, si ha una flora di 300-400 specie. Anche la flora sinantropica è molto ricca di specie: nell'area urbana di Roma, all'interno del Raccordo Anulare, sono state censite 1285 specie (CELESTI GRAPOW, 1995), cioè oltre 1/5 della flora d'Italia. Tuttavia anche in questo caso si hanno modificazioni importanti. Vengono di seguito analizzati alcuni casi esemplificativi.

### Aree archeologiche a Roma

L'analisi della flora è stata effettuata su aree di saggio di 1,6 km<sup>2</sup> di superficie (CELESTI GRAPOW *et al.*, 1994; CELESTI GRAPOW, 1995). Sono stati distinti tre ambienti principali, ciascuno individuato mediante tre aree (Tab. V): aree archeologiche, aree che includono relitti di vegetazione forestale ed aree intensamente urbanizzate. Le aree archeologiche e quelle con vegetazione forestale hanno circa la medesima densità floristica (361-374 specie in media), mentre in quelle urbanizzate si scende a 173, con un calo del 53 %, molto vicino a quello osservato nella pianura friulano-veneta. Molto interessante però è la variazione nella concentrazione di nutrienti nel suolo (rilevata mediante indicatori vegetali, utilizzando gli indici di ELLENBERG, 1974): l'indice medio delle specie presenti nella vegetazione forestale è di 4,12, risulta un poco inferiore nelle aree

Tab. V. Relazione tra aumento dei nutrienti e decadimento della flora in Roma

	specie presenti			indicatori di nutrienti*		
	min	med	max	min	med	max
Aree archeologiche	367	374	381	3,72	3,87	3,99
Aree con ambienti forestali	265	361	450	4,0	4,12	4,19
Aree intensamente costruite	162	173	184	4,34	4,46	4,66

\* media degli indici di ELLENBERG (1974) calcolata su tutte le specie presenti



archeologiche (ma si tratta di differenza scarsamente significativa), mentre aumenta decisamente (4,46) nelle aree urbanizzate.

**La pineta di Castelporziano**

La “duna antica” è un’area pianeggiante ricoperta dal bosco misto di caducifoglie, del quale sono stati analizzati numerosi esempi. Su circa 5 km<sup>2</sup> è stato effettuato attorno al 1900 un impianto con *Pinus pinea* per la produzione dei pinoli. La comparazione tra le flore delle aree con vegetazione naturale e delle aree rimboschite mostra un calo, sia pure non molto accentuato, delle specie presenti.

	foresta naturale	pineta di rimboschim.	diminuz. %
Specie n°: media	24	20	17
min-max	15-35	17-23	

Le differenze diventano invece cospicue se vengono paragonati i tipi distributivi delle specie presenti nei due ambienti: nella foresta naturale sono prevalenti le specie eurasiatiche e le sudeuropee, mentre nel rimboschimento si ha un forte contingente di specie esotiche e subcosmopolite.

**Impianti sciistici di risalita**

La conseguenza del calpestamento sul tappeto erboso nei prati di altitudine dell’Appennino Centrale (comunità a *Avenula praetutiana*) è stata valutata (PIGNATTI, 1993) mediante analisi dei pattern su 20 aree di 2 m<sup>2</sup> di superficie, lungo tre strisce rispettivamente sotto lo skilift (vegetazione calpestata) ed a 10 m di distanza sui due lati. I risultati (tab. VI) mostrano una diminuzione del numero di specie da 17,7-18,8 (med. 18,2) a 9,7, pari ad un calo del 47 %. Contemporaneamente anche l’indice di Shannon mostra una netta diminuzione, da 1,77-2,0 a 1,34, e ciò significa che con il calpestio la comunità diviene meno equilibrata ed una o poche specie tendono a prendere il sopravvento.

**6. MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ A DIMENSIONE TERRITORIALE**

I dati sopra riportati, pur nella loro apparente contraddittorietà, permettono di avvicinarsi ad una conclusione.

La biodiversità appare il risultato di fenomeni complessi che si sovrappongono e condizionano a vicenda.

Il semplice conteggio delle specie presenti su una determinata superficie è un dato troppo grezzo per esprimere questa complessità e può avere un significato – eventualmente – soltanto nel paragone tra aree con superficie eguale o poco differente, e comunque in contesti ecologici simili tra loro. Va tenuto presente che nella dimensione locale o territoriale il totale delle specie presenti è fortemente determinato dalla competizione e dai fattori del suolo e del microclima che la regolano, mentre nella dimensione geografica il numero delle specie sembra dipendere soprattutto dai fattori climatici generali. Dunque, una comparazione tra dati su scala territoriale con altri su scala geografica appare priva di senso.

I dati qui presentati e discussi permettono di giungere ad alcune conclusioni riguardo al problema posto all’inizio, e cioè se l’allarme per il declino della biodiversità sia o meno giustificato. Considerando il fenomeno alla scala territoriale si notano i fatti seguenti.

1. L’analisi della flora dell’area urbana di Roma dimostra chiaramente che le aree più intensamente urbanizzate sono quelle nelle quali si registra il più vistoso calo nel numero delle specie presenti, e contemporaneamente si verifica l’aumento degli indicatori di nutrienti. Si ha l’impressione di trovarsi di fronte ad un fenomeno di portata generale, che viene confermato anche dai rilievi riguardanti la pianura friulana e veneta. Va tenuto presente che nei tre casi i rilievi floristici sono stati effettuati su quadranti di superficie diversa:

Roma (CELESTI GRAPOW, 1995)	1,6 km <sup>2</sup>
Pianura Veneta (dati originali ined.)	35,0 km <sup>2</sup>
Pianura Friulana (POLDINI, 1991)	140,0 km <sup>2</sup>

Si tratta di valori che stanno nella relazione 1 : 25 : 100, ma comunque sempre al livello di unità territoriali omogenee.

2. La trasformazione dell’ambiente da uno stato semi-naturale (ma comunque compatibile con l’esistenza di una densa popolazione) allo sfruttamento agricolo intensivo oppure all’urbanizzazione comporta la scomparsa di una componente cospicua della flora, valutabile attorno al 50 % delle specie.

3. La flora residua viene profondamente modificata

**Tab. VI.** Relazione tra calpestio e decadimento della flora su piste sciistiche nell’Appennino centrale

	n° specie presenti			indice di Shannon		
	nat	skilift	nat	nat	skilift	nat
Scindarella (1948 m)	15,4	7,3	16,5	1,68	1,01	1,57
Valletta (2079 m)	17,7	9,7	18,8	2,0	1,34	1,77

nat: superfici in condizioni naturali;

skilift: striscia centrale calpestata

nella sua composizione, essenzialmente per l'immissione di un forte contingente di specie cosmopolite, per lo più di origine esotica, che possono raggiungere il 10-25 % del totale. Dunque la perdita di specie della flora indigena è certamente superiore al 50 %, ma viene parzialmente mascherata dall'ingresso di specie estranee.

4. Queste modificazioni sono causate non tanto dall'intervento diretto delle trasformazioni dell'ambiente fisico, che si esplicano a scala locale, ma soprattutto dalla immissione di sostanze estranee, soprattutto nutrienti, che avviene alla scala dell'intero sistema.

5. Le conseguenze di questa situazione sono scarsamente rilevabili alla scala geografica (cioè nel caso nostro sui totali relativi al Sistema-Italia) e ciò per le intrinseche caratteristiche di struttura del dato; esse invece divengono macroscopiche su scala locale. Tuttavia in ultima analisi il Sistema-Italia risulta dalla somma di un gran numero di sistemi locali, dunque il peggioramento a scala locale non può non portare ad un degrado anche su scala generale.

6. Le cause della decadenza della flora alla scala locale continuano ad agire a livello generale, soprattutto l'eutrofizzazione (come accumulo di composti d'azoto e fosforo nell'ecosistema); dunque si può prevedere un ulteriore aggravarsi della situazione.

I metodi per quantificare la biodiversità rimangono ancora da precisare. Il semplice conteggio delle specie ha i limiti sopra indicati. Poco diverso è il giudizio che si può dare sull'applicazione dell'indice di Shannon. Dunque, una valutazione quantitativa della biodiversità urta tuttora su gravi ostacoli metodologici.

Sembra chiaro che siamo di fronte ad un problema centrale per la salvaguardia degli ecosistemi, che pertanto non può venire trascurato, sia per motivi scientifici che applicativi. Sembra necessario pensare alla realizzazione di un sistema esperto in grado di acquisi-

re ed elaborare un gran numero di informazioni tra loro eterogenee, e cioè di tipo biologico, ecologico, climatico, etc. Questo sistema esperto dovrebbe permettere la gestione di un monitoraggio concentrato sul rilevamento alla scala territoriale, che meglio permette di evidenziare le modificazioni in atto.

## 7. SUL CONCETTO DI BIODIVERSITÀ

Le considerazioni qui sviluppate ci portano a considerare la biodiversità come un processo dinamico, e non soltanto come una somma di organismi conviventi. La biodiversità è il risultato del processo di auto-organizzazione della materia, che si esplica come evoluzione biologica e come interazione tra organismi nell'ecosistema. Per quest'ultimo aspetto, la biodiversità va considerata un fenomeno dipendente dalla scala (*scale dependent*). Questa può apparire una formulazione più comprensiva di quanto finora viene generalmente inteso, sebbene il principio dell'auto-organizzazione sia incluso, almeno in maniera implicita, anche nei migliori tentativi di definizione, come ad es. «...*the full array of organic diversity and the origin of that diversity, together with the methods by which it can be maintained and used for the benefit of humanity*» (WILSON, 1992).

Il carattere di processo fa comprendere la difficoltà di quantificare la biodiversità attraverso il semplice computo delle specie: infatti una specie non viene eliminata soltanto attraverso la distruzione degli individui che la compongono, come nel caso della caccia ad un vertebrato, ma soprattutto quando gli indispensabili mezzi di sussistenza vengono a mancare. Ciò avviene a causa di fenomeni che si esplicano su scala mondiale, come l'eutrofizzazione, alla quale possono essere aggiunti ancora: precipitazioni acide, cambio climatico ed, eventualmente, l'aumento della radiazione ultravioletta a causa del buco di ozono. Le conseguenze si rilevano anzitutto a scala locale, ma agiscono a livello globale, e questo fa intendere la gravità del problema.

## BIBLIOGRAFIA

- CELESTI GRAPOW L., 1995. *Atlante della flora di Roma*. Argos ed., Roma, 222 pp.
- CELESTI GRAPOW L., PIGNATTI S., PIGNATTI WIKUS E., 1994. Analisi della flora dei siti archeologici di Roma. *Allionia* **32**: 113-118.
- ELLENBERG H., 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobot.* 9. Göttingen, 1974. 2. Aufl. (1979). 3. Aufl. (1992) in Ellenberg H. et al., *Scripta Geobot.* **18**: 9-166.
- GOLDSCHMIDT T., 1999. *Lo strano caso del Lago Vittoria*. Einaudi, Torino, 276 pp. (ed. nederlandese, 1994).
- MYERS N. & SIMON J.L., 1995. Scarcity or abundance? W.W. Norton & Co., Padova, 255 pp.
- PIGNATTI E., PIGNATTI S., HUANG C.C., DING G.Q., HUANG Z.L., 1991.  $\beta$ -diversity and phytogeographical patterns in the Ding Hu Shan Reserve forest vegetation. *Rend. Fis. Accad. Lincei* s. 9, 2: 79-85.
- PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna, 3 voll.
- PIGNATTI S., 1988. The relationships between natural vegetation and social system in the Mediterranean basin, in Miyawaki A. et al. "Vegetation ecology and creation of new environments": 35-45. Tokai University Press, Tokyo (1987).
- PIGNATTI S., 1993. Impact of tourism on the mountain landscape of Central Italy. *Landscape and urban planning* **24**: 49-53.
- POLDINI L., 1991. *Atlante corologico delle piante vascolari nel Friuli-Venezia Giulia*. Reg. Aut. Friuli-Venezia Giulia. Udine, 899 pp.
- WILSON E. E., 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, 406 pp.

# Influenza di alcuni fattori ambientali sulla composizione delle cenosi macrobentoniche dei corsi d'acqua planiziali minori

Genoni Pietro

ARPA Lombardia, Dipartimento di Parabiago, Via Spagliardi 19, 20015 Parabiago (MI)

Fax 0331 449703; e-mail: p.genoni@arpalombardia.it

Pervenuto il 31.10.2001; accettato il 16.4.2002

## Riassunto

Sono stati indagati i principali fattori ambientali in grado di influenzare la distribuzione degli invertebrati bentonici in un gruppo di rogge appartenenti al reticolo idrografico minore della Provincia di Milano e prive di evidenti impatti dovuti a scarichi puntiformi.

Nei siti d'indagine sono stati eseguiti, con cadenza bimestrale, campionamenti di macrobenthos e analisi fisiche e chimiche delle acque; inoltre, è stata definita la qualità idromorfologica mediante la procedura dell'Habitat Assessment.

L'analisi delle componenti principali (PCA) condotta sui dati biologici ha individuato, quali variabili maggiormente significative, le caratteristiche delle rive e del substrato, la conducibilità e, in misura minore, le concentrazioni di fosforo e azoto nelle acque. Tali variabili prevalgono anche su fattori stagionali, quali la variazione di temperatura dell'acqua e sul carico organico.

Gli organismi più sensibili rispetto ai gradienti ambientali individuati appartengono ad efemeroteri e tricoteri, gruppi noti per la loro validità quali indicatori dell'integrità dei corsi d'acqua. I risultati suggeriscono di non trascurare la presenza di altri taxa, quali molluschi, eteroteri e odonati, che potrebbero fornire ulteriori indicazioni sullo stato ecologico dell'ambiente esaminato.

PAROLE CHIAVE: roggia / macroinvertebrati bentonici / qualità idromorfologica / inquinamento diffuso

## Abstract

### Effects of environmental factors on macroinvertebrate community composition in minor low-gradient streams.

The main environmental factors structuring benthic invertebrate communities have been investigated in the province of Milan (Italy) in a group of minor low-gradient irrigation channels without relevant pollution from point sources.

Samplings were performed every two months. Water samples were analysed for physical and chemical variables. The macrobenthic community was analysed using the IBE (italian version of the Extended Biotic Index) approach. The idromorphological quality was also assessed with the Habitat Assessment protocol.

Principal component analysis (PCA) of macrobenthos data identified two main groups of factors, namely, riparian and substrate characteristics and conductivity, total phosphorus and nitrogen in the water. Such variables prevailed even over seasonal factors, as variation of water temperature, and over organic load.

Ephemeroptera and Trichoptera are recognised as the most sensitive amongst the macroinvertebrates. Therefore they can be used as indicators of the aquatic environment integrity. Molluscs, dragonflies and bugs should be also considered.

KEY WORDS: irrigation channel / benthic macroinvertebrates / hydromorphological quality / non-point pollution

## INTRODUZIONE

La trasformazione del territorio a seguito delle attività antropiche può incidere anche profondamente sugli ambienti acquatici ad esso connessi. L'agricoltura rappresenta spesso uno dei fattori di pressione principali, anche se lo sviluppo urbano ed industriale può causare mutamenti più drastici a scala locale (KARR *et al.*,

1985).

L'incremento delle superfici destinate ad uso agricolo di solito porta alla riduzione o alla scomparsa della fascia di vegetazione perifluviale e determina interventi sulle caratteristiche idromorfologiche dei corsi d'acqua, causando un incremento dell'erosione e del tra-

sporto di sedimenti e nutrienti. L'alterazione della struttura degli ambienti fluviali è considerata una delle maggiori cause di stress dei sistemi acquatici, essendo la diversità biologica strettamente correlata alla conservazione di tali ecosistemi (KARR *et al.*, 1986; RAVEN *et al.*, 1998). L'agricoltura, infine, rappresenta la più importante sorgente diffusa di inquinanti per gli ambienti acquatici (ALLAN, 1995).

Nel presente lavoro è stata studiata l'influenza di alcuni fattori ambientali legati all'utilizzo agricolo del territorio sulla struttura delle cenosi macrobentoniche di roggia. È stata considerata l'area nord-occidentale della provincia di Milano caratterizzata, oltre che dalla presenza del fiume Ticino e dei principali canali da esso derivati (Naviglio Grande e Canale Villoresi), da una fitta rete di corsi d'acqua naturali ed artificiali (fontanili, rogge, cavi, fossi) con funzioni prevalentemente applicate alle esigenze agricole (PROVINCIA DI MILANO, 2000).

## METODI DI INDAGINE

Sono state prese in considerazione 15 stazioni su altrettante rogge nel territorio nord-occidentale della provincia di Milano (Fig. 1). Volendo indagare prevalentemente gli effetti delle turbative connesse alle attività agricole, sono stati esclusi i siti posti a valle dell'immissione di scarichi puntiformi, quali fognature e depuratori.

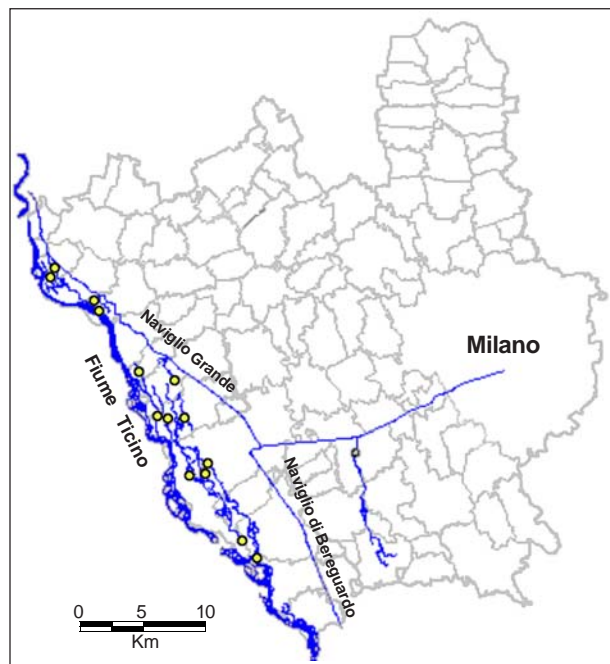


Fig. 1. Inquadramento territoriale del reticolo idrografico oggetto di studio con le 15 stazioni di campionamento (cerchietti).

I dati relativi alle cenosi macrobentoniche sono stati raccolti tra il dicembre 1994 ed il dicembre 1996. Campioni qualitativi sono stati raccolti con cadenza bimensile ricostruendo, per ciascun sito, la comunità macrobentonica rappresentativa secondo il protocollo di campionamento dell'Indice Biotico Esteso (IBE) descritto in forma aggiornata da GHETTI (1997). La determinazione sistematica è stata effettuata almeno a livello di famiglia (tricotteri, coleotteri, ditteri, crostacei, oligocheiti) o di genere (plecotteri, efemerotteri, odonati, eterotteri, gasteropodi, bivalvi, tricladi, irudinei, megalotteri). Inoltre, a ciascun taxon è stata attribuita una classe di abbondanza relativa pari a 1 per 1-2 individui (taxon raro), a 2 per 3-9 individui (taxon poco abbondante), a 3 per 10-100 individui (taxon comune o abbondante) a 4 per più di 100 individui (taxon dominante).

La qualità biologica di ciascuna stazione considerata è stata definita mediante il metodo dell'IBE (GHETTI, 1997).

In occasione dei campionamenti di macroinvertebrati sono state eseguite in campo misure di temperatura dell'acqua, pH, ossigeno disciolto e conducibilità a 20°C, mentre in laboratorio si è proceduto alla determinazione di COD, azoto totale (organico e inorganico) e fosforo totale (IRSA-CNR, 1994). Le analisi chimiche sono state condotte presso il Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio dell'Università degli Studi di Milano Bicocca.

La caratterizzazione ambientale dei tratti indagati è stata completata utilizzando i dati raccolti dal Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale dell'Università degli Studi dell'Insubria (CROSA, com. pers.), relativi alla qualità idromorfologica valutata secondo il metodo dell'Habitat Assessment (BARBOUR *et al.*, 1999).

Sull'insieme dei dati biologici disponibili (esclusi i taxa rari) è stata condotta l'analisi delle componenti principali (PCA), un metodo di ordinamento che permette di disporre le osservazioni in uno spazio bidimensionale, in modo che i punti tra loro vicini corrispondano a siti con composizione in specie simili, mentre i punti tra loro lontani corrispondano a siti con composizione in specie dissimili. L'analisi è stata eseguita con il programma CANOCO (TER BRAAK, 1989).

Le componenti individuate dalla PCA sono state successivamente interpretate in termini di gradienti ambientali, correlando la posizione delle stazioni nel grafico di ordinamento con i valori dei parametri fisici, chimici ed idromorfologici misurati.

Questo approccio in due fasi può essere definito, nel senso espresso da WHITTAKER (1967), una "analisi di gradiente indiretta" (JONGMAN *et al.*, 1987; TER BRAAK e PRENTICE, 1988).

## RISULTATI

La caratterizzazione fisica e chimica delle acque nei siti indagati è riassunta in tabella I. I risultati evidenziano una discreta omogeneità dei valori delle variabili misurate e confermano l'assenza di evidenti alterazioni qualitative dovute a scarichi diretti. In particolare, per almeno tre quarti delle misure effettuate l'ossigeno disciolto si è mantenuto al di sopra dell'80% di saturazione ed il COD non ha oltrepassato gli 8 mg/L O<sub>2</sub>. Le concentrazioni di azoto e fosforo totale mostrano un ambito di variazione relativamente contenuto, distribuendosi rispettivamente attorno a valori medi di 3,9 mg/L N (dev. std. 1,5 mg/L N) e di 0,07 mg/L P (dev. std. 0,06 mg/L P).

I 90 campionamenti di macrobenthos eseguiti hanno permesso la determinazione di 90 taxa complessivi, come riassunto in tabella II. A livello di famiglia, la maggiore ricchezza tassonomica si osserva nel gruppo dei tricoteri (13 famiglie), dei ditteri (10 famiglie), dei gasteropodi (9 famiglie) e degli odonati (8 famiglie).

I valori dell'IBE sono compresi tra 6 e 11; quasi il 70% dei dati ricade in II classe di qualità, con valori dell'indice pari a 8 e 9, e circa il 20% rientra in I classe, presentando valori di IBE pari a 10 e 11 (Fig. 2).

Per la successiva fase di elaborazione dei dati, le dieci variabili previste dal protocollo di applicazione dell'Habitat Assessment sono state aggregate in tre gruppi, rinominati "Substrato", "Alveo" e "Rive" (Tab. III). La condizione idromorfologica dei tratti selezionati ed il contributo di ciascuno dei tre gruppi di variabili aggregate sono riportate in figura 3. La maggior parte delle stazioni presenta un punteggio compreso tra 100 e 150, che denota condizioni ambientali

definite da "marginali" a "subottimali".

Le prime quattro componenti principali spiegano insieme il 36% della varianza totale dei dati biologici. Valori relativamente bassi (fino al 5%) della frazione di varianza spiegata sono piuttosto comuni nella ricerca ecologica quando si trattano dati numerosi e complessi; ciononostante essi non inficiano la qualità dei risul-

**Tab. II.** Numero di taxa identificati a livello di famiglia e di genere nei 90 campionamenti eseguiti.  
(n.d.: taxa non determinati a livello di genere).

Gruppo	Numero di famiglie	Numero di generi
<b>Turbellaria</b>	3	3
<b>Oligochaeta</b>	5	n.d.
<b>Hirudinea</b>	3	8
<b>Gastropoda</b>	9	10
<b>Bivalvia</b>	4	4
<b>Amphipoda</b>	1	n.d.
<b>Isopoda</b>	1	n.d.
<b>Ephemeroptera</b>	6	9
<b>Odonata</b>	8	13
<b>Plecoptera</b>	3	3
<b>Hemiptera</b>	3	3
<b>Megaloptera</b>	1	1
<b>Coleoptera</b>	6	n.d.
<b>Trichoptera</b>	13	n.d.
<b>Diptera</b>	10	n.d.
<b>TOTALE</b>	76	54

**Tab. I.** Statistica riassuntiva delle variabili chimico-fisiche misurate.

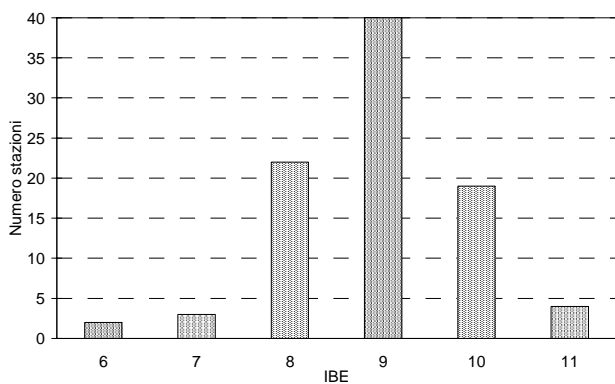
	Temperatura °C	pH	Conducibilità µS <sub>cm</sub> <sup>-1</sup>	Ossigeno disciolto mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	Saturazione ossigeno %	COD mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	Azoto totale mg N l <sup>-1</sup>	Fosforo totale mg P l <sup>-1</sup>
<b>Numero osservazioni</b>	90	90	87	90	90	82	88	84
<b>Minimo</b>	6,9	7,1	137	6,4	65	0,2	0,2	0,01
<b>Massimo</b>	24,4	8,9	513	13,2	131	18,4	8,3	0,42
<b>Media</b>	14,2	7,7	338	9,3	91	6,2	3,9	0,07
<b>Deviazione standard</b>	3,5	0,3	90	1,4	12	3,3	1,5	0,06
<b>Coefficiente di variazione (%)</b>	24,7	4,5	26,8	14,6	13,0	53,7	38,4	85,7
<b>25° percentile</b>	11,2	7,5	273	8,4	83	4,2	3,0	0,04
<b>Mediana</b>	14,7	7,7	337	9,1	90	5,8	3,8	0,06
<b>75° percentile</b>	16,2	7,9	407	10,1	99	7,9	4,9	0,09

**Tab. III.** Raggruppamento delle dieci variabili previste dal protocollo d'applicazione dell'Habitat Assessment (BARBOUR *et al.*, 1999).

Variabile originale	Variabile aggregata
Quantità e varietà di substrato disponibile per la macrofauna	<b>Substrato</b>
Tipo e condizione del substrato nelle pozze	
Variabilità delle pozze in base a dimensione e profondità	
Entità della deposizione di sedimento	
Condizioni idriche dell'alveo	<b>Alveo</b>
Alterazione dell'alveo	
Sinuosità dell'alveo	
Stabilità delle rive	<b>Rive</b>
Protezione delle rive da parte della vegetazione	
Ampiezza della fascia di vegetazione riparia	

**Tab. IV.** Coefficienti di correlazione di Spearman tra le prime quattro componenti principali e le variabili ambientali misurate (\*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ).

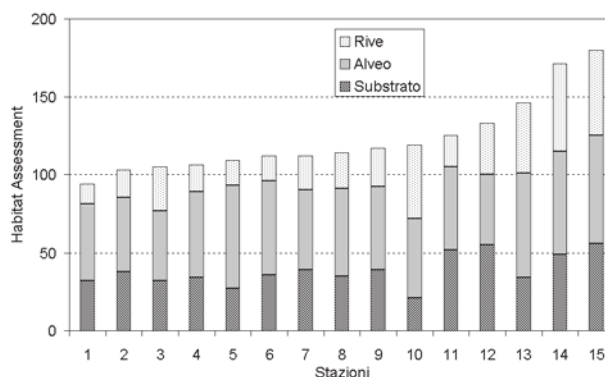
Variabile	Componente			
	1	2	3	4
Temperatura	-0,07	-0,07	0,29**	-0,27*
pH	0,09	0,16	-0,03	0,28**
Conducibilità	-0,59**	-0,19	-0,22*	-0,05
Saturazione ossigeno	0,29**	0,10	0,05	0,16
COD	-0,10	-0,07	0,04	-0,04
Azoto totale	-0,19	-0,37**	-0,33**	0,18
Fosforo totale	-0,41**	-0,30**	-0,28**	-0,05
HA "substrato"	0,19	-0,63**	-0,04	-0,17
HA "alveo"	0,14	-0,06	-0,44**	-0,03
HA "rive"	0,53**	-0,10	0,05	-0,17

**Fig. 2.** Distribuzione delle stazioni in base alle frequenze di rilevamento dei valori di IBE.

tati (GAUCH, 1982).

Le relazioni tra i quattro assi di ordinamento e le variabili chimico-fisiche ed ambientali, misurate mediante il coefficiente di correlazione di Spearman, sono riassunte in tabella IV. L'asse 1, che rappresenta il principale gradiente di variazione (12% della varianza totale dei dati) appare correlato principalmente con la conducibilità e l'indice di qualità delle rive; inoltre questo asse risulta, anche se con meno evidenza, negativamente correlato con il contenuto di fosforo totale e debolmente correlato con la concentrazione di ossigeno disciolto. Il secondo asse di ordinamento (11% della varianza totale) si correla negativamente con l'indice di qualità del substrato e, in misura minore, con la concentrazione di azoto totale. Queste relazioni sono sintetizzate graficamente in figura 4.

Per visualizzare la risposta degli organismi macro-

**Fig. 3.** Punteggio ottenuto da ciascun sito in base alla valutazione della qualità idromorfologica dei tratti studiati secondo il metodo dell'Habitat Assessment (BARBOUR *et al.*, 1999) e relativo contributo delle tre variabili aggregate.



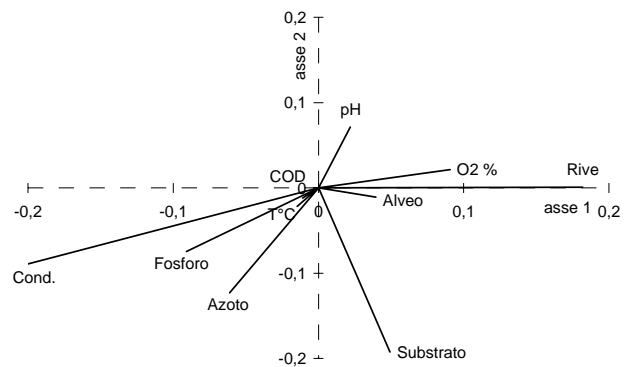
bentonici ai principali gradienti ambientali individuati, l'abbondanza di ciascun taxon è stata rappresentata graficamente in corrispondenza delle stazioni ordinate secondo i primi due assi della PCA. La ricerca dei taxa meglio rappresentati dall'ordinamento ottenuto è stata effettuata osservando il corrispondente valore di adattamento cumulativo (*cumulative fit*) rispetto ai primi due assi estratti. Questo parametro può essere interpretato come la frazione cumulativa della varianza del taxon spiegata da tali assi (TER BRAAK, 1990).

In questa fase sono stati trascurati i taxa più comuni, che, anche se con valori di densità variabili, sono stati quasi sempre rinvenuti in tutte le stazioni (come Gammaridae, Asellidae, Chironomidae, alcuni tricladi e irudinei) e quindi sono meno interessanti come organismi indicatori.

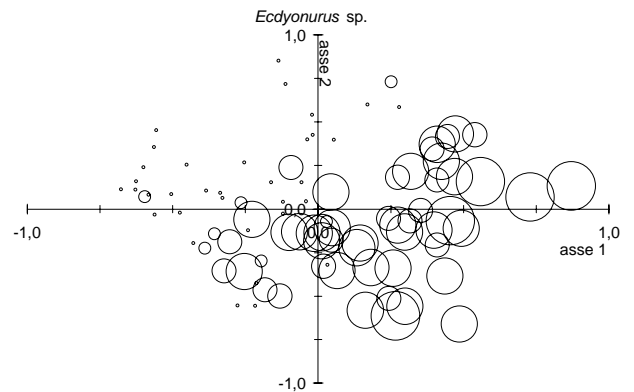
In primo luogo, i risultati più significativi sono stati ottenuti per tre taxa: *Ecdyonurus* sp. (efemerotteri), *Aphelocheirus aestivalis* (eterotteri) e *Sphaerium* sp. (bivalvi), i quali presentano preferenze ambientali tra loro complementari, facilmente interpretabili mediante il confronto con le variabili rappresentate graficamente in figura 4. Il genere *Ecdyonurus* predilige stazioni con un ambiente ripario in buone condizioni ed una elevata eterogeneità nella composizione del substrato; inoltre, esso mostra una certa tolleranza nei confronti della presenza di azoto nelle acque (Fig. 5). Al contrario, *A. aestivalis* si rinviene nei siti con substrato più fine ed uniforme, ma non compare dove vi è un elevato contenuto di nutrienti (Fig. 6). Infine, *Sphaerium* sp. è risultato abbondante soprattutto nelle stazioni che presentano elevati valori di conducibilità, condizioni alterate dell'ambiente ripario e dove la deposizione del sedimento crea un substrato omogeneo e le acque presentano in genere concentrazioni di fosforo più elevate (Fig. 7).

Inoltre, i risultati evidenziano che la distribuzione di altri organismi, soprattutto gli odonati del genere *Calopteryx*, gli efemerotteri dei generi *Paraleptophlebia* e *Rhithrogena* ed i tricoteri della famiglia Lepidostomatidae, è in relazione principalmente con il primo asse di ordinamento. Le famiglie Goeridae e Glossosomatidae (tricoteri) e *Ancylus fluviatilis* (gasteropodi), risentono invece del gradiente ambientale rappresentato dal secondo asse dell'analisi.

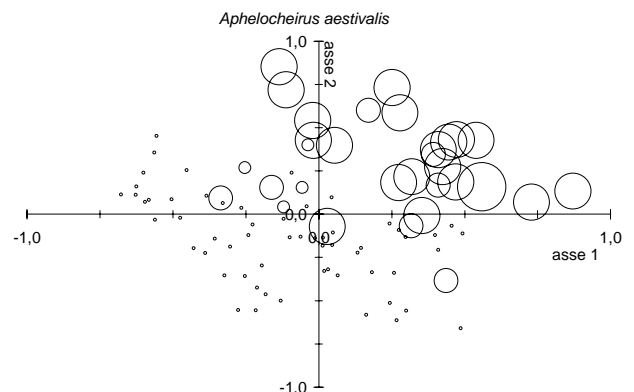
La disposizione complessiva dei 64 taxa utilizzati per la PCA è riassunta in figura 8; in questo tipo di rappresentazione gli organismi distanti dall'origine degli assi sono i più significativi nell'indicare le differenze tra le stazioni, mentre i punti al centro del grafico (per i quali non viene riportato il nome del taxa corrispondente) sono di minore importanza (JONGMAN *et al.*, 1987; TER BRAAK e PRENTICE, 1988).



**Fig. 4.** Relazioni tra le prime due componenti principali e le variabili ambientali misurate. La lunghezza dei vettori e la vicinanza agli assi ne definiscono l'importanza rispetto ai gradienti estratti dall'analisi (T°C: temperatura dell'acqua; O<sub>2</sub> %: percentuale di saturazione di ossigeno; Cond.: conducibilità).



**Fig. 5.** Distribuzione delle abbondanze relative del genere *Ecdyonurus* nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. La dimensione del simbolo è proporzionale alla classe di abbondanza del taxon; il punto indica l'assenza del taxon nella stazione corrispondente.



**Fig. 6.** Distribuzione delle abbondanze relative di *Aphelocheirus aestivalis* nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. Simboli come in figura 5.

## DISCUSSIONE

La distribuzione delle comunità di invertebrati negli ecosistemi acquatici dipende da fattori ambientali differenti in base alla diversa scala spaziale esaminata (regionale, di bacino, di corso d'acqua) e all'interno di un'ecoregione le biocenosi sono condizionate prevalentemente dagli effetti dell'uso del territorio (TATE e HEINY, 1995). Secondo uno studio condotto da RICHARDS e HOST (1993) in un bacino idrografico degli Stati Uniti a prevalente attività agricola, le caratteristiche fisiche dei corsi d'acqua, in particolare substrato e ambiente ripario, sono risultate le principali variabili che influenzano la struttura delle comunità macrobentoniche.

I risultati ottenuti nel presente lavoro sembrano sostenere l'osservazione che, in assenza di cause d'im-

patto puntiformi quali gli scarichi diretti, l'alterazione delle caratteristiche degli ambienti ripari e del substrato in alveo siano tra i principali fattori ambientali che influenzano la composizione delle cenosi macrobentoniche dei corsi d'acqua minori che scorrono in contesti agricoli.

Oltre a ciò, particolarmente importante è risultato il parametro conducibilità, una misura indiretta del contenuto di ioni disciolti nelle acque. Le differenze tra i punti di campionamento, relativamente a questo parametro, sono spiegate solo parzialmente dalla diversa origine – da risorgive e fontanili piuttosto che dal fiume Ticino – delle acque presenti nelle rogge considerate. Si può ipotizzare che, nel contesto in esame, i valori di conducibilità più elevati siano in relazione anche all'uso di fertilizzanti per l'agricoltura intensiva, i quali rappresentano una sorgente di arricchimento antropico per diversi ioni, come il sodio, i cloruri ed i solfati (ALLAN, 1995).

Anche altri effetti conseguenti all'utilizzo agricolo del territorio, quali l'incremento di nutrienti (fosforo e azoto) appaiono significativamente legati, anche se con un ruolo di minore importanza, ai principali gradienti di variazione della comunità macrobentonica.

Al contrario, fattori non dipendenti dalle attività antropiche, nello specifico la temperatura dell'acqua, che contribuisce a condizionare i cicli biologici degli organismi, assumono un ruolo di secondo piano. I dati raccolti evidenziano che anche il contenuto di sostanze chimicamente ossidabili appare ininfluenza.

I risultati ottenuti sembrano confermare, anche per la tipologia studiata, l'elevata sensibilità alle diverse cause di alterazione da parte di efemeroteri e tricoteri, gruppi comunemente considerati validi indicatori della qualità delle acque e delle condizioni ambientali (USSEGLIO-POLATERA, 1989; BUFFAGNI, 1997). Tra l'altro, negli ambienti esaminati la ricchezza tassonomica di questi gruppi è risultata piuttosto elevata (Tab. II). La prima componente principale presenta una relazione migliore con il numero di taxa di efemeroteri, plecoteri e tricoteri (indice EPT; BARBOUR *et al.*, 1999), piuttosto che con l'IBE (rispettivamente,  $r$  di Spearman pari a 0,73 e 0,63;  $p < 0,01$ ), nonostante il primo indice sia stato calcolato usando un livello tassonomico poco approfondito, in particolare per i tricoteri, ed il gruppo dei plecoteri sia quasi assente in questa tipologia (solo tre generi identificati occasionalmente).

Anche le frequenze di altri organismi bentonici appaiono in buona relazione con i principali gradienti ambientali individuati nell'indagine; è interessante notare che alcuni di essi (nello specifico: Ancyliidae, Sphaeriidae e *Aphelocheirus*) sono inclusi tra i taxa indicatori nella procedura di calcolo del Belgian Biotic Index (DE PAUW e VANHOOREN, 1983). Si tratta di

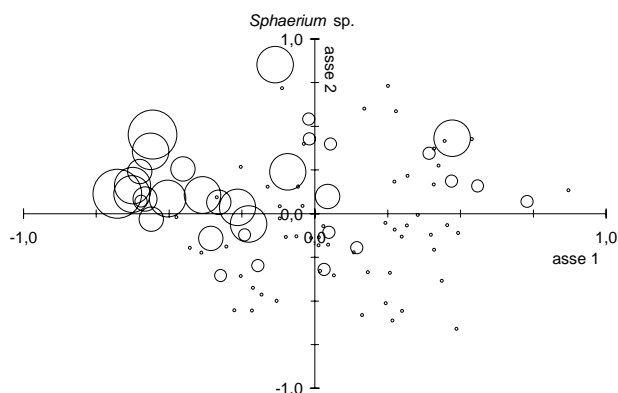


Fig. 7. Distribuzione delle abbondanze relative di *Sphaerium* sp. nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. Simboli come in figura 5.

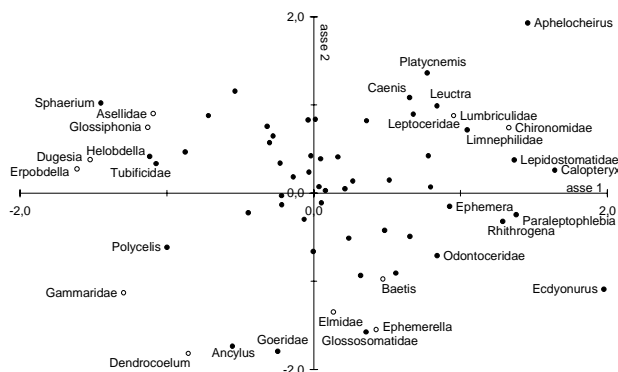


Fig. 8. Ordinamento dei 64 taxa secondo le prime due componenti principali; i taxa più significativi sono indicati con il simbolo pieno (●), quelli molto comuni con il simbolo vuoto (○), mentre i punti al centro del grafico indicano i taxa di minore importanza (vedi testo).



organismi che vivono di solito in acque ben ossigenate e sufficientemente pulite (CASTAGNOLO *et al.*, 1980; CAMPAIOLI *et al.*, 1994), come quelle degli ambienti in esame, ma la cui distribuzione evidentemente risente di caratteristiche ecologiche differenti.

I risultati indicano l'utilità dell'approfondimento tassonomico anche di gruppi generalmente considerati cattivi indicatori della qualità delle acque, come gli odonati. Ad esempio, al genere *Calopteryx*, frequentemente rinvenuto nel corso dello studio e significativamente correlato al primo asse di ordinamento, appartengono specie che, pur convivendo spesso nei medesimi ambienti, presentano diverse esigenze dal punto di vista idroqualitativo (CARCHINI, 1983); la loro distinzione potrebbe pertanto migliorare la conoscenza sullo stato di conservazione dei siti in esame.

## CONCLUSIONI

Negli ultimi anni l'attenzione della ricerca nell'ambito dell'ecologia fluviale si è spostata verso lo studio degli elementi di qualità idromorfologica dei corsi d'acqua e l'analisi delle loro connessioni con gli elementi di qualità biologica. I risultati esposti confermano l'importanza della conservazione dell'ambiente fisico anche per quei corsi d'acqua planiziali – spesso seminaturali – considerati minori, ma che mantengono tuttora un elevato valore biologico e naturalistico. La sem-

plificazione della struttura idromorfologica di tali ambienti si traduce di solito in una riduzione della diversità degli organismi più sensibili presenti all'interno delle biocenosi bentoniche. A questi interventi diretti si aggiunge l'effetto dei carichi diffusi generati dall'agricoltura tradizionale, i quali assumono, nei confronti dei macroinvertebrati bentonici, un'importanza maggiore rispetto ai fattori stagionali, quali la variazione di temperatura dell'acqua, ed agli indicatori di carico organico.

Come emerso nel presente lavoro, gli indici biotici tradizionalmente usati, come l'IBE, a volte non sono in grado di evidenziare gli effetti precoci di tali alterazioni e pertanto si rende necessario il ricorso ad indicatori di maggior dettaglio.

In ultima analisi, l'indagine suggerisce l'opportunità di adottare pratiche agricole compatibili con le esigenze di conservazione di quegli ecosistemi acquatici solo apparentemente marginali.

## Ringraziamenti

Ringrazio la dr.ssa Letizia Garibaldi (Università degli Studi di Milano Bicocca) per il contributo alla raccolta dei dati chimici ed il prof. Giuseppe Crosa (Università dell'Insubria) per i dati idromorfologici, per l'utilizzo del programma di analisi multivariata e per alcuni suggerimenti critici. Ringrazio inoltre un revisore anonimo per le utili osservazioni sul testo.

## BIBLIOGRAFIA

- ALLAN J.D., 1995. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- BARBOUR M.T., GERRISTEN J., SNYDER B.D., STRIBLING J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BUFFAGNI A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In: Landolt P. & Sartori M. (eds.), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology – Ecology – Systematics*. MTL, Fribourg: 235-246.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Volume I, Provincia Autonoma di Trento, 357 pp.
- CARCHINI G., 1983. *Odonati (Odonata)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", AQ/1/198, 80 pp.
- CASTAGNOLO L., FRANCHINI D., GIUSTI F., 1980. *Bivalvi (Bivalvia)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", AQ/1/49, 64 pp.
- DE PAUW N., VANHOOREN G., 1983. Method for biological assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, **100**: 153-168.
- GAUCH H.G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 298 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua*. Provincia Autonoma di Trento, Trento, 222 pp.
- IRSA-CNR, 1994. *Metodi analitici per le acque*. Quaderni, 100. CNR – Istituto di Ricerca Sulle Acque, Roma, 342 pp.
- JONGMAN R.H.G, TER BRAAK C.J.F. and VAN TONGEREN O.F.R., 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 299 pp.

- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R. and SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Special publication 5, Illinois Natural History Survey.
- KARR J.R., TOTH L.A. and DUDLEY D.R., 1985. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *Bioscience*, **35**: 90-95.
- PROVINCIA DI MILANO, 2000. *Carta della vocazioni ittiche. Caratterizzazione ambientale degli ecosistemi acquatici*. Provincia di Milano, Tutela e Sviluppo Ambientale, 340 pp.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R. and ROWEN K.J., 1998. *River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Environment Agency, Bristol, England.
- RICHARDS C., HOST G.E., 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology*, **29**: 285-294.
- TATE C.M. and HEINY J.S., 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, **33**: 439-454.
- TER BRAAK C.J.F., 1989. CANOCO—an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships. *Hydrobiologia*, **184**: 169-170.
- TER BRAAK C.J.F., 1990. *Update notes: CANOCO version 3.10*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 35 pp.
- TER BRAAK C.J.F. and Prentice I.C., 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, **18**: 271-317.
- USSEGLIO-POLATERA P. and BOURNARD M., 1989. Trichoptera and Ephemeroptera as indicators of environmental changes of the Rhone River at Lyons over the last twenty-five years. *Regulated Rivers*, **4**: 249-262.
- WHITTAKER R.H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.*, **49**: 207-264.

## Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente

Giuseppe Sansoni<sup>1\*</sup>, Bruno Borghini<sup>1</sup>, Gino Camici<sup>1</sup>,  
Monica Casotti<sup>1</sup>, Paolo Righini<sup>2</sup>, Chiara Rustighi<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ARPAT, Dipartimento Provinciale di Massa Carrara, Via del Patriota, 2 – 54100 Massa.

<sup>2</sup> ARPAT, Dipartimento Provinciale di Livorno, Via Marradi, 114 – 57126 Livorno

<sup>3</sup> Centro Sub Alto Tirreno, Massa (MS)

\* Autore referente per la corrispondenza (Fax: 0585 47000; e-mail: g.sansoni@arpat.toscana.it)

Pervenuto il 5.11.2001; accettato il 16.4.2002

### Riassunto

Vengono presentati i risultati delle osservazioni su fioriture algali di *Ostreopsis ovata*, accompagnate da estese morie di organismi appartenenti a diverse cenosi bentoniche animali e vegetali, verificatesi nelle stagioni estive degli anni 1998, 2000 e 2001 nel mare costiero apuano (Toscana nord-occidentale). L'intensità massima del fenomeno si è manifestata in un tratto di litorale nel quale opere di difesa dall'erosione circoscrivono uno specchio marino a debole ricambio idrico, soggetto quindi a maggior riscaldamento delle acque. In concomitanza con la fioritura algale, numerose persone che avevano soggiornato in tali zone e verosimilmente inalato aerosol marino hanno accusato malesseri di diversa intensità alle prime vie respiratorie.

**PAROLE CHIAVE:** fioriture algali; tossine algali; *Ostreopsis ovata*; morie d'invertebrati marini.

### Abstract

#### Algal blooms of *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): an emerging problem

The observations of summer blooms of *Ostreopsis ovata* in the Apuan benthic seawaters (Tuscany, Italy) from 1998 to 2001 are presented. Heavy consequences for benthic communities.

This phenomenon has taken place in a sheltered marine area which has a slow water circulation and heating of the waters. The inhalation of marine aerosols has also caused human malaises.

**KEY WORDS:** algal blooms; algal toxins; *Ostreopsis ovata*; marine invertebrate mortality.

### INTRODUZIONE

Le fioriture algali marine, soprattutto quelle attribuibili ai dinoflagellati, sono ritenute responsabili della produzione di tossine che possono causare morie di organismi marini (ANDERSON, 1989, VOLTERRA, 1989).

Alcuni dinoflagellati epibentici, principalmente *Gambierdiscus toxicus*, ma anche diverse specie di *Ostreopsis* (*O. siamensis*, *O. ovata*, *O. lenticularis*), o altre appartenenti ai generi *Prorocentrum* e *Coolia*, producono tossine del gruppo della ciguatera. Anche l'uomo

può ingerire le tossine consumando pesci o altri organismi marini che le hanno preventivamente bioaccumulate mediante la catena alimentare (ANDERSON e LOBEL, 1987; HALLEGRAEFF, 1993; BOMBER *et al.*, 1989; BRUSLÉ, 1997; GLAZIOU e LEGRAND, 1994; RUSSEL e EGEN, 1991).

*Ostreopsis ovata*, la peridinea più piccola del genere (dimensioni 47-55µm x 27-35µm) (FUKUYO, 1981), sebbene produca tossine del gruppo della ciguatera è

ritenuta tossica solo per gli animali marini; in letteratura non sono segnalati casi d'intossicazione alimentare umana attribuibili chiaramente ad essa. Scopo del presente lavoro è segnalare le conseguenze sulle biocenosi bentoniche e casi di malesseri umani concomitanti con evidenti fioriture di *O. ovata*, verificatisi presso il litorale apuano negli anni 1998, 2000 e 2001.

## MATERIALI E METODI

L'area indagata, compresa nel tratto di mare più prossimo alla riva, è larga circa 100 m e si estende per circa 13 km sul litorale della provincia di Massa-Carrara (Fig. 1); informazioni addizionali su eventi analoghi sono state raccolte anche su altri litorali italiani.

Il tratto centrale del litorale apuano, a levante del porto di Marina di Carrara, è soggetto a fenomeni erosivi ed è stato perciò difeso da scogliere parallele e perpendicolari alla riva. Questi interventi hanno provocato una compartimentazione in specchi d'acqua, con un conseguente debole ricambio idrico che sembra giocare un ruolo rilevante per la comparsa e l'intensità della fioritura algale nel periodo tardo-estivo.

Lo spunto per l'avvio dell'indagine che ha condotto all'accertamento della fioritura di *O. ovata* è stato tratto dalla segnalazione, pervenuta all'inizio dell'agosto 1998, di malesseri sofferti da diverse decine di turisti mentre soggiornavano in un breve tratto di spiaggia. Accertata preventivamente l'assenza di trattamenti fitosanitari e di altre attività che avessero potuto influire sul fenomeno segnalato, l'indagine si è concentrata sulla qualità delle acque marine in questi particolari tratti di mare (che in pratica sono racchiusi tra barriere perpendicolari e parallele alla costa, costituite da scogliere in massi ciclopici), privilegiando l'osservazione microscopica di campioni d'acqua e, soprattutto, eseguendo, mediante immersione in apnea, un'accurata ispezione visiva delle acque e delle biocenosi bentoniche.

Durante tali sopralluoghi è stata constatata la presenza di una pellicola gelatinosa perfitica brunastra che ricopriva monotonamente i substrati sommersi; tale pellicola è stata sottoposta ad esame microscopico. Per gran parte degli aspetti indagati (schiume superficiali, opalescenza delle acque, segni d'anaerobiosi sui fondali, stato di sofferenza delle cenosi bentoniche, materiali di consistenza gelatinosa in sospensione) i risultati sono stati espressi in una scala arbitraria d'intensità del fenomeno, da assente ad elevata.

Nel 1998, considerata l'intensa opalescenza biancastra delle acque, si è proceduto, dopo blanda centrifugazione dei campioni raccolti (10 minuti a 500 rpm), al conteggio in camera di Burkner degli aggregati di particelle sospese con dimensioni comprese tra 5 e 50  $\mu\text{m}$ .

Anche l'osservazione delle alghe nelle acque è stata condotta in microscopia a luce trasmessa e in contrasto di fase, a 400 x, su campioni sottoposti a blanda centrifugazione.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

In quasi tutte le aree indagate, le acque, viste dalla superficie, si presentavano da leggermente opalescenti a torbide, riflettendo la luce in modo tale da produrre un "effetto nebbia" che riduceva la trasparenza fino a soli circa 15 cm. Sporadicamente erano presenti anche "fiocchi" di materiale sospeso di ridotte dimensioni (alcuni cm) che, in controluce, mostravano una leggerissima trama ialina con una punteggiatura finissima rossastra (dovuta a milioni di cellule di *O. ovata*, come rivelato dall'esame microscopico).

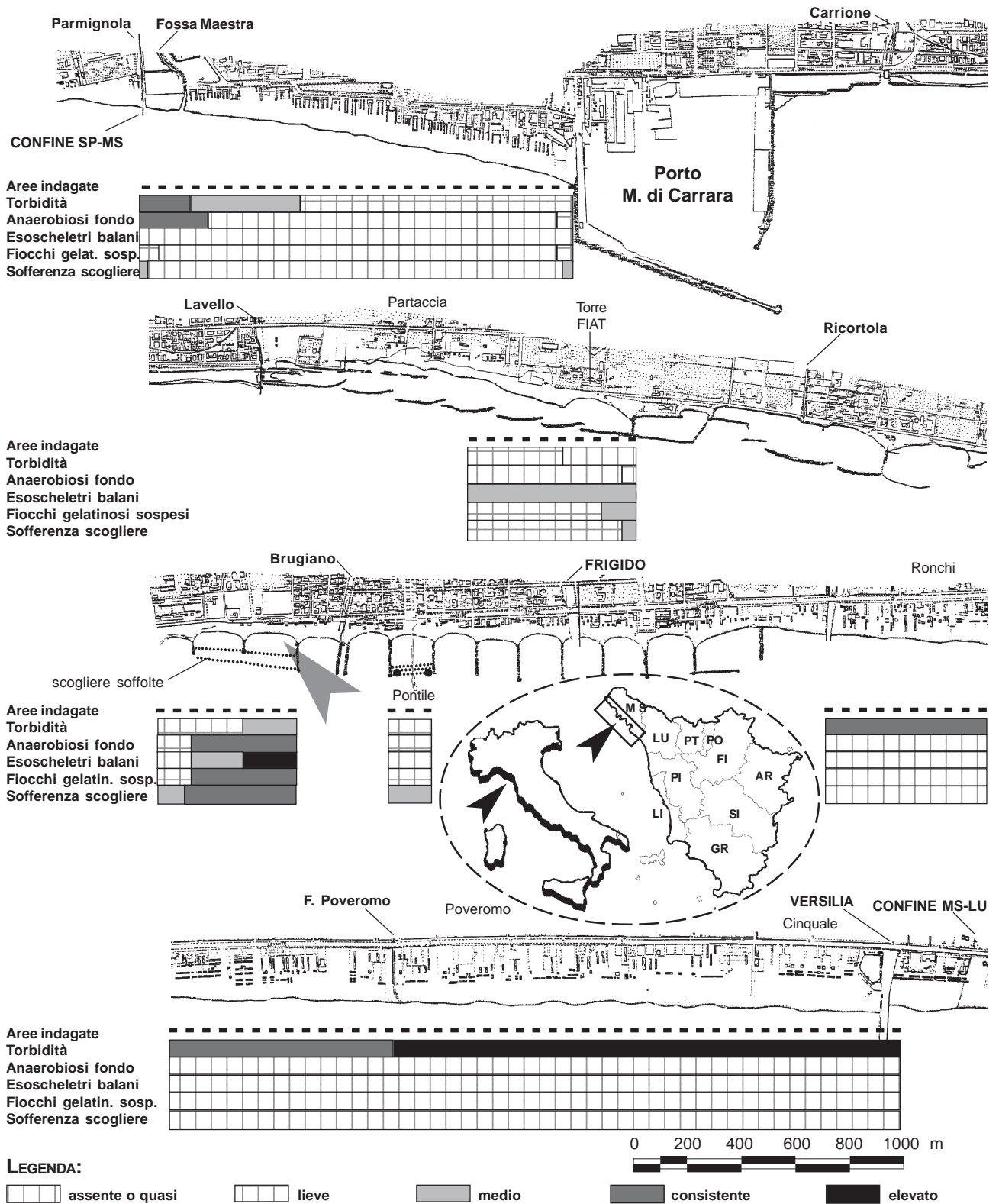
In alcuni campioni d'acqua si è proceduto al conteggio in camera di Burkner degli aggregati sospesi di dimensioni da 5 a 50  $\mu\text{m}$ , riscontrandone concentrazioni tali da giustificare la torbidità rilevabile ad occhio nudo (fino a 8 milioni di aggregati/litro). Gli aggregati erano costituiti prevalentemente da particelle minori di 1  $\mu\text{m}$ , tenute assieme da materiale gelatinoso trasparente.

Sulla superficie degli specchi marini protetti dalle scogliere erano inoltre riscontrabili chiazze galleggianti biancastre, d'aspetto gelatinoso, costituite da migliaia d'esoscheletri di cirripedi balanidi a conferma di una moria che aveva colpito tale popolazione. In altri casi sono stati riscontrati, in sospensione, aggregati sparsi di materiali molli, grumosi, sfrangiati, di color bruno costituiti da frammenti della pellicola perfitica distaccatasi dagli scogli (Fig. 2).

È opportuno tra l'altro sottolineare che nel tratto di mare in cui la fioritura si era manifestata con la massima intensità, la temperatura media delle acque da giugno ad agosto 1998 raggiunse un massimo di circa 25°C (fig. 3).

Nel 1998 l'esame microscopico dei campioni d'acqua di mare aveva rilevato costantemente la presenza di *O. ovata* in concentrazioni variabili da circa 3.000 a circa 50.000 cellule/litro (Fig. 4); non sono state riscontrate altre specie di alghe tossiche. Sebbene tali concentrazioni non fossero molto elevate, la diffusione della peridinea in un tratto di litorale molto ampio era indice di una intensa fioritura algale. Tale risultato è stato confermato dall'esame microscopico della pellicola gelatinosa brunastra che rivestiva il substrato, nella quale sono state riscontrate concentrazioni elevatissime di *O. ovata*, variabili da 250 milioni a 3 miliardi di cellule per litro di materiale.

Nel corso degli anni 2000 e 2001 l'indagine sulle acque si è limitata ad escludere la presenza di altre microalghe tossiche mediante analisi microscopica.



**Fig. 1.** Quadro d'insieme dei risultati dell'indagine ambientale. L'area d'indagine (nell'ovale tratteggiato) è la fascia d'acque marine prossima alla riva, lungo tutto il litorale della provincia di Massa-Carrara. Ogni aspetto è sinteticamente espresso in una scala arbitraria d'intensità. La freccia grigia indica lo specchio marino ove si è verificata la massima intensità della fioritura algale.



L'opalescenza delle acque è apparsa invece modesta nel 2000 e ancora molto contenuta nel 2001, mentre ha continuato a riscontrarsi la presenza di esoscheletri di balanidi, sia pure in quantità modeste.

L'osservazione delle più comuni biocenosi, eseguita nell'estate del 1998 nel tratto di mare interessato dal fenomeno della fioritura, ha evidenziato una situazione decisamente alterata riguardo a presenza (o assenza) e consistenza delle varie specie rinvenibili comunemente nei diversi piani.

Nel Piano Sopralitorale, non si notavano alterazioni delle popolazioni di gasteropodi (*Littorina neritoides*) e di cirripedi (*Chthamalus stellatus*), come del resto nei

numerosi esemplari osservati del granchio corridore (*Pachygrapsus marmoratus*), evidentemente non soggetti agli effetti diretti o indiretti della intensa fioritura della peridinea. Sui substrati duri del Piano Mesolitorale si osservava un gran numero d'impronte di patella (*Patella caerulea*) le cui conchiglie, ormai vuote, si rinvenivano in gran numero sul fondo, ai piedi delle scogliere. La situazione di "stress ambientale" è stata confermata dalla scarsa presenza di gasteropodi tipici di questo piano, quali *Monodonta turbinata*. Nell'orizzonte inferiore dello stesso piano risultavano inoltre praticamente assenti alcune specie caratteristiche, tra le quali il comune pomodoro di mare (*Actinia equina*).

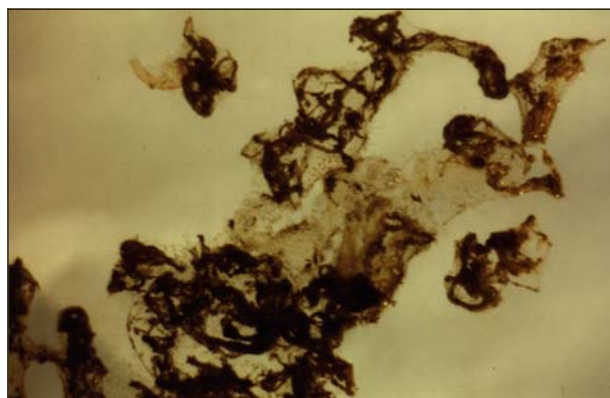


Fig. 2. I frammenti flottanti della pellicola di *O. ovata*, distaccatisi dal substrato, sono talora confusi con escrementi dispersi, a causa del colore e dell'aspetto (4 x).

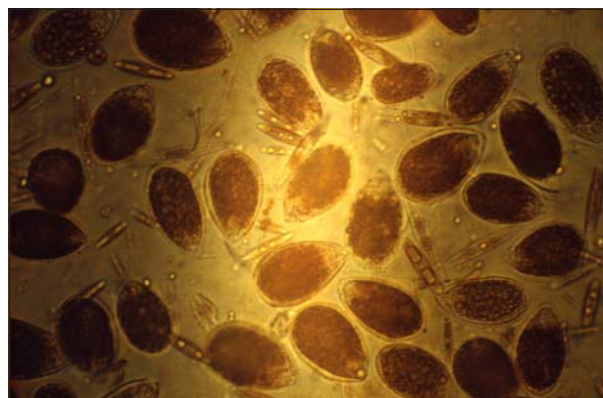


Fig. 4. Individui d'*Ostreopsis ovata* (50 x 30 µm).

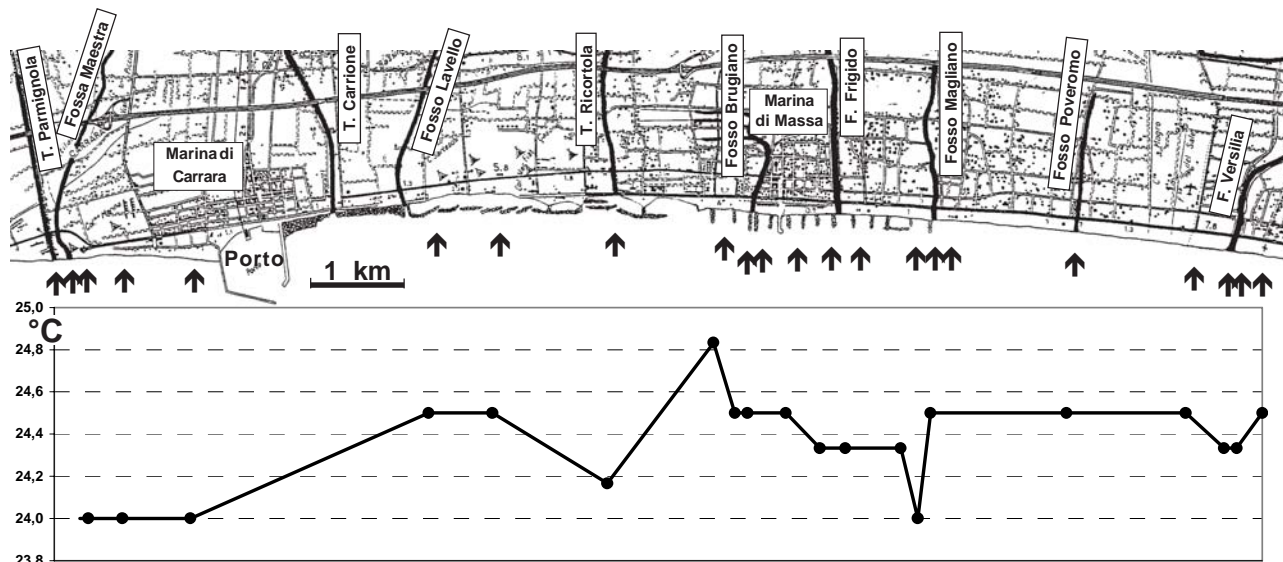


Fig. 3. Andamento della temperatura delle acque (media dei mesi giugno-agosto 1998; misure bimensili) lungo il litorale apuano. La massima intensità della fioritura algale e della compromissione delle biocenosi bentoniche si è manifestata nello specchio acqueo con la temperatura più elevata. Le frecce indicano la localizzazione dei punti di misura della temperatura.

Di particolare rilievo è stato il comportamento anomalo riscontrato nei banchi naturali di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), localizzati preferenzialmente sulle scogliere semisommerse parallele alla linea di riva. Questi, infatti, anziché aderire tenacemente al substrato, mostravano un evidente allentamento dei filamenti del bisso, così che i bivalvi oscillavano, in modo innaturale, con il moto ondoso. Nei banchi di mitili, inoltre, si manifestava la mortalità di una frazione elevata della popolazione; sul fondo erano infatti presenti numerose valve vuote.

Nel Piano Infralitorale, l'impatto della fioritura era rappresentato dalla perdita degli aculei, in percentuale variabile fino alla loro totale scomparsa, rilevata in numerosi esemplari di riccio di mare (*Paracentrotus lividus*) (Fig. 5). Inoltre, numerosi dermascheletri depositati sul fondo testimoniavano l'elevata mortalità che aveva colpito questa specie (caratterizzata, come altre interessate al fenomeno, da una ridotta vagilità). La risposta allo stress ambientale fornita dalla popolazione del comune asteroide *Coscinasterias tenuispina* si manifestava invece nell'anomala postura delle braccia, riflesse verso il dorso. Sempre nello stesso piano sono risultati inoltre assenti anche le spugne e le ascidie (es. *Halocynthia papillosa*), solitamente frequenti e comuni nel piano infralitorale.

Nelle aree sottoposte a tale fenomeno colpiva l'aspetto uniforme degli scogli sommersi, in gran parte spogli dall'abituale copertura di fitobenthos e zoobenthos e ricoperti invece da una pellicola marrone di consistenza gelatinosa, i cui lembi flaccidi assecondavano il moto ondoso. Frammenti della pellicola, residui di una precedente copertura più estesa, aderivano anche alle valve dei mitili e agli aculei dei ricci.

All'esame microscopico la pellicola risultava costituita da una trama gelatinosa che ricopriva i residui di un corto tallo algale e inglobava particelle minerali polverulente, microalghe di diverse specie e organismi animali microscopici (ciliati, gastrotrichi, nematodi, larve di crostacei, ecc.). La sua superficie esterna appariva, invece, letteralmente brulicante della peridinea *O. ovata* (Fig. 6), il cui fitto rivestimento microalgale conferiva il colore marrone-rossastro alla pellicola.

Nel 1998, nei fondali a prevalente substrato mobile, soprattutto in prossimità delle scogliere e all'interno degli specchi d'acqua a minor ricambio, si rilevavano tracce più o meno marcate d'anaerobiosi. Tali tracce, consistenti in chiazze nerastre dovute all'azione di batteri solfito-riduttori, si rendevano particolarmente evidenti sollevando i massi (diametro 30-70 cm) ed osservandone la superficie precedentemente infossata nel substrato sabbioso. La frequenza, l'estensione e l'intensità contenuta del colore nerastro riscontrate deponavano per un fenomeno pregresso molto esteso

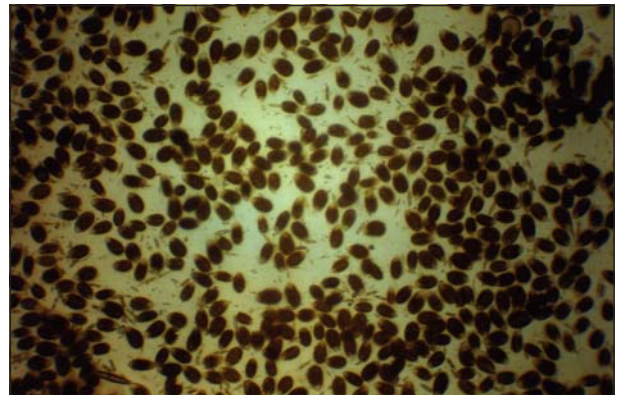
di anaerobiosi dei fondali e ormai superato o in fase di superamento, ad eccezione di siti localizzati. Tracce evidenti d'anaerobiosi sono state riscontrate con frequenza anche nei primi 20 cm di sedimenti sabbiosi, nei tratti di mare più chiusi, mentre la superficie del fondale appariva in condizioni normali. L'anaerobiosi dei sedimenti sabbiosi è, invece, risultata assente nei tratti di mare non racchiusi da scogliere.

Nei substrati mobili (sabbiosi) più prossimi alla riva sono stati inoltre rinvenuti dermascheletri di Spatangidi (echinidi irregolari), la cui morte recente era testimoniata dalla persistenza in situ dei sottili aculei, a testimonianza che anche tali aree erano state soggette direttamente o indirettamente alle conseguenze del fenomeno di fioritura algale precedentemente menzionato.

Nell'agosto 2000 è stato rilevato, nella stessa zona, un quadro analogo, ma di minor intensità: la popolazio-



**Fig. 5.** Sopra: esemplari sopravvissuti di *Paracentrotus lividus* in differenti stadi di perdita degli aculei. Sotto: esemplari sopravvissuti di *Coscinasterias tenuispina* con numero ridotto di braccia.



**Fig. 6.** Il biofilm bentonico che tappezza gli scogli sommersi è brulicante di *O. ovata*.

ne di alghe macroscopiche del Piano Mesolitorale di substrato duro, infatti, non mostrava sofferenza, mentre il tappeto algale subiva una certa rarefazione a maggiori profondità. In ogni caso, sia i popolamenti algali sia i fondali anche sabbiosi oltre i due metri di profondità erano ricoperti dalla pellicola di *O. ovata*, sotto forma di una trama reticolare di colore marrone-rossastro. Le tracce d'anaerobiosi risultavano molto contenute.

Nell'estate 2001, a parte la rarefazione dei popolamenti di macroalghe alle maggiori profondità (ridotte alla sola parte basale del tallo), l'intensità del fenomeno appariva ancora minore: i popolamenti di echinidi non evidenziavano una mortalità di rilievo, ma alcuni esemplari presentavano soltanto la perdita parziale o totale degli aculei (in circa il 30% della popolazione) mentre una apprezzabile mortalità si evidenziava nei banchi naturali di mitili. Sui fondali non si rilevavano tracce evidenti di anaerobiosi.

Nell'agosto 1998, in concomitanza con il rilevamento della fioritura algale, un centinaio di persone che aveva soggiornato sul litorale antistante il tratto marino maggiormente interessato dalla fioritura algale manifestò malesseri (irritazioni congiuntivali e delle prime vie aeree, dolori muscolari e articolari, tosse, febbre). La sintomatologia insorgeva dopo 2-3 ore d'esposizione all'aerosol marino e regrediva nel giro di 12 ore, ricomparendo a seguito di una nuova esposizione. I casi di persone colpite dagli stessi sintomi si sono ridotti a poche decine nell'agosto 2000 e a poche unità nel 2001.

## CONCLUSIONI

I dati raccolti e le osservazioni effettuate nelle stagioni estive del 1998, 2000 e 2001 consentono di affermare che nelle acque costiere apuane la fioritura della microalga bentonica *O. ovata* si manifesta con una certa frequenza. La fioritura sembra avere provocato, direttamente o indirettamente, morie dei popolamenti animali e macroalgali sommersi. L'intensità del fenomeno è risultata massima in aree marine che, essendo chiuse da "pennelli" perpendicolari alla riva e

da una doppia barriera soffolta, parallela ad essa, sono sicuramente soggette ad un ridotto ricambio idrico e ad un eccessivo riscaldamento delle acque in condizioni meteorologiche particolari. Ciò considerato si può ragionevolmente ritenere che la caduta degli aculei degli echinidi, uno degli aspetti più appariscenti del fenomeno, non dipenda esclusivamente dalla produzione di tossine ma possa essere attribuita anche a condizioni ambientali avverse quali il riscaldamento delle acque e la conseguente diminuzione del tenore di ossigeno (NICHOLS, 1966).

Altre informazioni, raccolte nel 1998 da colleghi e subacquei (ABATE M., PALMIERI F., comunicazioni personali), consentono d'affermare che la fioritura di *O. ovata* e le morie di organismi marini hanno interessato anche le acque costiere della Liguria di levante e dell'arcipelago toscano, indicando che si è trattato di un fenomeno molto esteso.

Una sintomatologia umana del tutto analoga a quella osservata nel litorale apuano è stata segnalata nell'estate 2001 in quello barese, dove è stata attribuita dai ricercatori del locale istituto di biologia marina alla balneazione in acque con fioritura di *O. ovata* (BARIWEB.NET, 2001). Nel litorale apuano, gran parte delle persone colpite non si era immersa nelle acque per cui si può ritenere che i disturbi possano essere stati causati dall'inalazione di sostanze irritanti veicolate dagli aerosol marini, un fenomeno finora segnalato in letteratura solo per *Gymnodinium breve* (HEMMERT, 1975; PIERCE *et al.*, 1989, 1990; WATANABE *et al.*, 1988).

Non si dispone di elementi per stabilire se responsabile dei malesseri sia una tossina prodotta dalla microalga, oppure sostanze derivanti dalla decomposizione degli animali e vegetali marini morti. La mancata manifestazione di un'analoga sintomatologia in altri casi di morie di animali marini depone per la prima ipotesi.

Più motivi suggeriscono quindi la necessità d'ulteriori indagini volte a chiarire ed approfondire le cause della fioritura algale, l'estensione geografica, la ricorrenza e le conseguenze del fenomeno.

## BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON, D. M., P. S. LOBEL, 1987. The continuing enigma of ciguatera. *Biol. Bull.*, **172**: 89-107.
- ANDERSON, D. M. 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. In T. Okaichi, D. M. Anderson and T. Nemoto (eds.), *Red Tides: Biology Environmental Science and Toxicology*, Elsevier, New York: 11-16.
- BARIWEB.NET, 2001. Attualità. Mare barese, tra squali e alghe killer. Pagina web del 20.10.2001.
- BOMBER J. W., RUBIO M. G. and NORRIS D. R., 1989. Epiphytism of dinoflagellates associated with the disease ciguatera: substrate specificity and nutrition. *Phycologia*, **28**: 360-368.
- BRUSLÉ J., 1997. *Ciguatera fish poisoning - a review. Sanitary and economic aspects*. INSERM, Paris, 147 pp.
- FUKUYO Y., 1981. Taxonomical study of benthic dinoflagellates,



- collected in coral reefs. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* **47** (8): 967-978.
- GLAZIOU P. and LEGRAND A. M., 1994. The epidemiology of ciguatera fish poisoning. *Toxicon*, **31**: 1151-1154.
- HALLEGRAEFF, G. M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, **32**: 79-99.
- HEMMERT W.H., 1975. The public health implications of *Gymnodinium breve* red tides, a review of the literature and recent events. Proceedings of the *First International Conference on Toxic Dinoflagellate Blooms*. Boston, MIT: 489-497.
- NICHOLS D. , 1966. Echinoderms. Hutchinson & Co., London
- PIERCE, R., M. HENRY, S. BOGESS and A. RULE, 1989. Marine toxins in bubble-generated aerosol. In: E. Monahan and P. van Patton (eds.), *The Climate and Health Implications of Bubble-Mediated Sea-Air Exchange*, Connecticut Sea Grant Publications: 27-42.
- PIERCE R.H., M.S. HENRY, L.S. PROFFITT and P.A. HASBROUCK, 1990. Red tide toxin (brevetoxin) enrichment in marine aerosol. In: E. Graneli, S. Sundström, L. Elder and D.M. Anderson (eds.), *Toxic Marine Phytoplankton*: 397-402.
- RUSSEL F. E, and EGEN N.B., 1991. Ciguatera fishes, ciguatoxin (CTX) and ciguatera poisoning. *J. Toxicol. - toxin review*, **10** (1): 37-62.
- VOLTERRA L., 1989. Alghe produttrici di biotossine. *Biologia Ambientale*, **III** (5): 5-17.
- WATANABE T., LOCKEY R.F., KRZANOWSKI J.J., 1988. Airway smooth muscle contraction induced by *Ptychodiscus brevis* (red tide) toxin as related to a trigger mechanism of bronchial asthma. *Immuno Allergy Pract.*, **10** (5):185-192.



# Osservazioni preliminari sulla predazione della Trota fario e della Trota marmorata nei confronti dei macroinvertebrati bentonici presenti nel drift del torrente But (Bacino del fiume Tagliamento, Friuli Venezia Giulia)

Elisabetta Pizzul\*, Paola Bottos, Silvia Vanzo e Gloria Tosolini

Dipartimento di Biologia – Università di Trieste, Via Weiss 2 - 34127 Trieste

\* Autore referente per la corrispondenza (Fax 040-5582011; e-mail: pizzul@univ.trieste.it)

Pervenuto il 3.2.2002; accettato il 16.7.2002

## RIASSUNTO

Viene analizzata la presenza di macroinvertebrati bentonici nella dieta di *Salmo (trutta) trutta* e *Salmo (trutta) marmoratus* in relazione alla presenza di questi organismi nel drift del torrente But, principale affluente montano del fiume Tagliamento.

Lo studio è stato condotto mediante campionamento stagionale degli organismi presenti nel drift ed analisi dei contenuti stomacali dei Salmonidi in due stazioni fisse: Timau e Noiaris, nelle quali precedentemente era stata rilevata la presenza rispettivamente di popolazioni di *Salmo (trutta) trutta* e *Salmo (trutta) marmoratus*, quest'ultima sostenuta da un piano di reintroduzione. La dieta dei due Salmonidi è risultata basata esclusivamente sulla predazione di macroinvertebrati bentonici, più in particolare nella dieta di *Salmo (trutta) trutta* prevalgono i Tricotteri ed i Plecotteri, mentre in *Salmo (trutta) marmoratus* i Ditteri e gli Efemerotteri.

PAROLE CHIAVE: *Salmo (trutta) trutta* / *Salmo (trutta) marmoratus* / contenuto stomacale / macroinvertebrati bentonici di deriva.

## Abstract

### **Preliminary observations on brown trout and marble trout predation of drifting benthic macroinvertebrates of River But (Tagliamento River basin, Friuli Venezia Giulia, Italy)**

The presence of benthic macroinvertebrates in the diet of *Salmo (trutta) trutta* and *Salmo (trutta) marmoratus* was analysed and compared with the occurrence of these organisms in the drift of river But, main mountain tributary of Tagliamento River. Seasonal samplings of drifting macroinvertebrates and examinations of salmonids stomach contents were carried out in two stations: Timau and Noiaris. In the first station lives *Salmo (trutta) trutta*, instead in the second *Salmo (trutta) marmoratus*, that is supported by a reintroduction plain. The diet of the two Salmonids resulted to be composed entirely of benthic macroinvertebrates. In particular the diet of *Salmo (trutta) trutta* was composed mostly of Trichoptera and Plecoptera species, on the other hand the diet of *Salmo (trutta) marmoratus* was composed of Diptera and Ephemeroptera species.

KEY WORDS: *Salmo (trutta) trutta* / *Salmo (trutta) marmoratus* / stomach contents / drifting macroinvertebrates.

## INTRODUZIONE

Lo studio delle comunità animali che popolano gli ambienti acquatici riveste notevole importanza in quanto permette l'acquisizione di dati utili ad una loro corretta gestione ed inoltre fornisce un giudizio sulla qualità e sulla funzionalità del sistema acquatico stesso. Negli ultimi anni è infatti risultato evidente che affidarsi ad interventi che non seguano corretti modelli gestionali, limitati il più delle volte alla sola semina massiccia di materiale ittico, significa innanzitutto alterare, in modo

consistente, l'equilibrio dell'ecosistema acquatico e, da ultimo, trovarsi di fronte ad operazioni che si risolvono anche in uno spreco economico.

Nella regione Friuli Venezia Giulia da più di dieci anni vengono condotti ripopolamenti con il ceppo autoctono dell'emispecie *Salmo (trutta) marmoratus*.

A questo fine vengono periodicamente monitorati i tratti di fiumi e di torrenti più idonei ai ripopolamenti, essendo consapevoli che una convivenza della Trota

marmorata con l'altra trota presente, la Trota fario, *Salmo (trutta) trutta*, potrebbe rendere vano ogni sforzo, poiché le due forme possono incrociarsi e dar vita ad esemplari ibridi, a loro volta fertili. Nell'intraprendere i ripopolamenti della Trota marmorata, oltre a chiudere alla pesca sportiva le aree di immissione e ad accertarsi che nelle stesse non vi sia la presenza della Trota fario, è stato ritenuto importante osservare se questi ambienti fossero idonei anche da un punto di vista trofico e quindi analizzare la comunità a macroinvertebrati bentonici, organismi che costituiscono un elemento importante nella dieta sia della Trota fario che della Trota marmorata (GANDOLFI *et al.*, 1991). In particolare in un recente studio condotto sul torrente Aupa (bacino del Tagliamento), è stato osservato che l'alimentazione della Trota fario, in questo torrente (ma è ipotizzabile anche in altri corsi d'acqua dalle caratteristiche idrologiche simili), è basata sulla presenza di invertebrati derivanti più che su quelli bentonici (MORGAN *et al.*, in stampa).

Il presente studio, volto a caratterizzare lo spettro alimentare della Trota fario e della Trota marmorata in relazione alla presenza di organismi macrobentonici di deriva, è stato condotto nel torrente But, affluente montano del fiume Tagliamento. In base a ricerche condotte su tutti i corsi d'acqua del Friuli Venezia Giulia negli anni 1996-2000 (MORO *et al.*, 1998; VANZO *et al.*, 1998), questo torrente è risultato mantenere una tra le popolazioni più numerose e ben strutturate di Trota marmorata, la quale presenta peraltro una distribuzione pressoché separata rispetto alla Trota fario che occupa quasi esclusivamente il tratto montano del torrente.

## MATERIALI E METODI

Dal novembre 2000 al settembre 2001 sono stati condotti quattro campionamenti ittici (novembre–maggio–luglio–settembre) e tre campionamenti di macroinvertebrati bentonici (maggio–luglio–settembre) in due stazioni poste sul torrente But: la stazione di Timau e la stazione di Noiaris (Fig. 1). La prima è caratterizzata dalla presenza di esemplari di Trota fario, *Salmo (trutta) trutta*, la seconda da una popolazione numerosa e ben strutturata di Trota marmorata, *Salmo (trutta) marmoratus*. È stato quindi effettuato un confronto tra i campioni stagionali di macroinvertebrati bentonici rinvenuti nel drift e nei contenuti stomacali rispettivamente di esemplari di Trota fario nella stazione di Timau e di Trota marmorata nella stazione di Noiaris.

La raccolta dei macroinvertebrati bentonici presenti nel drift è stata condotta utilizzando la rete di Surber, che può essere facilmente fissata al letto del corso d'acqua. L'ampiezza dell'imboccatura del collettore è pari a 0,5 x 0,5 m ed il retino è fissato al fondo per

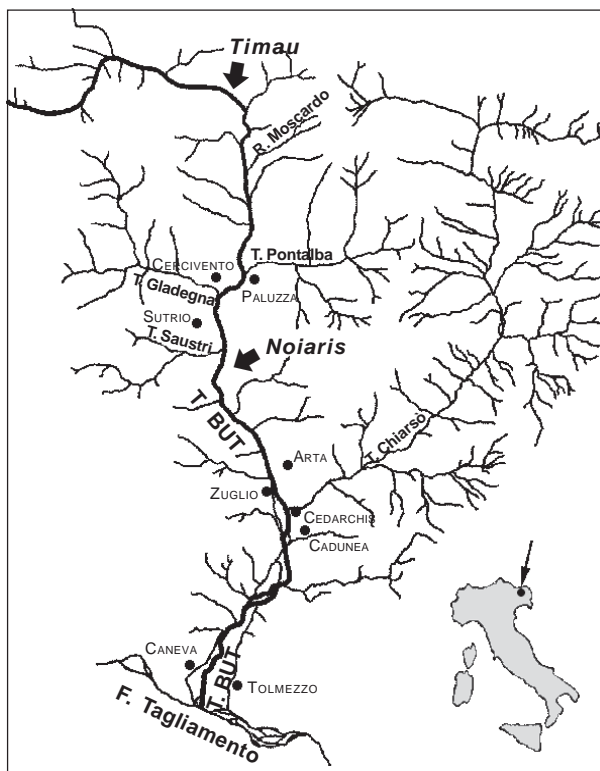


Fig. 1. Torrente But e suoi affluenti

mezzo di paletti di ferro sagomati. La profondità della rete è di 1,5 m e le maglie misurano 500  $\mu$ m. Al fondo della rete è applicato un raccogliitore, fissato mediante una ghiera a vite, utilizzato in seguito per la conservazione del campione. I campioni sono stati raccolti lasciando la rete in posizione per un'ora.

Nella stazione di Timau l'operazione è stata svolta nelle prime ore del mattino, mentre nella stazione di Noiaris il campionamento è stato eseguito all'imbrunire. Ciò per il fatto che la deriva dei macroinvertebrati bentonici (drift) è caratterizzata da una ciclicità giornaliera con valori massimi notturni, la quale condiziona la predazione da parte dei Salmonidi (ELLIOTT, 1967; ALLAN, 1981; GERKING, 1994) che risulta pertanto più intensa all'alba ed al tramonto, periodi in cui la presenza di luce, seppure minima, aiuta la cattura. I campioni raccolti sono stati fissati in aldeide formica al 4% e successivamente analizzati e determinati in laboratorio.

I campionamenti ittici, condotti nelle stesse aree di raccolta dei macroinvertebrati bentonici, sono stati effettuati mediante uso di un elettroscandaglio a corrente continua pulsata e voltaggio modulabile (0,7–7 Ampère, 150–380 Volt), manovrato da personale dell'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia.

Ad ogni Salmonide catturato è stato associato un codice che ne consentisse il successivo riconoscimento.

to, quindi è stato identificato sistematicamente e ne è stato rilevato il peso e la lunghezza totale. La misura del peso è stata effettuata con una bilancia digitale con precisione di 1g, la lunghezza totale per mezzo di un ittiometro standard con precisione di 1 mm. Lo stomaco dei 126 Salmonidi analizzati è stato rimosso sul campo e posto in alcool al 70%, in un contenitore contrassegnato con il codice di identificazione dell'esemplare. In laboratorio gli stomaci sono stati dissezionati e ne è stato identificato il contenuto. Gli organismi rinvenuti sono stati determinati, separati per taxa e conservati in alcool al 70%.

Al fine di definire la biomassa dei macroinvertebrati bentonici rinvenuti nel drift e nei contenuti stomacali dei pesci, per ogni taxon si è proceduto alla misura della biomassa espressa come peso secco. I campioni sono stati posti in una stufa a 105 °C per ventiquattro ore, lasciati raffreddare per altre ventiquattro ore ed infine pesati per determinarne il peso secco. Tutte le pesate sono state eseguite per mezzo di una bilancia analitica con precisione di 0,1 mg.

Ad ogni Salmonide, infine, sono stati prelevati gli otoliti, più in particolare le sagitte, al fine di determinare l'età degli esemplari. Queste strutture, una volta pulite con acqua distillata, sono state osservate in trasparenza al microscopio ottico a luce riflessa.

L'esame della selettività alimentare, considerando gli organismi derivanti come prede disponibili, è stato effettuato con l'indice di Shorigin (1939), nella sua forma logaritmica per le categorie di prede più frequenti, ovvero quelle la cui frequenza è tale da rendere statisticamente valida l'analisi.

L'indice di Shorigin è definito come:

$$S = \log_{10}(F_s / F_d)$$

dove:

S= selettività;

$F_s$ = frequenza relativa di una preda nei contenuti stomacali;

$F_d$ = frequenza relativa di una preda nell'ambiente.

## RISULTATI

Nel mese di novembre 2000 nella stazione di Timau sono state catturate esclusivamente Trote fario, *Salmo (trutta) trutta*. Complessivamente sono stati analizzati 15 esemplari, dei quali 7 maschi (Tab. I). L'età degli stessi variava tra 2 e 5 anni. L'esemplare più piccolo presentava un peso di 34 g ed una lunghezza totale di 15,1 cm, mentre l'esemplare più grande raggiungeva 304 g e 30,3 cm.

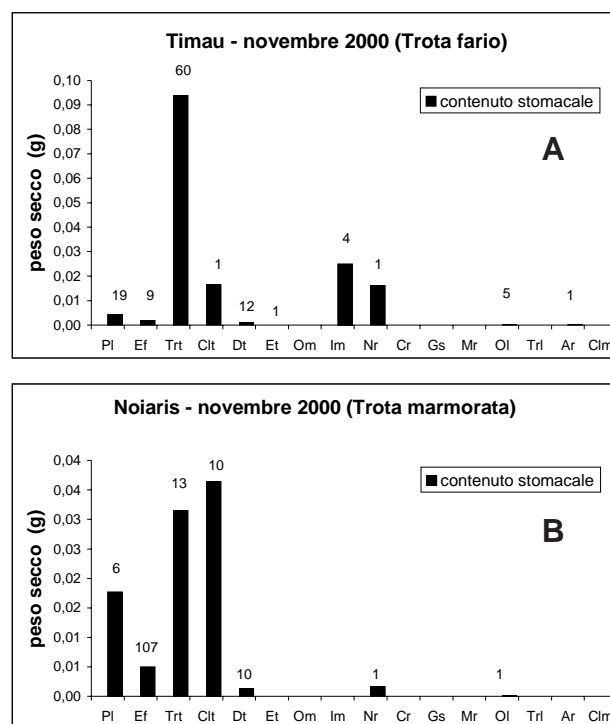
Soltanto una trota si presentava digiuna anche se, in generale, gli stomaci contenevano un totale di macroinvertebrati piuttosto scarso.

Per quanto concerne i valori del peso secco dei diversi taxa di macroinvertebrati bentonici rinvenuti

negli stomaci degli esemplari, i Tricotteri sono risultati costituire la componente alimentare più rappresentativa, in particolare le famiglie Glossosomatidae e Serico-stomatidae. Seguono gli Imenotteri, benché la loro numerosità non sia molto elevata, come pure quella dei Coleotteri e dei Neurotteri. L'ordine dei Plecotteri, rappresentato dal genere *Leuctra*, non raggiunge i 0,01 g ma è tra i taxon numericamente più abbondanti (Fig. 2A).

Nella stazione di Noiaris, sempre nel mese di novembre 2000, sono stati pescati 15 esemplari di *Salmo (trutta) marmoratus* con età comprese tra 2 e 4 anni. L'esemplare più piccolo presentava un peso di 55 g ed una lunghezza di 17,6 cm, mentre le dimensioni maggiori sono relative ad un maschio di 3 anni che raggiungeva 233 g e 27,8 cm (Tab. I).

Tra i macroinvertebrati bentonici rinvenuti negli stomaci, gli Efemerotteri appartenenti al genere *Baetis* sono risultati i più numerosi. Per quanto concerne i dati relativi al peso secco dei diversi taxa osservati, i Coleotteri, i Tricotteri ed i Plecotteri sono risultati i più rappresentativi. Non molto frequenti invece i Ditteri sia



**Fig. 2.** Peso secco e numero di esemplari di macroinvertebrati rinvenuti nei contenuti stomacali nel novembre 2000. Su ciascuna colonna è riportato il numero di esemplari.

PI= Plecotteri, Ef= Efemerotteri, Trt= Tricotteri, Clf= Coleotteri, Dt= Ditteri, Et= Eterotteri, Om= Omotteri, Im= Imenotteri, Nr= Neurotteri, Cr= Crostacei, Gs= Gasteropodi, Mr= Mermitidi, Ol= Oligocheti, Trl= Tricladi, Ar= Aracnidi, Clm= Collemboli.

**Tab. I.** Misure biometriche ed età degli esemplari analizzati

Staz.	Mese	Specie	n°	Peso min.	Peso max	Media	Lung. min	Lung. max	Media	Età	Sesso
Timau	11/2000	T. fario	15	34	304	136	15,1	30,3	22,6	2 - 5	8F - 7M
Noiaris	11/2000	T.marmorata	15	55	233	130	17,6	27,8	22,9	2 - 4	7F - 8M
Timau	5/2001	T. fario	16	68	171	111,7	18,2	25,9	21,8	2 - 4	7F - 9M
Noiaris	5/2001	T. marmorata	14	42	357	180,2	16,2	34,9	25,8	2 - 5	7F - 7M
Timau	7/2001	T. fario	15	47	199	104,2	17	26,8	21	2 - 4	7F - 8M
Noiaris	7/2001	T. marmorata	18	29	345	160	14,5	32,2	24,7	2 - 4	11F - 7M
Timau	9/2001	T. fario	16	19	136	58,2	12,3	23,3	17	2 - 4	7F - 9M
Noiaris	9/2001	T. marmorata	17	18	45	30,6	12	17,6	14,2	2 - 4	7F - 10M

F= femmine; M= maschi; n°= numero esemplari

per quanto riguarda il loro numero che il peso secco (Fig. 2B).

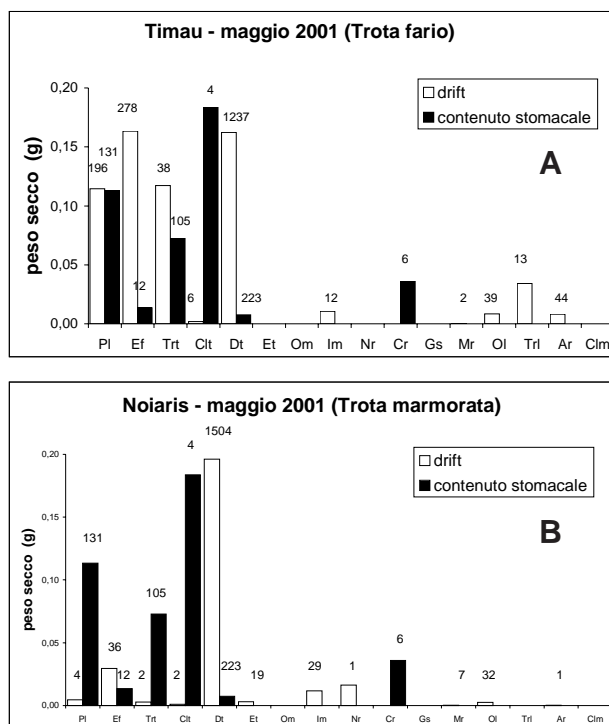
In questo mese non è stato possibile condurre i campionamenti di macroinvertebrati bentonici nel drift e quindi effettuare confronti con la presenza di questi organismi nel contenuto stomacale dei pesci.

Nel mese di maggio 2001 nella stazione di Timau sono stati catturati 16 esemplari di Trota fario, dei quali 9 maschi e 7 femmine. L'età delle trote era compresa tra 2 e 4 anni. L'esemplare di dimensioni maggiori pesava 171 g e presentava una lunghezza totale di 25,9 cm, mentre quello di dimensioni inferiori era un femmina di 68 g e 18,2 cm (Tab. I).

Negli stomaci delle Trote fario catturate il maggior contributo in peso secco è dato dai Coleotteri, dai Plecotteri e dai Tricotteri. In questi tre taxa si osservano, in figura 3A, dei valori in peso secco che risultano, in rapporto al numero di esemplari, diversi tra drift e contenuto stomacale; ciò è in relazione alle diverse famiglie, generi o stadi di sviluppo rinvenuti nei campioni. L'ordine dei Plecotteri, rappresentato dai generi *Nemoura*, *Isoperla*, *Leuctra* e *Capnia*, e quello dei Tricotteri, in particolare le famiglie Limnephilidae, Glososomatidae e Sericostomatidae, risultano i taxa numericamente più abbondanti. Nel contenuto stomacale di qualche esemplare sono stati rinvenuti Crostacei (Fig. 3A).

L'analisi dei macroinvertebrati bentonici presenti nel drift ha permesso di rilevare la prevalenza, sia in peso secco che in numero di individui, dei Ditteri ed in particolare di forme larvali della famiglia Chironomidae, seguite dalle forme pupali ed adulte della stessa famiglia che in questo periodo è in sfarfallamento. Elevato è inoltre il valore del peso secco degli Efemerotteri, tra i quali i generi numericamente più abbondanti sono *Baetis* ed *Ecdyonurus*. I Plecotteri, quali quelli appartenenti alle famiglie Nemouridae, Leuctridae e Perlodidae, sono numericamente più abbondanti

degli Efemerotteri ma il loro peso secco è prossimo a quello dei Tricotteri che sono invece poco numerosi. Presenti anche Oligocheti e Aracnidi terrestri caduti con molta probabilità accidentalmente in acqua (Fig. 3A). Nella tabella II sono riportati i dati relativi alla selettività di predazione calcolata mediante l'indice di Shorigin, i valori negativi indicano che nell'ambiente la frequenza del taxon preso in esame è maggiore rispetto alla frequenza registrata nei contenuti stomacali, il



**Fig. 3.** Peso secco e numero di esemplari di macroinvertebrati rinvenuti nel drift e nei contenuti stomacali nel maggio 2001. Per il significato delle abbreviazioni sulle ascisse si veda la figura 2. Su ciascuna colonna è riportato il numero di esemplari.



**Tab. II.** Selettività alimentare calcolata mediante l'indice di SHORIGIN (1939) in relazione ai gruppi predati con maggiore frequenza nel mese di maggio 2001

TIMAU		
T. fario	Taxa	selettività
<b>Plecotteri</b>	<i>Nemoura</i>	0,68
	<i>Protonemura</i>	0,38
	<i>Amphinemura</i>	0,21
<b>Efemerotteri</b>	<i>Ecdyonurus</i>	-0,08
	<i>Baetis</i>	-0,69
<b>Tricotteri</b>	Rhyacophilidae	-0,79
	Philopotamidae	0,59
	Sericostomatidae	0,92
	Beraeidae	0,89
	Limnephilidae	2,14
<b>Ditteri</b>	Dittero adulto	-0,74
	Chironomidae larva	-0,05
	Chironomidae pupa	-0,21
	Limoniidae larva	-0,56
	Empididae pupa	-0,01
NOIARIS		
T. marmorata	Taxa	selettività
<b>Efemerotteri</b>	<i>Baetis</i>	0,07
<b>Tricotteri</b>	Rhyacophilidae	0,53
	Beraeidae	1,13
<b>Ditteri</b>	Dittero adulto	-1,50
	Chironomidae larva	0,08
	Chironomidae pupa	-0,22

contrario nel caso di valori di selettività positiva. Per gli esemplari di Trota fario; si riscontra una selettività negativa per quanto concerne gli Efemerotteri, i Tricotteri della famiglia Rhyacophilidae ed i Ditteri.

Nella stazione di Noiaris, sono stati pescati 14 esemplari di Trota marmorata, 7 dei quali maschi. L'età variava tra 2 e 5 anni; l'esemplare di maggiori dimensioni pesava 357 g ed aveva lunghezza totale pari a 34,9 cm, in quello più piccolo il peso era di 42 g e la lunghezza di 16,5 cm (Tab. I). Nei contenuti stomacali di questi esemplari l'ordine dei Ditteri è numericamente quello più cospicuo, benché basso sia il peso secco registrato, contrariamente a quanto osservato per i Coleotteri. I Plecotteri ed i Tricotteri, questi ultimi rappresentati dalle famiglie Limnephilidae, Glossosomatidae e Beraeidae, rappresentano sia in peso secco che in numero una componente importante della dieta (Fig. 3B).

Nel campione di drift della stessa stazione, molto numerosi sono i Ditteri nelle forme adulte, larvali e pupali di Chironomidi, i quali registrano anche il più elevato valore in peso secco. Gli Efemerotteri, del genere *Baetis*, sono il secondo taxon in termini di abbondanza, mentre i Plecotteri sono rappresentati esclusivamente dai generi *Leuctra* e *Capnia*. Anche i Tricotteri sono rari (Fig. 3B). In tabella II si può osservare che i valori di selettività negativa si riferiscono, per la Trota marmorata, ai Ditteri adulti ed alle pupe di Chironomidi.

Nel mese di luglio, per quanto concerne i campionamenti ittici, nella stazione di Timau sono stati catturati 15 esemplari di Trota fario di cui 7 femmine. L'età variava tra 2 e 4 anni, mentre peso e lunghezza totale erano rispettivamente compresi tra 47 e 199 g e tra 17 e 26,8 cm (Tab. I).

Dall'analisi dei contenuti stomacali numeroso è risultato l'ordine degli Efemerotteri rappresentato soprattutto dal genere *Baetis*, il cui contributo in peso secco è tuttavia modesto. Segue l'ordine dei Tricotteri costituito da un alto numero di famiglie con e senza fodero, che registra il valore in peso secco più elevato. Seguono in numero i Ditteri, presenti in maggior parte con forme adulte e larvali della famiglia Chironomidae, gli Imenotteri ed i Plecotteri (Fig. 4A).

Nel campione di drift, relativo alla stessa stazione, prevalgono, per quanto concerne i valori del peso secco, gli Efemerotteri del genere *Baetis*, quindi i Plecotteri, rappresentati dai generi *Protonemura*, *Iso-perla* e *Leuctra*. I Ditteri, in particolare le forme larvali della famiglia Chironomidae, sono invece il taxon numericamente più abbondante. I Coleotteri compaiono sporadicamente nelle forme adulte e rari, ma presenti, sono gli Aracnidi (Fig. 4A).

In tabella III i valori di selettività, riferiti alla predazione della Trota fario sugli organismi di drift, riportano valori negativi per i Plecotteri, i Coleotteri e le larve di Ditteri Chironomidi.

Sempre in luglio nella stazione di Noiaris sono stati catturati 18 esemplari di *Salmo (trutta) marmoratus*, la cui età variava tra 2 e 4 anni, il peso era compreso tra 29 e 345 g e la lunghezza totale tra 14,5 e 32,2 cm (Tab. I).

Nel contenuto stomacale, gli Efemerotteri, del genere *Baetis*, ed i Ditteri, con le famiglie Simuliidae, Chironomidae ed Empididae, sono i taxa numericamente più cospicui. Per quanto invece concerne il peso secco, i Gasteropodi appartenenti ai generi *Valvata* e *Lymnaea*, ed i Tricotteri registrano i valori più elevati. (Fig. 4B).

Nel campione di drift della stazione prevalgono i Ditteri adulti e le larve e le pupe della famiglia Chironomidae. Seguono gli Oligocheti e gli Efemerotteri, que-

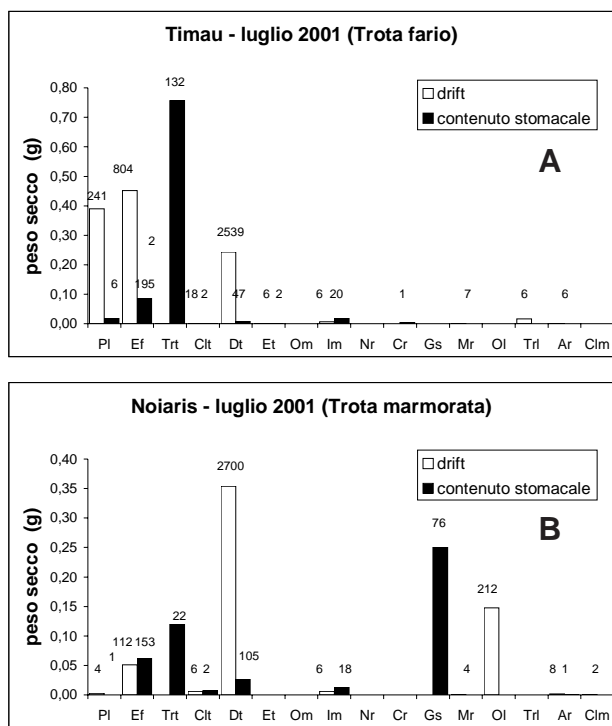


Fig. 4. Peso secco e numero di esemplari di macroinvertebrati rinvenuti nel drift e nei contenuti stomacali nel luglio 2001. Su ciascuna colonna è riportato il numero di esemplari. Per il significato delle abbreviazioni sulle ascisse si veda la figura 2.

sti ultimi più frequenti rispetto alla precedente stagione e rappresentati principalmente dal genere *Baetis*. I Plecotteri sono molto rari, ed assenti i Tricotteri (Fig. 4B).

Per quanto concerne i valori di selettività questi riportano valori negativi per i Ditteri adulti e le forme larvali e pupali di Chironomidi (Tab. III).

Infine, in settembre nella stazione di Timau sono stati catturati 16 esemplari di *Salmo (trutta) trutta*, di cui 9 di sesso maschile. L'età variava da 2 a 4 anni. L'esemplare di maggiori dimensioni presentava un peso di 136 g ed una lunghezza totale pari a 23,3 cm, l'esemplare più piccolo invece pesava 19 g e raggiungeva 12,3 cm di lunghezza (Tab. I).

Per quanto concerne i macroinvertebrati bentonici rinvenuti negli stomaci degli esemplari analizzati, più numerosi sono risultati i Ditteri, i Plecotteri, gli Efemerotteri ed i Tricotteri. Gli Efemerotteri sono rappresentati dal genere *Baetis*, i Tricotteri dalla famiglia Glossosomatidae, i Plecotteri dal genere *Leuctra* ed infine i Ditteri da forme larvali appartenenti alle famiglie Simuliidae e Chironomidae. (Fig. 5A).

Nel campione di drift della stazione di Timau, relativo allo stesso mese, prevalgono i Ditteri con le forme larvali della famiglia Chironomidae, mentre le forme

Tab. III. Selettività alimentare calcolata mediante l'indice di SHORIGIN (1939) in relazione ai gruppi predati con maggiore frequenza nel mese di luglio 2001

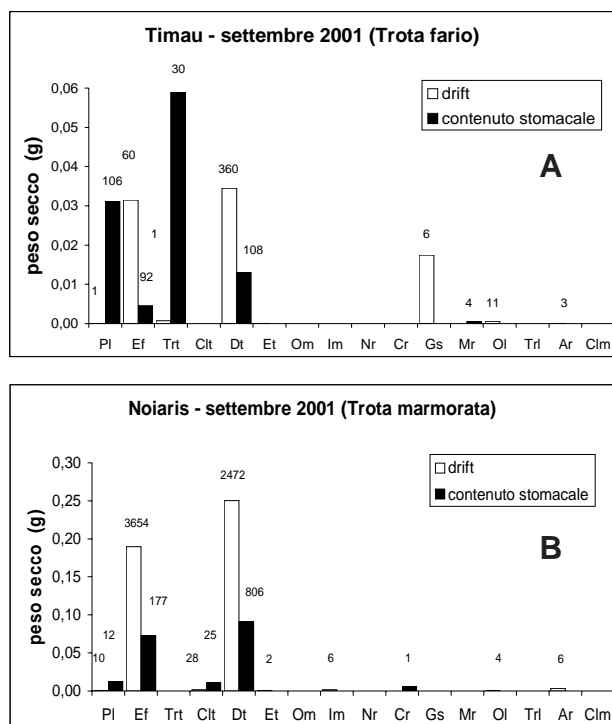
TIMAU		
T. fario	Taxa	selettività
<b>Plecotteri</b>	<i>Isoperla</i>	-0,45
	<i>Leuctra</i>	-0,35
	<i>Protonemura</i>	-1,21
<b>Efemerotteri</b>	Efemerottero adulto	1,65
	<i>Rhithrogena</i>	0,28
	<i>Baetis</i>	0,31
<b>Coleotteri</b>	Dryopidae	-0,05
<b>Ditteri</b>	Dittero adulto	0,01
	Blephariceridae larva	0,65
	Simuliidae larva	0,12
	Chironomidae larva	-1,26
	Psychodidae larva	0,95
	Empididae larva	1,13
<b>Imenotteri</b>	Imenottero adulto	1,17
<b>Eterotteri</b>	<i>Velia</i>	0,17

NOIARIS		
T. marmorata	Taxa	selettività
<b>Efemerotteri</b>	Efemerottero adulto	1,30
	<i>Baetis</i>	0,94
<b>Ditteri</b>	Dittero adulto	-1,36
	Simuliidae larva	0,78
	Simuliidae pupa	0,78
	Chironomidae larva	-1,32
	Chironomidae pupa	-1,71
	Empididae larva	0,96
<b>Imenotteri</b>	Formicidae	1,78
	Imenottero adulto	0,78
<b>Aracnidi</b>	Ipsodidae	0,004

adulte sono pressappoco dimezzate di numero rispetto agli altri campionamenti. Quindi seguono gli Efemerotteri, rappresentati dal genere *Baetis*, ed i Gasteropodi del genere *Valvata* (Fig. 5A). Gli Efemerotteri registrano un valore in peso secco nel drift superiore rispetto a quello osservato nei contenuti stomacali, pur essendo presenti in numero inferiore a causa della diversa dimensione degli esemplari osservati nei due campioni.

Anche in questo caso i valori di selettività nella predazione della Trota fario risultano negativi per i Ditteri e più in particolare per le forme larvali e le pupe





**Fig. 5.** Peso secco e numero di esemplari di macroinvertebrati rinvenuti nel drift e nei contenuti stomacali nel settembre 2001. Su ciascuna colonna è riportato il numero di esemplari. Per il significato delle abbreviazioni sulle ascisse si veda la figura 2.

di Chironomidi (Tab. IV).

Sempre nello stesso mese, nella stazione di Noiaris sono state pescate 17 trote marmorate, di cui 7 di sesso femminile. Gli esemplari presentavano età comprese tra 2 e 4 anni, il peso variava tra 18 e 45 g, mentre la lunghezza totale tra 12 e 17,6 cm (Tab. I).

La dieta degli esemplari è risultata costituita prevalentemente da Ditteri, in particolare larve della famiglia Chironomidae e pupae delle famiglie Simuliidae e Psychodidae. Frequenti nella dieta anche gli Efemerotteri appartenenti ai generi *Baetis*, *Ephemerella* e *Rhitrogena*. Presenti Coleotteri e Plecotteri, questi ultimi rappresentati soprattutto dalla famiglia Nemouridae (Fig. 5B). Per i Coleotteri si registra un peso secco superiore nei contenuti stomacali rispetto a quello registrato nel drift, benché il numero di esemplari analizzati sia inferiore, anche in questo caso ciò è legato alla differente numerosità nei due campioni dei diversi stadi di sviluppo degli organismi.

Nel campione di drift di Noiaris i Ditteri sono il taxon che registra il maggior valore in peso secco, mentre gli Efemerotteri risultano l'ordine numericamente più frequente. Presenti Emitteri ed Aracnidi, probabilmente per le piogge che hanno preceduto il campionamento e che hanno trascinato questi esem-

**Tab. IV.** Selettività alimentare calcolata mediante l'indice di SHORIGIN (1939) in relazione ai gruppi predati con maggiore frequenza nel mese di settembre 2001

TIMAU		
T. fario	Taxa	selettività
<b>Plecotteri</b>	<i>Leuctra</i>	1,63
<b>Efemerotteri</b>	<i>Baetis</i>	0,30
<b>Tricotteri</b>	Glossosomatidae	1,50
<b>Ditteri</b>	Simuliidae larva	1,35
	Chironomidae larva	-0,56
	Chironomidae pupa	-1,39
NOIARIS		
T. marmorata	Taxa	selettività
<b>Plecotteri</b>	<i>Leuctra</i>	0,68
<b>Efemerotteri</b>	Efemerottero adulto	0,24
	<i>Baetis</i>	-0,56
<b>Coleotteri</b>	Dytiscidae larva	0,70
<b>Ditteri</b>	Dittero adulto	-0,40
	Simuliidae larva	0,27
	Simuliidae pupa	1,39
	Chironomidae larva	0,98
	Chironomidae pupa	-0,27
	Psychodidae larva	-0,04
	Psychodidae pupa	1,18
	Tipulidae larva	0,48
	Empididae larva	0,77
	Empididae pupa	1,41

plari nel torrente (Fig. 5B).

Selettività negativa è stata osservata nella predazione degli Efemerotteri del genere *Baetis*, per i Ditteri adulti e per le pupae di Chironomidi e le forme larvali della famiglia Psychodidae (Tab. IV).

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nel corso di questo studio i macroinvertebrati bentonici rinvenuti nel drift sono risultati in tutti i campionamenti numerosi e con un alto livello di diversità in entrambe le stazioni. I campioni hanno denunciato una diversa composizione in taxa, dovuta anche alla diversa propensione degli stessi a subire il trasporto verso valle, nonché all'avvicendamento dei periodi di sfarfallamento e, quindi, di abbandono dell'ambiente acquatico.

Dall'analisi del contenuto stomacale dei Salmonidi presenti sono state rilevate differenze e similitudini nella dieta delle due semispecie.

Più in particolare, nella dieta della Trota fario una componente numericamente frequente in tutte le sta-

gioni è rappresentata dai Tricotteri i quali, al contrario, non risultano tra le prede preferenziali della Trota marmorata, benché il loro peso secco sia in alcuni campioni elevato. I Tricotteri sono stati rinvenuti raramente nel drift poiché non mostrano una grande attitudine alla deriva ed il retino di Surber non è risultato adatto al campionamento: i Tricotteri accidentalmente caduti nel retino, possono infatti arrampicarsi sulle maglie della rete, vincere la corrente ed uscire dall'imboccatura. Gli esemplari catturati appartenevano soprattutto alla famiglia Rhyacophilidae, che dimostra una scarsa attitudine alla deriva accidentale poiché gli esemplari non sono buoni nuotatori (MORETTI, 1983). Con probabilità gli esemplari di questa famiglia, vengono strappati dalla corrente quando si trovano sulla superficie di pietre sommerse. La predazione quindi a carico di questi organismi è collegabile alla loro presenza sul fondo piuttosto che nel drift.

Frequenti in numero nei contenuti stomacali della Trota fario sono poi risultati i Plecotteri e gli Efemerotteri. Di questi il genere *Rhithrogena*, presente in entrambe le stazioni, mostra nella stazione di Timau il suo massimo di deriva nel mese di luglio in corrispondenza del periodo di emersione degli adulti. Con molta probabilità l'attitudine alla deriva del genere è maggiore nel periodo di sfarfallamento. Trattandosi di un Heptageniidae, è un macroinvertebrato che ha un'elevata resistenza alla corrente per cui la deriva, come riportato da BELFIORE (1983), è accidentale e legata al momento dell'emersione. Gli Efemerotteri del genere *Baetis* hanno un massimo di frequenza nel drift nel mese di luglio, in periodo di sfarfallamento, anche se la propensione alla deriva fa sì che gli esemplari siano presenti in tutte le stagioni. La deriva di *Baetis* è dunque sia accidentale che comportamentale.

Nella dieta della Trota marmorata, in tutti i campionamenti ad eccezione del mese di novembre, elevato è risultato invece il numero di Ditteri, soprattutto della famiglia Chironomidae. La particolare abbondanza di Ditteri adulti fra gli organismi di deriva è attribuibile al loro trascinarsi accidentale, da parte della corrente, nella fase di deposizione delle uova in ambiente acquatico. Questa tesi è supportata dal fatto che non si osserva un numero elevato di pupe nel drift, come sarebbe da attendersi qualora la cattura da parte della corrente avvenisse nella fase di risalita e sfarfallamento. Gli individui della famiglia Chironomidae, per esempio, sono soliti risalire alla superficie per lo sfarfallamento nuotando ed utilizzando l'esuvia come base per spiccare il volo. In questo caso, quindi, i Ditteri adulti devono essere considerati come organismi derivanti comportamentali, non volontari; apparirebbero dunque alla categoria dell'*adult drift* secondo la definizione di RADER (1997). L'elevata frequenza di Ditteri nei

contenuti stomacali delle trote, benché queste tendenzialmente predino in modo più selettivo nei confronti di organismi di grandi dimensioni poiché più facilmente localizzabili, è legata all'elevata numerosità di questo ordine nel drift; sovente, infatti, si osservano per i Ditteri, sia nella Trota fario che nella Trota marmorata valori negativi di selettività.

Nei contenuti stomacali della Trota marmorata pure frequenti sono risultati gli Efemerotteri, osservati in tutti i campionamenti e sempre presenti in numero consistente con l'unica eccezione del mese di maggio. A Noiaris il massimo numero di esemplari nel drift è stato registrato nel mese di settembre.

Esclusivamente negli esemplari di Trota marmorata è stata rilevata la presenza di Gasteropodi.

Nell'analisi dei diversi taxa presenti nel drift e nei contenuti stomacali ed anche nell'analisi dei valori di selettività registrati nella predazione della Trota fario e della Trota marmorata, bisogna tuttavia ricordare la difficoltà di ottenere nel campionamento di drift campioni che rappresentino in modo oggettivo la composizione in taxa degli organismi di deriva. La rete da drift opera infatti una selezione negativa nei confronti degli organismi che sono in grado di spostarsi contro corrente sottraendosi così alla cattura.

In entrambe le stazioni, nei Salmonidi analizzati non sono stati riscontrati casi di ittiofagia. Rappresentando quindi gli invertebrati l'unica componente alimentare, si può ritenere che la disponibilità di questi ultimi possa rappresentare un elemento determinante per la valutazione della capacità di sostentamento della Trota fario e della Trota marmorata in torrenti quali quello studiato.

Sia per la Trota fario che per la Trota marmorata non sono state evidenziate differenze significative nella composizione della dieta e nel numero di prede in relazione alla taglia ed all'età degli esemplari.

Bisogna tuttavia sottolineare che, principalmente a causa del ridotto numero di esemplari analizzati, condizionato dal piano di ripopolamento della Trota marmorata in atto nel torrente, i dati fin qui ottenuti, pur risultando interessanti, richiedono ulteriori approfondimenti e verifiche. La ricerca, tuttora in corso, prevede campionamenti qualitativi e quantitativi della fauna strettamente bentonica; i dati verranno messi in relazione con lo spettro alimentare di questi Salmonidi, al fine di accertare l'effettiva propensione alla predazione sugli organismi di deriva.

#### Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia per aver fornito i mezzi ed il personale qualificato a condurre i campionamenti ittici. Un ringraziamento inoltre al dott. Moro per i preziosi consigli forniti.

## BIBLIOGRAFIA

- ALLAN J.D., 1981. Determinants of diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**: 184-192.
- BELFIORE C., 1983. Efemeroteri (Ephemeroptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, C.N.R. AQ/1/201, **24**, 63 pp.
- ELLIOTT J.M., 1967. The food of trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream. *J. Appl. Ecol.*, **4**: 59-71.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 616 pp.
- GERKING S.D., 1994. *Feeding Ecology of Fish*. Academic Press, Inc, San Diego, California, 385 pp.
- MORETTI G.P., 1983. Tricotteri (Trichoptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, C.N.R. AQ/1/196, **19**, 149 pp.
- MORGAN B., MORO G.A., PIZZUL E., SPECCHI M., in stampa. Macroinvertebrati ed alimentazione della Trota fario nel torrente Aupa (Alpi Carniche, Friuli-Venezia Giulia). In: Atti VIII Conv. A.I.I.A.D. Codroipo (Udine), giugno 2000. Quaderni Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, **30**.
- MORO G.A., PIZZUL E., VANZO S., SPECCHI M., 1998. Studio sulle comunità macrozoobentoniche ed ittiche del torrente But (bacino del Tagliamento, Friuli Venezia Giulia). *Quaderni Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia*, **27**: 37-60.
- RADER R.B., 1997. A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to Salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**(6): 1211-1234.
- SHORIGIN A.A., 1939. Food and food preference in some Gobiidae of the Caspian Sea. *Zool. Zh.*, **18**: 27-53.
- Vanzo S., Specchi M., Pizzul E., 1998. Studio sulle comunità ittiche del bacino dell'Alto Tagliamento (Nord-Est Italia). *Quaderni Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia*, **27**: 1-13.



# Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani

Paolo Andreani<sup>1\*</sup>, Fiammetta Santucci<sup>2</sup>, Giuseppe Nascetti<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi della Tuscia, Via S.C. de Lellis - 01100 Viterbo

<sup>2</sup> Smithsonian Tropical Research Institute. APO 2072 Aucon, Balboa, Panama, Republic of Panama

\* Autore referente per la corrispondenza: fax 0761 357123; e-mail andreani@unitus.it

Pervenuto il 15.4.2002; accettato l'8.9.2002

## Riassunto

Lo studio si propone di verificare le capacità bioindicatrici delle due specie di rane verdi (*Rana lessonae* e *Rana esculenta*) appartenenti al complesso *Rana esculenta* negli ambienti fluviali italiani. Tali capacità, avvalorate da varie evidenze sperimentali, trovano riscontro nella risposta fornita da popolazioni di anfibi alle variazioni della qualità degli ambienti colonizzati. In particolare, per le due specie di rane verdi, si evidenzia come in habitat integri prevalga *R. lessonae*, in quelli disturbati compete meglio *R. esculenta* grazie al vantaggio eterotico derivante dalla sua origine ibrida. L'elevato grado di eterozigosi fornisce a *R. esculenta* una più ampia capacità di risposta alle variazioni dei parametri ecologici.

Le frequenze relative delle due specie sono state messe a confronto con le risposte di indici biotici e di naturalità ambientale (I.B.E., BMWP' e I.F.F.) in quattro transetti: Oasi di Punte Alberete (RA), Riserva Naturale del Lago di Penne (PE), Tenuta Presidenziale di Castelporziano (RM), Riserva Naturale Orientata Bosco Pantano di Policoro (MT).

I risultati mostrano come ad una buona qualità delle acque e ad una elevata funzionalità fluviale corrispondano una dominanza di *R. lessonae* e viceversa.

Le capacità bioindicatrici delle rane verdi del complesso *Rana esculenta* sembrano confermate e, grazie alle loro caratteristiche complementari alla comunità dei macroinvertebrati, dovrebbero permettere di valutare il disturbo antropico anche in habitat ove non sono applicabili gli indici biotici maggiormente usati: i tratti potamali dei fiumi, i laghi, gli stagni e gli ambienti di transizione.

PAROLE CHIAVE: complesso *Rana esculenta* / bioindicatori / specie ibride / eterozigosi / competizione.

## Abstract

### Frogs of *Rana esculenta* complex as Italian river quality bioindicators

In this paper we tested as bioindicators two species of pond frogs belonging to the *Rana esculenta* complex. Their value as bioindicators, confirmed by several studies, is based on the particular physiological and ecological adaptations of amphibians, which are generally highly sensitive to the presence of pollutants. In particular the two species of pond frogs considered here respond differently to variations of environmental parameters: *Rana lessonae* prevails in natural habitats, while the hybrid species *Rana esculenta* competes better in polluted habitats. The latter prevails in polluted habitats thanks to the heterotic advantage deriving by its hybrid origin: the high level of heterozygosity seems to confer to this species the ability to respond to a wider spectrum of environmental parameters.

The relative frequencies of these two species were compared with biotic indexes and indexes of environmental integrity in four areas: Oasi di Punte Alberete (RA), Riserva Naturale del Lago di Penne (PE); Tenuta Presidenziale di Castelporziano (RM), Riserva Naturale Orientata Bosco Pantano di Policoro (MT).

Our results show a prevalence of *R. lessonae* in natural habitats and viceversa.

The importance as bioindicators of the pond frogs belonging to the *Rana esculenta* complex appears to be confirmed, and thanks to their characteristics complementary to the macrobenthos community, their relative frequencies should prove useful in evaluating the anthropic pollution in habitats where it is not possible to use the biotic indexes most widely used: river ponds, lakes, marshes, and transitional habitats.

KEY WORDS: *Rana esculenta* complex / bioindicators / hybrid species / heterozygosity / competition

## INTRODUZIONE

L'uso dei bioindicatori, oramai sancito anche nella normativa nazionale ed internazionale, si basa sulle caratteristiche intrinseche delle specie indicatrici. Tra gli organismi scelti come indicatori gli anfibi rivestono un ruolo di rilievo, rafforzato dall'ampio utilizzo che essi hanno anche in ambiti di analisi diversi: ecotossicologico, biomolecolare, istologico, fisiologico, ecc.

Le caratteristiche che esaltano la capacità bioindicatrice degli anfibi sono diverse: citiamo ad esempio la sensibilità nei confronti di fenomeni di bioaccumulo (BURY, 1988; VITT *et al.*, 1990; DUNSON *et al.*, 1992; WALLAS *et al.*, 1992; COHN, 1994; NCER, 1998) o in risposta agli impatti antropici responsabili del declino generalizzato delle popolazioni (BARINAGA, 1990; WAKE, 1991; HALL e HENRY, 1992).

Tra le diverse linee di ricerca numerose sono quelle che hanno considerato specificatamente gli anuri, per evidenziare la sensibilità all'inquinamento da metalli pesanti (LEFCORT *et al.*, 1998; LEONTYEVA *et al.*, 1997), da sostanze azotate (OLDHAM *et al.*, 1997) e da pesticidi (SCHUYTEMA *et al.*, 1991, 1993).

In modo particolare, le rane del complesso *Rana esculenta* sono state utilizzate come biosensori (KISELEVA, 1997) o come indicatori, correlando i cambiamenti nella loro distribuzione geografica con la presenza di stress antropici (CHUBINISHVILI, 1998a), di specifiche sostanze chimiche (MISYURA *et al.*, 1996; TOKTAMYSOVA e KAIDAULOVA, 1996; CHUBINISHVILI, 1998b) o di isotopi radioattivi (CHERNYSHOVA e STAROSTIN, 1994).

Nel campo della bioindicazione un ruolo di un certo interesse lo rivestono quindi le specie appartenenti al complesso *Rana esculenta*, geneticamente affini tra loro ma con evidenti elementi discriminanti (il genotipo eterozigote di *R. esculenta* ai loci differenziati tra *R. lessonae* e *Rana ridibunda*). La specie ibrida *R. esculenta* si origina dall'incrocio tra i due parentali *R. ridibunda* e *R. lessonae* ed, essendo autosterile, riesce a riprodursi solo sfruttando dal punto di vista sessuale la specie parentale con la quale convive. Il particolare meccanismo che permette la formazione di *R. esculenta* viene definito ibridogenesi (HOTZ *et al.*, 1992.)

Questa caratteristica ha fatto sì che tali specie siano state oggetto di numerosi studi scientifici di natura molto diversa, come l'analisi del meccanismo di esclusione del genoma parentale sintopico da parte di *R. esculenta* (GUERRINI *et al.*, 1997), la riduzione della diversità genomica in aree contaminate da radiazioni (VINOGRADOV e CHUBINISHVILI, 1999) o l'influenza del maggiore grado di eterosi del genoma ibrido sulla capacità di adattamento (TUNNER e NOPP, 1979).

In particolare, diversi sono i lavori che prendono in considerazione la capacità di adattamento delle larve

delle specie parentali *R. lessonae* e *R. ridibunda*, e dell'ibrido *R. esculenta*. In questi studi si evidenzia il fenomeno della competizione asimmetrica che permette a *R. esculenta* di prevalere in presenza di parametri ambientali mutevoli, in contrasto con la migliore capacità adattativa delle specie parentali in condizioni di sviluppo stabili (SEMLITSCH e REYER, 1992; HOTZ *et al.*, 1993; SEMMLITSCH, 1993a, 1993b; SEMMLITSCH *et al.*, 1993; FIORAMONTI *et al.*, 1997; RIST *et al.*, 1997; SEMMLITSCH *et al.*, 1997; HOTZ *et al.*, 1999; PLENET *et al.*, 2000).

La maggiore capacità competitiva mostrata dalle specie ibride in determinate condizioni ambientali, rispetto alle specie parentali, è stata ampiamente studiata e viene riassunta dalla teoria del vantaggio eterotico. Questa ipotizza l'esistenza di una stretta correlazione tra tale capacità e l'elevato grado di eterozigosi presente nelle specie ibride (BULLINI, 1985). Tale caratteristica genetica fornirebbe un più ampio spettro di adattamenti fisiologici ad ambienti con parametri ecologici mutevoli. Vari autori, confrontando coppie di specie affini ma con valori di variabilità genetica differenti, osservano come la maggiore capacità competitiva in ambienti con un'ampia oscillazione dei fattori di disturbo venga proprio influenzata da un alto valore di eterozigosi (UZZEL e DAREWSKY, 1973, 1975; NEVO, 1976; NASCETTI e BULLINI, 1980; LAVIE e NEVO, 1986; NEWMAN, 1988; BULLINI e NASCETTI, 1990; MCALPINE, 1993).

Sulla base di questa teoria e per identificare i fattori ambientali che influenzano la distribuzione delle specie del complesso *Rana esculenta*, nel presente lavoro la percentuale delle due specie *R. lessonae* e *R. esculenta* è stata comparata con le risultanze di indici biotici e di naturalità ambientale.

La necessità di avere questi parametri di riscontro, pur costruiti su dati di origine differenti, nasce dall'evidenza che le rane sono selezionate sia dalla qualità delle acque, poiché la mortalità differenziale dovrebbe avvenire soprattutto nella fase larvale trascorsa interamente in acqua, sia dall'integrità dell'ambiente terrestre, poiché gli adulti trascorrono parte della loro vita fuori dall'acqua.

## MATERIALI E METODI

### Le stazioni di campionamento

Le rilevazioni effettuate nell'ambito di questo lavoro riguardano alcune località dell'Italia peninsulare (Fig. 1) caratterizzate dall'essere diverse dal punto di vista geografico ed ecologico, al fine di saggiare le risposte delle due specie di rane in condizioni il più possibile differenziate.

Sono stati analizzati transetti nelle seguenti aree:





**Fig. 1.** Distribuzione geografica delle aree investigate (1 = Oasi di Punte Alberete; 2 = Bacino idrografico del Lago di Penne; 3 = Tenuta Presidenziale di Castelporziano; 4 = Oasi del Bosco Pantano di Policoro).

l'Oasi di Punte Alberete (RA) e le aree circostanti; il territorio del bacino idrografico del Fiume Tavo e del Torrente Gallero e la Riserva Naturale del Lago di Penne (PE); la Tenuta Presidenziale di Castelporziano (RM) e la Riserva Naturale Orientata Bosco Pantano di Policoro con gli immediati dintorni (MT).

La distribuzione delle stazioni è stata effettuata in modo da ottenere dei transetti ecologicamente differenziati all'interno delle singole aree considerate.

I vari siti di indagine differiscono anche per l'estensione dell'area investigata: dalle varie decine di chilometri per quello in Abruzzo, alle poche centinaia di metri per quello in provincia di Ravenna.

### Distribuzione delle stazioni

L'Oasi di Punte Alberete, sita sulla costa adriatica in provincia di Ravenna, è costituita da una foresta planiziale percorsa da un fitto reticolo di canali oramai naturalizzati ricchi di vegetazione che permette un sensibile abbattimento della sostanza organica. L'area protetta è circondata da una zona dove si svolge attività agricola intensiva; l'oasi e i suoi dintorni sono stati studiati con cinque siti di monitoraggio.

Nei bacini idrografici del Fiume Tavo e del Torrente Gallero e all'interno dell'Oasi del Lago di Penne (pro-

vincia di Pescara) sono state considerate dieci stazioni di campionamento. L'intero bacino idrografico è caratterizzato dalla presenza di uno stress antropico crescente da monte a valle. L'inquinamento presente nell'area è prevalentemente di tipo agricolo-zootecnico, anche se non mancano insediamenti urbani. In otto stazioni di rilevamento è stato possibile utilizzare tutti gli indici; altre due sono state considerate con gli indicatori non riferiti alle rane verdi.

All'interno della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (RM), dichiarata riserva naturale fin dal secondo dopoguerra, sono stati scelti quattro siti di studio: due delle stazioni di campionamento sono poste in pozze perenni situate nella zona di riserva integrale e in un'area a stress antropico medio (taglio boschi, pascolo brado, viabilità interna). Gli altri due siti di studio sono stati individuati in altrettanti corsi d'acqua che attraversano coltivazioni semi intensive di cereali.

L'area della Riserva Naturale Orientata Bosco Pantano di Policoro (MT) è stata studiata attraverso cinque stazioni di rilevamento. Anche in questo caso la zona a più alta naturalità è caratterizzata da un bosco planiziale litoraneo percorso da canali artificiali in parte rinaturalizzati. L'acqua defluisce all'interno della riserva entrando da una zona utilizzata per l'agricoltura intensiva dove sono state poste tre stazioni, e ne fuoriesce dopo aver attraversato la parte più interna dell'area protetta, studiata con due siti di rilevamento.

### Il complesso *Rana esculenta*

Le rane verdi presenti in Italia sono rappresentate da due delle specie che compongono il complesso *Rana esculenta*: *R. lessonae* e *R. esculenta*, (SANTUCCI *et al.*, 1996; SANTUCCI *et al.*, 2000).

Il metodo analitico che ha permesso il riconoscimento tra le due specie è stato l'analisi elettroforetica dei sistemi gene-enzima. Tale strumento di indagine, come confermato da PAGANO e JOLY (1998), è l'unico che consenta un'attribuzione certa degli individui all'una o all'altra specie.

Nel complesso sono stati analizzati circa 1100 individui, la cattura è stata effettuata a mano o con l'ausilio di un retino principalmente nelle ore notturne; gli individui catturati sono stati rilasciati dopo avere prelevato da ognuno di essi, previa anestesia, porzioni di falange del secondo dito dell'arto posteriore. I campioni sono stati conservati a - 80 °C sino al momento delle analisi elettroforetiche.

Il riconoscimento degli individui di rana verde è stato condotto attraverso lo studio dei loci genici diagnostici, mediante elettroforesi dei sistemi gene-enzima su gel d'amido.

Per la nomenclatura dei loci e degli alleli sono stati adottati i seguenti criteri:

- gli isozimi (enzimi codificati da loci diversi, ma che presentano stessa funzione enzimatica) sono stati numerati in ordine di mobilità decrescente a partire da quello più anodico (per esempio *Ldh-1*, *Ldh-2*, ecc.);
- gli allozimi (forme enzimatiche prodotte dagli alleli di ciascun locus) sono stati invece indicati con un numero che esprime la loro mobilità in mm (per esempio *Ldh-1*<sup>100</sup>, *Ldh-1*<sup>106</sup>, ecc.). Il valore 100 è stato attribuito all'allele più frequente nella popolazione di *R. lessonae* di Morozzo, Piemonte (regione tipica di *R. lessonae*), presa come riferimento (alleli > 100 = mobilità maggiore, alleli < 100 = mobilità minore) (SANTUCCI, 1993).

I loci analizzati geneticamente sono i seguenti: *G3pdh*, *Ldh-1*, *6Pgdh*, *Pep-2*, *Pgi-2*. Tali loci (UZZELL e BERGER 1975) sono differenziati nelle specie parentali di *R. esculenta*, *R. lessonae* e *R. ridibunda* e sono stati usati su vasta scala per il riconoscimento di queste tre specie (BERGER, 1983; SEMLITSCH *et al.*, 1996, SEMLITSCH *et al.*, 1997, PAGANO *et al.*, 1997).

Sulla base del genotipo ai loci diagnostici tutti gli individui saggiati sono stati attribuiti a *R. lessonae* o a *R. esculenta*.

La qualità delle acque è stata definita attraverso lo studio dei macroinvertebrati delle acque dolci, analizzati secondo le disposizioni date dalle metodiche di applicazione dell'I.B.E. (GHETTI, 1997) e del BMWP' (ALBA TERCEDOR e SANCHEZ-ORTEGA, 1988).

Inoltre è stato utilizzato l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) (SILIGARDI *et al.*, 2000) per verificare se un disturbo ambientale generalizzato possa essere responsabile della variazione della frequenza relativa delle rane verdi. L'indice I.F.F. è stato applicato e calcolato attraverso l'apposita scheda di rilevamento (SILIGARDI *et al.*, 2000).

## RISULTATI

I risultati che illustrano le frequenze relative delle due specie di rane verdi, e i valori dei diversi indici sono riassunti nella tabella I. Le stazioni di monitoraggio sono ordinate come di seguito descritto: nei transesti dell'Oasi di Punta Alberete, della Tenuta Presidenziale di Castel Porziano e dell'Oasi del Bosco Pantano di Policoro, da quelle caratterizzate da un sensibile stress antropico a quelle poste nelle zone più interne delle diverse aree protette; per quanto riguarda il transetto del bacino idrografico del Lago di Penne, queste sono ordinate da monte a valle. Il valore dell'I.F.F. è stato mediato tra le due sponde.

Tutti i dati ottenuti riguardanti la frequenza delle due specie nei popolamenti di rana verde sono stati sottoposti al test del  $\chi^2$  che ne ha confermato la significatività statistica ( $p < 0,005$ ).

Il livello di eterozigosi media osservata in *R. escu-*

*lenta* è notevolmente superiore ai valori misurati in *R. lessonae* ( $H_0$  rispettivamente 0,45 e 0,09).

### L'oasi di Punta Alberete

La frequenza relativa delle specie appartenenti al complesso *Rana esculenta* si differenzia sensibilmente nelle tre stazioni all'esterno dell'oasi, rispetto a quelle poste all'interno. Nella zona agricola la specie ibrida infatti è sempre preponderante con una presenza media del 70%; la comunità macrobentonica (IV CQ) e l'analisi dei parametri che influenzano la funzionalità dei corsi d'acqua, presentano valori relativamente bassi (IV/V LF).

All'interno dell'oasi dal lato Sud (PFA-2), la percentuale della specie sensibile *R. lessonae* è del 90%, la comunità macrobentonica mostra una lieve alterazione (II CQ) con l'I.F.F. tra il I ed il II LF. Nella zona più interna (PFA-1) della riserva la comunità macrobentonica presenta una struttura relativamente integra (I/II CQ) mentre l'I.F.F. e la percentuale di *R. lessonae* (86%) non mostrano significative variazioni.

### Il bacino idrografico del Lago di Penne (fiume Tavo e torrente Gallero)

L'analisi del bacino idrografico del Fiume Tavo è stata effettuata con quattro stazioni di campionamento, determinando sia i valori degli indici biotici che le frequenze relative di *R. lessonae* e *R. esculenta*; inoltre sono state aggiunte altre due stazioni monitorate esclusivamente attraverso la comunità del macrobenthos e l'I.F.F.

Nella prima stazione del Fiume Tavo *R. esculenta* è completamente assente, mentre I.B.E. e BMWP' mostrano una I CQ; l'I.F.F. presenta un II LF e valore pari a 212.

Nella stazione TVA l'I.B.E. ed il BMWP' sono ad una II CQ, anche l'I.F.F. presenta un II LF. Nel successivo sito, dove sono presenti le rane verdi (TVO), la specie ibrida più resistente è al 57%. Gli altri indici mostrano valori che vanno da una III CQ dell'I.B.E. (valore 6), ad una II CQ per il BMWP' ad un II LF per l'I.F.F.

Scendendo l'ungo l'asta fluviale, in prossimità di un centro abitato (TFA), gli indicatori mostrano l'I.B.E. in III CQ, il BMWP' in II CQ, e l'I.F.F. in II/III LF, la frequenza relativa di *R. esculenta* arriva all'84%.

Nella stazione successiva, dove il corso d'acqua riemerge dopo aver percorso diversi chilometri in subalveo (TMA), la percentuale di *R. lessonae* sale al 31%, le CQ e il LF sono rispettivamente II, I e II/III.

Nella stazione a chiusura di bacino (TCA) investigata con gli indici di riferimento, l'I.B.E. presenta una IV CQ, il BMWP' una II CQ e l'I.F.F. un III Livello di Funzionalità.



Per effettuare l'analisi dell'asta fluviale del Torrente Gallero sono state utilizzate tre stazioni. La prima (GMF), situata nella parte sommitale del bacino idrografico, presenta un uso del suolo caratterizzato da attività di coltivazione e di allevamento, *R. lessonae* è al 61%, con l'I.B.E. in III CQ, il BMWP' in II CQ e

l'I.F.F. al II LF.

La stazione intermedia (GOP), presenta un'inversione delle frequenze delle rane verdi, con la specie ibrida che arriva al 58%. L'I.B.E. presenta una III CQ, il BMWP' una I CQ e l'I.F.F. un II LF. La stazione che chiude il corso del Torrente Gallero (GLP) mostra una

**Tab. I.** Frequenza relativa di *R. lessonae* e *R. esculenta* nelle località studiate e valore, Classe di Qualità (CQ) e Livello di Funzionalità (LF) degli indici applicati. N. indica il numero di individui saggiati.

ZCE= zona coltiva est; COV= confine ovest; CSU= confine sud; PFA-2= fossa aldeidi staz. 2; PFA-1= fossa aldeidi staz. 1; TLS= Fiume Tavo lago sfondo; TVA= Fiume Tavo valle d'Angri; TVO= Fiume Tavo sorgente Vitello d'oro; TFA= Fiume Tavo abitato di Farindola; TMA= Fiume Tavo loc. Mulino Aliprandi; TCA= Fiume Tavo loc. cascatelle; GMF= Torrente Gallero loc. Madonna di Fatima; GOP= Torrente Gallero confine Oasi di Penne; GLP= Torrente Gallero confluenza nel Lago di Penne; FVO= Fosso Vitello d'oro; FGT= Fosso Grotte trafusa; PPO= Piscina Pontoni; PPI= Piscina Pignocco; ZOO= zona orticola ovest; ZOE= zona orticola est; COE= confine est; CES= canale esterno; CIN= canale interno.

Numero stazione	Sigla stazione	N.	% <i>R. esculenta</i>	% <i>R. lessonae</i>	Valore I.B.E.	CQ I.B.E.	Valore BMWP'	CQ BMWP'	Valore I.F.F.	LF I.F.F.
<b>OASI DI PUNTE ALBERETE</b>										
1	ZCE	86	86	14	2	V	9	V	57	IV/V
2	COV	69	69	31	5	IV	35	IV	99	IV
3	CSU	67	51	49	6	III	52	III	112	III/IV
4	PFA-2	68	10	90	8/9	II	88,5	II	260	I/II
5	PFA-1	35	14	86	10/9	I/II	112	I	255	I/II
<b>BACINO IDROGRAFICO DEL LAGO DI PENNE</b>										
Fiume Tavo										
6	TLS	62	0	100	10	I	112	I	212	II
7	TVA				9	II	94	II	240	II
8	TVO	28	57	43	6	III	61	II	220	II
9	TFA	32	84	16	6/7	III	86	II	185	II/III
10	TMA	26	69	31	9	II	116	I	145	II/III
11	TCA				5	IV	69	II	150	III
Torrente Gallero										
12	GMF	77	39	61	7	III	68	II	223	II
13	GOP	37	58	42	7	III	102	I	220	II
14	GLP	10	70	30	5	IV	61	II	210	II
Lago di Penne										
15	LPE	39	97	3	2	V	45	III	69	IV
<b>TENUTA PRESIDENZIALE DI CASTEL PORZIANO</b>										
16	FVO	29	93	7	4/5	IV	38	III	166	III
17	FGT	102	80	20	6/5	III/IV	65	II	161	III
18	PPO	12	67	33						
19	PPI	60	34	66						
<b>RISERVA NATURALE ORIENTATA BOSCO PANTANO DI POLICORO</b>										
20	ZOO	66	97	3	6/5	III/IV	46	III	61	IV
21	ZOE	71	54	46	6	III	46	III	61	IV
22	COE	15	67	33	5	IV	34	IV	61	IV
23	CES	67	36	64	7	III	47	III	196	II/III
24	CIN	41	26	74	8/7	II/III	52	III	186	II/III

frequenza di *R. esculenta* pari al 70%. Tra gli altri indicatori l'I.B.E. arriva ad una IV CQ, mentre il BMWP' ed l'I.F.F. presentano una II CQ ed un II LF.

Per quanto concerne l'analisi del Lago di Penne (LPE), poiché l'applicazione degli indici di confronto non è possibile in ambienti lentici, si è evitato effettuando i campionamenti nel rio che si origina da un bacino artificiale alimentato dall'acqua del lago. In questo piccolo corso d'acqua si è potuta stabilire una comunità bentonica stabile viste le caratteristiche di regime idrologico costante.

La percentuale di *R. esculenta*, campionata nel medesimo rio, raggiunge valori pari al 97%. Gli altri indici presentano i seguenti valori: I.B.E. V CQ, BMWP' III CQ e I.F.F. IV LF.

### La tenuta presidenziale di Castel Porziano

Nella Tenuta Presidenziale di Castel Porziano il primo sito di campionamento è posto su un piccolo fosso che corre in una zona adibita a coltivazione di cereali. In questa stazione (FVO) *R. esculenta* è dominante (93%), con i seguenti valori per gli indici di confronto: I.B.E. valore 4/5, IV CQ; BMWP' valore 38, III CQ; I.F.F. valore 166, III LF. Anche nel secondo sito (FGT) *R. lessonae* è presente in basse percentuali (20%); il valore di I.B.E. è 6/5, (III/IV CQ), valore 65 e II CQ per il BMWP'; valore 161 e III LF per l'I.F.F..

Procedendo verso la parte più interna della riserva, sono localizzati due siti di rilevamento in piccoli specchi d'acqua perenni e quindi monitorabili esclusivamente con le rane verdi. La terza stazione (PPO), si trova in un'area sensibilmente influenzata dall'uomo; la frequenza di *R. lessonae* si attesta al 33%. Nella zona a protezione integrale (PPI), la frequenza relativa di *R. lessonae* diviene maggioritaria ma non dominante (66%).

### Riserva naturale orientata

#### Bosco Pantano di Policoro

Le aree esterne alla zona protetta presentano frequenze di *R. esculenta* sempre superiori a quelle della specie più sensibile con frequenze che vanno dal 97% (ZOO), al 67% (ZOE) al 54% (COE) i valori medi degli indici di riferimento sono i seguenti: I.B.E. III/IV CQ; BMWP' III/IV CQ; I.F.F. IV LF.

All'interno dell'area protetta le frequenze si invertono e diventa preponderante *R. lessonae*: 64% nella stazione CES; 74% in quella situata nella zona più interna della riserva (CIN). I valori degli altri indici mostrano rispettivamente una III CQ per quelli basati sulla comunità macrobentonica ed un II/III LF per l'I.F.F. nella prima stazione; il valore dell'I.B.E. (8/7, II/III CQ) nella stazione più interna; presenta un lieve recupero, il BMWP' e I.F.F. confermano i valori della stazione precedente.

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le evidenze sperimentali fin qui raccolte confermano che alla base delle capacità bioindicatrici delle rane verdi esiste una mortalità differenziale tra le due specie appartenenti al complesso *Rana esculenta*. Infatti *R. lessonae*, tende a prevalere in ambienti non disturbati fino ad escludere del tutto *R. esculenta*. Per contro, in ambienti molto stressati, la specie ibrida *R. esculenta* presenta frequenze crescenti, mentre *R. lessonae* si riduce notevolmente.

Le capacità adattative di *R. esculenta* sono presumibilmente attribuibili all'elevato grado di eterozigosi del suo genoma, che ne aumenta la fitness potenziale ampliando gli intervalli di variazione dei parametri ambientali che questa specie può tollerare.

Che la diversa distribuzione non sia influenzata da fattori di tipo strettamente ecologico (altitudine, morfologia dell'alveo, velocità della corrente, ecc.) viene confermato dal fatto che stazioni di rilevamento che condividono le stesse caratteristiche ambientali mostrano frequenze differenziate a causa proprio dei fattori di alterazione esterna.

Questa distribuzione viene ben evidenziata nel caso di stazioni di campionamento che presentano frequenze relative molto differenziate anche se con parametri ecologici paragonabili, come nel caso delle stazioni del transetto di Punte Alberete o quello della Riserva di Policoro. I risultati ottenuti in questi transetti rivestono un particolare interesse poiché la drastica inversione delle frequenze delle due specie avviene nel breve spazio di alcune centinaia di metri, rafforzando l'ipotesi che responsabili della distribuzione delle rane verdi siano proprio le variazioni della qualità dell'ambiente.

Ulteriori indicazioni si hanno dallo studio di altri popolamenti del centro Italia, che mostrano come la frequenza relativa di *R. esculenta* decresca con il diminuire dell'altitudine se questo corrisponde anche ad una diminuzione delle attività antropiche (bacino idrografico del Lago di Mezzano-Fosso Olpeta), oppure presentino frequenze simili pur trovandosi a quote molto diverse (bacino idrografico del Lago di Bolsena-Fiume Marta) (ANDREANI *et al* 1997; ANDREANI 1999a; 1999b).

La competizione differenziale tra una specie di origine ibrida e le parentali evidenziata in questo lavoro è anche supportata da numerose evidenze sperimentali (UZZEL e DAREVSKY, 1975; NEVO, 1987; QUATTRO *et al.*, 1992). La possibilità delle specie di origine ibrida di adattarsi meglio delle parentali agli ambienti variabili è stata recentemente confermata nei pesci del genere *Poeciliopsis*, confrontando l'ibridogeno *P. monachalucida* con le specie parentali *P. monacha* e *P. lucida* (VRIJENHOEK e PFEILER, 1997). L'analisi di questo sistema a tre specie conferma come al successo delle

forme ibridogenetiche concorrano sia l'eterosi che la variabilità clonale.

Queste caratteristiche, che consentono di ampliare l'intervallo di condizioni tollerabili dagli ibridogeni (mediante l'elevato grado di eterozigosi) e di diversificare le nicchie ottimali dei vari emiclioni (mediante la diversità clonale) (BULGER e SCHULTZ, 1979), sono state evidenziate anche nei popolamenti italiani di rane verdi e possono concorrere sensibilmente alla variazione delle frequenze relative nei popolamenti naturali delle due specie di rane (SANTUCCI, 1993).

L'analisi dei fattori determinanti la distribuzione differenziale delle due specie facenti parte del complesso *Rana esculenta*, formulata nel presente lavoro, viene rafforzata anche da precedenti studi che mostrano come le attività umane in genere, o più specificatamente quelle agricole, tendano a selezionare le popolazioni di anfibi (SEMLITSCH e REYER, 1992; BAUER DIAL e DIAL, 1995; NORRIS e QUEVEDO, 1996; FIORAMONTI *et al.*, 1997; OLDHAM *et al.*, 1997; CHUBINISVILI, 1998a, 1998b; LEFCORT *et al.*, 1998).

A questo scopo è importante notare come sia rilevante la somiglianza nelle risposte delle rane verdi con la comunità del macrobentos investigata attraverso l'I.B.E. Questa similarità riveste una certa importanza poiché evidenzia come l'insieme delle caratteristiche qualitative e quantitative delle sostanze disciolte nell'acqua e bioaccumulabili influenzino le risposte fisiologiche ed adattative delle due specie di anfibi.

Per contro la concordanza alle risposte dell'indice I.F.F., che considera sia l'alveo bagnato che le caratteristiche dell'ambiente di contorno ad una determinata sezione fluviale, indica come tali anfibi anuri possano in qualche modo risentire dell'insieme dei fattori che influenzano negativamente la funzionalità del corso d'acqua. È inoltre di rilievo notare come non ci siano le stesse relazioni con l'indice BMWP' che d'altronde, come osservato in studi precedenti, sembra avere risposte meno concordanti anche rispetto all'I.B.E. e agli indicatori chimico-fisici (ANDREANI, 1999a).

Le corrispondenze evidenziate si possono spiegare pensando proprio alla natura anfibia di questi organismi, che trascorrono parte del ciclo vitale in acqua (tutta la fase larvale e quella riproduttiva) e parte sul terreno, specificatamente nella fascia riparia (da adulti). In base ai dati raccolti la distribuzione di *R. lessonae* e *R. esculenta* appare quindi influenzata in modo determinante dai parametri ecologici che generalmente vengono utilizzati per la valutazione dello stress di origine antropica.

I dati ottenuti su un transetto studiato nel centro Italia (Fiume Marta – VT), confermano i risultati derivanti dal presente lavoro. Attraverso l'analisi dei parametri chimico-fisici, microbiologici e della composi-

zione della comunità del macrobentos, infatti, si è evidenziato come la presenza di *R. esculenta* sia statisticamente correlata con le alte quantità di nutrienti disciolti, con le cariche batteriche di coliformi e di clostridi e con la presenza di quelle Unità Sistematiche di macroinvertebrati che notoriamente sono ritenute maggiormente resistenti all'inquinamento (oligocheti, chironomidi, ecc.). Inoltre si è anche potuta verificare una relativa sensibilità del sistema che, in presenza di lievi incrementi dei parametri di confronto, vede una marcata crescita di *R. esculenta* rispetto a *R. lessonae* (ANDREANI, 1999a).

Inoltre, analisi ecotossicologiche, come la determinazione della LC<sub>50</sub><sup>96h</sup> per il CuSO<sub>4</sub>, sembrano confermare una maggiore resistenza di *R. esculenta* rispetto a *R. lessonae*, almeno per quanto concerne l'esposizione a questo inquinante (SANTUCCI, 1993).

A scopo riepilogativo, si riportano i risultati delle diverse stazioni di campionamento ordinati in base alla percentuale crescente della specie ibrida (Tab. II).

Da questa tabella si rileva una discreta correlazione tra gli intervalli di variazione delle frequenze relative delle due specie e i valori di I.B.E. Naturalmente esistono delle discrepanze che, in alcuni casi andranno ulte-

**Tab. II.** Intervallo di variazione della frequenza relativa di *R. esculenta* –ordinata in modo crescente– e del valore dell'indice I.B.E. (Con l'asterisco sono evidenziate le stazioni nelle quali le risposte dei due indici si discostano maggiormente dall'intervallo di riferimento). Per il significato delle sigle delle stazioni si veda la Tab. I.

Intervallo % <i>R. esculenta</i>	Intervallo del valore I.B.E.	% di <i>R. esculenta</i>	Valore I.B.E.	Sigla stazione
0 - 20 %	9/8-10	1	10	TLS
		10	9/8	PFA-2
		14	10/9	PFA-1
20 - 40 %	7 - 7/8	26	8/7	CIN
		36	7	CES
		39	7	GMF
		51	6	CSU
		54	6	FRA
40 - 60 %	6	57	6	TVO
		58	7 *	GOP
		67	5	COE
		69	5	COV
		69	9 *	TMA
60 - 80 %	5 - 5/6	70	5	GLP
		80	5/6	FGT
		84	6/7 *	TFA
		86	2	FRU
		93	2	FVO
80 - 100 %	2 - 5/6	97	2	LPE
		97	5/6 *	AGR

riormente indagate (stazioni TFA e GOP), mentre in altri possono ben evidenziare come tali anfibi siano anche sensibili ad uno stress generalizzato come mostrato dai Livelli di Funzionalità dell'I.F.F. nelle stazioni TMA e AGR. Inoltre è interessante notare come, nei casi di discrepanza, sia sempre la frequenza degli anfibi a mostrare una qualità dell'ambiente peggiore rispetto a quella evidenziata dall'I.B.E. Questo dato potrebbe essere a possibile conferma della sensibilità del bioindicatore rana verde già evidenziata in precedenti studi (ANDREANI, 1999a).

A conforto dell'ipotesi formulata nel presente lavoro per spiegare la distribuzione differenziale delle due specie di rane verdi, un recente studio (NEGOVETIC *et al.*, 2001) evidenzia come esistano specifiche risposte alla temperatura ambientale da parte di *R. esculenta* e *R. lessonae*. In questo studio viene dimostrato che, a parità di condizioni di sviluppo, le larve di *R. esculenta* competono meglio di quelle di *R. lessonae* quando le temperature sono più basse e viceversa.

Questo dato potrebbe confermare come le più alte frequenze di *R. esculenta* da noi rilevate nelle stazioni poste a quote più basse (dove la temperatura è maggiore), siano quindi proprio da imputare al grado di stress, che generalmente tende ad aumentare nelle zone di pianura maggiormente antropizzate.

L'associazione tra le frequenze delle due specie di rane e specifici livelli di inquinamento è stata ampiamente studiata ma, al fine di costruire un vero e proprio indice biotico è necessario correlare, con ulteriori studi, i valori delle frequenze relative con le Classi di Qualità ambientali. La possibilità di utilizzare le ri-

sposte del complesso *Rana esculenta* per piani di monitoraggio ambientale a larga scala appare comunque non distante dagli altri modelli costruiti su specie di anfibi (NCER, 1998). Inoltre la possibilità di studiare questi bioindicatori in ambienti lentici, già comprovata in precedenti studi (ANDREANI *et al.*, 1997; ANDREANI, 1999a, 1999b; SCIALANCA *et al.*, 1999) li rende particolarmente adatti ad essere affiancati ai sistemi più tradizionali, potendo produrre dati alternativi e complementari a questi, anche ribadendo che le rane in quanto vertebrati sono relativamente sensibili ai preoccupanti fenomeni di bioaccumulo.

Questo lavoro rappresenta un primo contributo per validare la capacità bioindicatrice delle rane verdi. Benché i dati analizzati rappresentino diverse condizioni geografiche ed ambientali, sarebbe comunque auspicabile aumentare il numero dei transetti da studiare, per verificare le risposte del complesso *Rana esculenta* in ambienti diversi. Inoltre incrementare i dati di confronto permetterebbe di ampliare la base statistica, per associare le risposte di questi anfibi ai diversi stress ambientali e costruire una scala delle frequenze relative rispetto all'entità ed alla tipologia degli impatti antropici.

#### RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare Laura Mancini, per la preziosa collaborazione alla revisione del testo, Maurizio Battezzatore, per le preziose informazioni sugli indici biotici e Gaetano Aloise, Fabrizio Baldini, Osvaldo Locasciulli, il personale dell'Oasi del Lago di Penne (WWF) e della Tenuta Presidenziale di Castel Porziano per la collaborazione alla raccolta dei campioni.

#### BIBLIOGRAFIA

- ALBA TERCEDOR J., SANCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, **4**: 51-56.
- ANDREANI P., MOTAWI A., NASCETTI G., 1997. Valutazione della qualità delle acque del bacino idrografico del fiume Marta (Alto Lazio): applicazione dell'Indice Biotico Esteso e analisi della frequenza relativa di rane verdi del complesso *Rana esculenta*. In: Atti Conv. Scient. "VIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia", Parma, 10-12 settembre 1997.
- ANDREANI P., 1999a. Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come indicatori di disturbo ambientale: analisi delle frequenze relative e confronto con indici biotici e parametri ecologici. *Tesi di Dottorato in Scienze Ambientali (XII ciclo)*, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- ANDREANI P., 1999b. *Rana lessonae* e *Rana esculenta*: un test per il valore adattivo dell'eterozigosi. In: Atti Conv. Scient. "IX Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia", Lecce, 14-17 settembre 1999.
- BARINAGA M., 1990. Where have all the frogs is gone? *Sciences*, **247**: 1033-1034.
- BAUER DIAL C.A., DIAL N.A., 1995. Lethal effects of the consumption of fields level of paraquat-contaminated plants of frog tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **55**, **6**: 870-877.
- BERGER L., 1983. Western Palearctic water frogs (Amphibia, Ranidae): Systematic, genetic and population composition. *Experientia*, **39**: 127-130.
- BULGER A.J., SCHULTZ R.J., 1979. Heterosis and interclonal variation in thermal tolerance in unisexual fishes. *Evolution*, **33**: 848-859.
- BULLINI L., 1985. Speciation by hybridization in animals. *Bol. Zool.*, **52**: 121-137.
- BULLINI L., NASCETTI G. 1990. Speciation by hybridization in phasmids and other insects. *Can. J. Zool.*, **68**: 1747-1760.
- BURY R.B., 1988. Habitat relationship and ecological importance of amphibians and reptiles in streamside management. In:



- Raedeke K.J., (ed.). *Riparian wildlife and forestry interactions*. Seattle, University of Washington Press, 61-76.
- CHERNYSHOVA E.V., STAROSTIN V.I., 1994. The peripheral blood of frogs in the genus *Rana* as a test system for assessing environmental pollution. *Izv. Akad. Nauk. Ser. Biol.*, **4**: 656-660.
- CHON J.P., 1994. Salamanders slip-sliding away or too surreptitious in count? *Biosciences*, **44**: 219-223.
- CHUBINISHVILI A.T., 1998a. The status of the natural population of the *Rana esculenta* complex in response to anthropogenic influences: a morphological approach. In: Pensoft Publishers (ed.). *Advance in amphibian research in the former Soviet Union*. Sofia, **2**: 45-70.
- CHUBINISHVILI A.T., 1998b. Development in omeostasis in population of the marsh Frog (*Rana ridibunda* Pall.) living under the condition of chemical pollution in the middle Volga region. *Russian J. Ecol.*, **29**, **1**: 63-65.
- DUNSON W.A., WYMAN R.L., CORBETT E.S., 1992. A symposium on amphibian declines and habitat acidification. *J. Herpetol.*, **26**: 349-342.
- FIORAMONTI E., SEMLITSCH R.D., REYER H.U., FENT K., 1997. Effects of triphenyltin and pH on the growth and development of *R. lessonae* e *R. esculenta* tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**, **9**: 1940-1947.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Imacroinvertebrati nell'analisi dei corsi d'acqua*. Ed. Provincia autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la protezione dell'ambiente.
- GUERRINI F., BUCCI S., RAGGHIANI M., MANCINI G., HOTZ H., UZZELL T., BERGER L., 1997: Genomes of two water frog species resist germ line exclusion in interspecies hybrids. *J. Exp. Zool.*, **279**, **2**: 163-176.
- HALL R.J., HENRY P.F.P., 1992. Review: assessing effects of pesticides on amphibian and reptiles: status and needs. *J. Herpetol.*, **2**: 65-71.
- HOTZ H., BEERLI P., SPOLSKY C., 1992. Mitodrial DNA reveals formation of nonhybrid frogs by natural mating bet hemiclinal hybrids. *Molecular Biology Evolutuion*, **9**, **4**: 610-620.
- HOTZ H., SEMLITSCH R.D., SCHMIEDEHAUSEN S., BEERLI P., GUEX G.D., 1993. Differential performance of LDH-B genotypes in water frogs tadpoles. In: Catzeflis, Gautier (ed). *Evolution 93. Fourth Congress of the European Society for Evolutionary Biology*. Montpellier, August, **182**: 22-28.
- HOTZ H., SEMLITSCH R.D., GUTMANN E., GUEX G.D., BEERLI P., 1999. Spontaneous heterosis in larval life-history traits of hemiclinal frog hybrids. *Proceeding of National Academy of Sciences U.S.A.*, **96**: 2171-2176.
- KISELEVA E.I., 1997. Aspect of the chemical ecology and chemosensory guided behavioral reaction in anuran tadpole. In: Pensoft Publishers (ed.). *Advance in amphibian research in the former Soviet Union*. Sofia, **2**: 95-101.
- LAVIE B., NEVO E., 1986. Genetic diversity of marine gastropods: contrasting strategies of *Cerithium rupestre* and *C. scabridum* in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **28**: 99-103.
- LEFCORT H., MEGUIRE R.A., WILSON L.H., ETTINGER W.F., 1998. Heavy metals alter the survival, growth methamorphosis and antipredatory behaviour of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **35**, **3**: 447-456.
- LEONTYEVA O.A., SEMENOV D.V., ESENIN A.V., 1997. Brown frogs as bioindicator of haevy metal contamination: preliminary results on the common frog (*Rana temporaria*) in Moscow Province. In: Pensoft Publishers (ed.). *Advance in amphibian research in the former Soviet Union*. Sofia, **2**: 125-131.
- MCALPINE S., 1993. Genetic Heterozygosity and reproductive success in the green treefrog, *Hyla cinerea*. *Heredity*, **70**: 553-558.
- MISYURA A.N., GASSO V.Y., SUKANOVA V.N., 1996. Comparative ecology and biochemistry of amphibian and reptiles of polluted habitats. In: Pensoft Publishers (ed.). *Advance in amphibian research in the former Soviet Union*. Sofia, **1**: 111-116.
- NASCETTI G., BULLINI L., 1980. Differenziamento genetico e speciazione in fasmidi dei generi *Bacillus* e *Clonopsis* (Cheleutoptera, Bacillidae). In: Atti Con. Scient. "XII Congr. Naz. ital. Ent." (Roma, 1980), 215-223.
- NCER (NACIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH) Research Project, 1998. Environmental factors that influence amphibian community structure and health as indicators of ecosystems. Investigator: Val Beasley, Carl Richards, Rebecca Cole, Roger Brannian, Lucinda Johnson, Pat Schoff, Jack Cochran, Christopher Phillips, and Martin Ouellet. Institution: University of Illinois, University of Minnesota-Duluth, United States Geological Survey; Illinois Natural History Survey; and McGill University. EPA Project Officer: Amanda Senft. Project Period: June 1, 1998 - May 31, 2001. Research Category: Ecosystem Indicators.
- NEGOVETIC S., ANHOLT B., SEMLITSCH R.D., REYER H.U., 2001. Specific response of sexual and hybridogenetic european waterfrog tadpoles to temperature. *Ecology*, **82**, **3**: 766-774.
- NEVO E., 1976. Adaptive strategies of genetic systems in constant and varying environments. In: Karlin S., Nevo E. (ed.). *Population genetics and ecology*. Academic Press, New York, 141-158.
- NEWMAN R.A., 1988. Genetic variation for larval anuran (*Scaphiopus couchii*) development time in uncertain environment. *Evolution*, **42**, **4**: 763-773.
- NORRIS B., QUEVEDO L., 1996. Adverse effects of polluted continental water bodies in Chile on frog adrenergic synapse. *Bulletin of Enviromental Contamination and Toxicology*, **57**, **4**: 640-647.
- OLDHAM R.S., LATHAM D.M., HILTON-BROWN D., TOWNS M., COOKE A.S., BURN A., 1997. The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **61**: 69-74.
- PAGANO A., JOLY P., HOTZ H., 1997. Taxon competition and genetic variation of water frogs in the Mid-Rhone floodplain. *Ecology/Ecologie*, **320**: 759-766.
- PAGANO A., JOLY P., 1998. Limits of the morphometric method for taxonomic field identification of water frogs. *Alytes*, **16**: 3-4.
- PLENET S., HERVANT F., JOLY P., 2000. Ecology of the hybridogenetic *Rana esculenta* complex: differential oxygen requirements of tadpoles. *Evolutionary Ecology*, **14**: 13-23.
- QUATTRO J.M., AVISE J.C., VRIJENHOEK, R.G., 1992. An ancient clonal lineage in the fish genus *Poeciliopsis* (Atheriniformes: Poeciliidae). *Proceeding of National Academy of Sciences U.S.A.*, **89**: 348-352.

- RIST L., SEMLITSCH R.D., HOTZ H., REYER H.U., 1997. Feeding behaviour, food consumption, and growth efficiency of hemiclinal and parental tadpoles of the *Rana esculenta* complex. *Functional Ecology*, **11**: 735-742.
- SANTUCCI F., 1993. Ricerche di genetica ecologica su una specie di origine ibrida: *Rana esculenta*. *Tesi di Dottorato*, Università "La Sapienza" di Roma.
- SANTUCCI F., NASCETTI G., BULLINI L., 1996. Hybrid zones between two genetically differentiated forms of the pond frog *Rana lessonae* in southern Italy. *Journal of Evolutionary Biology*, **9**: 429-450.
- SANTUCCI F., ANDREANI P., NASCETTI G., BULLINI L., 2000. Genetic identification and geographic distribution of the water frogs *Rana lessonae* and *Rana esculenta* in Italy, Sicily and Corsica (amphibia, anura). *Mus. Reg. Sci. Nat.*. Torino, 359-367.
- SCHUYTEMA G.S., NEBEKER A.V., GRIFFIS W.L., WILSON K.L., 1991. Teratogenesis, toxicity, and bioconcentration in frogs exposed to dieldrin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **21**, **3**: 332-350.
- SCHUYTEMA G.S., NEBEKER A.V., PETERSON J.A., GRIFFIS W.L., 1993. Effects of pentaclorophenol - contaminated food organisms on toxicity and bioaccumulation in the frog *Xenopus leavis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **24**, **3**: 359-364.
- SCIALANCA F., ANDREANI P., MUCCIOLO L., NASCETTI G., 1999. Valutazione della qualità delle acque litorali del Lago di Vico (Centro Italia.): analisi chimica, studio della comunità macrobenthonica e analisi delle rane verdi del complesso *Rana esculenta*. In: Atti Conv. Scient. "IX Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia", Lecce, 14-17 settembre 1999.
- SEMLITSCH R., REYER H.U., 1992. Performance of tadpoles from the hybridogenetic *Rana esculenta* complex: interaction with pond drying and interspecific competition. *Evolution*, **46**: 665-676.
- SEMLITSCH R.D., 1993a. Asymmetric competition in mixed population of tadpoles of the hybridogenetic *Rana esculenta* complex. *Evolution* **47**: 510-519.
- SEMLITSCH R.D., 1993b. Effects of different predators on the survival and development of tadpoles from hybridogenetic *Rana esculenta* complex. *Oikos*, **67**: 4-46.
- SEMLITSCH R.D., SCHMIEDEHAUSEN S., HOTZ H., BEERLI P., GUOX G.D., 1993. Differences in larval performance among coexisting hemiclones of hybridogenetic water frogs are of similar magnitude as those between hybrids and parental species. In: Atti Conv. Scient. "Fourth Congress of the European Society for Evolutionary Biology". Montpellier, August, 22-28: 409.
- SEMLITSCH R.D., SCHMIEDEHAUSEN S., HOTZ H., BEERLI P., 1996. Genetic compatibility between sexual and clonal genomes in local populations of the hybridogenetic *Rana esculenta* complex. *Evolutionary Ecology*, **10**: 531-543.
- SEMLITSCH R.D., HOTZ H., GUOX G.D., 1997. Competition among tadpoles of coexisting hemiclones of hybridogenetic *Rana esculenta*: support for the frozen niche variation model. *Evolution*, **51**, **4**: 1249-1261.
- SILIGARDI *et al.*, 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente), Roma, 224 pp.
- TUNNER H.G., NOPP H., 1979. Heterosis in the common European waterfrog. *Naturwissenschaften*, **66**: 268-269.
- TOKTAMYSOVA Z.S., KAIDAULOVA E.V., 1996. Growth, development, and respiration rate of *Rana ridibunda* Pall. larvae exposed to chemicals. *Russian Journal of Ecology*, **27**, **6**: 450-451.
- UZZELL T., DAREVSKY I.S., 1973. The relationships of *Lacerta portschinskii* and *Lacerta raddei* (Sauria, Lacertidae). *Herpetologica*, **29**: 1-6.
- UZZELL T., BERGER L., 1975. Electrophoretic phenotypes of *R. rididunba*, *R. lessonae* and their hybridogenetic associate, *R. esculenta*. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, **127**: 13-24.
- UZZELL T., DAREVSKY I.S., 1975. Biochemical evidence for the hybrid origin of the parthenogenetic species of the *Lacerta saxicola* complex (Sauria: Lacertidae), with a discussion of some ecological and evolutionary implications. *Copeia*, 204-222.
- VINOGRADOV A.E., CHUBINISHVILI A.T., 1999. Genome reduction in a hemiclinal frog *Rana esculenta* from radioactively contaminated areas. *Genetics*, **151**, **3**: 1123-1125.
- VITT L.J., CALDWELL J.P., WLBUR H.M., SMITH D.C., 1990. Amphibian as Harbingers of decay. *Biosciences*, **40**: 418.
- VRIJENHOEK R.C., PFEILER E., 1997. Differential survival of sexual and asexual poeciliopsis during environmental stress. *Evolution*, **51**, **5**: 1593-1600.
- WAKE D.B., 1991. Declining amphibian populations. *Sciences*, **253**: 860.
- WALLAS S.C., BLAUSTAIN A.R. BEATTY J.J., 1992. Amphibian biodiversity of the Pacific Northwest with special reference to old-growth stands. *Northwest Environ. J.*, **8**: 53-69.



## Effetti delle asciutte sulle cenosi macrobentoniche: taxa sensibili, resistenti e resilienti

Rossi Simone\*, Simone Vanessa, Nardi Pietro Angelo, Montagna Silvia

Università degli Studi di Pavia, Dip. di Biologia Animale, Laboratorio di Ecologia delle Acque Interne, Piazza Botta, 9 - 27100 Pavia

\* Autore referente per corrispondenza (e-mail: rossi.simo@tiscalinet.it)

Pervenuto il 12.6.2002; accettato il 19.10.2002

### Riassunto

Il lavoro si propone di analizzare, mediante analisi qualitative e quantitative delle biocenosi macrobentoniche effettuate successivamente a due periodi di asciutta, le relazioni che si instaurano tra gli organismi acquatici al fine di comprendere quali possano essere i taxa sensibili e quali viceversa traggano vantaggio, in termini sia di resistenza che di resilienza, da tale situazione. Obiettivo finale è quello di individuare una lista di organismi tipici dei tratti soggetti ad asciutta che possano fungere da indicatori nei confronti di questa tipologia di alterazione. I risultati del lavoro mettono in luce la resistenza alle asciutte di un numero relativamente elevato di taxa, tra cui Elmidae e Goeridae risultano i più abbondanti dal punto di vista quantitativo. Tra i taxa sensibili si rinviene la famiglia Gammaridae, dominante in termini di densità nei tratti con presenza continua di acqua e, viceversa, assente o rara nei tratti soggetti ad asciutte periodiche. I taxa Chironomidae e *Baetis*, pur relativamente sensibili alle asciutte, traggono vantaggio dalle stesse grazie ad una strategia di ricolonizzazione estremamente rapida, favorita dall'assenza di competitori e/o predatori.

PAROLE CHIAVE: asciutte / macrobenthos / ricolonizzazione

### Abstract

#### Effect of droughts to freshwater invertebrates: sensitive, resistant and resilient taxa

The purpose of this work is to analyse the ecological relationships among freshwater invertebrates after an environmental alteration due to the absence of water. We wish to find which of these organisms are sensitive and which are resistant and/or resilient to this condition. Ultimately, we would create a check list containing taxa typical to these limiting conditions. The obtained results indicate that a lot of taxa are resistant to droughts (Tab. I). In particular, Elmidae and Goeridae (Fig. 3) are abundant. Viceversa, if we consider the sensitive taxa, the most important name is Gammaridae, which has a lot of densities (Tab. II, Fig. 3 and 4) in reaches with presence of water. However it is absent or sporadic in dry reaches. The situation of Chironomidae and *Baetis* is special, because these taxa are sensitive to drought but thanking for their extremely fast recolonization strategy, they take advantage from dry situations.

KEY WORDS: droughts / freshwater invertebrates / recolonization

### INTRODUZIONE

Le alterazioni delle caratteristiche fisiche dei corpi idrici a seguito di eventi "catastrofici" quali piene (ANDERSON, 1992; MATTHAEI *et al.*, 1996; DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997; MATTHAEI *et al.*, 1997), incendi (MINSHALL *et al.*, 2001), eruzioni vulcaniche (ANDERSON, 1992) ed asciutte (NECKLES *et al.*, 1990; MACKAY, 1992) si riflettono inevitabilmente sulle biocenosi macrobentoniche. L'esame di tali situazioni, sia istanta-

neo che prolungato nel tempo, può essere molto utile al fine di comprendere le dinamiche di ricolonizzazione (*recovery*) dei tratti soggetti a impatto. I macroinvertebrati acquatici possono ricolonizzare un tratto alterato in diversi modi: *drift*, nuoto attivo, movimenti adiacenti al fondo e deposizione delle uova da parte di adulti alati. Velocità e modalità di ricolonizzazione dipendono dalla motilità degli organismi, dalla tessitura del sub-

strato, dalle disponibilità alimentari nonché da fenomeni di competizione e/o predazione (MACKAY, 1992). Il presente lavoro si propone di comprendere le risposte delle comunità macrobentoniche all'impatto delle asciutte totali. Tale situazione è stata già analizzata mediante ricorso ad indici ecologici (Rossi *et al.*, 2002); tuttavia si è ritenuto necessario approfondire l'analisi focalizzando l'attenzione sui rapporti qualitativi e quantitativi tra le singole unità sistematiche al fine di comprendere se le biocenosi preesistenti scompaiano o, viceversa, vi siano organismi resistenti e/o taxa resilienti capaci di costituire, anche a distanza di mesi, comunità differenti rispetto a quelle di tratti che mantengono sempre acqua all'interno dell'alveo. A tal proposito TOWNSEND (1989) ha postulato che corsi d'acqua con regimi idrici estremamente variabili tendono ad essere dominati da specie a selezione *r* (MACARTHUR e WILSON, 1967).

L'obiettivo finale è quello di individuare associazioni di organismi che potrebbero risultare indicatrici di "mancanza periodica d'acqua". Ciò agevolerebbe, ad esempio, la comprensione delle cause di alterazione di alcuni corpi idrici, anche senza sapere a priori se il tratto in esame possa essere stato o meno soggetto ad asciutte o a forti riduzioni dell'alveo bagnato, dovute a siccità oppure a pratiche di ritenzione e/o captazione idrica.

## MATERIALI E METODI

### Inquadramento territoriale

La ricerca è stata condotta sulla Roggia Roggione (rif. B6a4-Trezzano Sul Naviglio CTR Lombardia), che scorre in Provincia di Milano e che fa parte del gruppo di corpi idrici connesso al sistema dei Navigli Milanesi. La Roggia Roggione riceve le acque del Naviglio Grande in Comune di Gaggiano ed è soggetta a due asciutte complete, una autunnale e una verso la fine del periodo invernale, rispettivamente della durata di due mesi e un mese circa. Il tratto di corso monitorato è quello che scorre in prossimità del Lago Boscaccio in località Bonirola di Gaggiano (Fig. 1). Sono presenti nell'area in esame tre differenti situazioni cui corrispondono altrettante stazioni (Fig. 2). La stazione più a monte, denominata MON, durante i periodi di ritenzione idrica non presenta acqua all'interno dell'alveo. Il disalveo del tratto comprendente la stazione, durante il periodo di asciutta febbraio-marzo 2000, ha imposto la successiva suddivisione dell'area MON nelle stazioni MONa, non intaccata dalle attività di escavazione e MONb.

La stazione a valle, chiamata VAL, pur mantenendo portate prossime allo zero presenta sempre volumi di acqua all'interno dell'alveo grazie probabilmente a fe-

nomeni di infiltrazione di acqua dal Lago Boscaccio.

Nel tratto compreso tra le stazioni MON e VAL è presente un salto artificiale che costituisce un ostacolo invalicabile per la risalita controcorrente dei macroinvertebrati acquatici. La stazione individuata a valle del salto (MED) comprende un tratto che, pur asciutto nei periodi di ritenzione idrica, non presenta ostacoli alla risalita degli organismi acquatici per cui potrebbe essere soggetto a fenomeni di ricolonizzazione controcorrente durante i periodi di rilascio.

Corso idrico di riferimento per gli aspetti ecologici è la Roggia Rabica che presenta una situazione idroqualitativa relativamente simile a quella della Roggia Roggione senza i problemi connessi alle fluttuazioni di portata. Il punto di campionamento (RAB) prescelto sulla Rabica è quello posto in prossimità della Cascina Lasso in Comune di Morimondo (Rif. A7e1-Motta Visconti Nord CTR Lombardia).

### Metodiche utilizzate

Le attività di campionamento sono state eseguite mediante retino immanicato (indagini qualitative) e campionatore di Surber con superficie campionabile pari a 0,1 m<sup>2</sup> (indagini quantitative). Per i dettagli relativi alle tecniche di campionamento si rimanda a Ghetti (1997) per le indagini qualitative e a Rossi *et al.* (2002) per quelle quantitative.

Il periodo di lavoro va dal 12 novembre 1999 (restituzione tardo autunnale dell'acqua alla Roggia Roggione) al 19 settembre 2000. Nel periodo seguente la

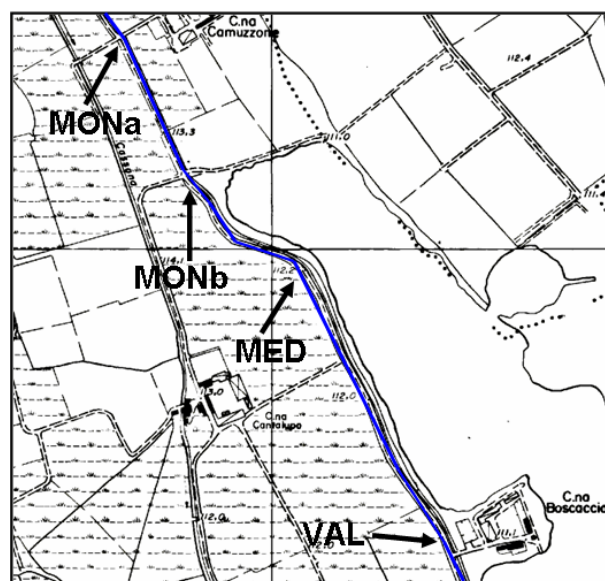
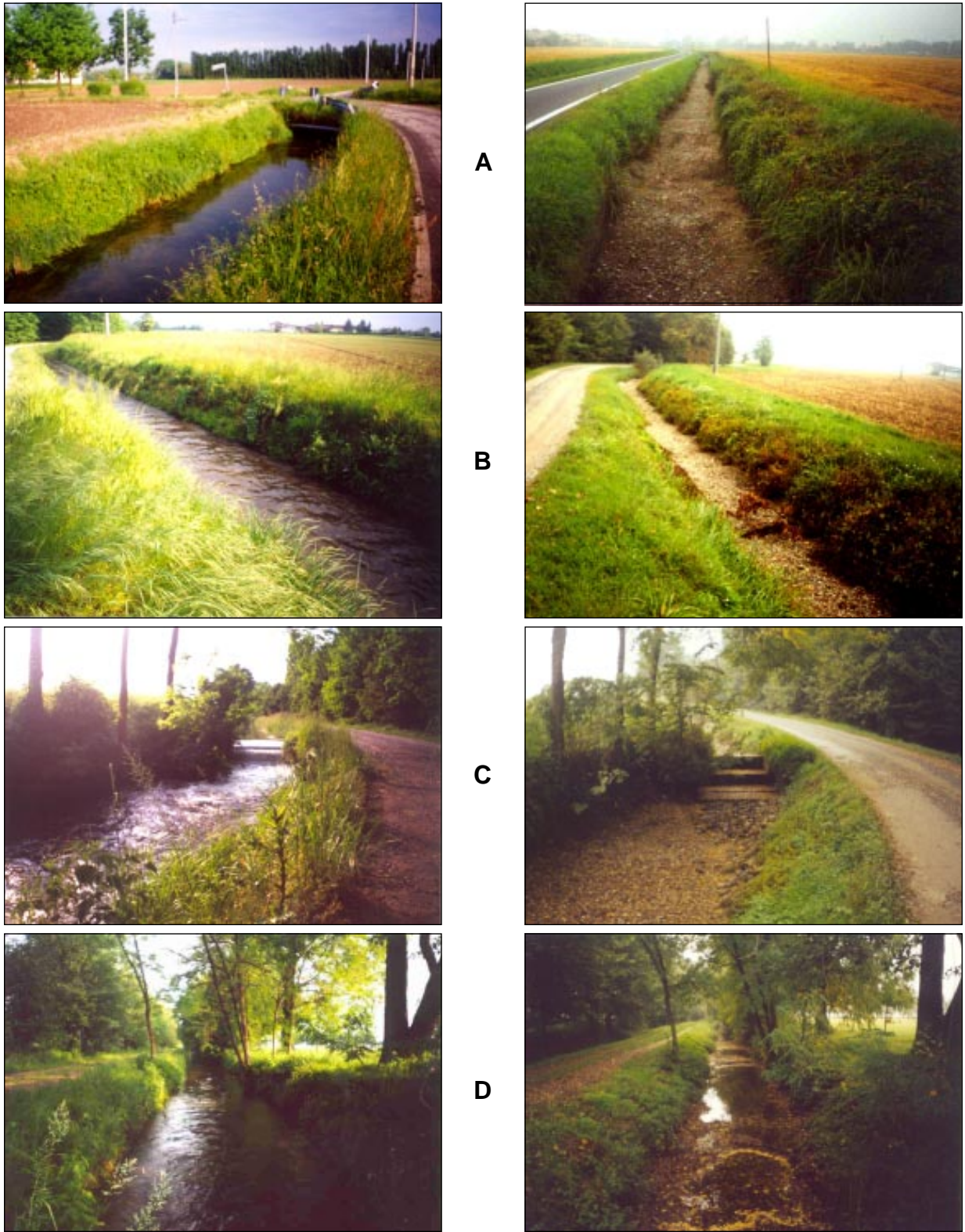


Fig. 1. Localizzazione delle stazioni di monitoraggio sulla Roggia Roggione.



**Fig. 2.** Condizioni idriche delle stazioni della Roggia Roggione nei rispettivi periodi di rilascio (a sinistra) e di ritenzione (a destra). A = staz. MONa; B = staz. MONb; C = staz. MED; D = staz. VAL.

prima asciutta (durata da metà settembre a metà novembre '99) i campionamenti si sono susseguiti con cadenza trisettimanale. Dopo la seconda asciutta (durata da fine febbraio a fine marzo 2000) i rilevamenti sono stati effettuati ogni sei settimane circa. Nell'elaborazione dei dati, al fine di mettere in luce particolari contenuti informativi relativi all'evoluzione nel tempo delle biocenosi macrobentoniche, sono state utilizzate tecniche di statistica descrittiva, che hanno previsto l'utilizzo della mediana come parametro principale in quanto i dati quantitativi relativi ai macroinvertebrati non seguono in genere distribuzioni normali di frequenza anche dopo trasformazioni logaritmiche (POTVIN e ROFF, 1993). Inoltre si è fatto ricorso alla analisi di raggruppamento non gerarchica con il metodo delle *k* medie (FABBRIS, 1997) applicata ai dati non standardizzati contenuti in due matrici di presenza. Per la costruzione delle matrici è stato sommato per taxon, per periodo (novembre '99-febbraio '00 e marzo '00-settembre '00) e per stazione, il numero di campionamenti in cui è risultata certa la presenza di organismi appartenenti ad ogni gruppo sistematico in esame.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

### Comunità presenti al momento del rilascio idrico (Tab. I: taxa resistenti e sensibili)

Nella tabella I è riportato un elenco inerente la presunta resistenza o sensibilità di alcune unità sistematiche nei confronti della mancanza d'acqua, stilato facendo riferimento ai dati raccolti durante i monitoraggi (12/11/99 e 25/03/00) contemporanei al primo rilascio dell'acqua dopo i periodi secchi. Per contemporaneità del monitoraggio si intende il campionamento nelle ore immediatamente successive all'apertura delle chiuse che regolano il flusso della Roggia Roggione. Gli organismi considerati resistenti sono in genere quelli rinvenuti in almeno una delle stazioni asciutte (MON, MONa, MONb, MED) in entrambi i campionamenti (12/11/99 e 25/03/00). Quelli considerati sensibili risultano presenti in entrambe le occasioni (eccezionalmente in una sola) esclusivamente nella stazione VAL. Da un'attenta interpretazione della tabella I emerge che gli organismi resistenti alle asciutte possiedono alcune peculiari caratteristiche:

- la famiglia Goeridae ha un foderò trasportabile appiattito, di grani di sabbia tenacemente saldati tra loro con pietruzze di ZAVORRA (CAMPALIOI *et al.*, 1999) che potrebbe trattenere acqua o comunque mantenere umida la zona adiacente l'animale;
- i gasteropodi, sia polmonati e quindi in grado di respirare ossigeno atmosferico (Physidae e Lymnaeidae) che prosobranchi (Bythiniidae), si comportano probabilmente in maniera analoga a Goeridae. La

capacità dei molluschi di conservare acqua all'interno della conchiglia come strategia contro l'essiccamento è confermata da GIROD *et al.* (1980) e da CAMPALIOI *et al.* (1994);

- la famiglia Tipulidae ha una piastra stigmatica in grado di assumere ossigeno atmosferico mediante sifoni respiratori (CAMPALIOI *et al.*, 1999). La strategia contro la perdita d'acqua operata da questi organismi è probabilmente quella di infossarsi nel

**Tab. I.** Taxa resistenti (in grado di sopravvivere alle asciutte), resilienti (favoriti, nel medio periodo, dalle asciutte) e sensibili (incapaci di sopravvivere e svantaggiati dalle asciutte).

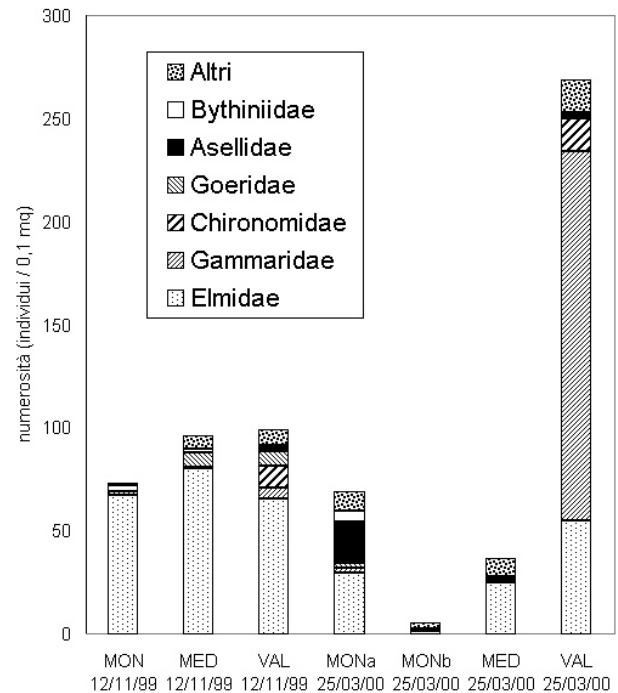
○: risultati dell'analisi al rilascio dell'acqua, immediatamente dopo un periodo di asciutta. ●: risultati dell'analisi dei cluster applicata alle matrici di presenza nei periodi con flusso idrico (novembre '99-febbraio '00 e marzo '00-settembre '00).

Taxa	Resistenti	Resilienti	Sensibili
<i>Baetis</i>		●	
<i>Ephemera</i>			○
Goeridae	○	●	
Hydropsychidae			●
Lepidostomatidae			○●
Elmidae	○	●	
Dryopidae	○		
Dytiscidae	○		
Halipidae	○		
<i>Onychogomphus</i>			○●
Ceratopogonidae			●
Chironomidae		●	○
Tabanidae	○	●	
Tipulidae	○	●	
Naucoridae			○●
Asellidae	○	●	
Gammaridae			○●
Bythiniidae	○	●	
Lymnaeidae	○	●	
Physidae	○	●	
<i>Dugesia</i>	○		
<i>Haemopsis</i>	○		
Lumbricidae	○	●	
Lumbriculidae	○	●	



- substrato sabbioso;
- la famiglia Tabanidae, le cui larve sono semiacquatiche e possono vivere nei terreni umidi prossimi alle rive (CAMPALIOI *et al.*, 1999), sembra comportarsi in maniera del tutto simile a Tipulidae;
  - *Haemopsis* è un genere di irudinei capace di sopravvivere a lungo in terra umida, in cui si porta non di rado. L'accoppiamento fra esemplari appartenenti a questo genere avviene per lo più fuori dall'acqua e la deposizione delle uova è effettuata in ambiente terrestre (MINELLI, 1977);
  - gli oligocheti, in particolare la famiglia Lumbricidae, hanno abitudini fossorie e molti generi appartenenti al gruppo sono terrestri (SANSONI, 1988);
  - il genere *Dugesia* sembra sfruttare le caratteristiche del proprio corpo, appiattito, per rifugiarsi nel subalveo;
  - la famiglia degli Elmidae è indicata come prettamente acquatica, raramente a vita anfibia (RUFFO e SIMONETTO in CAMPALIOI *et al.*, 1999) o incapace di vivere fuori dall'acqua (OLMI, 1978). I risultati del presente lavoro non confermano tali citazioni, poiché risulta molto evidente la resistenza di questo taxon nei confronti delle asciutte, testimoniata dal rinvenimento di un cospicuo numero di esemplari allo stato larvale in tratti privi d'acqua. La chiave della resistenza di questi coleotteri nei confronti delle asciutte potrebbe essere la struttura del tegumento larvale, che si presenta complesso e costituito da setole, spine, peli e rigonfiamenti mammellonari, con un opercolo che ricopre gli stiletti anali, nei pressi delle tracheobranchie rettili. Particolare interessante dell'autoecologia degli Elmidae è la fase di impupamento, che sembra avvenire nel bagnasciuga (OLMI, 1978). SANSONI (1988) afferma che le pupe sono con poche eccezioni terrestri, per lo più ripicole;
  - i coleotteri appartenenti alle famiglie Dryopidae, Dytiscidae e Haliplidae, presenti nel campionamento primaverile in alcune stazioni asciutte, sono organismi che, almeno nella forma adulta, sono in grado di respirare ossigeno atmosferico e di spostarsi in volo da biotopi con condizioni ambientali sfavorevoli (OLMI, 1978; RUFFO e SIMONETTO in CAMPALIOI *et al.*, 1999);
  - la famiglia Asellidae nel monitoraggio contemporaneo al secondo rilascio idrico è presente anche nei tratti asciutti con un discreto numero di esemplari. SANSONI (comun. pers.) afferma a proposito che per questi crostacei è possibile dimostrare una forte capacità d'adattamento a situazioni di asciutta. Sono, infatti, organismi che frequentano spesso ambienti astatici e quindi di provata resistenza all'estivazione.

Gli organismi sensibili, viceversa, non sono infossatori (eccetto *Onychogomphus*) e non hanno strutture



**Fig. 3.** Organismi presenti nelle stazioni della Roggia Roggione al momento del rilascio dell'acqua. I valori riportati corrispondono alla media dei 3 sottocampioni raccolti su substrato dominante e sono espressi come numero di individui per 0,1 m<sup>2</sup>.

minerali di protezione. Tra di essi la famiglia Lepidostomatidae presenta foderi che è in gran parte vegetale e che probabilmente non funge da adeguata struttura contro la perdita d'acqua, mentre la presunta sensibilità del genere *Ephemerella* è ipotizzabile dalla considerazione che, pur non essendo stati rinvenuti in data 12/11/99 esemplari in nessun tratto, il gruppo compare nel corso del mese di gennaio 2000 e permane dopo l'asciutta di febbraio-marzo 2000 solo nella stazione VAL.

È opportuno rilevare a questo punto che per gli organismi considerati come resistenti è da escludere il fenomeno del *drift*, poiché è improbabile che la ricolonizzazione dei substrati avvenga in poche ore. Inoltre, ROSSI e LUCHELLI (dati non pubblicati), nell'ottobre 2001, dopo circa tre settimane dall'inizio di un periodo asciutto, hanno constatato il rinvenimento di esemplari vivi appartenenti ai gruppi Goeridae, Elmidae, Lumbricidae e Lumbriculidae in un piccolo campione di ghiaia raccolto negli strati superficiali del substrato e posto successivamente in acqua.

Un'altra considerazione va fatta sulla persistenza di microhabitat umidi che, durante secche di durata non eccessiva (che eliminano comunque la quasi totalità degli organismi) non permettono la completa eradicazione

zione di una unità tassonomica sensibile alle asciutte. È probabilmente riconducibile a questo fenomeno il rinvenimento occasionale, al momento del rilascio idrico primaverile, di Naucoridae e Gammaridae, che le indagini quantitative condotte lungo tutto il periodo di lavoro hanno dato come estremamente intolleranti nei confronti della mancanza d'acqua. Rossi (oss. pers., dicembre 2001), a proposito, segnala il ritrovamento sul Fiume Adda di esemplari vivi appartenenti ai taxa *Baetis*, *Hydropsychidae* e *Gammaridae* in alveo asciutto, dimostrando la loro capacità di resistere, almeno per brevi periodi, in ambiente umido.

Dal punto di vista quantitativo (Fig. 3) è possibile osservare come, al momento del rilascio dell'acqua, i tratti asciutti siano dominati numericamente dagli Elmidae cui si affiancano con minori densità Goeridae e Bythiniidae. Viceversa in VAL (non interessata da asciutte totali) si osserva anche la presenza, con carattere dominante nel mese di marzo, di Gammaridae, nonché di Chironomidae.

#### Evoluzione qualitativa delle biocenosi

##### (Tab. I: taxa resilienti e sensibili)

L'analisi dei cluster con il metodo delle k medie (k pari a 3) applicata alle matrici di presenza ha messo in luce, per il periodo novembre '99-febbraio '00, i se-

guenti raggruppamenti:

- **taxa resilienti:** Goeridae, Elmidae, Chironomidae, Tabanidae, Tipulidae, Asellidae, Bythiniidae, Lymnaeidae, Lumbricidae, Lumbriculidae;
- **taxa saltuariamente presenti:** *Baetis*, *Ephemerella*, Dryopidae, Haliplidae, Empididae, Simuliidae, Physidae, *Dugesia*, *Haemopsis*;
- **taxa sensibili alle asciutte:** Hydropsychidae, Lepidostomatidae, *Onychogomphus*, Naucoridae, Gammaridae.

Tra i taxa resilienti si osservano sia organismi che sopravvivono alle asciutte (resistenti) sia gruppi pionieri quali Chironomidae che, pur assenti nelle stazioni "asciutte" durante il campionamento contemporaneo al rilascio dell'acqua, non mancano mai nei prelievi successivi. Tra i taxa saltuariamente presenti si rinven- gono sia generi come *Baetis* ed *Ephemerella* che compaiono a gennaio, sia altri gruppi sistematici rileva- ti in maniera saltuaria. Tra i taxa sensibili si osservano gruppi intolleranti verso le asciutte totali e che risultano quindi presenti quasi esclusivamente nella stazione VAL.

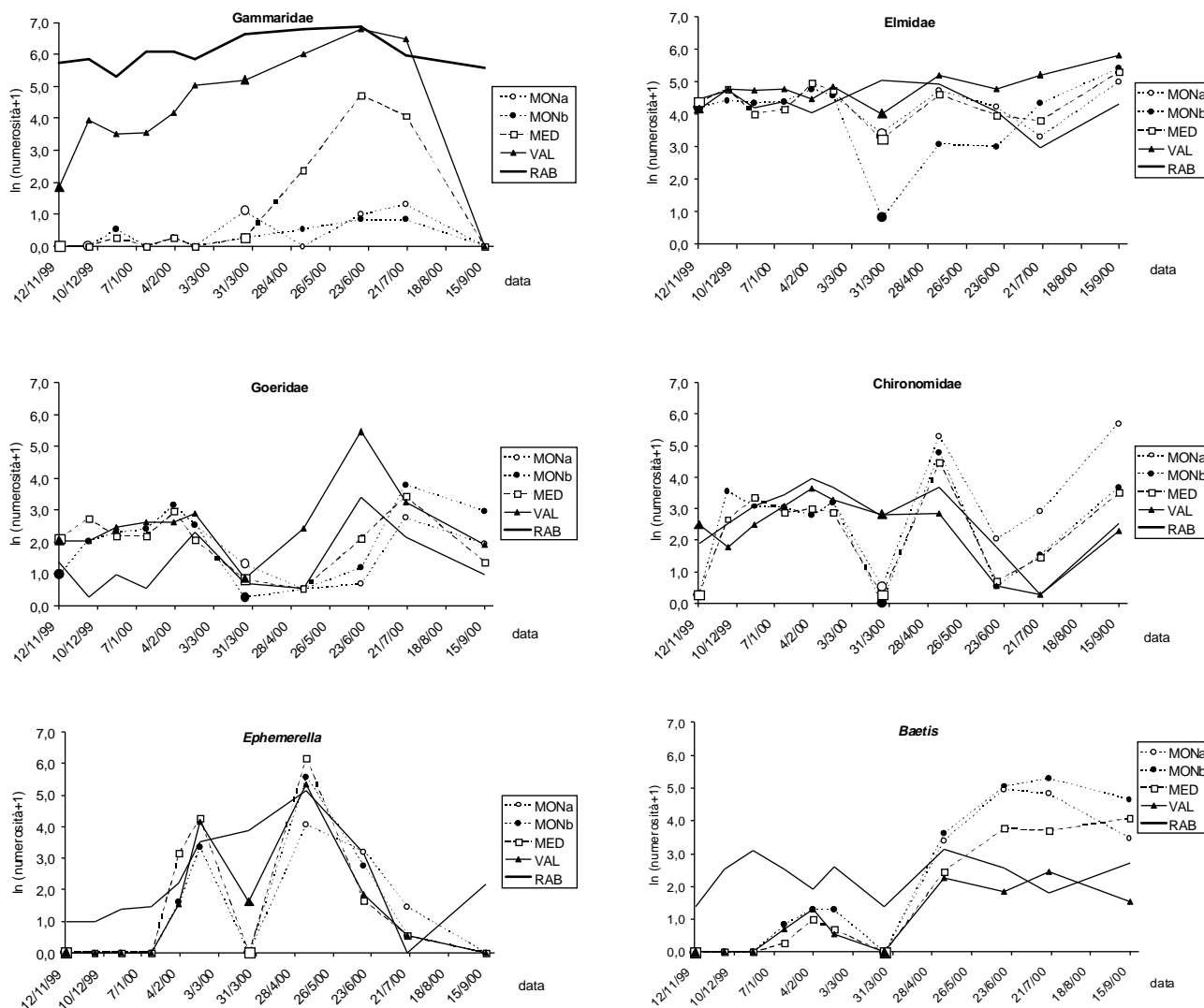
L'applicazione dell'analisi al periodo marzo '00- settembre '00 rileva una situazione analoga:

- **taxa resilienti:** Goeridae, *Baetis*, Elmidae, Chironomidae, Bythiniidae, Lymnaeidae, Physidae, Lumbricidae, Lumbriculidae;

**Tab. II.** Comunità tipiche della Roggia Roggione. I valori riportati corrispondono alle mediane (n° individui per 0,1 m<sup>2</sup>) per taxon relative ai periodi novembre 1999-febbraio 2000 e marzo-settembre 2000.

taxa	novembre 1999-febbraio 2000			marzo 2000-settembre 2000			
	MON	MED	VAL	MONa	MONb	MED	VAL
<i>Baetis</i>	0,7	0,2	0,4	31,3	104,3	39,7	5,3
<i>Caenis</i>	0,0	0,0	0,0	0,7	1,0	0,0	0,3
<i>Ephemerella</i>	0,0	0,0	0,0	3,3	0,7	0,7	4,0
Goeridae	9,7	8,0	11,7	2,7	2,3	3,0	10,3
Hydropsychidae	0,2	0,0	1,2	3,0	1,3	2,3	1,7
Lepidostomatidae	0,2	0,9	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Dryopidae	0,2	0,0	0,0	1,0	0,3	0,3	0,0
Elmidae	83,0	96,2	116,0	68,3	21,3	52,0	183,7
<i>Onychogomphus</i>	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,3
Ceratopogonidae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,7
Chironomidae	20,0	16,7	15,9	17,7	3,7	3,3	9,0
Simuliidae	1,0	0,0	0,5	0,3	1,0	0,7	0,3
Tabanidae	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0
Tipulidae	0,0	2,8	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0
Naucoridae	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,7	4,0
Asellidae	0,7	0,9	0,3	1,0	0,0	0,0	0,0
Gammaridae	0,0	0,0	41,5	1,7	0,7	9,7	399,7
Bythiniidae	2,0	1,5	0,0	1,7	0,3	3,0	0,0
Lymnaeidae	1,0	2,0	1,0	2,0	0,3	5,0	0,3
Physidae	0,2	0,7	0,0	1,0	0,0	0,3	0,0
Planorbidae	0,0	0,2	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
<i>Dugesia</i>	0,2	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0





**Fig. 4.** Distribuzioni di frequenza delle unità sistematiche principali nel periodo di monitoraggio. I valori di numerosità sono riportati in scala logaritmica. I risultati contemporanei al rilascio idrico (12/11/99 e 25/03/00) sono indicati, per le stazioni MONa, MONb, MED e VAL, con un marcatore di maggiori dimensioni.

- **taxa saltuariamente presenti:** Hydropsychidae, *Caenis*, *Ephemerella*, Dryopidae, Dytiscidae, Halipidae, Simuliidae, Tabanidae, Tipulidae, Asellidae, Planorbidae, *Dugesia*;
- **taxa sensibili alle asciutte:** Lepidostomatidae, *Onychogomphus*, Ceratopogonidae, Naucoridae, Gammaridae.

Si noti come *Baetis* sia entrato a far parte dei taxa resilienti. Nonostante tali efemerotteri manchino dal corso d'acqua al momento del rilascio primaverile dell'acqua, grazie alla strategia di ricolonizzazione adottata (*r*), essi riescono in seguito a diffondersi ovunque.

### Evoluzione quantitativa delle biocenosi

Nella tabella II è possibile osservare le biocenosi tipiche di ogni tratto campionato nei periodi novembre '99-febbraio '00 e marzo '00-settembre '00, con le relative numerosità. I valori di numerosità sono pari alle mediane di ogni periodo. Si noti come nel periodo freddo le comunità dei tratti MON e MED siano molto semplificate, con Elmidae dominante e Chironomidae, Goeridae, Bythiniidae e Lymnaeidae presenti. Viceversa nel tratto a valle si osserva, oltre all'assenza o alla sporadica presenza di gasteropodi, anche l'abbondanza di Gammaridae nonché un sufficiente numero di Lepidostomatidae, Naucoridae e Hydropsychidae. Nel

periodo primaverile ed estivo la situazione ecosistemica dei tratti asciutti, non dissimile dalla precedente, si fa leggermente più varia a seguito della presenza di *Baetis*, *Ephemerella* e *Hydropsychidae*. Da notare che le comunità di MONb, pur azzerate a seguito del disalveo, risultano alla fine del periodo estivo analoghe a quelle di MONa. La presenza di *Gammaridae* nella stazione MED è dovuta alla ricolonizzazione contro corrente dal tratto VAL. Quest'ultimo è caratterizzato, oltre che dagli organismi di cui sopra, da *Naucoridae*. I *Gammaridae* in particolare caratterizzano il tratto VAL con esplosioni demografiche rilevanti. Tale crescita, in misura meno accentuata, si riscontra negli *Elmidae*.

### Analisi delle unità sistematiche principali

L'andamento delle popolazioni delle unità sistematiche che caratterizzano la comunità macrobentonica della Roggia Roggione è illustrato in figura 4. Per confronto sono indicate nei grafici anche le popolazioni rilevate sulla Roggia Rabica (stazione di riferimento).

Il gruppo di maggior peso informativo è *Gammaridae*, la cui comunità, analizzata da un punto di vista quantitativo, può fornire utili indicazioni sulla presenza di acqua all'interno di un corso. In particolare si nota come tali organismi siano estremamente sensibili nei confronti delle asciutte complete. La particolare dinamica di ricolonizzazione, che sembra avvenire principalmente controcorrente (DAHL e GREENBERG, 1996) ed esclusivamente nel periodo primaverile può essere impedita da salti d'acqua e sbarramenti, il che ostacola ulteriormente il ripristino degli equilibri ecologici post-asciutta. La scomparsa del taxon dalla Roggia Roggione nel mese di settembre, come accennato nel lavoro già citato (ROSSI *et al.*, 2002), è con tutta probabilità dovuta ad alterazioni di tipo chimico tossico (pesticidi e/o metalli pesanti).

La popolazione di *Elmidae*, ben strutturata e relativamente costante in termini di densità, caratterizza il corso del Roggione e non risente del problema asciutte. Si osserva viceversa che il disalveo distrugge quasi completamente gli individui di MONb e che il processo di ripristino delle condizioni originarie non è poi così breve.

La famiglia *Goeridae* è anch'essa ampiamente diffusa nel Roggione. La popolazione è sempre presente con un discreto numero di individui e sembra non risentire del problema asciutte. Tale affermazione è vera soprattutto per i soggetti più piccoli, che si rinvencono con maggior frequenza dopo le secche mentre quelli di maggiori dimensioni sembrano in parte vulnerabili.

La famiglia *Chironomidae*, pur sensibile all'asciutta che ne annienta gli esemplari, grazie alla strategia

pioniera *r* (ANDERSON, 1992; MACKAY, 1992; MINSHALL *et al.*, 2001) si reintroduce in breve tempo all'interno del corso d'acqua. Paradossalmente la secca, che nuoce sicuramente ai singoli individui (assenza di resistenza), tende viceversa a favorire selettivamente il taxon (elevata resilienza) mediante eliminazione periodica di predatori e/o competitori di nicchia e a permettere quindi le esplosioni demografiche trascorso un breve periodo dal ripristino del flusso idrico.

Il genere *Ephemerella* soffre particolarmente le asciutte. Più precisamente scompare completamente nei casi di mancanza d'acqua e si riduce in numero durante le asciutte parziali. Tale fenomeno è particolarmente evidente a fine marzo. La presenza di popolazioni molto dense nel mese di maggio non sembra indice di euriecia del taxon nei confronti della problematica in esame ma appare dovuta a *drift* o a soggetti adulti di corsi limitrofi che, una volta sfarfallati, depongono le uova nella Roggia Roggione.

Relativamente al genere *Baetis*, mentre ogni esemplare appare molto sensibile nei confronti delle asciutte sia totali che parziali e sembra scomparire in assenza di flusso d'acqua, indipendentemente dalla presenza della stessa, il gruppo nel complesso tende a trarre vantaggio dalle secche periodiche, grazie ad una strategia pioniera simile a quella di *Chironomidae*. La caratteristica abilità pioniera è confermata da ANDERSON (1992) e MACKAY (1992) nonché da MATTHAEI *et al.* (1996) e MINSHALL *et al.* (2001). Nei tratti con alveo periodicamente asciutto possono verificarsi esplosioni demografiche ostacolate invece, nelle zone perennemente bagnate, da fenomeni di competizione interspecifica.

### CONCLUSIONI

I dati del presente lavoro forniscono indicazioni relative sia all'ecologia applicata che di base. In primo luogo è possibile identificare le comunità tipiche degli ambienti di roggia soggetti ad asciutta periodica. In particolare la presenza di una biocenosi costituita in prevalenza da *Elmidae*, *Goeridae*, da gasteropodi delle famiglie *Physidae*, *Lymnaeidae* e *Bythiniidae*, da *Baetis* e *Chironomidae* e la contemporanea assenza, in ambienti potenzialmente idonei ad ospitarli, di *Gammaridae* può fungere da segnale che una delle possibili cause di alterazione degli ambienti in esame potrebbe essere un'asciutta antecedente la data di campionamento. Tale considerazione è particolarmente importante nel caso di indagini sulle biocenosi macrobentoniche preliminari ad attività di reintroduzione di specie ittiche e/o di crostacei di particolare pregio ecologico (come *Austrapotamobius pallipes*).

Richiamando alcune nozioni dell'ecologia di base si nota come, almeno parzialmente, i tratti soggetti ad asciutta possano essere assimilati, con alcune limita-

zioni (MACKAY, 1992) alle isole indicate da MACARTHUR e WILSON (1967), all'interno delle quali risulta possibile osservare (ed eventualmente analizzare nei dettagli) la dinamica di colonizzazione delle specie pioniere (a strategia *r*). In appendice a quanto detto si

nota come gli ambienti con comunità macrobentoniche sufficientemente strutturate, mentre ostacolano le esplosioni demografiche di taxa quali Chironomidae e *Baetis*, permettano viceversa quelle di gruppi come i Gammaridae.

## BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON N. H., 1992. Influence of disturbance on insect communities in Pacific Northwest streams. *Hydrobiologia* **248**: 79-92.
- 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, 357 pp.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Vol. II*. Provincia Autonoma di Trento, 126 pp.
- DAHL J., GREENBERG L., 1996. Effects of habitat structure on habitat use by *Gammarus pulex* in artificial streams. *Freshwater biology* **36**: 487-495.
- DOLE-OLIVIER M. J., MARMONIER P., BEFFY L., 1997. Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology* **37**: 257-276.
- GHETTI P. F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell' Ambiente, 222 pp.
- GIROD A., BIANCHI I., MARIANI M., 1980. *Gasteropodi I (Gastropoda: Polmonata. Prosobranchia: Neritidae, Viviparidae, Bythinidae, Valvatidae)*. Guida CNR n. 7 – AQ/1/44, 86 pp.
- FABBRIS L., 1997. *Statistica multivariata, analisi esplorativa dei dati*. McGraw-Hill, 437 pp.
- MACARTHUR R. H., WILSON E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton NJ, 203 pp.
- MACKAY R. J., 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 617-628.
- MATTHAEI C. D., UEHLINGER U., MEYER E. I., FRUTIGER A., 1996. Recolonization by benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* **35**: 233-248.
- MATTHAEI C. D., UEHLINGER U., FRUTIGER A., 1997. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* **37**: 61-77.
- MINELLI A., 1977. *Irudinei*. Guida CNR n. 1. AQ/1/2, 43 pp.
- MINSHALL G. W., ROYER T. V., ROBINSON C. T., 2001. Response of the Cache Creek macroinvertebrates during the first 10 years following disturbance by the 1988 Yellowstone wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1077-1088.
- NECKLES H. A., MURKIN H. R., COOPER J. A., 1990. Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetlands habitats. *Freshwater Biology* **23**, 311-322.
- OLMI M., 1978. *Driopidi, Elmintidi*. Guida CNR n. 2. AQ/1/6, 72 pp.
- POTVIN C., ROFF D. A., 1993. Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics? *Ecology* **74**: 1617-1628.
- ROSSI S., MONTAGNA S., NARDI P. A., SIMONE V., 2002. Effetti delle asciutte sulle biocenosi macrobentoniche: confronto tra indici ecologici. *Biologia Ambientale* **16** (1): 1-6
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell' Ambiente, 191 pp.
- TOWNSEND C. R., 1989. The patch dynamic concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 36-50.



# **Analisi della struttura del paesaggio mediante dati telerilevati del sensore MIVIS: il bacino del torrente Baganza (Parma)**

**Pierfrancesca Rossi\* e Alessandro Ferrarini, Orazio Rossi, Giovanni Zurlini**

*Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Viale delle Scienze 11/A - 43100 Parma*

\* Autore referente per la corrispondenza (p.rossi@nemo.unipr.it)

*Pervenuto l'1.7.2002; accettato il 25.11.2002*

## **Riassunto**

È stata condotta un'analisi ad elevata risoluzione spaziale del mosaico di habitat del bacino idrografico del torrente Baganza (Prov. Parma). Le caratteristiche strutturali del territorio influenzano i processi che avvengono entro e tra gli habitat: il monitoraggio dei processi è lungo e costoso, quello delle strutture è più agevole, soprattutto se si utilizza uno strumento idoneo per questo tipo di analisi quale il telerilevamento.

Allo scopo di riconoscere con elevata accuratezza gli habitat presenti all'interno dell'area di studio, sono state classificate mediante un algoritmo a reti neurali dodici immagini telerilevate del sensore iperspettrale MIVIS (*Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer*). Le classificazioni territoriali ottenute sono state georeferite e mosaicate tra loro. Sulla mappatura risultante sono stati calcolati diversi indici del paesaggio utilizzando il programma informatico FRAGSTAT. Tali indici sono stati poi analizzati allo scopo di ricavare la massima informazione possibile sulle caratteristiche del paesaggio. La classificazione dell'area di studio è stata quindi sovrapposta al modello digitale del terreno (DEM) allo scopo di suddividere la valle in fasce altimetriche (planiziale, collinare e montana). In tali fasce sono stati nuovamente calcolati gli indici del paesaggio allo scopo di individuarne le caratteristiche strutturali. Lo studio ha evidenziato l'utilità e la potenzialità del telerilevamento ad alta risoluzione per l'analisi delle caratteristiche strutturali dell'ecomosaico ambientale.

**PAROLE CHIAVE:** mosaico ambientale / analisi strutturale / sensore iperspettrale MIVIS / telerilevamento

## **Abstract**

### **Land-mosaic structural analysis through MIVIS sensor remotely sensed data**

This work aims to analyse land mosaic within the Val Baganza stream watershed (Parma, Italy) using a fine spatial resolution. The analysis of landscape structural properties is important because habitat spatial configuration influences ecological processes within and among habitats. Furthermore while processes monitoring is difficult and expensive, the analysis of landscape structure is much easier. The actual scientific literature enhances the importance of remote sensing for this kind of analyses. Twelve remotely sensed hyperspectral MIVIS (*Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer*) images of the study area have been classified using a neural network algorithm. The aim of this operation was the high accurated recognition of habitats inside the Val Baganza stream watershed. MIVIS classifications have been georeferenced and conjoined. The resulting map has been used to calculate some landscape indices using FRAGSTAT software. These indices have been analysed aiming to get as much information as possible about structural landscape properties. The map of the study area has been overlaid to the digital terrain model (DEM). Then, the whole watershed has been divided into three altitudinal belts (lowland, hill land and mountain) and landscape indices have been calculated again to enhance structural characteristics of these altitudinal regions.

The study enhanced the utility and potential of high resolution remote sensing for the analysis of land mosaic structural properties.

**KEY WORDS:** land mosaic / structural analysis / hyperspectral MIVIS scanner / remote sensing

## INTRODUZIONE

L'ecologia del paesaggio è stata definita in modi diversi dagli studiosi nel corso del tempo. Troll (SCHREIBER, 1990) la definisce come "lo studio delle complesse relazioni di causa-effetto esistenti tra le biocenosi e le condizioni ambientali in una data porzione di territorio". La definizione corrente più nota è quella di Risser (SCHREIBER, 1990), secondo cui l'ecologia del paesaggio è "la disciplina che studia lo sviluppo e le dinamiche dell'eterogeneità spaziale, la gestione di tale eterogeneità e la sua influenza sui processi biotici e abiotici".

Nell'ecologia del paesaggio il *landscape* viene descritto attraverso i concetti di forma, funzione e cambiamento nel tempo. La forma (struttura) del paesaggio è generata dai flussi di materia, energia ed informazione e, viceversa, i flussi sono determinati dalla forma del landscape, nonché ne determinano il cambiamento nel tempo. Gli ecologi utilizzano vari strumenti per lo studio del paesaggio tra i quali gli esperimenti alla microscala, la modellistica matematica (TURNER e GARDNER, 1991), la geostatistica (autocorrelazione spaziale, semivariogrammi, analisi tessitura) (RIPLEY, 1981) e le foto aeree, ma ciò che ha effettivamente rivoluzionato la percezione e l'approccio alla conoscenza del paesaggio è stato l'utilizzo del telerilevamento (HALL *et al.*, 1988; JOHNSTON e BONDE, 1989). Il *remote sensing* costituisce un approccio sinottico alla mappatura del territorio, che permette la mappatura e l'analisi delle caratteristiche strutturali dell'ecomosaico ambientale e lo studio dei suoi cambiamenti nel corso del tempo (SINGH, 1989). Gli ecosistemi della regione mediterranea presentano un elevato grado di frammentazione (NAVEH e LIEBERMAN, 1994; PIGNATTI, 1994) dovuto ad un incessante impatto antropico; ne consegue la necessità di operare a grana fine nel riconoscimento di habitat a diverso grado di naturalità. Per gli scopi del presente lavoro è stato utilizzato il sensore MIVIS, la cui elevata risoluzione spaziale e spettrale è idonea all'analisi di un mosaico ambientale estremamente frammentato come quello tipico del nostro paese.

## AREA DI STUDIO, MATERIALI E METODI

L'area di studio è rappresentata dal bacino idrografico del Torrente Baganza, posto nel versante emiliano dell'Appennino settentrionale in provincia di Parma (Fig. 1).

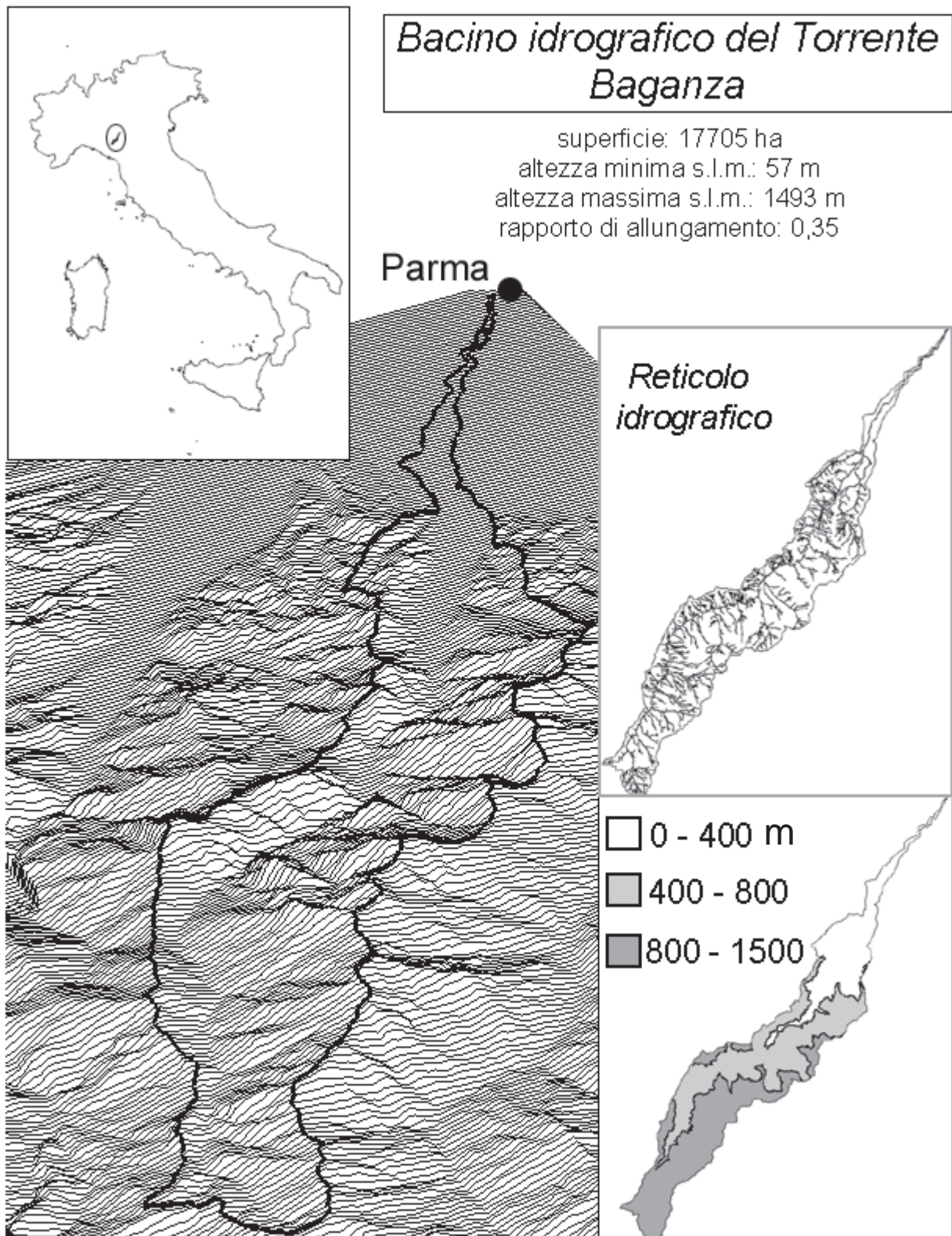
Chiusa fra la valle del torrente Parma a est e quella del torrente Taro a ovest, la Val Baganza si estende per un'area compresa fra i 57 m sul livello del mare e il suo punto più alto, la cima del monte Cervellino, 1493 m. La forma del bacino risulta molto allungata nel senso della linea di drenaggio con un rapporto di allungamento di 0,35 ed un'orientazione SO-NE. La lunghezza complessiva longitudinale dell'asta fluviale del torrente

Baganza è di 57,37 km, mentre in senso trasversale si passa da un minimo di 3 km ad un massimo di 6. Rilevante è anche la differenza fra i due versanti che risultano asimmetrici nel rapporto di 1:3 fra sinistro e destro. Ne consegue che i maggiori affluenti, per portata e per lunghezza, scorrono sul versante di destra che presenta una maggiore densità di drenaggio e una conseguente concentrazione dei deflussi nel reticolo idrografico. Sul versante sinistro prevale un ruscellamento superficiale con brevi e ripidi rii ad alta capacità erosiva per effetto delle pendenze e di un substrato a terreni argillosi, spesso caotici per frane. Nel versante destro del bacino si trova una struttura idrografica dendritica, discretamente gerarchizzata a struttura elementare con bacini di primo e secondo ordine. L'attività umana si concentra nei nuclei urbani limitrofi al capoluogo di provincia. L'area pianiziale e di prima collina è dominata da un'agricoltura intensiva legata alle necessità produttive della filiera agro-alimentare del parmense. La zona montana ed in parte quella collinare risentono, al contrario, di un decennale processo di spopolamento ed invecchiamento con un progressivo abbandono della presenza umana sul territorio. La valle del torrente Baganza si configura quindi come una tipica valle appenninica, sia dal punto di vista geomorfologico che dell'influenza antropica. Questo aspetto rende paradigmatico lo studio della struttura assunta dal suo mosaico ambientale.

Le immagini dell'area di studio sono state acquisite dallo scanner MIVIS (*Daedalus AA5000 Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer* del Consiglio Nazionale Ricerche, Progetto L.A.R.A.-Laboratorio Aereo per Ricerche Ambientali) che opera con 102 bande spettrali ripartite su quattro sensori, il primo con 20 bande nel visibile (0,43-0,83  $\mu\text{m}$ ), il secondo con 8 bande nel vicino infrarosso (1,15-1,55  $\mu\text{m}$ ), il terzo con 64 bande nell'infrarosso medio (2,00-2,50  $\mu\text{m}$ ) e l'ultimo con 10 bande nel termico (8,20-12,70  $\mu\text{m}$ ). L'intero bacino idrografico del Torrente Baganza è stato ripreso in dodici immagini MIVIS, disposte parallelamente all'asse longitudinale della valle e realizzate in data 10 luglio 1998 (con inizio alle ore 13,35) alla quota di volo di 3000 m assoluti. A tale quota, la risoluzione spaziale del sensore (dimensione di un *pixel*) è mediamente di 4 metri (corrispondente ad una scala pari circa a 1:7500).

In un precedente lavoro (FERRARINI *et al.*, 2001) la classificazione dell'area di studio è stata realizzata inserendo l'informazione spettrale fornita dal sensore MIVIS all'interno di una rete neurale di tipo MLP (multiperceptrone; RUMELHART e McCLELLAND, 1986). I notevoli livelli di accuratezza raggiunti (intorno al 98%) nel riconoscimento degli habitat dell'area di studio assicurano grande precisione nel modo in cui sono





**Fig. 1.** Limite vettoriale (in nero) del bacino idrografico del torrente Baganza sovrapposto al modello digitale del terreno (DEM). In alto a sinistra, la posizione della Val Baganza rispetto all'Italia. A destra, il reticolo idrografico del bacino e la suddivisione in fasce altitudinali.

state colte le caratteristiche dell'arrangiamento spaziale del paesaggio. Il sistema di classificazione degli habitat adottato è quello proposto nel progetto Biotopi del programma CORINE della UE (C.E.C., 1991), finalizzato a riconoscere ed elencare i siti di maggiore importanza per la conservazione della natura nel territorio comunitario. Gli habitat, individuati sulla base di variabili ecologiche, vengono identificati da un codice numerico gerarchico in cui la prima cifra definisce una delle sette categorie di base (comunità costiere e alofittiche, comunità di acque dolci, praterie e arbusteti, foreste, acquitrini e paludi, spiagge e pareti rocciose, aree agricole e antropizzate) e, insieme alla seconda, denota il tipo generico di habitat. Le prime due cifre sono seguite da un numero di decimali, fino ad un massimo di cinque, utilizzati per descrivere con maggiore precisione i singoli tipi di habitat. In tabella 1 è riassunta la corrispondenza tra le tipologie di habitat riconosciute mediante il sensore MIVIS ed il sistema di classificazione CORINE.

Per gli scopi del presente lavoro, le dodici classificazioni delle immagini MIVIS sono state georiferite sulla base di ortofoto digitali dell'area di studio e successivamente mosaicate per ottenere la mappa finale degli habitat. Tale mappatura è stata vettorializzata

**Tab. 1** Corrispondenza tra le classi di habitat riconosciute nel bacino idrografico del torrente Baganza mediante il sensore MIVIS e i codici delle tipologie di habitat CORINE Biotopes dell'Unione Europea.

Classe MIVIS	Codice CORINE	Tipologia di Habitat
abete bianco	42.1B1	Rimboschimenti ad abete bianco
acqua	22.1	Corpi d'acqua (laghi, bacini)
	24.1	Corsi d'acqua
carpino nero	41.813	Boschi di carpino nero submontani
cerro	41.74	Boschi di cerro
faggio	41.1744	Faggete neutrofile
pino nero	42.67	Rimboschimenti di pino nero
pioppo	44.614	Pioppeti ripariali
robinia	83.3234	Formazioni di <i>Robinia pseudoacacia</i>
roverella	41.7312	Boschi di roverella
prato	34.3266	Praterie semiaride appenniniche
	38.13	Prati abbandonati
	38.2	Prati da sfalcio submontani e montani
	36.334	Praterie a brachipodio
	82.11	Seminativi di foraggiere
litoide	86.2	Aree urbanizzate, piccoli agglomerati
	62.4	Affioramenti litoidi e suolo nudo
	82.11	Seminativi arati di foraggiere

all'interno del GIS ArcView e quindi inserita all'interno del software FRAGSTAT (McGARIGAL e MARKS, 1995) per procedere all'analisi degli aspetti strutturali del mosaico ambientale. Gli indici del *pattern* del paesaggio possono essere calcolati a tre livelli gerarchici: dell'intero paesaggio (livello A), di tipologie di habitat (livello B) e di singoli habitat. Il terzo livello non è stato considerato per gli scopi del presente lavoro. Nella scelta degli indici da utilizzare sono stati seguiti due criteri (FROHN, 1998): il loro contenuto doveva a) fornire informazioni sulle caratteristiche di area, forma, frammentazione e densità degli habitat e b) presentare un basso grado di ridondanza.

Successivamente la mappa degli habitat dell'area di studio è stata sovrapposta al modello digitale del terreno (DEM) allo scopo di suddividerla in tre fasce altitudinali (planiziale, collinare, montana). Sono state scelte le quote altimetriche di 400 e 800 metri, per suddividere rispettivamente la zona di pianura da quella di collina e quest'ultima dalla regione montana. Tale suddivisione risponde ad una ben precisa zonazione fitoclimatica (Rossi, 1999): oltre i 400 m è presente la fascia dei querceti a roverella e dei boschi a carpino nero, mentre oltre gli 800 m dominano incontrastate le faggete. Dal DEM sono state ricavate anche la mappa delle pendenze e quella dei versanti, allo scopo di ottenere ulteriori informazioni sulla distribuzione spaziale dei biotopi CORINE mappati. Per ognuna delle tre fasce altimetriche considerate sono stati calcolati gli indici descritti in tabella 2. L'indice di distanza media dal vicino più prossimo (DMVP) fornisce informazioni sul grado di frammentazione a livello A o B. Bassi valori di DMVP indicano che gli habitat tendono ad avere nell'intorno più prossimo un vicino appartenente alla stessa classe (basso grado di frammentazione); all'opposto se i valori assunti dall'indice sono elevati. La DMVP influenza molti importanti processi del paesaggio e gioca un ruolo fondamentale nella teoria della biogeografia delle isole (MACARTHUR e WILSON, 1967) e delle metapopolazioni (LEVINS, 1970). La distanza tra gli habitat ha avuto un ruolo fondamentale anche nei recenti sforzi di conservazione di specie minacciate (LAMBERSON et al., 1992). L'indice di dispersione (ID) descrive il grado di "mescolanza" tra gli habitat: assume valori bassi se esiste una polarizzazione dei confini, ossia se una certa tipologia di habitat tende a confinare in modo preferenziale con un'altra; in caso opposto assume valori prossimi a 100.

L'indice di uguaglianza di Shannon (IS) descrive il grado di dominanza di una certa tipologia di habitat: assume valori prossimi a 0 quando esiste una classe dominante (in termini di area occupata) e valori prossimi a 1 se l'area di studio è distribuita in modo pressoché uguale tra le diverse tipologie. La densità di habitat

**Tab. 2.** Sono elencati gli indici, a livello di paesaggio e di singole tipologie di habitat, calcolati utilizzando il software FRAGSTAT sulle classificazioni realizzate con il sensore MIVIS.

livello: paesaggio					
	Nome	Sigla	Range di valori	Unità di misura	Descrizione
1	Habitat di maggiori dimensioni	HMD	da 0 a 100	percentuale	rappresenta il rapporto tra l'area dell'habitat di maggiori dimensioni e l'area totale di studio
2	Indice di dispersione	ID	da 0 a 100	percentuale	assume valori prossimi a 100 quando ogni tipologia di habitat tende a confinare in modo uguale con ogni altra tipologia. Tende a 0 in caso opposto
3	Indice di uguaglianza di Shannon	IS	da 0 a 1	nessuna	è pari a 0 quando il paesaggio contiene un solo habitat e cresce verso 1 all'aumentare del numero di habitat e di una uguale distribuzione degli habitat dentro ogni tipologia
4	Densità di habitat	DH	da 0 in poi	nessuna	rappresenta il numero di habitat per ogni ettaro di area di studio
5	Distanza media dal vicino prossimo	DMVP	da 0 in poi	metri	rappresenta la distanza media di un habitat dal vicino più prossimo appartenente alla stessa classe. Il valore viene mediato su tutti gli habitat del paesaggio
livello: tipologie di habitat (classe)					
	Nome	Sigla	Range di valori	Unità di misura	Descrizione
1	Habitat di maggiori dimensioni	HMD	da 0 a 100	percentuale	rappresenta il rapporto tra l'area dell'habitat di maggiori dimensioni di una certa classe e l'area totale di studio
2	Indice di dispersione	ID	da 0 a 100	percentuale	assume valori prossimi a 100 quando una classe tende a confinare in modo uguale con ogni altra tipologia. Tende a 0 nel caso opposto
3	Densità di habitat	DH	da 0 in poi	nessuna	rappresenta il numero di habitat appartenenti ad una certa classe per ogni ettaro di area di studio
4	Indice frattale	IF	da 1 a 2	nessuna	assume valori prossimi a 1 per habitat con forme semplici (circolari o quadrate) e cresce fino a 2 per habitat con forme complesse. Il valore viene mediato per tutti gli habitat di una certa classe
5	Distanza media dal vicino prossimo	DMVP	da 0 in poi	metri	rappresenta la distanza media di un habitat dal vicino più prossimo appartenente alla stessa classe. Il valore viene mediato su tutti gli habitat di una certa classe

(DH) quantifica l'abbondanza di habitat per unità di superficie a livello A o B. Un paesaggio con una maggiore densità di habitat presenta una maggiore eterogeneità spaziale, in grado di influenzare un numero elevato di processi ecologici tra cui le interazioni tra sub-popolazioni di una certa metapopolazione (GILPIN e HANSKI, 1991) e la propagazione del disturbo (fuoco, malattie) nel paesaggio: ad un grado maggiore di DH, corrisponde una minore probabilità di propagazione del disturbo (FRANKLIN e FORMAN, 1987). L'indice HMD (habitat di maggiori dimensioni) evidenzia la presenza o meno di un habitat di grandi dimensioni, a livello A o B. Valori elevati di HMD evidenziano grande omogeneità spaziale con un habitat che tende ad occupare una percentuale elevata dell'area di studio. Questo tipo di situazione tende a facilitare i flussi di materia ed energia (vettori biotici ed abiotici) nel paesaggio, perchè all'aumentare di HMD diminuiscono le aree di transizione tra gli habitat. L'indice frattale (IF) tiene

conto della complessità della forma degli habitat che influenza alcuni processi ecologici come la migrazione dei mammiferi (BUECHNER, 1989), la colonizzazione da parte di piante (HARDT e FORMAN, 1989) e le strategie di foraggiamento degli erbivori (FORMAN e GODRON, 1986). L'indice IF è stato calcolato (a livello B) come valore medio di IF di tutti gli habitat appartenenti ad una certa tipologia. Il grado di complessità della forma viene spesso usato nella letteratura scientifica come indicatore del livello di pressione antropica agente sugli habitat: la presenza dell'uomo tende a semplificare le forme abbassando il valore di IF verso il valore unitario, all'opposto un alto grado di naturalità è evidenziato da valori di IF prossimi a 2.

## RISULTATI

L'intera area di studio occupa una superficie di 17705 ettari di cui il 35,09% a prato (prati naturali e agricoli), il 20,57% a bosco di carpino nero, il 16,59%

a litoide (urbanizzato, suolo nudo e affioramenti rocciosi), il 15,02% a bosco di faggio, il 5,08% a roverella ed il 4,09% a cerro. Percentuali minori della valle sono occupate da pinete (1,71%), pioppeti (1,07%), boschi ad abete (0,61%), robinieti (0,15%) e acque lentiche o lotiche (0,01%). Le acque lentiche sono rappresentate da alcuni laghetti appenninici di modeste dimensioni, mentre il basso valore di superficie occupata dalle acque lotiche dipende dalla scarsità d'acqua del greto del Torrente Baganza (e dei suoi affluenti) durante i mesi estivi (periodo della ripresa con il sensore MIVIS).

Le aree boscate ammontano quindi al 48,3% dell'intera area di studio (8551 ettari) di cui circa la metà a carpino nero. L'elevatissima risoluzione spaziale del sensore MIVIS ha permesso di riconoscere un numero molto elevato di habitat (47088) con una densità complessiva di 2,65 habitat per ettaro. L'intero bacino presenta un indice di dispersione pari 63,26, ovvero le tipologie di habitat (classi) risultano tra loro ben "mescolate" con rari casi di isolamento geografico rappresentati dagli habitat a pioppo (ID = 42,44). Il valore elevato dell'indice di uguaglianza di Shannon (0,72) indica una ripartizione non polarizzata dell'area di studio con 4 classi (prato, carpino, faggio e litoide), ognuna delle quali occupa più del 15% del bacino. In media ogni habitat della valle dista 99,1 m dal suo vicino più prossimo appartenente alla stessa classe, ma tale valore risulta poco significativo poiché varia moltissimo a seconda della classe che si considera: assume valore di 70,76 m per gli habitat a prato, di 77,79 m per i carpini, di 81,07 m per le faggete e sale fino a 827,31 m per i boschi a robinia. Il valore risultante di 2742,63 m per gli habitat acquatici è scarsamente significativo per via delle già citate condizioni di scarsità d'acqua del bacino idrografico al momento della ripresa. Le classi che presentano habitat ininterrotti di maggiori dimensioni sono quella dei boschi di faggio nella fascia montana (6% dell'intera superficie della valle), dei boschi di carpino (3% dell'intero bacino) nella fascia collinare e dei prati (3%) nella zona di pianura.

La zona di pianura è costituita per più del 53% da prati (quasi esclusivamente di tipo agricolo) e per il 30% circa da aree a litoide (urbanizzato e seminativi arati). Le aree boschive occupano circa il 17% della fascia pianiziale con dominanza di roverella (6,17%), di carpino (5,3%) e pioppo (4,23%). In misura minore sono presenti boschi di origine antropogenica quali pinete (0,51%) e robinieti (0,49%). La zona collinare è ancora dominata dalle aree prative (36,68%, principalmente agricole, ma con presenza anche di numerosi prati abbandonati o adibiti a pascolo). Seguono, in termini di importanza, la classe dei boschi di carpino

(30,26%) e quella del litoide (15,56%). Ben rappresentate sono anche le classi dei boschi di roverella (8,94%) e di cerro (5,83%). In misura esigua sono presenti boschi di pino nero (1,38%), faggio (0,92%), abete (0,27%), robinia (0,08%) e pioppo (0,08%). La fascia montana è dominata dalle faggete (36,55%) e dalle aree a prato (22,19%) prevalentemente di tipo naturale. I boschi a carpino rappresentano il 21% della superficie totale di questa fascia, mentre il litoide (prevalentemente sotto forma di affioramenti rocciosi) occupa poco meno del 9%. Sono presenti, in misura inferiore, boschi a cerro (5%), pino nero (2,79%), roverella (2,18%) e abete (1,31%). La classe acqua (rappresentata da piccoli laghetti appenninici e pre-appenninici) occupa appena lo 0,03% della fascia montana.

Il confronto tra gli indici calcolati a livello di paesaggio e delle tre fasce di pianura (4337 ettari), collina (6533 ettari) e montagna (6835 ettari) è riassunto in figura 2. L'indice HMD assume il valore dell'11% per la fascia di pianura, dell'8% per la fascia di collina e del 16% per la fascia di montagna. I valori delle zone di pianura e di collina sono attribuibili a due habitat adibiti ad uso agricolo, mentre quello della fascia montana ad un habitat di faggio di quasi 1100 ettari, situato oltre i 1000 metri. La densità di habitat è massima in collina (2,92 habitat/ettaro) e minima nella zona di pianura (DH pari a 2,49) dove sono presenti campi agricoli di grandi dimensioni. L'indice ID aumenta dalla pianura (48,64) in direzione della montagna (64,78), all'opposto la DMVP è massima in pianura (134,8 m) e simile nelle fasce di collina (114,3 m) e di montagna (114,6 m). L'indice di Shannon mostra un andamento chiaramente crescente nel passare dalla pianura (0,55) alla montagna (0,68). I cinque indici considerati risultano ben differenziati per fasce altimetriche supportando la suddivisione dell'intero bacino secondo il gradiente altimetrico. Inoltre tre (IS, ID, DMVP) dei cinque indicatori hanno un andamento marcato crescente o decrescente passando dalla pianura alla montagna.

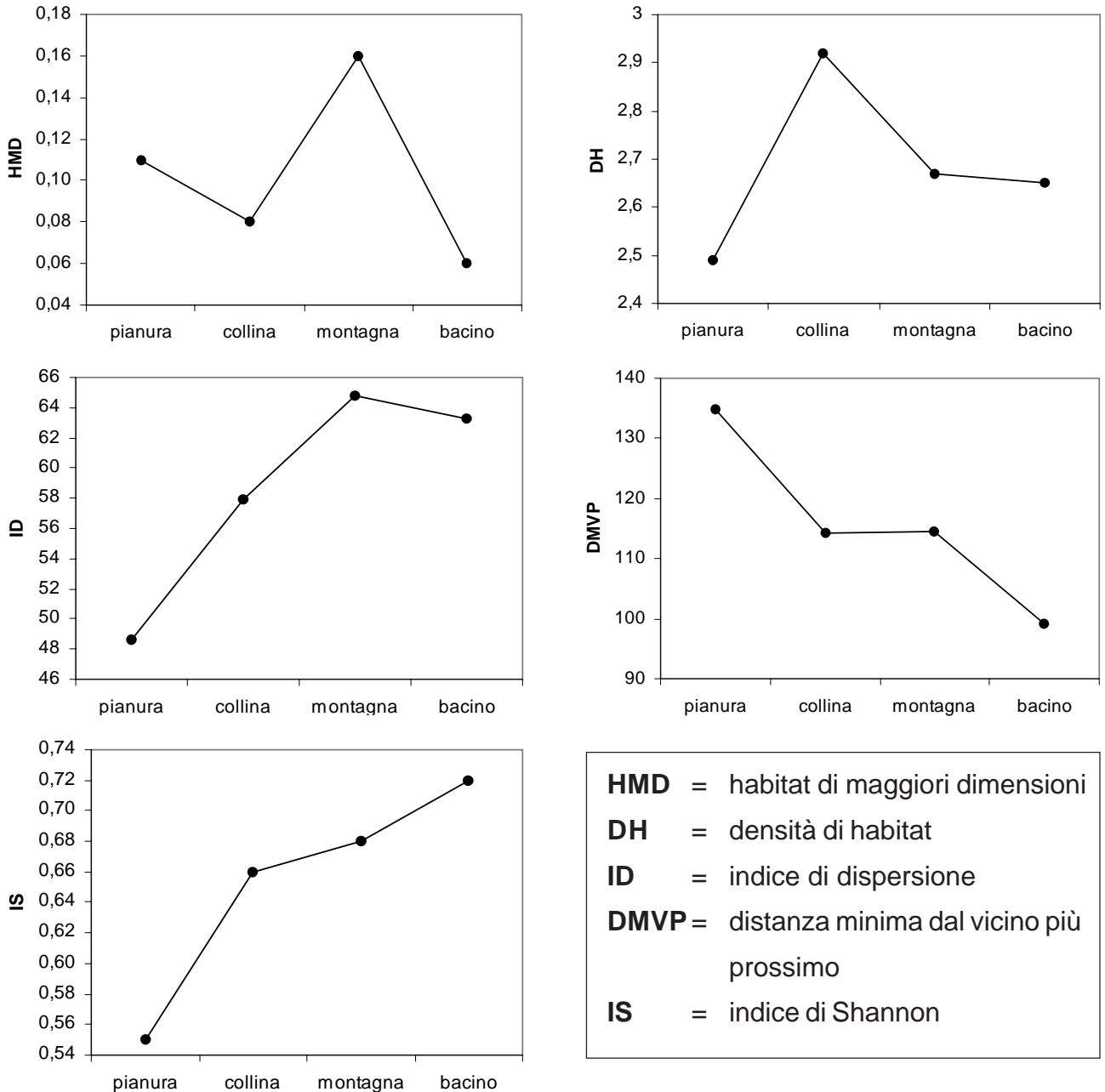
Gli indicatori calcolati a livello di classe sono stati analizzati mediante la tecnica delle componenti principali (PCA; Fig. 3, 4, 5 e 6) per facilitarne l'interpretazione. Se si considera l'intera area di studio (Fig. 3), le prime due componenti riassumono più del 90% della varianza iniziale. Sul primo asse (correlato positivamente con gli indici ID e DMVP e negativamente con gli indici DH, IF e HMD) vengono distinte le classi faggio (valori negativi) e acqua (valori positivi). Le faggete presentano, in effetti, valori elevati dell'IF (1,53) e dell'indice HMD (6%), mentre la classe acqua ha un valore molto elevato di DMVP (2742 m) che rappresenta la distanza tra i laghetti nella fascia montana e pedemontana. Le classi cerro e roverella hanno



valori quasi uguali su entrambe le componenti a indicare una forte somiglianza di quasi tutti gli indici presi in considerazione. Il punteggio elevato della classe robinia sulla prima componente è ascrivibile principalmente al valore elevato di DMVP (827 m), mentre il punteggio basso della classe a prato sulla seconda è causato sia da valori elevati sia di DH (88,69) che di ID (69,78).

La PCA delle classi di pianura (Fig. 4) riassume

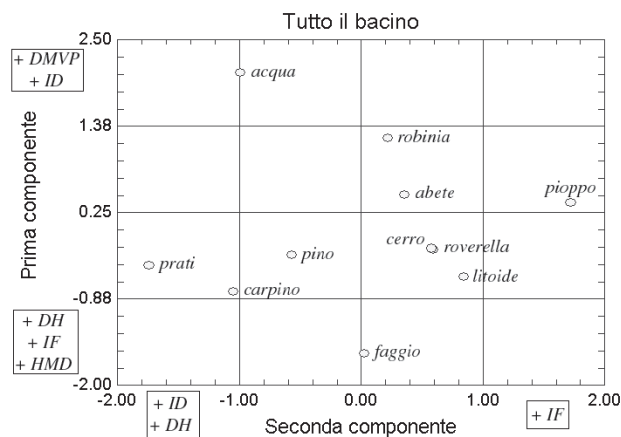
sulle prime due componenti l'88,4% dell'informazione contenuta negli indici calcolati. Sul primo asse viene separata la classe robinia che, pur avendo un IF basso (1,17), presenta valori molto elevati di ID (67,29) e di DMVP (785,3 m). Le classi prato e litoide si distinguono per punteggi molto bassi sul primo asse dovuti a valori molto elevati sia di DH (107,12 per i prati e 75,6 per il litoide) che di HMD (11% per i prati e 7% per il litoide). Le posizioni ravvicinate nel piano delle compo-



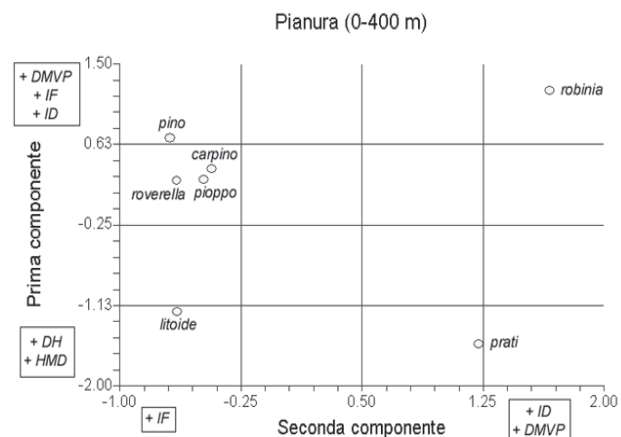
**Fig. 2.** Grafici relativi ai 5 indici del paesaggio calcolati sia a livello dell'intero bacino idrografico del Torrente Baganza che delle tre fasce altitudinali (pianura, collina, montagna) considerate.

nenti delle classi carpino, roverella e pioppo evidenziano la forte somiglianza per i 5 indici considerati. La classe a pino si stacca da queste tre classi per i valori bassi di DH (2,31) e di HMD (40,88).

Le classi della fascia di collina risultano ben distinte sia sulla prima che sulla seconda PCA (Fig. 5). Pioppetti e robinieti assumono punteggi elevati sulla prima componente dovuti a valori molto alti di DMVP (1831,15 m e 1443,27 m rispettivamente), mentre i



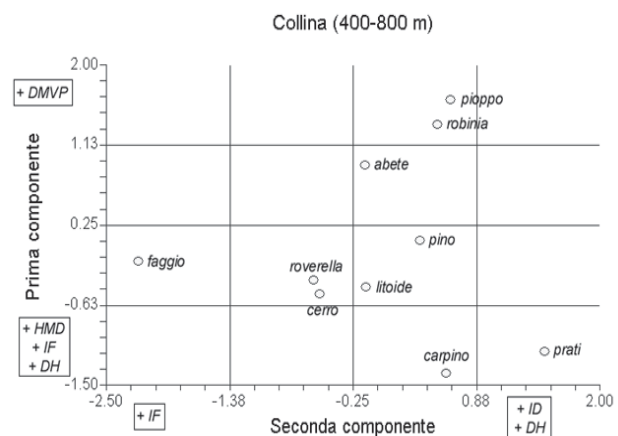
**Fig. 3.** Analisi delle componenti principali (calcolate sulla matrice di correlazione) degli indici relativi alle tipologie di habitat di tutto il bacino del torrente Baganza. Sono rappresentate la prima (59,4% della varianza iniziale) e la seconda componente (30,2% della varianza iniziale). Di ogni componente vengono fornite le correlazioni (solo quelle significative) con le variabili di partenza all'interno dei box rettangolari. Per esempio, valori alti sulla prima componente sono attribuibili alle classi con valori elevati dell'indice DMVP e dell'indice ID mentre punteggi bassi sono dovuti a valori elevati degli indici DH, IF e HMD.



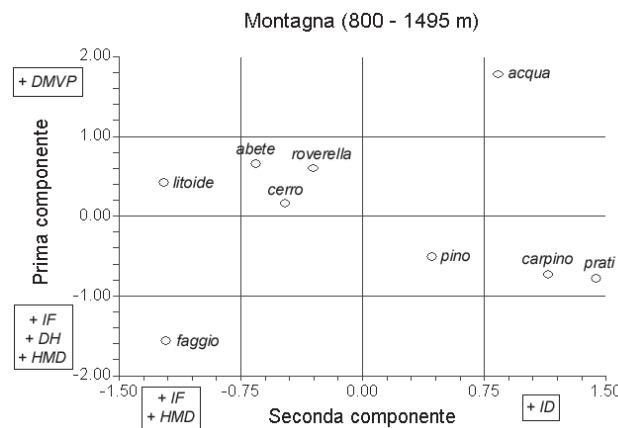
**Fig. 4.** Analisi delle componenti principali (calcolate sulla matrice di correlazione) degli indici relativi alle tipologie di habitat della zona di pianura. Sono rappresentate la prima (63,5% della varianza iniziale) e la seconda componente (24,9% della varianza iniziale).

punteggi negativi di carpineti e prati sono dovuti a valori elevati di IF (1,42 e 1,4 rispettivamente) e di DH (78,37 e 100,38 rispettivamente).

L'analisi delle PCA per la fascia di montagna (Fig. 6) mette in evidenza le caratteristiche peculiari delle classi acqua e faggio, che assumono valori estremi sulla prima componente. Il valore elevato di DMVP (2742,6 m) per la classe acqua giustifica il valore elevato positivo sul primo asse, mentre i valori elevati di IF (1,53) e di HMD (16%) della classe faggio ne determinano il valore negativo. La classe prato si caratterizza per il punteggio elevato sulla seconda componente, risultato che è determinato principalmente dal valore elevato di ID (70,07). I prati della fascia di montagna sono quasi esclusivamente prati naturali con



**Fig. 5.** Analisi delle componenti principali (calcolate sulla matrice di correlazione) degli indici relativi alle tipologie di habitat della zona di collina. Sono rappresentate la prima (58,3% della varianza iniziale) e la seconda componente (26,8% della varianza iniziale).



**Fig. 6.** Analisi delle componenti principali (calcolate sulla matrice di correlazione) degli indici relativi alle tipologie di habitat della zona di montagna. Sono rappresentate la prima (57,3% della varianza iniziale) e la seconda componente (27,8% della varianza iniziale).



un valore di IF (1,42) superiore a quello della classe carpino (1,37). Queste due classi presentano valori praticamente uguali sul primo asse poiché molto simili per tutti e cinque gli indicatori considerati. La classe prato presenta una complessità media delle forme (indice IF) nettamente crescente andando dalla pianura (1,15), alla collina (1,38) fino alla fascia montana (1,42). Il *trend* è giustificato dal fatto che i prati in pianura sono fondamentalmente superfici agricole con forme semplificate tipiche degli habitat antropogenici, mentre in collina e montagna sono fondamentalmente abbandonati o adibiti al pascolo.

## DISCUSSIONE

Le emergenze vegetazionali nell'area di studio sono espressione del marcato gradiente altitudinale e morfologico che caratterizza la valle. La sua forma stretta ed allungata determina la presenza di precise zonazioni vegetazionali:

- area pianiziale, da Parma fino alle prime colline;
- area submediterranea, che comprende la fascia collinare dai 400 agli 800 m;
- area submontana e montana al di sopra degli 800 m.

La zona pianeggiante è dominata dall'attività agricola e la vegetazione naturale è limitata alle aree soggette a minor pressione antropica, in prossimità del greto del Torrente Baganza, anche se, per questo, non meno disturbate da altre sorgenti di stress, come i periodi di magra e di piena dei corsi d'acqua. Le limitate zone boscate sono sostanzialmente rappresentate da boschi di pioppo nero (*Populus nigra*) e robinia (*Robinia pseudoacacia*). Nell'area collinare la vegetazione forestale è costituita dai boschi misti dove le specie arboree più abbondanti sono le querce e i carpini. Tra le querce domina la roverella (*Quercus pubescens*), che però perde il suo valore di indicatore di "versante caldo e arido", trovandosi sia in condizioni xerofile che semixerofile. Condizioni di carattere più mesofilo favoriscono il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*). L'area submontana vede la forte prevalenza di cerro (*Quercus cerris*) soprattutto sui versanti meno acclivi. La roverella è quasi scomparsa e le aree prative sono in prevalenza prati permanenti ancora sfalciati (arrenate-reti). Infine, la fisionomia dell'area montana è caratterizzata dal bosco neutrofilo a faggio (*Fagus sylvatica*), da praterie arbustate e pascoli a brachipodio. La presenza di rimboschimenti è legata ad essenze come l'abete bianco (*Abies alba*) e il pino nero (*Pinus nigra*).

Nel suo complesso, il bacino idrografico del torrente Baganza presenta una struttura paesistica con tre sottostrutture annidate e ben distinte. Il gradiente altimetrico origina e mantiene questo *pattern* strutturale sia perché influenza la presenza dell'uomo sia perché

determina differenze climatiche e geomorfologiche. La fascia pianiziale presenta una struttura molto omogenea, dominata da habitat antropizzati di tipo agricolo e urbano che si interfacciano quasi esclusivamente tra loro, determinando un grado molto basso di mescolanza tra gli habitat (ID = 48,64). La copertura boschiva pianiziale ha natura prevalentemente antropogenica come testimoniato dai bassi valori di IF delle classi a robinia, pioppo e pino nero (1,17, 1,25 e 1,28 rispettivamente). Le tipologie a carpino nero e a roverella presentano valori frattali superiori (1,33 e 1,38 rispettivamente) dovuti al loro posizionamento ad altitudini intorno ai 300 m dove il disturbo antropico è inferiore. Le tipologie a pioppo e pino nero risultano estremamente confinate (ID pari a 45,75 e 40,88), la prima lungo il greto del torrente e la seconda sotto forma di rimboschimenti isolati di natura artificiale. La fascia pianiziale può essere quindi definita come un paesaggio "culturale" dove le strutture sono semplici, i confini tra gli habitat tendenzialmente lineari e il mosaico ambientale, lungi dall'essere caotico, è completamente determinato dalla presenza dell'uomo.

La fascia di collina è la più eterogenea delle tre fasce dal punto di vista strutturale. Essa presenta la più alta densità di habitat e il più basso valore di habitat di maggiori dimensioni, causati dalla mancanza di una tipologia dominante (come invece accade per i prati in pianura e le faggete in montagna). Tale fascia presenta anche il maggior numero di tipologie di uso del suolo (10, rispetto a 9 della zona di montagna e 7 della fascia pianiziale). Le tipologie di habitat sono maggiormente frammiste (ID pari a 57,93) e la superficie totale è meglio ripartita tra le classi (IS = 0,66) rispetto alla fascia di pianura. I boschi hanno mediamente forme più complesse, indice di un maggior grado di naturalità rispetto alla pianura, se si eccettuano naturalmente i rimboschimenti antropogenici ad abete (IF = 1,17) e le piantagioni a robinia (IF = 1,17). Nel suo complesso, la fascia collinare ha una tessitura a grana fine, risultante dal concorso di forze antropiche e naturali entrambe motrici del cambiamento del mosaico ambientale. Per numero e tipologia di classi presenti, la fascia collinare tende ad assomigliare alla zona montana e i processi socio-demografici lasciano prevedere una tendenza direzionale verso la fascia montana piuttosto che verso quella pianiziale. Questa ipotesi è supportata anche dalle similarità delle caratteristiche geomorfologiche.

La fascia montana ha carattere di forte naturalità con coperture prevalentemente boschive scarsamente influenzate dalla presenza dell'uomo. L'intervento antropico nell'area delle faggete si realizza quasi esclusivamente nella fruizione turistica del bosco. La produzione di legname è limitata all'uso privato e comunque normato sopra i 1200 metri (L.R. 8 agosto 1985).

Questo favorisce una situazione di alto fusto e una condizione di naturalità del bosco. Le tipologie di habitat sono molto frammiste (ID = 64,78), soprattutto i prati, costituiti principalmente da coperture erbacee naturali. Le tipologie di habitat che sono in comune con la fascia di collina presentano maggiore complessità di forma e maggiori valori di dispersione. La fascia montana è costituita quindi da un ecomosaico complesso, con strutture e forme risultanti dal concorso di più cause (clima, pedologia, geomorfologia) in cui, probabilmente, ogni struttura è il risultato di microstrutture a scale ancora più fini rispetto a quella utilizzata per gli scopi del presente lavoro. Le forme degli habitat sono più convolute e più allungate (soprattutto se in concomitanza con le maggiori pendenze) e anche la variabilità di forme è maggiore. Le tendenze demografiche all'invecchiamento e allo spopolamento di questa parte della valle favoriscono i processi di rinaturalizzazione e lasciano prevedere un'evoluzione futura, su tempi lunghi, verso *pattern* spaziali ancora più complessi.

L'analisi delle PCA condotta sulle singole fasce altitudinali ha messo ulteriormente in evidenza la differente complessità del mosaico ambientale. Il metodo di Frontier (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998) per le PCA individua due soglie di significatività per la prima e la seconda componente, rispettivamente 45,67% e 25,68% della varianza complessiva. Per la fascia pianiziale, la prima componente spiega il 63,5% della varianza iniziale e la seconda (non significativa) solo il 24,9%. Nelle altre due fasce, entrambe le componenti risultano invece significative. Questo risultato indica una maggiore semplicità strutturale del mosaico di pianura, le cui caratteristiche sono riconducibili ad un solo asse significativo.

La mappatura degli habitat utilizzata per il presente lavoro proviene dalla classificazione di immagini telerilevate del sensore MIVIS. Le caratteristiche del sensore sono di notevole utilità per il riconoscimento di biotopi CORINE: l'elevata risoluzione spaziale (4 metri) ha permesso di riconoscere habitat anche di dimensioni minime, mentre la risoluzione spettrale (102 canali) è talmente elevata da consentire la discriminazione molto accurata delle tipologie di habitat presenti nell'area di studio. Sono stati fatti tentativi per riconoscere gli habitat dell'area di studio anche mediante il satellite Landsat, ma ci si è scontrati con due difficoltà: a) i bassi livelli di accuratezza raggiunti (intorno al 76%) e b) l'impossibilità di cogliere in modo appropriato ed efficace la notevole eterogeneità del *pattern* del mosaico ambientale della fascia di collina.

L'accorpamento dei codici CORINE relativi alla

tipologia prato, in un'unica classe, è dipeso dalla difficoltà di distinguere alcuni biotopi erbacei sulla sola base dell'informazione spettrale. La scelta di accorpare i codici CORINE 62.4, 86.2 e 82.11 nell'unica classe del litoide è motivabile sia alla luce del comportamento spettrale simile di queste superfici che dello scarso interesse nell'analizzarli come singole tipologie di habitat. L'utilizzo del sistema CORINE *Biotopes* ha permesso un approccio standardizzato alla classificazione del paesaggio, con un'attenzione particolare nei confronti degli habitat di tipo naturale e semi-naturale.

## CONCLUSIONI

Utilizzando i dati telerilevati del sensore MIVIS sono stati riconosciuti 47088 habitat presenti nel bacino idrografico del torrente Baganza. Sulla mappatura risultante sono stati calcolati diversi indici del paesaggio, la cui analisi ha permesso di trarre conclusioni sui principali aspetti strutturali dell'ecomosaico ambientale del bacino idrografico del torrente Baganza. Utilizzando il modello digitale del terreno, l'area di studio è stata divisa in tre fasce altitudinali (pianura, collina e montagna) ognuna delle quali è stata analizzata sia a livello di paesaggio che di singole tipologie di habitat. La Val Baganza ha mostrato un marcato gradiente altitudinale, spiegabile sia alla luce della variazione del grado di pressione antropica che delle condizioni climatiche e geomorfologiche. Lungo tale gradiente si sostituiscono classi di habitat, mentre le tipologie in comune a tutte le fasce altitudinali modificano le loro caratteristiche in base all'uso reale che ne viene fatto; il caso tipico riguarda la classe prato, di natura principalmente antropica in pianura, naturale in montagna. La fascia pianiziale e quella montana mostrano attributi quasi opposti in termini di densità, forma, connettività e distribuzione degli habitat. La fascia collinare mostra caratteristiche strutturali più simili a quelle della montagna che della pianura, sia per motivi legati ad aspetti geomorfologici che per i processi di spopolamento ed invecchiamento della popolazione nei centri abitati.

Il sensore iperspettrale MIVIS ha permesso di cogliere con accuratezza la grande eterogeneità della distribuzione spaziale degli habitat (differentemente da quanto ottenuto con il satellite Landsat). L'utilizzo del sistema di classificazione CORINE *Biotopes*, infine, ha assicurato un approccio standard alla classificazione del mosaico ambientale oggetto di studio.

## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i *referee* anonimi che hanno contribuito al miglioramento della forma e del contenuto del presente lavoro.

## BIBLIOGRAFIA

- BUECHNER M., 1989. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? *Landscape Ecology*, **2**: 191-199.
- C.E.C. (Commission of European Community), 1991. *CORINE Biotopes Manual, habitats of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation*. EUR 12587/3, Bruxelles, 324 pp.
- FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2001. Classificazioni vegetazionali ad elevata accuratezza: la metodologia delle reti neurali applicata ai dati iperspettrali MIVIS. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, **22**: 13-22.
- FORMAN, R.T.T., GODRON M., 1986. *Landscape ecology*. New York, John Wiley & Sons, 619 pp.
- FRANKLIN, J.F., FORMAN R.T.T., 1987. Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, **1**: 5-18.
- FROHN R.C., 1998. *Remote sensing for landscape ecology, new metric indicators for monitoring, modeling and assessment of ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Boston, London, New York, Washington D.C., 287 pp.
- GILPIN M.E., HANSKI I. (eds.), 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*, San Diego, Academic Press, 336 pp.
- HALL F.G., STREBEL D.E. e SELLERS P.J., 1988. Linking knowledge among spatial and temporal scales: vegetation, atmosphere, climate and remote sensing. *Landscape Ecology*, **2**: 3-22.
- HARDT R.A., FORMAN, R.T.T., 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*, **70**: 1252-1260.
- JOHNSTON C.A. & BONDE J., 1989. Quantitative analysis of ecotones using a GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **55**: 1643-1647.
- LAMBERSON R.H., MCKELVEY R., NOON B.R., VOSS C., 1992. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. *Conservation Biology*, **6**: 1-8.
- LEGENDRE P. & LEGENDRE L., 1998. *Numerical ecology*. 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, 853 pp.
- LEVINS, R., 1970. Extinctions. In: Gertenhaber M. (eds.), *Some mathematical questions in biology*. Vol. 2. Providence, RI: American Mathematical Society: 77-107.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press, 203 pp.
- MCGARIGAL K., MARKS B. J., 1995. FRAGSTATS: *spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 pp.
- NAVEH Z., LIEBERMAN A., 1994. *Landscape ecology theory and application*. Springer Verlag, New York, 256 pp.
- PIGNATTI S., 1994. *Ecologia del paesaggio*. UTET, Milano, Italia, 236 pp.
- RUMELHART D.E., MCCLELLAND J.L., 1986. *Parallel distributed processing*. MIT Press, Cambridge, MA, 458 pp.
- RIPLEY B. D., 1981. *Spatial statistics*, John Wiley, New York, 428 pp.
- ROSSI P., 1999. *Analisi della diversità vegetazionale mediante la classificazione CORINE Biotopes*. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Università di Parma.
- SCHREIBER K.F., 1990. The history of landscape ecology in Europe, in: Zonneveld I.S. e Forman R.T.T. (eds.), *Changing landscapes: an ecological perspective*, Springer-Verlag, New York, 314 pp.
- SINGH A., 1989. Digital change detection techniques using Remotely sensed Data. In: Eden M.J. and Parry J.T. (eds.), *Remote Sensing and Tropical Land Management*. John Wiley & Sons, London, 237-254.
- TURNER M.G. e GARDNER R.H., 1991. *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*, Springer-Verlag, New York, 528 pp.



# **Analisi dell'evoluzione del paesaggio mediante l'approccio geostatistico ai dati telerilevati: il bacino del torrente Baganza (Parma)**

**Alessandro Ferrarini\* e Pierfrancesca Rossi, Orazio Rossi**

*Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Viale delle Scienze 11/A - 43100 Parma*

\* *Autore referente per la corrispondenza (al.ferr@nemo.unipr.it)*

*Pervenuto il 26.7.2002; accettato il 25.11.2002*

## **Riassunto**

Il paesaggio è un mosaico complesso in continuo divenire, i cui cambiamenti originano dalla interazione tra i fenomeni naturali e le azioni pianificate dall'uomo. Il territorio è formato da numerose componenti strutturali, ognuna con dinamiche proprie; l'analisi della sua evoluzione temporale deve considerare la natura di tutte le parti coinvolte, ma anche le loro specifiche frequenze, velocità e intensità di cambiamento nel tempo. Per tale motivo, la metodologia scientifica è importante almeno quanto la disponibilità di una informazione geografica adeguata riferita a periodi temporali differenti.

Nel presente lavoro, sono state utilizzate immagini satellitari Landsat riguardanti il bacino idrografico del torrente Baganza, riferite a periodi di tempo differenti, per l'acquisizione di informazioni sui cambiamenti intercorsi in tale area. Per mezzo del modello digitale del terreno (DEM), il bacino idrografico del Baganza è stato suddiviso in tre fasce altitudinali per ognuna delle quali, utilizzando l'approccio geostatistico, è stato possibile analizzare: a) le direzioni preferenziali del cambiamento; b) la scala spaziale alla quale è avvenuto; c) il grado di omogeneità/eterogeneità spaziale delle trasformazioni; d) l'informazione persa per l'inadeguatezza della risoluzione spaziale del satellite Landsat.

Tale approccio è in grado di cogliere efficacemente gli aspetti principali delle dinamiche del territorio e di fornire ipotesi approfondite sulle forze che le determinano, rappresentando nel contempo una metodologia scientifica a basso costo e di notevole utilità, per tutti coloro che si occupano di pianificazione e gestione territoriale.

PAROLE CHIAVE: paesaggio / dimensione temporale / geostatistica / satellite Landsat / telerilevamento

## **Abstract**

### **Landscape changes analysis through the geostatistic approach to remotely sensed data**

Landscape is a dynamic phenomenon that almost continuously changes. The overall change of a landscape is the result of complex and interacting natural and spontaneous processes and planned actions by man. Landscapes are formed by many components which all have their own dynamics of change. Therefore, studying change must consider the nature of all the components as well as their specific frequency, pace and magnitude of change. To detect changes, the method to describe or measure the landscape features is important as well as the availability of adequate and comparable information in map-like format for different time periods.

In this work, two Landsat images covering the Baganza stream watershed have been used. As they are related to different dates, they provide information about changes that happened inside the study area. Using the digital terrain model (DEM), the whole watershed has been divided into three altitudinal belts. Using the geostatistic approach a) the main directions of changes, b) their spatial scale, c) the degree of spatial homogeneity/heterogeneity of landscape modifications, d) the degree of information loosed because of the insufficient satellite resolution, have been analyzed. Our approach can enhance the main causes of landscape changes and it provides deep hypotheses about their driving forces. In addition, it represents a low-cost scientific methodology, that is very useful to people planning and managing landscape.

KEY WORDS: landscape / temporal dimension / geostatistic / Landsat data / remote sensing

**INTRODUZIONE**

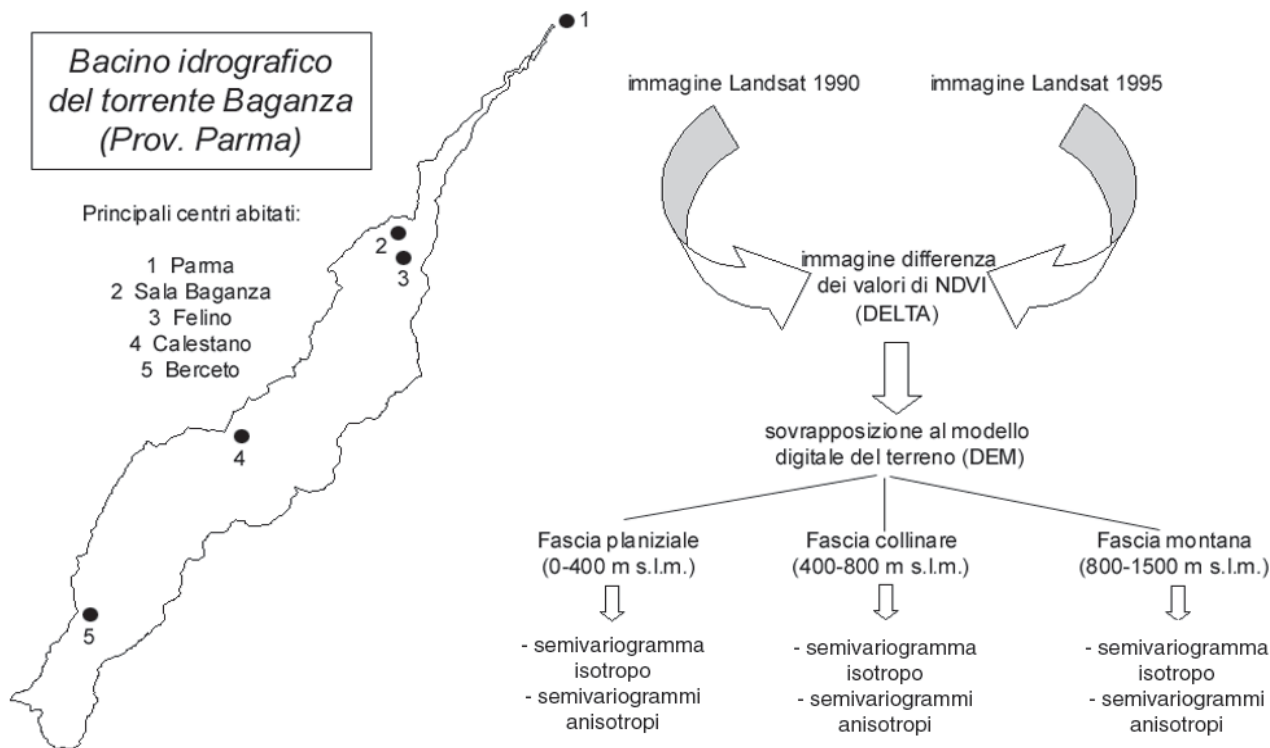
L'informazione sull'uso reale del territorio è fondamentale per progetti di pianificazione e gestione ambientale. Il paesaggio si modifica rapidamente nel tempo in relazione a fattori economici, sociali e naturali. Per monitorare tali cambiamenti è necessario disporre di informazioni sinottiche sul territorio, rilevate a tempi differenti, e il telerilevamento satellitare rappresenta la metodologia più adatta e più economica per acquisirle. Nello stesso tempo sono necessari anche algoritmi scientifici che sappiano cogliere in profondità i cambiamenti intercorsi nel paesaggio, utilizzando al massimo l'informazione contenuta nelle immagini telerilevate. Sono riportati in letteratura numerosi approcci all'analisi delle modifiche del territorio mediante il *remote sensing*. Confronti tra classificazioni del territorio realizzate a tempi diversi, composizioni in falso colore, uso di tecniche statistiche quali le componenti principali e algebra matriciale, sono solo alcune delle metodologie sperimentate (JENSEN, 1996; SINGH, 1989). Nessuna delle precedenti metodologie è però in grado di rendere esplicito l'andamento spaziale del cambiamento intercorso nel territorio, ovvero la scala spaziale e le direzioni preferenziali alle quali è avvenuto. L'analisi del *trend* spaziale delle modifiche del territorio può anche suggerire ipotesi approfondite sulle cause, la velocità e le direzioni preferenziali lungo cui i cambia-

menti intercorrono. Per tale motivo, nel presente lavoro si propone l'approccio geostatistico ai dati telerilevati. La geostatistica è una branca della statistica che analizza la variazione spaziale dei dati da analizzare e risulta particolarmente utile quando la continuità/discontinuità spaziale di un fenomeno rappresenta un elemento determinante.

Lo scopo del lavoro è di proporre un algoritmo scientifico di validità generale in grado di cogliere in profondità le proprietà emergenti delle dinamiche del territorio.

**AREA DI STUDIO, MATERIALE E METODI**

L'area di studio è il bacino idrografico del Torrente Baganza (Prov. Parma) situato nel versante emiliano dell'Appennino settentrionale. Il bacino occupa una superficie di 177,5 kmq, si estende da Parma (60 m s.l.m.) al monte Cervellino (1493 m s.l.m) e presenta un asse longitudinale con direzione 45 gradi (Fig. 1). Il profilo complessivo della Val Baganza è determinato essenzialmente dal gradiente altitudinale (Rossi P., 1999) che dà luogo alla formazione di differenti popolamenti vegetali e ad una diversa presenza dell'uomo. Nella zona pianeggiante la vegetazione è limitata alle zone a minore impatto antropico, mentre nell'area collinare la vegetazione forestale è rappresentata da boschi di caducifoglie a roverella e carpino nero e, solo in minor



**Fig. 1.** A sinistra, il bacino idrografico del torrente Baganza con, in evidenza, i principali centri abitati. A destra, una sintesi della metodologia utilizzata nel presente lavoro.



parte, da cenosi boschive igrofile a pioppo. Diffusi sono i rimboschimenti di pino nero, espressione dell'antropizzazione del paesaggio. Nella zona submontana i boschi a cerro diventano i complessi forestali più estesi, mentre in quella montana, a quote superiori ai 900-1000 m s.l.m., dominano quelli a faggio.

Le due scene Landsat TM 5 utilizzate nel presente lavoro sono state riprese alle ore 9 del mattino dell'11 agosto 1990 e del 24 luglio 1995 rispettivamente e georeferenziate secondo la proiezione UTM (fuso 32 Nord). La corrispondenza degli orari delle riprese e del periodo dell'anno rivestono grande importanza nelle analisi di variazione temporale. L'area occupata dal bacino del torrente Baganza è stata individuata sovrapponendo il file vettoriale dei confini della valle alle due immagini satellitari.

Le modifiche subite dal territorio nel corso dei 5 anni in esame sono state studiate analizzando nelle 2 scene Landsat le variazioni dell'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, ROUSE *et al.*, 1974). Tale indice viene calcolato sulle immagini Landsat secondo la formula:

$$NDVI = (banda\ 4 - banda\ 3) / (banda\ 4 + banda\ 3)$$
 Esso utilizza la risposta nei canali del rosso centrato intorno a 0,66  $\mu$ m (banda 3, regione di forte assorbimento della clorofilla) e del vicino infrarosso, intorno a 0,86  $\mu$ m (banda 4, regione di forte riflettanza dello strato vegetativo). La risposta nei due canali è funzione della specie vegetale, delle condizioni di salute o di stress (disponibilità idrica e di nutrienti) (GUYOT, 1989), ed è fortemente correlata a variabili di fisiologia vegetale come il  $f_{ipar}$  (frazione della radiazione fotosinteticamente attiva intercettata dalla vegetazione) e il L.A.I. (*Leaf Area Index*) (LAW e WARING, 1994). In linea teorica, l'NDVI può assumere valori compresi tra -1 e +1. In pratica, l'intervallo si colloca tra +0,7 (vegetazione molto densa a latifoglie) e -0,4 (corpi d'acqua). Valori compresi tra 0,3 e 0,4 sono tipici delle aree a prato, mentre il litoide assume valori prossimi a zero. I rimboschimenti ad aghifoglie assumono valori pari a circa 0,5. Le variazioni dell'indice NDVI possono essere causate da modifiche dell'uso reale del suolo (per esempio, le azioni di rimboschimento determinano un forte aumento di NDVI, mentre la cementificazione derivante dall'espansione degli abitati ne causa una forte diminuzione) o da variazioni dello stato fenologico della vegetazione. L'importanza dell'indice NDVI risiede anche nella sua proprietà di minimizzare gli effetti atmosferici. Per i suoi caratteri di completezza può essere quindi utilizzato come vettore sintetico di informazione per studi di modifiche temporali del paesaggio (GRIFFITH *et al.*, 2002; REMMEL e PERERA, 2001; WALSH *et al.*, 2001).

In un precedente lavoro (FERRARINI *et al.*, 2000),

dopo le necessarie correzioni geometriche e spettrali si è proceduto a calcolare l'indice NDVI per entrambe le immagini Landsat e quindi si è operata una differenza *pixel per pixel* tra le due. L'immagine risultante (DELTA) ha fornito l'informazione sui cambiamenti intercorsi nell'area di studio tra le due date prese in esame. Tale informazione ha permesso di rilevare alcuni aspetti fondamentali del dinamismo a medio e breve termine del bacino come, per esempio, la grande stabilità della zona a faggeta oltre i mille metri e il dinamismo antropico (agricoltura ed espansione dell'urbano) della parte pianiziale e collinare della valle.

Nel presente lavoro, si procede ad un'analisi molto più approfondita di DELTA, allo scopo di evidenziare la presenza di eventuali *trend* spaziali, nonché la scala e l'intensità dei cambiamenti intercorsi tra le due date. A tale scopo, è stato scelto l'approccio geostatistico ai dati telerilevati. DELTA è stata inserita all'interno del GIS ArcView e sovrapposta al modello digitale del terreno (DEM) dell'area di studio, allo scopo di suddividerla in tre fasce altitudinali (pianura, collina, montagna). Tali fasce sono state scelte perché soggette ad una differente pressione antropica (decrescente dalla pianura alla montagna) ed in accordo alla loro diversa composizione strutturale (geomorfologica e biologica) (ROSSI P., 1999). Per ogni fascia, DELTA è stata analizzata mediante un semivariogramma (SV) isotropo (che media le caratteristiche del cambiamento su tutte le direzioni geografiche) e 8 semivariogrammi (SV) anisotropi che tengono conto della direzionalità dei cambiamenti intercorsi. Il SV (Fig. 2) viene definito come:

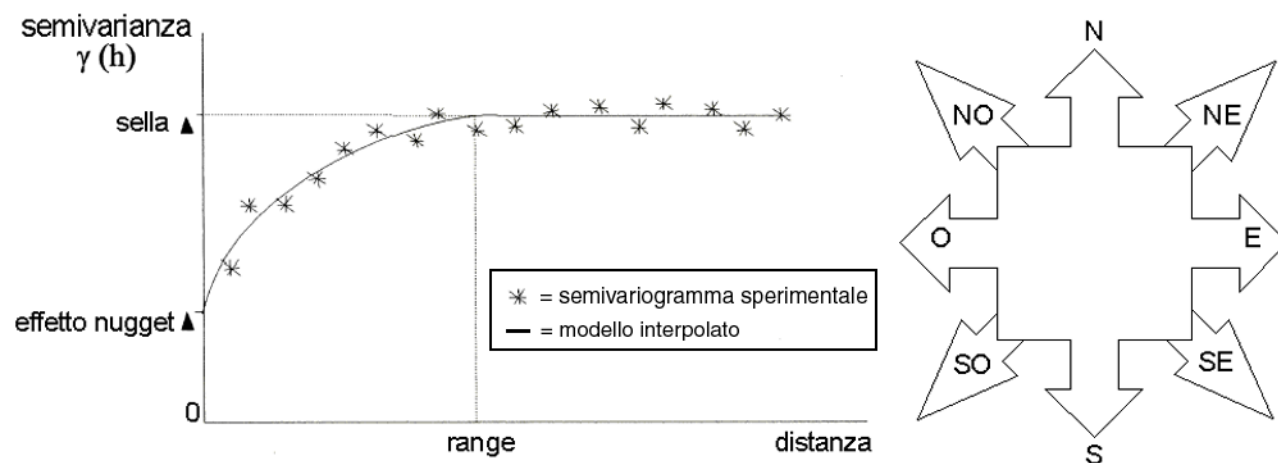
$$\gamma(h) = 0,5 * (\text{Var}(Z(u+h) - Z(u)))$$

dove  $Z(u)$  è il valore assunto dalla variabile  $Z$  nella localizzazione  $u$  e  $Z(u+h)$  è il valore assunto nella localizzazione  $u+h$ , la funzione  $\text{Var}$  calcola la varianza degli incrementi tra le coppie di osservazioni che distano  $h$  (valore detto *lag*). In accordo con MATHERON (1963), la formula del SV è:

$$\gamma(h) = \frac{\sum_{n(h)} (Z(u_i) - Z(u_j))^2}{2 * n(h)}$$

dove  $n(h)$  è l'insieme delle coppie di dati ( $u_i, u_j$ ) che distano  $h$ , mentre  $|n(h)|$  rappresenta il loro numero. Essendo  $h$  un vettore, il SV può essere calcolato lungo diverse direzioni dello spazio. Per un valore prefissato dell'angolo  $\alpha$ , il SV misura la diversità dei valori assunti dalla variabile  $Z$  al crescere della distanza tra le coppie di punti. Al variare dell'angolo  $\alpha$ , i SV corrispondenti individuano le caratteristiche direzionali della variabile  $Z$ .

Per dati distribuiti irregolarmente può accadere che esistano poche coppie di osservazioni distanti tra loro



**Fig. 2.** A sinistra sono schematizzate le principali caratteristiche di un semivariogramma. La sella rappresenta il valore massimo di semivarianza (asse delle ordinate). Il range è la distanza (asse delle ascisse) alla quale viene raggiunta la sella. Il nugget rappresenta il valore di semivarianza quando il range tende a 0. Gli asterischi rappresentano il semivariogramma sperimentale ovvero quello calcolato sui dati a disposizione. La linea curva rappresenta l'interpolazione (con il metodo dei minimi quadrati) del semivariogramma sperimentale. A destra, sono indicate le 4 direzioni principali lungo cui possono essere calcolati i semivariogrammi: Nord-Sud (NS, direzione 0 gradi), Nord Est - Sud Ovest (NE-SO, 45 gradi), Est-Ovest (EO, 90 gradi) e Sud Est-Nord Ovest (SE-NO, 135 gradi).

esattamente  $h$ , rendendo necessario l'utilizzo di un valore di tolleranza sia per  $h$  che per l'angolo  $\alpha$ . Per gli scopi del presente lavoro si è posta la tolleranza di  $\alpha$  pari a 0,  $lag$  pari a 5 *pixel* e la tolleranza del  $lag$  pari a 2,5 *pixel*: in questo modo vengono considerate nel calcolo della semivarianza tutte e solo le coppie di osservazioni disposte lungo le 8 direzioni indagate.

Se il SV raggiunge un valore limite (detto sella) allora esiste una distanza (detta *range*) oltre la quale  $Z(u)$  e  $Z(u+h)$  non sono più correlate, ovvero all'aumentare di  $h$  la semivarianza non cambia. Per distanze minori al valore di *range*, le coppie di valori tendono ad essere tanto più simili quanto più sono spazialmente ravvicinate. L'informazione spaziale fornita dal *range* permette la comprensione della scala alla quale avviene la variazione della variabile  $Z$ . Valori bassi del *range* indicano che la varianza totale viene "spesa" in spazi brevi ovvero, preso un punto qualsiasi dell'area di studio, muovendosi nella direzione indagata di una distanza pari al *range* si incontra tutta la variabilità presente nell'intera area in esame. All'opposto, valori alti indicano che le modifiche a livello locale non sono comparabili con quelle a livello più globale. La sella rappresenta il totale di variazione (varianza) presente nei dati analizzati (CRESSIE, 1993). Per gli scopi del presente lavoro, la sella evidenzia il grado di omogeneità/eterogeneità dei cambiamenti dell'indice NDVI nelle diverse direzioni indagate (SV anisotropi). Bassi valori di sella indicano che i valori di DELTA tendono ad essere molto simili lungo una certa direzione (omogeneità), all'opposto valori elevati indicano grandi differenze nella variazione dell'indice NDVI (eterogeneità).

L'effetto *nugget* descrive il comportamento del SV vicino all'origine. Al tendere di  $h$  a 0, il valore assunto dal SV rappresenta l'informazione persa per variazioni che avvengono ad una scala inferiore a quella utilizzata per il campionamento (ISAACS e SRIVASTAVA, 1989). Se infatti definiamo, secondo i precetti della teoria dell'informazione, la varianza (o semivarianza) dei dati campionati come l'informazione ad essi associata (a varianza nulla corrisponde informazione nulla), il *nugget* rappresenta la varianza (o semivarianza) non colta perché presente a scale inferiori a quelle campionabili. Risulta di particolare interesse il valore di *nugget* relativo (NR), definito come il rapporto tra il *nugget* e la sella. Il NR rappresenta il rapporto tra l'informazione persa e quella effettivamente colta e, quindi, l'informazione spaziale persa per inadeguatezza del sensore. Per gli scopi del presente lavoro, valori elevati di NR evidenziano modifiche dell'indice NDVI avvenute prevalentemente a scale *sub-pixel* (inferiore cioè a 30 m). All'opposto, valori bassi di NR indicano cambiamenti del valore di NDVI avvenute a scale comparabili o superiori a quelle del satellite Landsat.

In accordo con JOURNAL e HUIJBREGTS (1978), sono state rispettate le seguenti due regole: a) per ogni valore di  $h$  sono presenti almeno 30 coppie di punti; b) la distanza massima considerata per il calcolo del SV è minore della metà della massima distanza possibile tra coppie di punti. Le analisi esplorative condotte sui dati di partenza hanno evidenziato la presenza di alcuni, sebbene limitati, *outliers* spaziali, messi in evidenza da un coefficiente elevato di scostamento dalla normalità gaussiana della distribuzione dei valori di NDVI. Per

tale motivo, si è fatto uso del SV calcolato secondo il metodo robusto proposto da CRESSIE e HAWKINS (1980):

$$\gamma(h) = \left( \frac{\sum_{n(h)} |Z(u_i) - Z(u_j)|^{0.5}}{n(h)} \right)^4 * \frac{1}{2 * (0.457 + \frac{0.494}{n(h)})}$$

Il metodo è particolarmente efficace quando, come nel presente caso di studio, la distribuzione dei dati è vicina alla normalità gaussiana nella parte centrale e lontana da essa nelle code. Tale metodo, senza eliminare alcuna delle osservazioni utilizzate per il calcolo del SV, rimuove quasi completamente l'effetto degli *outliers* presenti nell'analisi ed è risultato dunque indispensabile per gli scopi del presente lavoro. L'alternativa sarebbe stata la rimozione manuale degli *outliers* presenti, lavoro oneroso e che avrebbe richiesto molto tempo per la loro individuazione tra decine di migliaia di altre osservazioni.

La modellizzazione (*fitting*) dei SV isotropi delle tre fasce altitudinali è avvenuta mediante il modello sferico:

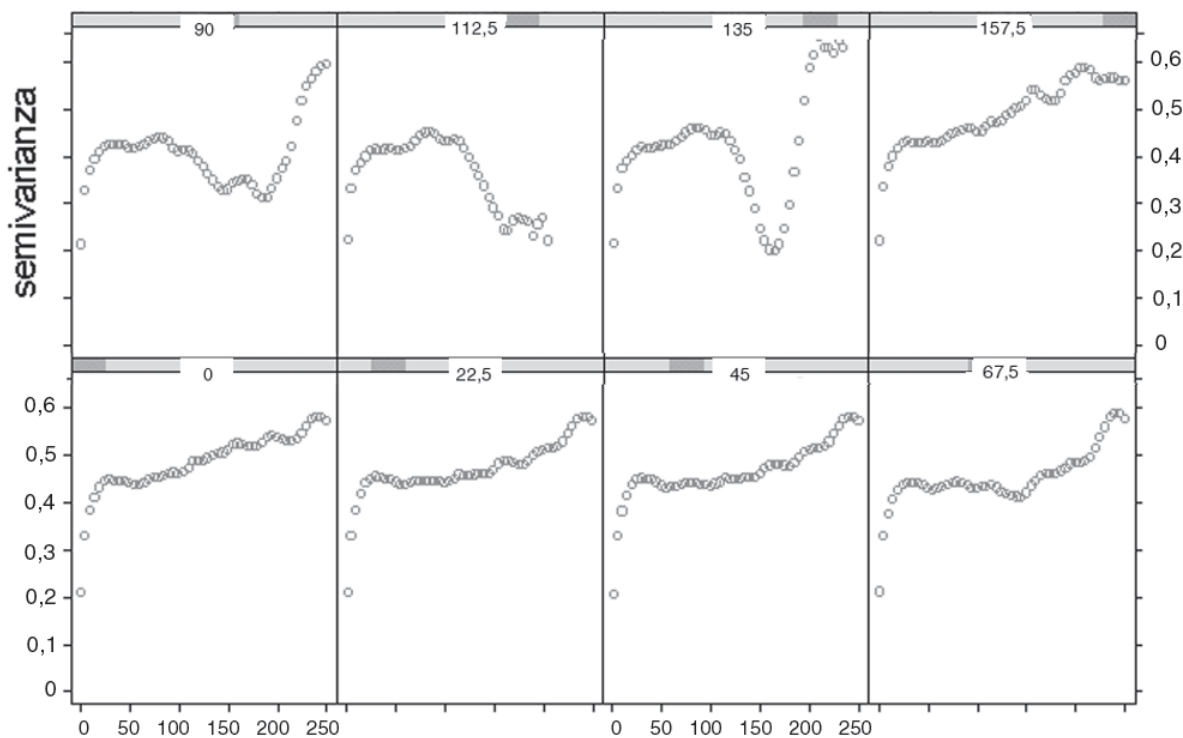
$$\gamma(h) = n + \begin{cases} s * ( 1.5 * \frac{h}{r} - 0.5 * \frac{h^3}{r^3} ) & \text{per } h \leq r \\ s & \text{per } h > r \end{cases}$$

dove *s* è il valore di sella, *n* il valore di *nugget* ed *r* quello di *range*. Tale equazione ha permesso di interpolare il SV sperimentale con precisione maggiore rispetto ai modelli gaussiano ed esponenziale. Non è stato necessario interpolare i SV anisotropi poiché la loro funzione si limita ad evidenziare la presenza di *trend* direzionali nelle variazioni dell'indice NDVI.

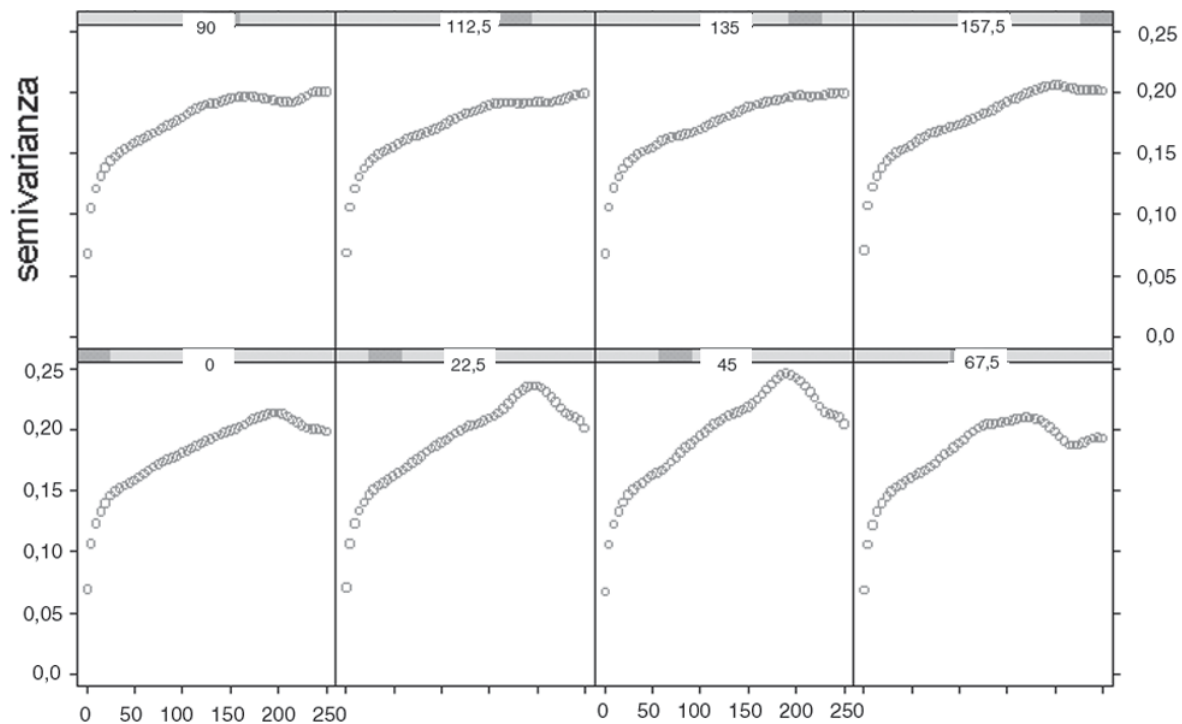
**RISULTATI**

I SV anisotropi della fascia planiziale (0-400 m s.l.m.) sono riportati in Fig. 3. Si nota che il loro andamento è complesso con una semivarianza che tende, in linea di massima, ad un valore limite (sella). Essi mostrano un andamento generalmente crescente all'aumentare della distanza, con presenza di micro-strutture simil-sinusoidali con periodo di circa 50 *pixel*. Tali micro-strutture sono molto probabilmente riconducibili a "oggetti" presenti nella fascia planiziale "in modo periodico" e aventi dimensioni dell'ordine all'incirca dei 25 *pixel*: presumibilmente si tratta di campi coltivati.

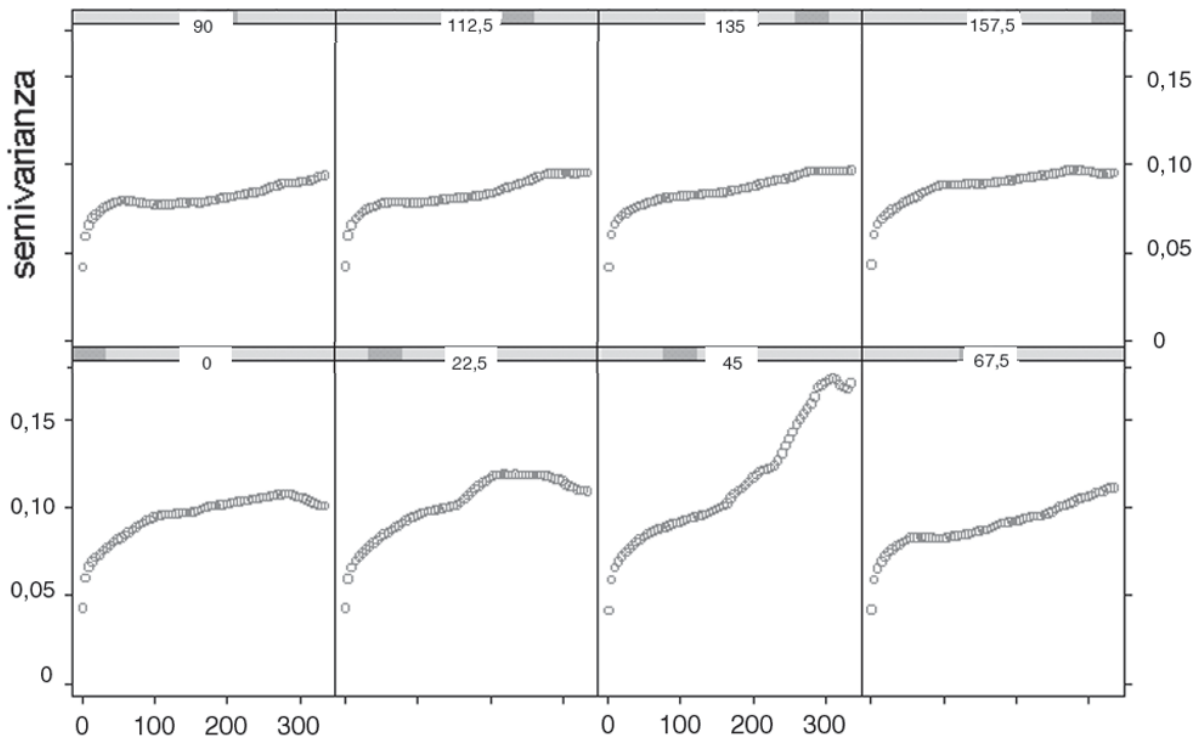
I SV riferiti alla direzione N-S (Nord-Sud, direzione 0 gradi), N NE-S SO (Nord Nord Est-Sud Sud Ovest, 22,5 gradi), NE-SO (45 gradi) e S SE-N NO (157,5 gradi) sono piuttosto simili tra loro. I SV delle direzioni



**Fig. 3.** Semivariogrammi anisotropi sperimentali della fascia planiziale. Sull'asse delle ascisse la distanza è misurata in pixels Landsat (1 pixel = 30 m). L'angolo varia di 22,5 gradi, comprendendo l'asse Nord-Sud (0 gradi, riquadro in basso a sinistra), quello Est-Ovest (90 gradi, riquadro in alto a sinistra) e tutti quelli intermedi.



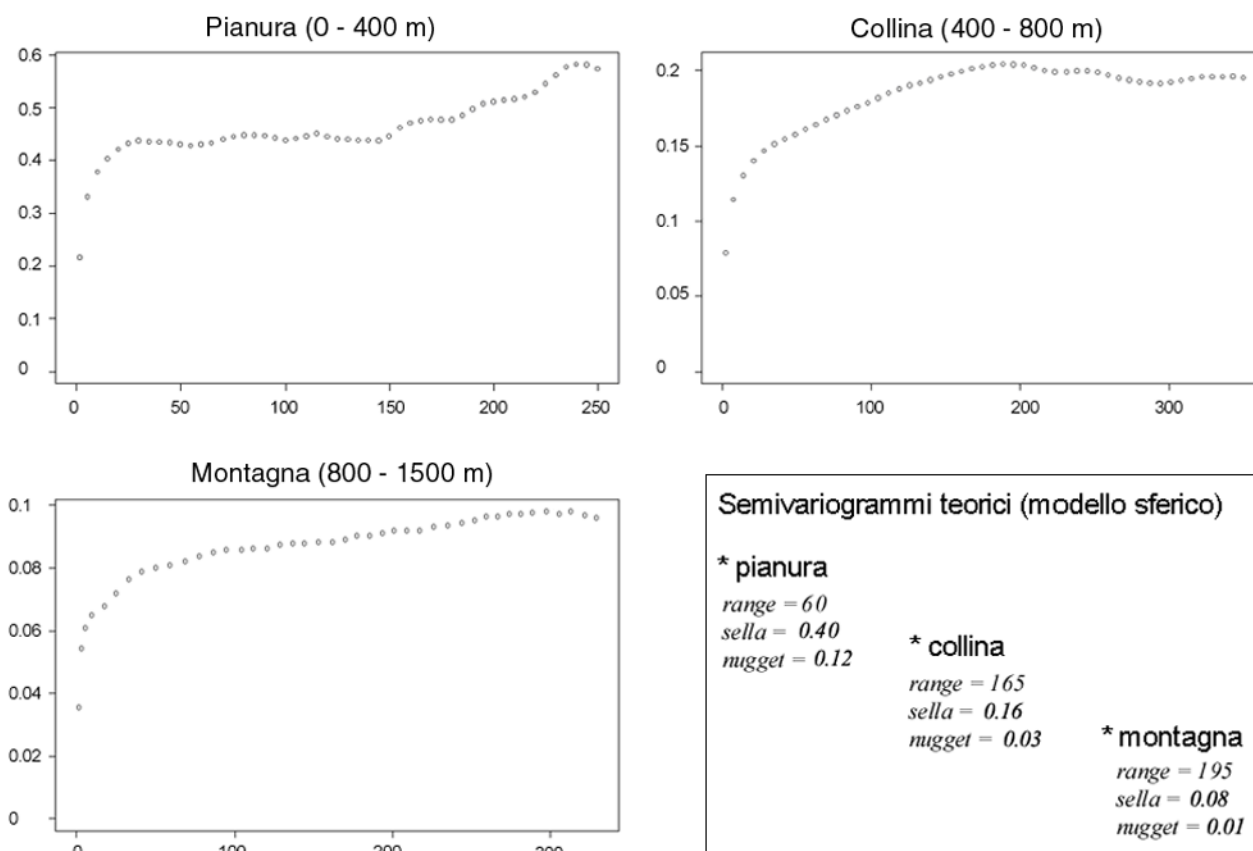
**Fig. 4.** Semivariogrammi anisotropi sperimentali della fascia collinare. Sull'asse delle ascisse la distanza è misurata in pixels Landsat (1 pixel = 30 m). L'angolo varia di 22,5 gradi, comprendendo l'asse Nord-Sud (0 gradi, riquadro in basso a sinistra), quello Est-Ovest (90 gradi, riquadro in alto a sinistra) e tutti quelli intermedi.



**Fig. 5.** Semivariogrammi anisotropi sperimentali della fascia montana. Sull'asse delle ascisse la distanza è misurata in pixels Landsat (1 pixel = 30 m). L'angolo varia di 22,5 gradi, comprendendo l'asse Nord-Sud (0 gradi, riquadro in basso a sinistra), quello Est-Ovest (90 gradi, riquadro in alto a sinistra) e tutti quelli intermedi.

E NE-O SO (67,5 gradi), E-O (90 gradi) e SE-NO (135 gradi) sono simili tra loro con la distanza e la semivarianza che sono correlate positivamente fino a circa 150 *pixel*, negativamente da 150 fino a 200 *pixel* e di nuovo positivamente da 200 *pixel* in poi. Il SV della direzione E SE-O NO (112,5 gradi) è simile ai tre precedenti con l'eccezione che manca della fase di risalita della semivarianza oltre i 200 *pixel*. Questo comportamento è dovuto al fatto che, lungo quella direzione per la particolare conformazione geografica della valle, mancano coppie di punti che distano più di 6 km. Il SV isotropo della fascia planiziale (Fig. 6) rappresenta l'andamento mediato sui singoli SV anisotropi. L'andamento è generalmente crescente con presenza di micro-strutture ad andamento simil-sinusoidale. Il *range* viene raggiunto rapidamente (60 *pixel* Landsat), la sella ha valore pari a 0,40 ed il *nugget* a 0,12. Il NR è uguale a 0,3 (30%). Poiché i SV anisotropi mostrano 2 tipologie di andamenti ben distinti, il SV isotropo non può essere considerato pienamente rappresentativo dell'andamento della variazione del-

l'indice NDVI della fascia planiziale. Esso riproduce il valore mediato di andamenti direzionali distinti. I SV anisotropi della fascia collinare (400-800 m s.l.m.; Fig. 4) presentano andamenti regolari, con semivarianza generalmente crescente all'aumentare della distanza tra le coppie di punti, presenza di sella e valori di *nugget* molto simili tra loro. I SV riferiti alla direzione N-S (0 gradi), N NE-S SO (22,5 gradi), NE-SO (45 gradi) e E NE - O SO (67,5 gradi) sono simili tra loro con una correlazione tra la distanza e la semivarianza che passa da positiva a negativa verso i 200 *pixel*. Le direzioni 22,5 e 45 gradi presentano valori di sella evidentemente più elevati. I restanti SV hanno una correlazione sempre positiva tra distanza e semivarianza, valori di sella ed effetto *nugget* praticamente uguali. Il SV isotropo della fascia collinare (Fig. 6) ha un andamento sostanzialmente crescente. Il *range* viene raggiunto a 165 *pixel*, la sella ha valore pari a 0.16 ed il *nugget* pari a 0,03. Il NR è uguale a 0,187 (18,7%). In questo caso, esso è rappresentativo della variazione dell'indice NDVI nella fascia collinare. I SV anisotropi



**Fig. 6.** Semivariogrammi isotropi sperimentali delle tre fasce (pianura, collina, montagna). La distanza sulle ascisse è espressa in pixels Landsat (1 pixel = 30 metri). Nel riquadro in basso a destra sono mostrati i modelli teorici di tipo sferico che interpolano i semivariogrammi sperimentali.



della fascia montana (800-1500 metri; Fig. 5) hanno andamento regolare, con bassi valori sia di *nugget* che di sella. La direzione 45 gradi fa eccezione per il valore elevato di sella. Il *range* ha invece valori particolarmente elevati in tutte le direzioni. Il relativo SV isotropo (Fig. 6) ha un andamento generalmente crescente. Il *range* è raggiunto a 195 *pixel*, la sella ha valore pari a 0,08 ed il *nugget* a 0,01. Il NR è uguale a 0,125 (12,5%). Esso rappresenta molto bene la reale variazione dell'indice NDVI avvenuta nei 5 anni indagati.

## DISCUSSIONE

Nella fascia di pianura il motore del cambiamento (identificabile con l'uomo) agisce in modo intenso in tutte le direzioni, dando luogo ad una elevata eterogeneità (alto valore di varianza totale) e producendo variazioni a scala locale (basso valore del *range*) tali da richiedere un campionamento più puntuale rispetto a quello del Landsat (alto valore del *nugget*). Le modifiche dell'indice NDVI sono causate dalle rotazioni colturali e dall'espansione/contrazione dell'urbanizzato e delle aree agricole. Tali modifiche vengono colte dai SV come un segnale caotico senza direzioni preferenziali. I cambiamenti avvengono ad una scala spaziale che richiederebbe un sensore con una migliore risoluzione geometrica per essere apprezzata come, per esempio, lo scanner MIVIS (*Daedalus AA5000 Multi-spectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer* del Consiglio Nazionale Ricerche, Progetto L.A.R.A.-Laboratorio Aereo per Ricerche Ambientali).

Nella fascia di collina l'informazione spaziale persa per inadeguatezza del sensore è molto minore (NR 1,5 volte inferiore rispetto a quella di pianura). Le modifiche avvengono ad una scala molto più ampia rispetto a quella dell'area pianiziale (valore di *range* 2,75 volte maggiore). La diminuzione della pressione antropica è infatti responsabile di cambiamenti che operano a scala meno locale. La presenza di una ampia superficie boscata (48% circa della fascia collinare) determina una variazione dell'indice NDVI molto più omogenea dal punto di vista spaziale rispetto a quella della pianura (valore di sella 2,5 volte inferiore). L'analisi della direzionalità dei cambiamenti mostra caratteristiche sostanzialmente uguali in tutte le direzioni, se si eccettua quella a 45 gradi lungo la quale si ha una forte eterogeneità. Su tale direzione si colloca l'asse longitudinale della valle (Fig. 1) lungo il quale si concentra la gran parte del disturbo antropico (costruzione di strade, espansione/contrazione degli abitati, pratiche agricole) che si traduce in una maggiore eterogeneità spaziale delle modifiche dell'NDVI.

Nella fascia montana, le modifiche dell'indice NDVI hanno una varianza totale notevolmente bassa lungo tutte le direzioni, eccetto quella a 45 gradi che identi-

fica l'asse longitudinale della valle, lungo il quale si dispongono i pochi centri urbani presenti. In questo caso, il satellite Landsat è più che sufficiente per cogliere le variazioni che avvengono su scala non locale. Il sistema è prevedibile, i suoi cambiamenti sono polarizzati in una direzione preferenziale che è quella determinata dall'uomo. Su tempi brevi è improbabile che altre direzioni vengano coinvolte da modifiche eclatanti.

L'approccio classico all'analisi delle dinamiche del territorio richiede la mappatura delle immagini telerilevate di periodi diversi e il loro successivo confronto per stabilire, per ogni *pixel*, la classe iniziale e quella finale (operazione detta di *cross-tabulation*). Questa metodologia si scontra con numerose difficoltà, tra cui per esempio: a) errori di classificazione in una o in entrambe le immagini, b) incapacità di rendere espliciti i *trend* spaziali del cambiamento, c) inosservanza della scala spaziale a cui avvengono le dinamiche, d) impossibilità di prescindere dalla risoluzione spaziale del sensore utilizzato, e) dipendenza dei risultati dal sistema di classificazione utilizzato per mappare l'area di studio. L'approccio proposto nel presente lavoro supera le suddette difficoltà poiché non richiede la classificazione delle immagini telerilevate e permette di evidenziare, oltre ai *trend*, l'eventuale inadeguatezza di risoluzione da parte del sensore (analisi *sub-pixel*). Permette inoltre di analizzare contemporaneamente le dimensioni spaziale e temporale.

Sebbene le due riprese Landsat utilizzate non siano recentissime, è necessario considerare due aspetti. Mano a mano che si sale nella gerarchia strutturale dell'analisi ambientale (dai microsistemi al paesaggio) i cambiamenti tendono ad avvenire a scale temporali maggiori (WIENS, 1989): è dunque ragionevole pensare che quanto osservato sette anni fa nell'area di studio sia a tutt'oggi verificabile. Inoltre, il presente lavoro ha uno scopo prevalentemente metodologico. Come emerge dalla letteratura scientifica corrente, l'indice NDVI si dimostra un ottimo vettore informativo in grado di trattenere molta della informazione necessaria per analizzare le dinamiche del territorio. Le sue variazioni sono correlabili sia a variazioni dell'uso reale del suolo che a modifiche strutturali e funzionali della vegetazione.

L'approccio geostatistico ai dati telerilevati rappresenta un metodo poco dispendioso, a livello economico e di tempo, per analizzare in modo sinottico le dinamiche evolutive del territorio. Esso analizza le modificazioni che avvengono ad un livello gerarchico elevato (paesaggio) per inferire ipotesi sulle forze che, agendo a livelli gerarchici più bassi, le determinano. Uno svantaggio del metodo proposto risiede nella pesantezza computazionale. Il calcolo dei SV anisotropi



ha richiesto, ad un processore di frequenza 600 Mhz, quasi 30 minuti di tempo per ognuna delle tre fasce. Difficilmente si potrebbe fare uso di un calcolatore avente prestazioni inferiori. Si ritiene comunque che tale inconveniente sia di lieve entità rispetto ai vantaggi che il metodo proposto può fornire.

## CONCLUSIONI

Il territorio è un mosaico di molteplici componenti, ognuna delle quali ha una sua dinamica specifica. L'interazione tra le dinamiche delle singole parti genera l'evoluzione del territorio nel suo complesso. Comprendere le forze che generano tali modificazioni significa poter avanzare ipotesi sugli scenari evolutivi più probabili e, quindi, poter mettere in atto azioni pianificatorie efficaci.

Nel presente lavoro si propone l'approccio geostatistico ai dati telerilevati come una metodologia a basso costo e di grande efficacia per l'analisi delle caratteristiche evolutive del paesaggio. La geostatistica include una serie di tecniche aventi lo scopo di ricercare un modello che descriva la dipendenza spaziale tra i valori osservati. L'utilizzo congiunto della geostatistica e di un indice altamente informativo come l'NDVI rende possibile comprendere molte delle proprietà spaziotemporali dell'evoluzione dell'area di studio. È stato possibile mettere in evidenza le modifiche caotiche, su

scala locale, spazialmente eterogenee della zona pianizia, dovute all'espansione edilizia e ai cicli colturali. Tali caratteristiche descrivono un sistema in evoluzione non direzionale, variabile su micro-scale e per il quale è assai difficile produrre scenari evolutivi anche su tempi brevi. All'opposto, la fascia montana rappresenta un sistema prevedibile, che evolve su macro-scale, facilmente monitorabile mediante telerilevamento satellitare e con una sola direzione evolutiva. La fascia collinare rappresenta una situazione intermedia, ma più simile alla fascia montana poiché la direzione NE-SO risulta più interessata a fenomeni evolutivi rispetto alle altre.

Poiché le variazioni dell'indice NDVI sono state analizzate su tempi brevi (5 anni), era prevedibile che venissero messe in luce specialmente le dinamiche evolutive di cui l'uomo è il principale artefice. Utilizzando immagini Landsat relative a periodi più distanti (dati non disponibili per il presente lavoro) si potrebbero analizzare anche le dinamiche evolutive su tempi lunghi, in cui i fenomeni naturali agiscono con maggiore intensità.

La metodologia proposta ha validità generale, potendosi applicare a qualunque area di studio e a qualunque sensore satellitare. Per quanto esposto in precedenza, tale metodo ha grande valenza scientifica e applicativa nel campo della gestione e pianificazione territoriale.

## BIBLIOGRAFIA

- CRESSIE N., 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley, New York, 326 pp.
- CRESSIE N. e HAWKINS D.M., 1980. Robust estimation of the variogram. *Mathematical Geology*, **12**: 115-125.
- FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2000. Change detection degli Habitat CORINE nel bacino del Torrente Baganza (Prov. Parma) tramite l'indice NDVI. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, **19**: 29-35.
- GUYOT G., 1989. *Signatures spectrales des surfaces naturelles*, Collection Télédétection Satellitaire n. 5. Paradigme, 178 pp.
- GRIFFITH, J. A., MARTINKO E. A., WHISTLER J. L., PRICE K. P., 2002. Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to Central Plains stream conditions. *Journal of Environmental Quality*, **31**: 846-859.
- ISAAKS E.H. e SRIVASTAVA R.M., 1989. *An introduction to applied geostatistic*. Oxford University Press, New York, 284 pp.
- JENSEN J. R., 1996. *Introductory digital image processing. A remote sensing perspective, second edition*. Prentice Hall series in Geographic Information Science, 246 pp.
- JOURNAL A.G. e HUIJBREGTS C.J., 1978. *Mining Geostatistics*. Academic Press, London, 254 pp.
- LAW B. E., WARING R. H., 1994. Remote Sensing of Leaf Area Index and Radiation intercepted by understory vegetation, *Ecological Applications*, **4**: 272-279.
- MATHERON G., 1963. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, **58**: 1246-1266.
- REMMEL T.K., PERERA A.H., 2001. Fire mapping in a northern boreal forest: assessing AVHRR/NDVI methods of change detection. *Forest Ecology and Management*, **152**: 119-129.
- ROSSI P., 1999. *Analisi della diversità vegetazionale mediante la classificazione CORINE Biotopes*. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Università di Parma.
- ROUSE J.W., HAAS R.H., SHELL J.A., DEERING D.W., HARLAN J.C., 1974. *Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation*. Final Report, Type III, NASA/GSFC, Greenbelt, MD, 371 pp.
- SINGH A., 1989. Digital change detection techniques using Remotely sensed Data. In: Eden M.J. and Parry J.T. (eds.), *Remote Sensing and Tropical Land Management*. John Wiley & Sons, London, 254 pp.
- WALSH S.J., CRAWFORD T.W., WELSH W.F. e CREWS-MEYER K.A., 2001. A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **85**: 47-64.
- WIENS J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, **3**: 385-397.



# Resoconto sul Corso di Formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee. Biologia, campionamento e riconoscimento, aspetti ambientali ed applicativi"

Genova, 18-22 settembre 2000

Daniela Rocca<sup>1\*</sup>, Marco Bodon<sup>1</sup>, Silvio Gaiter<sup>1</sup>, Elena Casarino<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure, Dipartimento di Genova, Via Gropallo 5 - 16121 Genova

<sup>2</sup> Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure, Direzione Scientifica, Piazza della Vittoria 5/C - 16121 Genova

\* Autore referente per la corrispondenza (danyluca94@libero.it)

## INTRODUZIONE

L'entrata in vigore del decreto legislativo n. 152/99 ha costituito un'importante innovazione della normativa nel campo delle risorse idriche, per il peso dato al parametro "biologico-biocenotico" nella determinazione della qualità ambientale dei corpi idrici superficiali. Sulle acque sorgive e sotterranee il testo unico non prende espressamente in considerazione l'aspetto ecologico fra i criteri di valutazione ambientale; tuttavia, nell'allegato 3 del suddetto decreto è accennato, per la prima volta: "Dovranno inoltre essere valutate, se esistenti, le indagini relative alle biocenosi degli ambienti sotterranei".

Anche se la valutazione qualitativa delle acque sotterranee e la determinazione dello stato ambientale si basano solo sui parametri abiotici o microbiologici, la considerazione dell'esistenza della componente vivente è da ritenere, da un punto di vista concettuale, un importante punto di partenza e una spinta per approfondire le conoscenze biologiche e gli aspetti che regolano il complesso ecosistema delle acque sotterranee. La finalità

principale del corso -tenutosi a Genova dal 18 al 22 settembre 2000- è stata quella di diffondere le conoscenze acquisite fino ad oggi su queste biocenosi, proponendo alcune tecniche investigative messe a punto tra gli operatori del settore e cercando di fornire alcune basi e spunti di lavoro per futuri studi applicativi.

## PRESUPPOSTI PER LA REALIZZAZIONE DEL CORSO

Dalla fine degli anni '80 a Genova sono state intraprese indagini e studi sul mondo biologico sotterraneo e sorgivo, svolti prima nell'ambito del Presidio Multizonale di Prevenzione (PMP), poi come Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), anche in collaborazione con l'Istituto di Zoologia dell'Università di Genova (attualmente Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse: DIP.TE.RIS.). Le esperienze maturate da questo gruppo di lavoro, prevalentemente orientate alla conoscenza delle biocenosi e alla lettura degli aspetti di alterazione ambientale e di rischio igienico delle acque, hanno portato

alla collaborazione a diverse iniziative di studio promosse dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA) e dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS).

Proprio nell'ambito di un Programma triennale ISS "Le Acque di falda: nuovi indicatori di qualità e di rischio ambientale", è nata l'esigenza di promuovere questa esperienza in altre realtà italiane e quindi la necessità di estendere le conoscenze generali e metodologiche ad altri operatori. Nel 1999 l'ISS propose ad ARPAL l'organizzazione di un corso di formazione teorico-pratico relativo allo studio della fauna stigo-crenobionte; la finalità era quella di colmare le lacune tecnico-scientifiche e metodologiche, mettendo a disposizione l'esperienza maturata in questo settore e, al contempo, promuovere la conoscenza del mondo vivente sotterraneo e le molteplici informazioni di carattere ecologico e igienico che possono essere tratte.

La Direzione ARPAL ha aderito al progetto anche grazie all'intervento di ANPA (che ha provveduto a sostenere la copertura finanziaria necessaria alla realizza-

zione del corso) e alla fattiva collaborazione di DIP.TE.RIS., che si è occupato, grazie a proprie specifiche competenze, dell'organizzazione della parte dedicata agli approfondimenti tassonomici. Gli esperti intervenuti hanno collaborato alla redazione di dispense sui gruppi di metazoi considerati. L'Ufficio Comunicazione, Informazione, Educazione della Direzione Generale si è occupato delle molteplici problematiche relative all'organizzazione generale. La strutturazione e l'organizzazione tecnica del corso sono state demandate allo staff scientifico, composto quasi esclusivamente da personale strutturato o comunque operante in ARPAL, in quanto coincidente con il gruppo di lavoro (Tab. I).

### CONTENUTI SCIENTIFICI

L'argomento principale del corso ha riguardato le comunità biologiche che popolano i diversi ambienti di acque sotterranee (falde alluvionali, carsiche e fessurate), ampliando la trattazione anche alle situazioni ambientali di passaggio o connessione tra i sistemi ipogeo ed epigeo, più propriamente definiti ambienti ecotonali (vedi Tab. II). In quest'ultima tipologia rientrano le sorgenti, i fontanili e gli ambienti iporreici. È stata inoltre affrontata la tematica relativa

ai siti di potenziale colonizzazione presenti in sistemi artificiali che attingono da acque sotterranee o sorgive (captazioni per acquedotti, manufatti lungo la rete idrica, etc.).

Per ogni tipo di habitat sono state prese in esame le classificazioni ecologiche degli organismi appartenenti al micro- meio- macro-

benthos e quindi la tipologia della biocenosi, le caratteristiche degli organismi (morfo-fisiologiche) e quelle del popolamento presente nel biotopo (catene trofiche, correlazioni, etc.), con particolare attenzione alla biodiversità e alle variazioni dovute a fattori fisico-chimici e antropici. Si è trattato, inoltre, della

**Tab. I.** Elenco degli esperti intervenuti al corso.

#### DOCENTI DELL'UNIVERSITÀ DI GENOVA ED ESPERTI TASSONOMI

- **DIP.TE.RIS.** (Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse dell'Università di Genova)
  - Prof. Attilio Arillo
  - Prof. Andrea Balduzzi
  - Dott. Mario Mori
  - Dott. Sebastiano Salvidio
  - Prof. Silvio Spanò
- **Esperti tassonomi - gruppi trattati**
  - Dott. Marco Bodon (ARPAL di Genova) - Molluschi
  - Dott. Antonio Di Sabatino (Università de L'Aquila) - Acari
  - Dott. Uberto Ferrarese (Museo St. Nat. Verona) - Chironomidi
  - Prof.ssa Diana Galassi (Università de L'Aquila) - Copepodi
  - Dott.ssa Beatrice Sambugar (Museo St. Nat. Verona) - Oligocheti
  - Dott. Fabio Stoch (Museo St. Nat. Verona) - Isopodi e Anfipodi
  - Prof. Aldo Zullini (Università di Milano Bicocca) - Nematodi

#### STAFF TECNICO-SCIENTIFICO ED ESPERTI INTERVENUTI

- **Staff tecnico-scientifico**
  - Dott. Marco Bodon (Dip. Genova ARPAL)
  - Dott. Silvio Gaiter (Dip. Genova ARPAL)
  - Dott.ssa Mirvana Feletti (collaboratrice borsista ARPAL)
  - Dott.ssa Laura Volterra (Lab. di Microbiologia Ambientale ISS)
  - Dott.ssa Daniela Rocca (Tirocinante ARPAL)
  - Dott.ssa Elena Casarino (Consulente ARPAL)
- **Altri esperti**
  - Dott. Fabio Decet (ARPA Veneto) per Idrochimica
  - Dott.ssa Nicoletta Dotti (Direzione Scientifica ARPAL) per Idrogeologia

**Tab. II.** Alcuni esempi di ambienti sotterranei o di connessione con le acque superficiali e relativa caratterizzazione fisica ed ecologica.

Siti di indagine	Caratterizzazione fisica (acquifero)	Caratterizzazione ecologica
Scorrimento in cavità carsica	Falda carsica	Ambiente stigale
Scorrimento in cavità artificiale	"Carsico"	Ambiente stigale
Pozzo in falda fessurata	Falda in roccia fessurata	Ambiente stigale
Pozzo in piana alluvionale	Falda freatica (interstiziale)	Ambiente freatico
Pozzo profondo in piana alluvionale	Falda artesiania (interstiziale)	Ambiente freatico profondo
Materasso alluvionale del corso d'acqua	Falda freatica (interstiziale)	Ecotono: ambiente iporreico
Sorgente in roccia fessurata	Falda in roccia fessurata	Ecotono: (ambiente stigale)-crenal
Sorgente carsica	Falda carsica	Ecotono: (ambiente stigale)-crenal
Sorgente captata in roccia fessurata	Falda in roccia fessurata	Ecotono: ambiente stigale-(crenal)
Sorgente in piana alluvionale (fontanile)	Falda freatica (interstiziale)	Ecotono: ambiente freatico-crenal
Vasche lungo la rete idrica	"Carsico"	Varia in dipendenza dell'origine delle acque

geonomia e origine della fauna stigobionte, distribuzione attuale ed evoluzione, biogeografia ed endemismi.

Alla parte di sistematica generale è seguita una trattazione più approfondita sui gruppi di metazoi bentonici che costituiscono la quasi totalità dei taxa presenti negli ambienti, in particolare sono stati considerati: Oligocheti, Molluschi, Copepodi, Anfipodi e Isopodi.

Il primo obiettivo concreto era quindi quello di consentire ai corsisti di essere in grado di compilare

correttamente la lista faunistica e di fornire la caratterizzazione, dal punto di vista sia fisico che biologico, del sito in esame.

Gli organismi viventi costituiscono gli indicatori più validi dello stato di salute di un ambiente, perché sono in grado di interagire con gli stimoli provenienti dalla componente biotica e abiotica. Anche negli habitat sotterranei, infatti, la biocenosi instaurata è la risultante dell'interazione tra fattori tipici del sito di colonizzazione, e caratteriz-

za il singolo biotopo e le sue evoluzioni temporali. L'esame attento della tanatocenosi, ricavabile dalla componente organica del sedimento, può fornire utili elementi per completare e approfondire il quadro conoscitivo della risorsa idrica.

La limitata conoscenza e l'eterogeneità di questi ambienti e delle comunità ivi presenti non ha ancora portato alla stesura di un vero e proprio manuale di applicazione; non sono state ancora messe a punto, infatti, metodiche di indagine sufficientemente sperimentate da

**Tab. III.** Elenco degli indicatori e degli indici biologici basati sulla composizione tassonomica del popolamento di invertebrati e loro tipologia: aspecifico (indice di diversità o indice comparativo) o specifico (come l'indice saprobico o biotico).

<b>Tipo di indice / indicatore</b>	<b>Sull'intera comunità / su singoli gruppi</b>	<b>Indice / Indicatore</b>
Aspecifico Indice di diversità	Sull'intera comunità o su singoli gruppi	Indici di diversità
Aspecifico Indice di diversità	Sull'intera comunità o su singoli gruppi	Indice di equitabilità
Specifico Indice saprobico	Su singoli gruppi	Rapporto tra Secernentea sul totale della nematofauna
Specifico Indice saprobico	Su singoli gruppi	Rapporto tra specie di Copepodi stigobi e stigofili o stigosseni
Specifico Indice saprobico	Sull'intera comunità	Indice freatobiologico di qualità delle acque sotterranee (IPB)
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi in relazione all'inquinamento per acque di falda interstiziale
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi in relazione all'inquinamento per acque di falda alluvionale
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi in relazione all'inquinamento per acque di falda carsica
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi in relazione all'inquinamento per acque sorgive
Specifico	Sull'intera comunità	Valutazione delle variazioni ambientali su lunghi periodi nelle sorgenti, basata sull'accumulo di resti animali e vegetali nei sedimenti
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi come descrittore idrologico per acque di falda interstiziale
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi come descrittore idrologico per acque di falda carsica
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi e della tanatocenosi come descrittore idrologico per acque sorgive
Specifico	Sull'intera comunità	Struttura della biocenosi e della tanatocenosi come descrittore del grado di isolamento per captazioni di acque sorgive

poter essere standardizzate. A differenza delle acque superficiali, nelle acque sotterranee e sorgive mancano consolidate possibilità applicative finalizzate all'elaborazione di un vero e proprio indice biologico, basato sulla diversa valenza ecologica degli organismi stigo- e crenobionti. Sulla base delle attuali conoscenze tassonomiche è impensabile poter standardizzare un indice valido per tutto il territorio italiano, spesso improponibile anche per territori limitrofi. Se la creazione di un indice resta uno dei principali obiettivi di ricerca sulle comunità bentoniche di acque sorgive e sotterranee, a tutt'oggi lo sforzo per ottenere tale risultato appare estremamente ambizioso.

Attraverso lo studio della bio-

cenosi e della sua tanatocenosi, valutando le caratteristiche ecologiche dei taxa, si ha la possibilità di trarre diverse indicazioni che permettono di formulare ipotesi sull'idrogeologia (origine dell'acquifero alimentante), grado di vulnerabilità del sito d'indagine (in particolare per risorse captate) e grado di inquinamento o alterazione delle acque (vedi Tab. III). A titolo di esempio, fra i vari indicatori/descrittori, si riporta la tabella riguardante il descrittore idrologico (Tab. IV).

#### ASPETTI DIDATTICO-ORGANIZZATIVI

La partecipazione è stata rivolta principalmente a laureati in Scienze Biologiche e Naturali delle

ARPA italiane ed estesa altresì ad operatori di altri enti pubblici (Dipartimenti di Prevenzione delle ASL e PMP ove non ancora costituite le ARPA), di aziende private e a liberi professionisti, proprio per l'ampio interesse applicativo di questo corso. Per motivi legati in buona parte alle possibilità operative della didattica sul campo, il numero di partecipanti è stato limitato ad un massimo di una ventina.

Non essendo stato stabilito per l'iscrizione alcun requisito relativo alle conoscenze della materia, il livello dei partecipanti è risultato piuttosto eterogeneo e ciò ha comportato difficoltà ad alcuni corsisti (completamente digiuni in materia) e, conseguentemente, ai relatori e allo staff scientifico. Solo alcuni

Tab. IV. Esempio di indicatore biologico come descrittore idrologico per acque sorgive e cenosi corrispondente.

STRUTTURA DELLA BIOCENOSI E DELLA TANATOCENOSI COME DESCRITTORE IDROLOGICO PER ACQUE SORGIVE	
Descrizione dell'indicatore	Analisi della struttura della comunità bentonica e della tanatocenosi dell'ambiente di sorgente
Metodi di misura	Riconoscimento a livello di taxa (specie o genere). Per il giudizio vedi la seconda parte della tabella
Scopo dell'indicatore	Valutazione della provenienza dell'acqua sorgiva in relazione agli apporti idrici (dalla falda o dalle acque superficiali)
Unità di misura	Analisi qualitativa della composizione della biocenosi
Limite dell'indicatore	Valutazione qualitativa
Comparto ambientale	Acque sorgive
Copertura geografica dei dati	Liguria
Periodo di riferimento dei dati	1988-2000
Documenti di riferimento	Bodon & Gaiter, 1989, 1995
BIOCENOSI E TANATOCENOSI DI RIFERIMENTO	
Sorgente alimentata solo acque sotterranee	<b>Biocenosi:</b> presenza di organismi crenobionti o stigobionti ( <i>Bythinella</i> , Hydrobiidae, da <i>Niphargus</i> , <i>Proasellus</i> ). <b>Tanatocenosi:</b> presenza di nicchi di molluschi Hydrobiidae stigobionti.
Sorgente alimentata sia da acque sotterranee che da acque superficiali	<b>Biocenosi:</b> presenza di organismi crenobionti o stigobionti (Hydrobiidae: <i>Avenionia</i> , <i>Bythinella</i> ; Crostacei: <i>Niphargus</i> , <i>Proasellus</i> ) e presenza di organismi di acque superficiali ( <i>Leuctra</i> , Dytiscidae, Philopotamidae, Chironomidae, Ceratopogonidae). <b>Tanatocenosi:</b> abbondante detrito vegetale, soprattutto di foglie.
Sorgente alimentata solo da acque superficiali	<b>Biocenosi:</b> assenza di organismi stigobionti o tipici crenobionti; presenza quasi esclusiva di larve di insetti. <b>Tanatocenosi:</b> assenza di nicchi di molluschi Hydrobiidae crenobionti o stigobionti.



partecipanti avevano avuto, in precedenza, esperienze connesse con le problematiche dell'analisi delle comunità biotiche e della sistematica del benthos di acque sotterranee. Per questo motivo si è ritenuto utile distribuire una cospicua quantità di materiale didattico (Tab. V) comprendente una guida tassonomica di facile lettura per il riconoscimento e la classificazione degli organismi, una serie di dispense specifiche per i principali gruppi sistematici oggetto di approfondimento, e altra documentazione sui diversi argomenti trattati.

Il corso è stato impostato trattando soprattutto gli argomenti ine-

renti la biologia e l'ecologia delle acque ipogee, avendo cura di delineare in parallelo i diversi ambienti fisici oggetto d'indagine. Fra le molteplici metodiche per la raccolta della biocenosi e della sua tanatocenosi, sono state scelte e proposte quelle ritenute maggiormente applicabili nei tre diversi siti di campionamento: una sorgente, un pozzo che attinge da falda freatica e un ambiente iporreico (connessione fra un corso d'acqua superficiale e la falda sotterranea). Ad ogni campionamento e fase analitica di campo sono seguiti il trattamento del campione e l'analisi di laboratorio.

## PROGRAMMA E STRUTTURAZIONE DEL CORSO

Per poter sviluppare tutti gli argomenti e i momenti di lavoro durante cinque giornate, le diverse parti sono state così strutturate: parte teorica, parte pratica con fase *in situ* (raccolta dati di campo e campionamento), parte pratica in laboratorio (separazione e classificazione), parte concernente gli approfondimenti tassonomici e parte conclusiva (analisi dei risultati, applicazioni, prospettive; Tab. VI). Le cinque fasi sono dettagliate di seguito.

- Parte teorica, propedeutica e di inquadramento della materia in cui sono stati affrontati alcuni argomenti generali riguardanti i possibili siti investigabili e le interconnessioni con gli altri ecosistemi e sistemi artificiali (ambienti fisici e caratterizzazioni biologiche relative); elementi fisici di idrogeologia delle acque sotterranee; elementi di idrogeochimica per la valutazione delle acque; microbiologia (batteriologia ambientale con particolare risvolto all'importanza igienico-sanitaria dei metazoi di questi ambienti); ecologia e biologia della fauna bentonica. Sono state introdotte le metodiche di campionamento, di conservazione e di studio del materiale; l'analisi della componente organica, vegetale ed animale, del sedimento (tanatocenosi) e, infine, è stata trattata la parte sistematica dei principali gruppi di metazoi stigo- e crenobionti.

- Parte pratica di indagine ambientale *in situ*: sono stati esaminati tre differenti habitat. Durante l'indagine sono state rilevate le caratteristiche ambientali del sito in esame, i parametri di campo e quelli fisico-chimici. Si è proceduto con l'applicazione della metodica di campionamento specifica per ciascun sito: retino immanicato per la sorgente; sonda collegata a pompa

Tab. V. Materiale didattico distribuito durante il corso.

Guide	Autore
Guida al riconoscimento degli organismi rinvenibili nelle acque sorgive e sotterranee	M. Feletti
<b>Dispense</b>	
Inquadramento ecologico e finalità del corso	A. Balduzzi
Legislazione ed altri contributi normativi d'indirizzo	
Inquadramento dei siti (ambienti) investigabili e interconnessioni con gli altri ecosistemi e sistemi artificiali	S. Gaiter
Applicazioni dell'idrogeochimica nelle valutazioni della qualità delle acque sotterranee: limiti, successi e frontiere	F. Decet
Elementi biologici ed ecologici (con particolare risvolto alla fauna micro- meio- e macrobentonica)	M. Bodon
Analisi della componente organica del sedimento (tanatocenosi)	
Metodiche di campionamento, conservazione e studio del materiale	
Modulistica: significato delle voci e compilazione delle schede Sorg, Poz, Ipor e Biol	S. Gaiter
Criteri di valutazione sull'origine, grado di protezione e qualità delle acque (autoecologia ed analisi della comunità)	M. Bodon
Indici e Indicatori	M. Bodon, S. Gaiter, A. Risso
<b>Altra documentazione</b>	
I Molluschi	M. Bodon
Copepodi sotterranei: pattern di diversità su scala ecologica ed evolutiva	D. Galassi
Classe: Malacostraca - Isopodi, Anfipodi e ordini minori con rappresentanti stigobi	F. Stoch
Gli Oligocheti acquatici italiani	B. Sambugar
Nematodi delle acque sorgive e sotterranee	A. Zullini
I Chironomidi delle sorgenti fredde europee	U. Ferrarese
The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia)	A. Di Sabatino, R. Gerecke, P. Martini (trad. M. Feletti)

a vuoto per il pozzo; pompa Norton e metodo Karaman-Chappuis per l'ambiente iporreico. La filtrazione dei campioni è stata effettuata con retini a maglie di 500 µm e 100 µm. I dati sono stati registrati in appositi moduli (Sorg, Poz, Ipor e Biol).

- Parte teorico-pratica di laboratorio: dapprima è stato fornito un quadro sistematico di riferimento: interpretazione e lettura delle chiavi tassonomiche per la definizione del gruppo di appartenenza con riscontro diretto al microscopio, grazie all'esame di alcuni preparati di laboratorio. Si è proceduto con il trattamento dei campioni raccolti sul campo: setacciatura, lavaggio e separazione delle frazioni, misurazione volumetrica, separazione degli organismi e delle altre componenti del sedimento. Suc-

cessivamente, con l'ausilio dello stereomicroscopio, i taxa sono stati classificati fino al livello tassonomico previsto in questa sede, è stata altresì determinata e valutata la componente organica del sedimento.

- Parte di approfondimenti: è stato dedicato ampio spazio agli approfondimenti tassonomici dei principali taxa di metazoi di acque sorgive e sotterranee; gli esperti hanno fornito, per ciascun gruppo sistematico, brevi note sulle caratteristiche morfologiche ed anatomiche; è stata sviluppata la parte relativa all'ecologia e alla distribuzione geografica.

- Parte conclusiva: è stata impostata una discussione sull'analisi dei dati risultanti dai campionamenti effettuati e sull'elaborazione

delle informazioni ottenute, ponendo in risalto ciò che è emerso dalla lettura della componente metazoica. Con la spiegazione e l'applicazione di specifici indicatori biologici sono stati affrontati i criteri di valutazione sull'origine, sul grado di protezione e sulla qualità delle acque (autoecologia ed analisi della comunità); inoltre è stata proposta una prova pratica su questo tema.

I corsisti, suddivisi in 11 gruppi di lavoro, hanno sostenuto una prova mirata all'individuazione della risposta corretta riguardante la caratterizzazione biologica (biocenosi e tanatocenosi) del sito di campionamento. A ciascun gruppo, costituito da due persone, sono state consegnate cinque schede (su un totale di 14 schede preparate); ogni scheda è stata strutturata con tre possibili risposte di cui soltanto una corretta. Nella tabella VII è riportato un esempio di scheda (lista faunistica ed esame del sedimento) la cui risposta corretta è la B. Infine, sono state valutate ipotesi e prospettive di lavoro applicativo nei settori trattati nel corso, in considerazione dell'interesse dimostrato, garantendo la disponibilità futura dello staff scientifico.

#### BILANCIO DEL CORSO

- *Valutazione del rispetto dei tempi di lavoro:* complessivamente i tempi di svolgimento del corso sono stati perfettamente rispettati. Il programma, anche se apparso troppo corposo, è stato interamente completato; grazie anche alla vicinanza ed accessibilità dei siti prescelti è stato inoltre possibile prevedere nel dettaglio sia i tempi di spostamento sul territorio, che i tempi relativi al campionamento stesso.

- *Valutazione qualitativa dei corsisti (prova finale):* la figura 1 mostra un grafico che sintetizza i risultati della prova pratica eseguita dai cor-

Tab. VI. Schematizzazione del programma svolto.

#### AMBIENTI E FAUNA DELLE ACQUE SOTTERRANEE

Aula didattica CREA - Via al Porto Antico - Palazzina Millo

- *Registrazione partecipanti*
- *Saluto delle Autorità e presentazione del corso*
- *Introduzione: scopi e finalità del corso*
- *Elementi fisici (idrogeologia)*
- *Elementi chimici (idrochimica)*
- *Elementi microbiologici (batteriologia ambientale)*
- *Inquadramento dei siti investigabili ed interconnessioni con gli altri ecosistemi e sistemi artificiali*
- *Elementi biologici ed ecologici*
- *Sistematica dei principali gruppi di metazoi stigo- e crenobionti*
- *Analisi della componente organica del sedimento (tanatocenosi)*
- *Metodiche di campionamento, conservazione e studio del materiale*
- *Modulistica*

CAMPIONAMENTO - Comune di Casella

- *Indagine ambientale presso un pozzo, una sorgente, una falda iporreica*
- SMISTAMENTO E CLASSIFICAZIONE - Aula DIP.TE.RIS. - Corso Europa, 26
- *Separazione degli organismi dal sedimento e riconoscimento dei taxa*
  - *Valutazione della componente organica del sedimento*
  - *Compilazione dei modelli relativi*

APPROFONDIMENTI TASSONOMICI - Aula DIP.TE.RIS. - Corso Europa, 26

- *Tassonomia, caratteristiche morfologico-anatomiche*
- *Classificazione principali gruppi di metazoi stigo- e crenobionti, con approfondimenti sull'ecologia e sulla distribuzione geografica (in particolare: Nematodi, Molluschi, Oligocheiti, Acari, Copepodi, Isopodi, Anfipodi, Ditteri Chironomidi)*

#### DISCUSSIONE

ARPAL, Dipartimento Provinciale di Genova - Aula Didattica - Via Montesano, 5

- *Criteri di valutazione sull'origine, grado di protezione e qualità delle acque*
- *Analisi dei risultati dei campionamenti ed elaborazione delle informazioni ottenute*

sisti. Visibilmente il giudizio complessivo delle risposte è discreto; la maggior parte dei gruppi ha valutato correttamente quasi tutti i questionari proposti.

• *Giudizio dei partecipanti sul corso*: al fine di valutare il gradimento dal punto di vista organizzativo e del contenuto, i partecipanti sono stati invitati a compilare un "questionario di fine corso" e a fornire un commento finale relativo ad un giudizio personale, nonché suggerimenti

Tab. VII. Esempio di scheda proposta nella prova pratica.

**Sito di campionamento: emergenza idrica non captata**

**ESAME DEL MACROBENTHOS**

Taxa:	Freq.*
Haplotaxidae	R
Lumbriculidae	S
Avenionia	S
Ostracoda	R
Niphargus	F
<i>Proasellus</i> (sp. anoftalma)	F
Leuctra	R
Philopotamidae	S
Chironomidae	R

**ESAME DEL SEDIMENTO**

Resti di origine vegetale:	Freq.*
detrito di radici	A
detrito carbonizzato	R

Resti di origine animale:	Freq.*
resti Artropodi terrestri	R
foderi di Tricotteri	S
gusci di Ostracodi	R
residui bozzoli Araneidi	R

\* R raro, S scarso, F frequente, A abbondante.

**POSSIBILI RISPOSTE**

A - Acque di origine superficiale (riemergenza di un corso d'acqua);  
 B - Acque prevalentemente di origine sotterranea con contributi di acque superficiali;  
 C - Acque di origine sotterranea ma fortemente inquinate (scarichi di natura chimica che intercettano la falda).

menti, accorgimenti e proposte per eventuali corsi futuri. Il grafico in figura 2 riporta il valore medio, per singola voce, delle risposte fornite dai partecipanti.

Dall'insieme dei commenti, i suggerimenti maggiormente evidenziati sono:

- Durante la fase di campionamento, per ogni metodologia, rendere più attiva la partecipazione, ad esempio con la suddivisione e rotazione di limitati gruppi di corsisti.

- Organizzare la fase di laboratorio in piccoli gruppi di partecipanti, dove ogni gruppo è seguito da un proprio docente; dedicare a questa fase un numero di ore maggiore.

- Raggruppare i partecipanti in gruppi di lavoro omogenei per livello di conoscenza della materia, in particolare per il riconoscimento dei taxa. Riguardo quest'ultima osservazione è stato proposto di suddividere il corso in due o più livelli diversi, in funzione del grado di conoscenza ed esperienza del partecipante stesso.

Tra gli altri suggerimenti: disporre di una maggiore quantità di "preparati" in laboratorio, allo scopo di non limitare l'osservazione solo a taxa raccolti durante le lezioni sul campo ma estenderla anche a metazoi reperibili con minor frequenza o rari; ridurre la parte dedicata alla teoria, considerata troppo vasta, eterogenea e concentrata nella prima giornata; ampliare la parte relativa ai gruppi faunistici.

Il bilancio dell'esperienza descritta è quindi da ritenersi molto positivo, poiché le finalità erano abbastanza chiare e condivise da tutti i componenti organizzatori del corso. I risultati ottenuti durante la settimana, sia in termini di apprendimento che di interesse suscitato, dovranno naturalmente essere verificati con ulteriori esperienze di

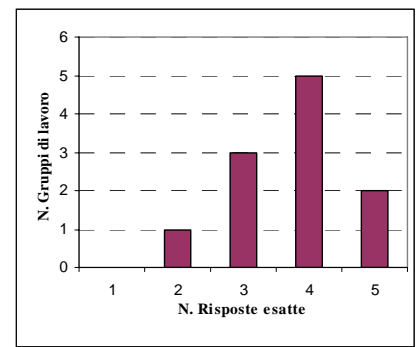


Fig. 1. Rappresentazione grafica relativa all'andamento dei risultati della prova pratica sostenuta dai corsisti.

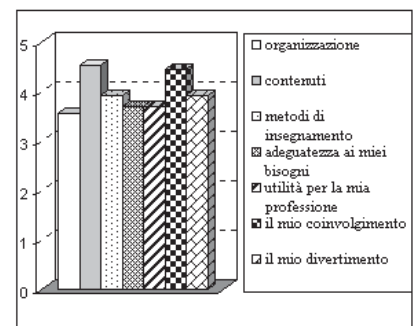


Fig. 2. Giudizi medi di valutazione del corso espressi dai partecipanti (punteggi da 1= insufficiente a 5= ottimo).

applicazione della metodica di indagine da parte dei corsisti.

**PROPOSTE PER UN CORSO FUTURO**

In base alle richieste di adesione ottenute e constatato l'interesse suscitato prima e dopo il corso, si ritiene possibile la realizzazione di un secondo corso a cui verranno apportate tutti i miglioramenti necessari. Questa prima esperienza ha dimostrato che l'interesse per l'argomento è maggiore rispetto a quanto previsto e sicuramente la realizzazione di un eventuale secondo corso, se da una parte potrà fare tesoro degli indubbi vantaggi dell'esperienza acquisita, dall'altra dovrà prevedere una migliore fluidità organizzativa, alla

quale si è sopperito con l'impegno dei singoli. Schematicamente è riportato nella tabella VIII quanto attualmente costituisce l'ossatura del secondo corso.

Occorre comunque dedicare particolare cura nella scelta dei partecipanti, eventualmente organizzando il corso su diversi livelli di

approfondimento. Il corso può quindi diventare un momento di scambio delle conoscenze e permettere di assimilare esperienze e contributi delle differenti situazioni ambientali e biologiche italiane, apportando miglioramenti alle metodiche e al quadro applicativo degli indicatori.

### Ringraziamenti

Si ringrazia per la collaborazione la Sig.ra Ines Para e la Sig.ra Fiorella Sgorbini (Uff. Com. Inf. Ed., Dir. Gen. ARPAL) che si sono occupate delle molteplici problematiche correlate all'organizzazione generale; inoltre, un particolare ringraziamento è rivolto alla Prof.ssa Laura Volterra (Istituto Superiore di Sanità) fautrice dell'iniziativa per la realizzazione del corso.

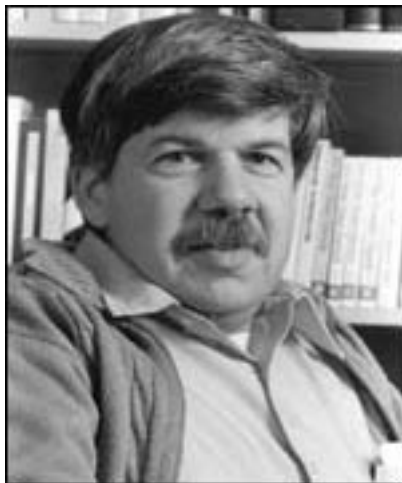
Tab. VIII. Struttura ideata per il corso futuro.

- 
- **Selezione dei partecipanti in base alla conoscenza della materia – requisiti richiesti:**
    - laurea in Scienze Biologiche o Naturali (o titolo equipollente);
    - conoscenze specifiche nel campo idrobiologico;
    - conoscenze approfondite sul benthos di acque superficiali (eventualmente, prima dello svolgimento del corso, si tengono lezioni formative sul macrobenthos per gli operatori con minore esperienza su questo tema).
  - **Organizzazione dei corsisti in gruppi di lavoro:** definizione di gruppi di lavoro formati da un limitato numero di corsisti (n° 3 max) con la disponibilità di un istruttore. Ogni singola parte del corso, in questo modo, può essere accuratamente seguita dal partecipante sia durante il campionamento in situ, sia per la preparazione del campione in laboratorio e l'analisi, al microscopio binoculare, del campione preventivamente preparato.
  - **Lezioni teoriche:**
    - ridurre la parte dei saluti delle autorità e delle introduzioni;
    - migliorare le parti generali e quelle relative alle tematiche di supporto, quali microbiologia, idrogeologia e idrochimica, attenendole concretamente alle necessità d'interpretazione del mondo vivente e limitandosi pertanto a lezioni strettamente attinenti all'argomento principale del corso: i metazoi, i fattori ecologici che contraddistinguono le biocenosi di acque sotterranee, le caratteristiche peculiari dei diversi ambienti e l'autoecologia dei vari taxa. Anche le lezioni cardine devono essere strutturate in maniera più coinvolgente, ad esempio, mediante la proiezione di diapositive integrate con altri sussidi didattici.
  - **Lezioni pratiche:**
    - di campionamento: è necessario che la fase sul campo sia maggiormente partecipativa. Ogni corsista deve trovarsi direttamente a contatto con le diverse attrezzature, pertanto ciascun gruppo di lavoro deve essere impegnato sul campionamento di ogni sito oggetto di indagine.
    - di laboratorio: il trattamento dei diversi campioni (di pozzo, di sorgente, dell'ambiente iporreico) viene eseguito dal docente una prima volta con l'ausilio di una videocamera, successivamente ciascun gruppo di lavoro, con l'aiuto dell'istruttore, si deve occupare del proprio campione mediante l'utilizzo dello stereomicroscopio. Non è strettamente necessario che il materiale da esaminare sia solo quello raccolto sul campo (la biocenosi campionata non fornisce quasi mai un'elevata biodiversità tale da garantire una conoscenza sufficientemente ampia, applicabile alle diverse realtà); è possibile infatti esaminare dei preparati preventivamente raccolti, con materiale faunistico e componente organica, tanto da poter inizialmente compilare i modelli specifici per ciascun sito. Infine si conclude con un riassunto e un confronto generale dei taxa reperiti in ogni ambiente investigato, per procedere poi alla compilazione definitiva delle schede biologiche, nelle quali si registrano la lista faunistica e la componente organica del sedimento. La valutazione sarà effettuata nella fase conclusiva, prendendo in considerazione anche i dati fisico-chimici e quelli ispettivo-ambientali rilevati.
  - **Lezioni di approfondimento:** lezioni specifiche, approfondite dagli esperti, relative ai singoli gruppi tassonomici trattati durante il corso. Per ciascun gruppo di metazoi deve essere rispettata la medesima linea d'esame: morfologia ed anatomia, tassonomia (mediante l'utilizzo di specifiche chiavi analitiche), aspetti ecologici e distribuzione geografica. I gruppi trattati dovranno essere meglio selezionati per includere solo quelli effettivamente utili come indicatori.
  - **Lezioni conclusive:** valutazione finale, complessiva, di ciò che è emerso dal corso, con particolare risalto ai risultati ottenuti dai campionamenti; applicazione degli indicatori biologici, esecuzione di una prova pratica, considerazioni sugli aspetti applicativi delle metodiche affrontate, eventuali prospettive di collaborazione in applicazioni di lavoro nei settori proposti dal corso, etc.
  - **Materiale didattico:**
    - Chiavi sistematiche: migliorare le chiavi generali in modo da fornire uno strumento utile e più semplice per l'inquadramento dei taxa a livello tassonomico richiesto.
    - Informazioni ecologiche e biogeografiche sui taxa: fornire un quadro aggiornato e dettagliato sugli organismi di acque sotterranee italiane.
    - Bibliografia: completare e aggiornare la lista bibliografica sulla materia.
-

# UN'IDEA DELLA VITA: RICORDO DI STEPHEN JAY GOULD

**Pietro Genoni**

ARPA Lombardia, Dipartimento subprovinciale di Parabiago, Via Spagliardi 19, 20015 Parabiago (MI)



Il 20 maggio 2002 a New York moriva Stephen Jay Gould, docente di paleontologia, geologia, biologia e storia della scienza alla Harvard University. La maggior parte dei lettori lo ricorderà soprattutto per i suoi brillanti saggi di storia naturale, per le sue stimolanti idee sull'evoluzione biologica o per il suo vivace impegno contro il determinismo genetico. Molti dei suoi testi sono stati tradotti e pubblicati in Italia a partire dai primi anni '80. Il presente intervento vuole essere un contributo al ricordo della figura e dell'opera di questo straordinario scienziato ed un invito, per chi ancora non li conoscesse, alla lettura dei suoi scritti.

## Le prime passioni e la carriera

S.J. Gould nasce a New York il 10 settembre 1941. Le sue più grandi passioni, la paleontologia ed il baseball, risalgono all'infanzia: la prima esplose a cinque anni dopo che il padre lo aveva accompagnato a visitare l'American Mu-

seum of Natural History (*"I dreamed of becoming a scientist, in general, and a paleontologist, in particular, ever since the Tyrannosaurus skeleton awed and scared me"*); la seconda si manifesta con l'appassionata ammirazione per la squadra dei New York Yankees (*"Joe DiMaggio activated the greatest and most unattainable dream of all humanity, the hope and chimera of all sages and shamans: he cheated death, at least for a while"*).

Nel 1963 Gould si laurea in geologia e nel 1967 consegue il Ph.D. in paleontologia presso la Columbia University. Nello stesso anno inizia la sua carriera accademica ad Harvard come Assistant Professor of Geology; nel 1971 diviene Associate Professor e, due anni dopo, Professor of Geology and Zoology. Dal 1982 è Alexander Agassiz Professor of Zoology and of Geology. Tra gli incarichi che ricopre vi sono quelli di Curator of Invertebrate Paleontology nell'Harvard Museum of Comparative Zoology e di membro aggiunto del Department of the History of Science. Dal 1996 è Vincent Astor Visiting Research Professor of Biology alla New York University.

## Le opere principali

Nel 1974 Gould comincia a collaborare con la rivista mensile dell'American Museum of Natural History, dove tiene una rubrica intitolata "This View of Life", con la quale raggiunge un'enorme popolarità. Gran parte dei suoi 300 saggi, pubblicati ininterrottamente per 27 anni<sup>1</sup>, sono raccolti in 10 volu-

mi, alcuni dei quali tradotti anche in Italia. La prima di queste raccolte, pubblicata nel 1977, si intitola "Ever since Darwin: Reflections in Natural History" (trad. it.: "Questa idea della vita", Editori Riuniti, Roma, 1984). Con la seconda raccolta, "The Panda's Thumb: More Reflections in Natural History" (trad. it.: "Il pollice del panda", Editori Riuniti, Roma, 1983), Gould vince, nel 1981, l'American Book Award for Science. Comincia ad ottenere una certa notorietà anche nel nostro Paese, ulteriormente accresciuta dal libro successivo, "Hen's Teeth and Horse's Toes" (trad. it.: "Quando i cavalli avevano le dita", Feltrinelli, Milano, 1984), i cui saggi sono incentrati sull'opposizione al creazionismo "scientifico" e sulle diverse implicazioni, per la società e per la cultura, dell'evoluzione biologica. La quarta raccolta di saggi è "The Flamingo's Smile: Reflections in Natural History" (trad. it.: "Il sorriso del fenicottero", Feltrinelli, Milano, 1987), cui segue "Bully for Brontosaurus: Reflections in Natural History" (trad. it.: "Bravo brontosaurus", Feltrinelli, Milano, 1992), che

<sup>1</sup> Il primo saggio di Gould per la rubrica "This View of Life", intitolato "Size and shape", può essere letto in: [www.amnh.org/naturalhistory/editors\\_pick/november99\\_pick.html](http://www.amnh.org/naturalhistory/editors_pick/november99_pick.html). L'ultimo suo saggio, "I have landed", pubblicato sul numero di dicembre/gennaio 2000/2001 del Natural History Magazine, si trova in: [www.amnh.org/naturalhistory/features/1200\\_feature.html](http://www.amnh.org/naturalhistory/features/1200_feature.html). Molti di questi saggi scritti da Gould, insieme a diversi altri suoi articoli, sono disponibili in: [www.stephenjaygould.org](http://www.stephenjaygould.org).

raccoglie 35 saggi pubblicati nell'arco di sei anni. La sesta raccolta è "Eight Little Piggies: Reflections in Natural History" (trad. it.: "Otto piccoli porcellini", Rizzoli, Milano, 1995). Con "Dinosaur in a Haystack: Reflections in Natural History" (trad. it.: "Come un dinosauro nel pagliaio", Mondadori, Milano, 1998), Gould supera il traguardo di due decenni di collaborazione continua con il *Natural History Magazine*. Il libro comprende, tra le altre, riflessioni sulle teorie evolutive, sulla trasformazione dei musei di storia naturale in parchi tematici, su un testo di Edgar Allan Poe riguardo le conchiglie, sull'opera "In Memoriam" di Tennyson, su "Jurassic Park", sul Protocollo Wannsee, che documenta la "soluzione finale" di Hitler per lo sterminio degli ebrei.

Ricordiamo altre due raccolte di saggi scritti per il *Natural History*, "Leonardo's Mountain of Clams and the Diet of Worms" (1998) e "The Lying Stones of Marrakech" (2000), nonché l'ultima e conclusiva raccolta, che si intitola "I have landed: The End of a Beginning in Natural History" (2002).

Si tratta di scritti che testimoniano l'ecletticità e la vastità degli interessi di Gould per la storia, l'arte, la letteratura, sempre viste nelle loro connessioni, anche solo evocative, con la storia naturale e la biologia. Sono lavori destinati, con enorme successo, ad un gruppo di lettori molto più vasto rispetto allo stretto ambito scientifico degli "addetti ai lavori". In questa operazione delicata, che potrebbe essere fatta facilmente bersaglio di critiche, Gould non rinuncia ad un personale rigoroso principio: "i concetti scientifici, in tutta la loro ricchezza ed ambiguità, possono essere spiegati senza alcun compromesso né semplificazione fuorviante, in un linguaggio accessibile a tutte le

persone intelligenti".

Il rigore scientifico, affiancato ad un'accattivante abilità espositiva, pervade anche tutte le altre sue opere, di cui richiamiamo alcune tra le più significative.

Risale al 1977 il primo importante testo monografico, "Ontogeny and Phylogeny", in cui Gould esamina le dimensioni storiche, filosofiche e scientifiche della biologia dello sviluppo. Punto di partenza dei ragionamenti dell'autore è l'enunciato di Ernst Haeckel secondo cui "l'ontogenesi ricapitola la filogenesi".

Un secondo fondamentale lavoro è rappresentato da "The Mismeasure of Man" (trad. it.: "Intelligenza e pregiudizio: le pretese scientifiche del razzismo", Editori Riuniti, Roma, 1985), pubblicato nel 1981. Gould critica il convincimento che l'intelligenza possa essere descritta quantitativamente da un singolo valore misurabile e che l'intelligenza degli individui (e dei gruppi di individui) possa essere ordinata in base a tale valore. Nel 1996, come risposta all'uscita negli USA di un libro che pretende di provare scientificamente le differenze razziali dei Q.I. ("The Bell Curve: The Reshaping of American Life by Difference in Intelligence", di R.J. Herrnstein e C. Murray, 1994), Gould ripubblica "The Mismeasure of Man" in forma rivista ed ampliata con l'aggiunta di cinque saggi<sup>2</sup>.

Con "Time's Arrow, Time's Circle: Myth and Metaphor in the Discovery of Geological Time" (trad. it.: "La freccia del tempo, il ciclo del tempo", Feltrinelli, Milano, 1989) Gould ripercorre la storia della geologia da Burnet a Lyell ed il suo impatto sulla nozione culturale di tempo geologico, giungendo all'elaborazione del concetto di "tempo profondo", indispensabile per la comprensione dei meccanismi evolutivi e geologici.

Nel 1990, *Wonderful Life: The Burgess Shale and the Nature of History* (trad. it.: "La vita meravigliosa. I fossili di Burgess e la natura della storia", Feltrinelli, Milano, 1990), è premiato con il Science Book Prize. Viene descritta la storia, l'interpretazione ed il significato dei fossili scoperti nel 1909 da Charles Walcott a Burgess, nella British Columbia. Il titolo fa riferimento ad un film del 1946 di Frank Capra, in cui un angelo mostra al protagonista, che intende togliersi la vita, come sarebbe stato il mondo se non fosse mai nato. Gould sostiene che l'intera storia biologica può essere vista allo stesso modo: eventi accidentali hanno determinato, in modo del tutto casuale, il corso della vita sulla terra e se il film della vita potesse essere riavvolto e riproiettato, ne risulterebbe qualcosa di completamente differente da quello che attualmente ci circonda.

Nel 1982 a Gould viene diagnosticato un mesotelioma addominale, una rara e pericolosa forma di cancro. La storia della sua malattia diventa un saggio sull'utilizzo e sull'interpretazione della statistica<sup>3</sup>, pubblicato insieme ad altri in un successo letterario del 1996: "Full House: The Spread of Excellence from Plato to Darwin" (trad. it.: "Gli alberi non crescono fino al cielo", Mondadori, Milano, 1997).

La sua ultima importante opera, di oltre 1300 pagine, si intitola "The Structure of Evolutionary Theory" ed è stata pubblicata due mesi prima della morte.

<sup>2</sup> Uno di questi è l'articolo "Curveball", pubblicato su *The New Yorker* del 28 novembre 1994, che si può leggere in: [www.dartmouth.edu/~chance/course/topics/curveball.html](http://www.dartmouth.edu/~chance/course/topics/curveball.html).

<sup>3</sup> Il saggio, che si intitola "The Median isn't the Message", può essere letto in: [cancerguide.org/median\\_not\\_msg.html](http://cancerguide.org/median_not_msg.html).



## Le idee sull'evoluzione biologica

Gould è stato una figura di primo piano nel dibattito scientifico sull'evoluzione biologica e sulle teorie che tentano di spiegarne i meccanismi. Il suo pensiero si è spesso scontrato con le idee prevalenti nel mondo accademico dei neo- e degli ultra-darwinisti. Nel 1972, insieme a Niels Eldredge espone la famosa teoria degli equilibri punteggiati (*punctuated equilibria*)<sup>4</sup>, secondo cui l'evoluzione delle forme viventi avviene durante rapide fasi di transizione (punteggiature) intervallate da lunghi periodi di stasi (equilibri). La teoria si oppone ad una tradizione darwinista ortodossa che vedeva l'evoluzione come un processo graduale, lento e continuo, di trasformazioni. Secondo quest'ultima idea, la testimonianza delle forme fossili giunte fino a noi non potrebbero spiegare tale gradualismo solo a causa dell'incompletezza del materiale paleontologico, aspetto che Darwin ed i neodarwinisti avevano attribuito alle carenze del processo di fossilizzazione. Eldredge e Gould suggeriscono che la comparsa improvvisa di nuove specie nelle forme fossili rifletta la realtà del meccanismo evolutivo: la maggior parte delle specie per lunghi periodi di tempo, anche milioni di anni, non evolve in maniera apprezzabile, ma varia casualmente all'interno di intervalli statisticamente prevedibili<sup>5</sup>.

Alla fine degli anni '70, un'altra battaglia contro il pensiero evolutivistico dominante soprattutto in Inghilterra e negli Stati Uniti viene ingaggiata da Gould insieme al biologo Richard Lewontin. Si tratta della critica al programma adattazionista<sup>6</sup>, il quale si basa sulla "fede nel potere della selezione naturale come agente ottimizzante". I due ricercatori chiamano questa nozione "paradigma di Pangloss",

riferendosi ad una celebre figura del "Candido" di Voltaire, il quale amava ripetere che "è impossibile che le cose non siano dove sono, poiché ogni cosa è per il meglio". Essi contestano l'abitudine di scomporre gli organismi in singole parti, caratteri o geni, e di cercare successivamente una motivazione adattativa per ciascuno di essi, perdendo così di vista il fatto che gli organismi sono delle unità integrate, con piani costruttivi limitati da costrizioni evolutive più importanti delle forze della selezione<sup>7</sup>.

Al di là delle differenti opinioni che dividono il mondo scientifico riguardo i meccanismi evolutivi, Gould è comunque stato uno strenuo oppositore del creazionismo cosiddetto "scientifico". I creazionisti negli Stati Uniti hanno tentato ripetutamente, anche in tempi molto recenti, di far attribuire la stessa dignità delle materie scientifiche all'insegnamento scolastico del libro della Genesi, subendo fortunatamente una serie di sconfitte giudiziarie. Gould, testimone in numerosi processi, avverte un forte interesse politico dietro queste posizioni, poiché il creazionismo rappresenta un tema caro "alla risorgente destra evangelica". Egli sostiene che finché esisteranno gruppi di interesse con molto denaro, la lotta contro il creazionismo non potrà mai essere formalmente vinta.

## Epilogo

Stephen Jay Gould è stato un brillante scienziato che ha saputo coniugare l'amore per la storia naturale con i suoi molteplici interessi, riuscendo a coinvolgere nei suoi appassionati ragionamenti un enorme numero di lettori, spesso privi di una formazione scientifica. Dai suoi scritti traspare una personalità caratterizzata da una limpida onestà intellettuale, un difensore ostinato delle proprie convinzioni

–sempre scrupolosamente documentate–, un intellettuale pronto a lottare contro ogni oscurantismo scientifico e determinato nel demolire il mito della neutralità della scienza.

Colpito da un cancro diffuso, una forma non correlata con quella diagnosticata vent'anni prima, confidò ad un amico che gli chiedeva notizie sulla sua malattia: "we're still in the data-collection stage, no conclusions yet".

Il messaggio che ci lascia è destinato ad aumentare i nostri dubbi sul significato dell'esistenza: la comparsa di *Homo sapiens* sulla terra non è la conseguenza di un inevitabile aumento della complessità del sistema nervoso, bensì di una rete di innumerevoli eventi contingenti e fortuiti che sarebbero potuti accadere diversamente, portando altrove il corso dell'evoluzione. Ma, negando risolutamente l'esistenza di conflitti tra gli ambiti in cui molti di noi cercano le proprie risposte, ci teneva a sottolineare che: "religion is about ethics and values, and science is about facts".

<sup>4</sup> Eldredge N. and Gould S. J., 1972. Punctuated equilibria: an alternative to phyletic gradualism. In: T.J.M. Schopf (ed.), *Models in Paleobiology*. Freeman, Cooper and Company, San Francisco: 82-115.

<sup>5</sup> Alcuni approfondimenti sulla teoria degli equilibri punteggiati si trovano in: [www.talkorigins.org/faqs/punc-eq.html](http://www.talkorigins.org/faqs/punc-eq.html), ed in: [www.skeptic.com/01.3.prothero-punc-eq.html](http://www.skeptic.com/01.3.prothero-punc-eq.html).

<sup>6</sup> Gould S.J. and Lewontin R.C., 1979. The Spandrels of San Marco and the Panglossian Paradigm. *Proc. R. Soc. Lond.*, B 205 (1161): 581-598. L'articolo può essere letto, nella versione tradotta in italiano ("I pennacchi di San Marco e il paradigma di Pangloss"), in: [www.einaudi.it/einaudi/ita/pdf/gould-lewontin.pdf](http://www.einaudi.it/einaudi/ita/pdf/gould-lewontin.pdf).

<sup>7</sup> Interessanti documenti di approfondimento del dibattito tra Gould ed i suoi oppositori sui temi dell'evoluzione biologica si possono trovare in: [www.world-of-dawkins.com/Catalano/the\\_g\\_files.htm](http://www.world-of-dawkins.com/Catalano/the_g_files.htm).

## RECENSIONI



Pier Francesco Ghetti

### Elementi di Ecologia

CLEUP, Padova, 2002, 333 pag., 22 euro

Il testo, pensato per rispondere alle esigenze didattiche della nuova riforma universitaria, presenta i principi dell'ecologia come concetti di valore universale, utili ad una vasta gamma di profili formativi. I temi trattati sono quelli classici dell'ecologia: ecosistemi, individui, specie, popolazioni, relazioni trofiche, cicli astronomici, geologici, biogeochimici, processi a grande scala, comunità, bioindicatori, paesaggi, biomi, ecologia umana, ecc.

Colpisce, invece, la singolare associazione tra la semplicità del linguaggio, volutamente privo di formalizzazione matematico-statistica, la sua minuziosa appropriatezza (ad es. nel distinguere gli approcci multidisciplinare, pluridisciplinare, interdisciplinare, transdisciplinare), la costante cura etimologica, l'acutezza delle considerazioni, i lucidi e sempre pertinenti richiami filosofici ed epistemologici,

l'approccio critico ai metodi d'indagine, le avvertenze sulle possibilità d'errore (tra le quali è inclusa la disonestà del ricercatore, meno infrequente di quanto si creda).

Si tratta di un testo, in "controtendenza" rispetto agli abituali, voluminosi e costosi, che rischiano di diluire e far perdere di efficacia ai principi fondamentali dell'ecologia. Per la piacevolezza e scorrevolezza della lettura, l'efficacia comunicativa, il lucido e aggiornato inquadramento delle problematiche, sempre attento ad evitare ogni semplificazione concettuale, la profonda cultura e lo spirito critico, il volume travalica gli obiettivi proposti, risultando utile ad una "rimessa a punto" delle conoscenze anche per coloro già dotati di una formazione ecologica.

Per ordinazioni: *Libreria CLEUP, Via G. Prati 19-35122 Padova (tel. 049 8753496; www.cleup.it).*

Giuseppe Sansoni

## LIBRI DI SCIENZE AMBIENTALI

(informazioni e ordini on-line sul sito [www.nhbs.com](http://www.nhbs.com))

**Hydro-ecology: linking hydrology and aquatic ecology.** Mike Acreman (Ed.). *IAHS*, 2001, IAHS Proceedings and Reports 266. 162 pages, figs, tabs, maps.

**Hydrological models for environmental management.** Edited by MV Bolgov, L Gottschalk, I Krasovskaia and RJ Moore (Eds.). *Kluwer*, Netherlands, 2002, 272 pages.

**Rivers, technology and society.** Learning the Lessons of Water Ma-

agement in Nepal. Dipak Gyawali. Zed Books, 2003, 304 pages.

**Water.** Local-level management. David B Brooks. *IDRC*, Canada, 2002, 80 pages.

**Guidelines for the construction of ecological river networks.** *Council of Europe*, France, 2002, Nature and Environment Series 129. 40 pages.

**Managing for healthy ecosystems.** DJ Rapport, BL Lasley, DE Rolston,

CO Qualset, AB Damania and NO Nielsen. *CRC Press*, USA, 2002, 1184 pages, 338 b/w illus.

**Advances in water monitoring research.** Tamim Younos (Ed.). *Water Resources*, USA, 2002, 244 pages.

**Fundamentals of ecotoxicology.** Michael C Newman. *CRC Press*, USA, 2002, 402 pages, b/w photos, illus, figs, tabs.

## ABSTRACTS

### **Ecologia fluviale**

a cura di Pietro Genoni

- 1** Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance
- 2** Towards the assessment of ‘ecological integrity’ in running waters of the United Kingdom
- 3** Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland
- 4** The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive
- 5** Sustaining living rivers
- 6** Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests
- 7** Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams
- 8** Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management
- 9** Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity
- 10** Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers
- 11** Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept
- 12** A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity
- 13** Evaluation of the use of landscape classification for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations

S. MUHAR & M. JUNGWIRTH, 1998

## **1** Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance

*Hydrobiologia*, **386**: 195-202

L'*habitat assessment*, che si basa su relazioni ben note tra le componenti abiotiche e biotiche di un sistema fluviale, può servire quale approccio indiretto nella valutazione dell'integrità ecologica, rivelando il livello di alterazione dell'ambiente fisico indotto dall'uomo. Un'analisi dettagliata dell'ambiente ha sempre rappresentato una parte integrante delle ricerche auto-sinecologiche negli ecosistemi acquatici. In numerosi Paesi, tuttavia, la valutazione dell'ambiente

fisico su una scala spaziale più ampia è diventata una fase regolare dei programmi di gestione dei bacini idrografici.

Un aspetto metodologico di primaria importanza nell'*habitat assessment* su ampia scala è rappresentato dalla scelta e dalla definizione dei criteri di valutazione, selezionati specificamente per rappresentare i processi e le funzioni chiave dei sistemi fluviali non alterati. Pertanto, un'enfasi particolare deve essere attribuita ai parametri inte-

grativi, che riflettono le dinamiche spaziali e temporali dei corsi d'acqua, nonché le interazioni tra il fiume ed il territorio circostante. Nell'articolo sono discussi quattro gruppi di criteri di valutazione nel quadro della loro importanza per le biocenosi acquatiche e della loro validità nell'identificare gli impatti antropici sugli ecosistemi di acque correnti: (1) il regime idraulico, (2) il carattere morfologico, (3) la connettività laterale e (4) il corridoio longitudinale.

D.M. HARPER, J.L. KEMP, B. VOGEL' & M.D. NEWSON, 2000

## **2** Towards the assessment of 'ecological integrity' in running waters of the United Kingdom

*Hydrobiologia*, **422/423**: 133-142

Lo sviluppo di metodi per la valutazione dell'integrità ecologica delle acque correnti richiede l'integrazione dei parametri fisici e chimici, nonché dei loro effetti su struttura, diversità e processi biologici. La gestione dei fiumi nel Regno Unito ha visto lo sviluppo di una serie di metodi per la valutazione

qualitativa, però scarsamente integrati tra loro. I metodi che valutano la struttura dell'*habitat* in maniera significativa dal punto di vista biologico rappresentano l'approccio migliore per integrare le misure degli effetti dei processi fisici e chimici sugli ambienti fluviali. Misure simultanee dei tipi di flusso super-

ficiale ('biotopi di flusso') e della struttura dell'*habitat* ('*habitat funzionali*') hanno mostrato legami evidenti. Tali legami potrebbero rappresentare la prima fase nello sviluppo di un metodo rapido e poco costoso per la valutazione dell'integrità ecologica dei fiumi nel Regno Unito.

U. BUNDI, A. PETER, A. FRUTIGER, M. HÜTTE, P. LIECHTI & U. SIEBER, 2000

## **3** Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland

*Hydrobiologia*, **422/423**: 477-487

In Svizzera esiste una dicotomia difficilmente conciliabile tra la realtà e gli obiettivi ecologicamente auspicabili nella gestione degli ecosistemi fluviali. La mag-

gior parte dei corsi d'acqua è sottoposta a una varietà di impatti. A causa dell'attività antropica molto intensa si verifica un'elevata pressione sull'utilizzo del suolo e del-

l'acqua.

Se da un lato gli usi essenziali dell'acqua devono essere garantiti, dall'altra parte c'è anche un forte bisogno di conservare o ripri-

stinare (riportare all'integrità ecologica) o riabilitare (riportare "un'integrità ecologica relativa") i corsi d'acqua. Pertanto, la valutazione dei corsi d'acqua dovrebbe produrre dati idonei per la caratterizzazione della loro condizione ecologica e per supportare una loro gestione sostenibile. I metodi dovrebbero prevedere un approccio sistemico e principi scientifici di integrità ecologica appropriati, enfatizzando le connettività tra gli habitat.

I metodi dovrebbero permettere: (1) una descrizione ed un giudi-

zio razionale sulla condizione del corso d'acqua, (2) l'identificazione di diversi tipi di impatto sul corso d'acqua, (3) la verifica degli effetti delle misure di tutela, (4) l'identificazione di idonee azioni future nel contesto di un intero sistema fluviale.

Al fine di soddisfare i diversi requisiti, è stato messo a punto un concetto modulare per l'analisi dei sistemi fluviali. Sono stati elaborati contemporaneamente nove moduli. Ciascun modulo affronta uno specifico aspetto (due moduli idrodinamici ed ecomorfologici, cinque

moduli biologici, due moduli chimici ed ecotossicologici). I moduli possono essere applicati singolarmente, in gruppo o tutti contemporaneamente, in base allo scopo dell'analisi. Per ciascun modulo vengono suggeriti una procedura di monitoraggio economica (metodo rapido) ed un metodo più rigoroso, in grado di fornire informazioni di maggior dettaglio. In base ai risultati delle analisi, i concetti inerenti il ripristino fluviale possono essere successivamente elaborati con la collaborazione dei gestori, degli ingegneri e dei biologi.

A. CHOVANEC, P. JÄGER, M. JUNGWIRTH, V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG, S. MUHAR & ST. SCHMUTZ, 2000

#### 4

### The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive

*Hydrobiologia*, 422/423: 445-452

Il termine "Oecologische Funktionsfähigkeit", usato come sinonimo di integrità ecologica, è diventato una parola chiave sia nei processi di gestione delle acque sia nell'ambito della ricerca limnologica in Austria. Incluso nelle principali normative riguardanti la gestione delle acque, il termine integrità ecologica rispecchia la necessità di considerare i corpi idrici come sistemi ecologici.

Sebbene l'integrità ecologica dei corsi d'acqua sia e debba rimanere un concetto olistico, la metodologia attualmente adottata in

Austria tende a valutarla attraverso un certo numero di componenti chiave: gli aspetti idromorfologici (in particolare le strutture degli habitat, il regime idrologico, la connettività), i parametri chimico-fisici, le comunità dei macroinvertebrati e dei pesci, la stima della qualità biologica e le valutazioni ecotossicologiche. La classificazione si basa sulla valutazione di questi singoli criteri, per mezzo di un confronto tra una condizione di riferimento specifica per tipo di corso d'acqua e la condizione rilevata. Questo approccio, che è stato for-

mulato nell'Austrian Standard M 6232 "Linee guida per lo studio ecologico e la valutazione dei fiumi", soddisfa anche le richieste generali per la classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua secondo la Direttiva quadro europea sulle acque.

Gli autori, oltre a descrivere il metodo adottato in Austria per valutare l'integrità ecologica delle acque correnti, presentano brevemente alcuni programmi nazionali che riguardano la qualità delle acque, la valutazione degli habitat e le tipologie fluviali.

J.R. KARR & E.W. CHU, 2000

#### 5

### Sustaining living rivers

*Hydrobiologia*, 422/423: 1-14

I fiumi non possono continuare a soddisfare i bisogni della società, o degli esseri viventi in generale,

se l'uomo continua a considerare la gestione dei fiumi una questione puramente politica od ingegneristi-

ca. Il flusso dei fiumi è parte di un flusso più grande, il ciclo planetario dell'acqua, che sostiene non solo

il ciclo dell'acqua ma anche l'intera rete della vita. In ultima analisi, la condizione, o la salute, del biota acquatico rappresenta il modo migliore di comprendere e controllare l'impatto umano sui corsi d'acqua e sull'intero ciclo dell'acqua.

Il monitoraggio biologico, specialmente gli approcci multimetrici quali l'indice di integrità biologica, riconosce l'importanza dell'integrità biotica dei fiumi ed offre uno dei più potenti strumenti disponibili per la diagnosi, minimizzando e preven-

nendo la loro degradazione. Le ampie prospettive offerte dalle valutazioni biologiche offrono migliori opportunità di sostenere "fiumi viventi" rispetto ai limitati criteri chimici o alle misure convenzionali dello sviluppo urbano.

O. MOOG, A. CHOVANEC, 2000

## **6** Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests

*Hydrobiologia*, 422/423: 99-109

L'articolo prende in considerazione le interazioni tra scienza, politica, amministrazione pubblica e opinione pubblica nel contesto della valutazione dello stato biologico per quanto concerne il concetto di integrità ecologica. La forte attenzione dell'opinione pubblica rispetto alla protezione dell'ambiente e alla salute aiuta ad indirizzare le scelte politiche. Il mandato legislativo di "mantenere e ripristinare l'integrità ecologica delle acque" è contemporaneamente un'affermazione di volontà politica ed un impegno. Sull'amministrazione pubblica grava la responsabilità di una gestione efficiente delle risorse idri-

che, con l'obiettivo di mantenere un'elevata qualità dello stato di salute dell'ambiente. La crescente complessità delle prospettive sui temi ambientali aumenta il peso delle scienze ecologiche sui processi amministrativi.

Gli ecologi giocano un ruolo essenziale nel progresso della conoscenza scientifica, sviluppando metodi per attuare i mandati legislativi ed educando l'opinione pubblica (ed i funzionari pubblici) riguardo i processi naturali e le interazioni, nonché le conseguenze ecologiche delle attività umane. Una varietà di domande poste a livello amministrativo riguardo l'inquina-

mento o l'alterazione fisica può trovare risposta nella valutazione biologica.

Con un'enfasi particolare sui macroinvertebrati bentonici ed il livello di identificazione tassonomica, sono riportati esempi della realtà austriaca al fine di evidenziare gli sforzi necessari per mantenere l'accuratezza scientifica senza perdere in praticità. Sono presentati alcuni esempi di parametri basati sulle specie e sulle comunità utilizzati in Austria per valutare l'integrità ecologica dei fiumi (es. aspetti saprobiologici, gruppi funzionali, analisi della zonazione longitudinale).

C.F. RABENI, 2000

## **7** Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams

*Hydrobiologia*, 422/423: 245-256

L'integrità dell'ambiente fisico, sebbene sia una condizione necessaria per l'integrità ecologica, non è definita con precisione e raramente viene esaminata in relazione alla potenzialità biologica di un corso d'acqua. Le relazioni tra habitat fisico e biota necessitano di

essere quantificate in modo da definire meglio le condizioni di riferimento e documentare quelle alterazioni dell'habitat fisico che hanno ripercussioni sul biota.

L'autore ha valutato le relazioni tra l'ambiente fisico e le comunità di invertebrati bentonici nei

corsi d'acqua del Missouri (USA), in siti di riferimento ed in siti alterati. Partendo da 45 corsi d'acqua di riferimento in tre ecoregioni, sono stati individuati sei tipi di habitat comuni all'interno dell'alveo. A ciascun tipo di habitat è stato associato un distinto raggruppamento di



macroinvertebrati. È stata evidenziata una gerarchia spaziale dell'influenza del tipo di habitat. Ad una scala più ampia, gli attributi fisici propri delle ecoregioni si sono mostrati più influenti delle condizioni locali nel determinare la struttura delle comunità di invertebrati. All'interno di un'ecoregione, tuttavia, le condizioni dell'habitat su piccola scala sono più importanti della localizzazione del corso d'ac-

qua, poiché le comunità campionate nello stesso tipo di habitat in corsi d'acqua differenti sono risultate tra loro più simili rispetto a quella raccolte da differenti tipi di habitat nello stesso corso d'acqua.

L'autore ha utilizzato queste informazioni per definire le condizioni ambientali di riferimento per i corsi d'acqua di ciascuna ecoregione. Successivamente sono state valutate le comunità di 20 corsi

d'acqua con condizioni variabili dell'habitat per ottenere un modello della variazione e della sensibilità dei parametri biologici, al fine di valutare l'entità delle risposte del biota alle alterazioni dell'habitat. Queste risposte biologiche sono state documentate in modo rapido, tenendo conto sia della presenza o dell'assenza di habitat particolari sia della qualità di ciascun tipo di habitat.

P.F.M. VERDONSCHOT, 2000

**8**

### **Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management**

*Hydrobiologia*, **422/423**: 389-412

Nel corso del ventesimo secolo le problematiche ambientali sono cresciute, passando da quelle degli scarichi fognari dei primi decenni a quelle conseguenti ai cambiamenti climatici attuali. Un aumento della scala dei problemi implica un incremento di scala della loro gestione e valutazione. L'autore sostiene che le valutazioni fisico-chimiche, biologiche ed ecologiche si sono succedute, fallendo nel tentativo di fermare il deterioramento ambientale.

Lo sviluppo delle tecniche corre parallelo all'evoluzione dei sistemi di valutazione; si possono distinguere otto gruppi principali di tecniche di valutazione: gli indici (saprofici, di diversità, biotici), le tecniche multimetriche e quelle speditive, le tecniche fisico-ecologiche, le valutazioni a scala di bacino, delle componenti degli ecosistemi, delle comunità, dei processi e quelle non tassonomiche. Se da un lato si osserva un aumento di raffinatezza negli obiettivi, nelle misure e nella complessità, dall'altro vi è un minor dettaglio dei livelli di scala, di tipologia di corso d'acqua e, mol-

to spesso, di livello tassonomico.

In passato gli algoritmi utilizzati erano tipicamente limitati a singole misure di sintesi, mentre l'analisi multivariata è stata introdotta solo di recente.

Le valutazioni possono essere eseguite senza una condizione di riferimento; tuttavia, tale condizione è spesso utilizzata nei processi valutativi. Pertanto, nell'articolo viene discusso il ruolo della condizione di riferimento, concludendo che, qualora venga utilizzata, deve essere definita con precisione.

Viene studiato il ruolo nella valutazione di nove concetti di ecologia degli ambienti lotici, distinguendone due gruppi principali: uno correlato al funzionamento dei corsi d'acqua a scala di bacino e l'altro ai processi collegati agli habitat fluviali e alla biodiversità. Un primo tentativo di utilizzare queste conoscenze nei processi di gestione è rappresentato dal modello delle 5-S (*5-S-Model*), secondo cui l'ecosistema fluviale può essere suddiviso in cinque maggiori componenti: le condizioni del sistema (*system conditions*), l'idrologia fluviale (*stream*

*hydrology*), le strutture (*structures*), le sostanze (*substances*) e le specie (*species*) [Verdonschot et al., 1998: The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In H.O. Hansen & B.L. Madsen, River Restoration '96, Session lectures proceedings. National Environmental Research Institute, Denmark, International Conference arranged by the European Centre for River Restoration: 36-44].

Infine, viene definita la valutazione ecologica integrata, basata su tre principali approcci: di tipologia ecologica, di bacino ecologico e di società. La *tipologia ecologica* implica un approccio a parametri multipli aggregati, basato sulla tipologia ecologica regionale, dove le tipologie sono messe in ordine di scala incorporando differenti gruppi tassonomici. La tipologia ecologica pone le domande necessarie a rendere sostenibile la gestione. Il livello di *bacino ecologico* implica un approccio a scale multiple aggregate che accoppia le caratteristiche naturali e antropiche con le dinamiche del bacino, sia nello spazio che nel tempo. L'approccio a

livello di *società* aggiunge le attività umane ai primi due approcci. Esso accoppia le domande dell'eco-

logia e gli utilizzi antropici e favorisce le scelte che rendono sostenibile la gestione. Secondo l'autore,

l'applicazione di questi tre approcci può rendere possibile una gestione sostenibile del bacino idrografico.

M.T. BARBOUR, S.K. JACKSON, D.L. COURTEMANCH, S.P. DAVIES, C.O. YODER, 2000

## 9 Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity

*Hydrobiologia*, 422/423: 453-464

Il concetto di integrità ecologica si è diffuso a livello mondiale ed è fortemente radicato nella struttura normativa delle leggi ambientali degli USA. Il raggiungimento dell'integrità ecologica richiede il raggiungimento dei suoi tre elementi costitutivi: l'integrità fisica, chimica e biologica.

Negli USA, misure di integrità chimica furono introdotte per prime nei programmi di monitoraggio ed ebbero successo nel ridurre i carichi inquinanti nelle acque superficiali. Poiché le comunità biologiche integrano gli effetti di differenti cause di turbativa –come la riduzione di ossigeno, l'eccesso di nutrienti, le sostanze tossiche, gli incrementi di temperatura, l'eccesso di sedimento e la degradazione degli habitat– l'introduzione della valutazione biologica nei programmi normativi ha fornito una strategia di monitoraggio ed una valutazione più completa ed efficace.

Le misure di integrità biologica sono diventate una priorità negli USA. Lo sviluppo di criteri biologici (*biocriteria*) all'interno dei

programmi normativi, al fine di servire quali limiti con cui confrontare il raggiungimento di condizioni prestabilite per la vita acquatica, rappresenta un punto focale importante negli USA. L'individuazione di condizioni di riferimento per le acque superficiali (torrenti, fiumi, laghi, zone umide, estuari ed ambienti marini) attraverso differenti regioni fisiografiche rappresenta un elemento critico nella definizione dei criteri biologici ed è attualmente un'iniziativa di primaria importanza. Quasi tutte le agenzie statali per le risorse idriche hanno sviluppato approcci per la valutazione biologica dei corsi d'acqua; in ciascun stato, da 1.600 a 75.000 km di corsi d'acqua necessitano una valutazione.

Lo sviluppo della valutazione biologica per altri corpi idrici non è attualmente ad uno stadio così avanzato. La US-EPA ha prodotto guide tecniche per attuare efficaci programmi di biomonitoraggio; esse includono gli elementi cruciali, quali: la definizione degli obiettivi, la classificazione dei corpi idrici

rispetto alle caratteristiche biologiche attese, la definizione della condizione di riferimento per le diverse tipologie di sito, lo sviluppo di protocolli standardizzati per il campionamento e l'analisi dei dati, la messa a punto di un piano per l'assicurazione di qualità. Gli approcci alla valutazione biologica negli USA seguono uno schema di base che incorpora vari attributi propri degli elementi e dei processi della comunità acquatica; tale schema può essere un'aggregazione in un indice multimetrico, ovvero una serie di analisi multivariate che utilizzano gli attributi quali variabili di *input*.

Il Clean Water Act del 1972 ed i suoi successivi emendamenti miravano a mantenere, ripristinare e proteggere l'integrità ecologica delle acque superficiali. Attraverso l'impiego di metodi robusti per la valutazione biologica e di altri metodi di misura dell'integrità ecologica, gli USA hanno sviluppato un piano strategico per stabilire le priorità che permettono di raggiungere questo obiettivo.

F. SCHIEMER, 2000

## 10 Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers

*Hydrobiologia*, 422/423: 271-278

Le comunità ittiche nei grandi fiumi sono caratterizzate da un'elevata diversità, la quale riflet-

te la diversità strutturale e la ricchezza di habitat delle zone riparie e delle zone golenali ad esse

connesse. La connettività dei differenti elementi ambientali in un ampio contesto spazio-temporale –

ossia a varie scale, dal bacino al microhabitat- ed il loro raggruppamento, definiscono l'adattamento delle specie ittiche a livello sia di individuo (ad esempio, la *performance* di crescita) sia di popolazione (struttura di popolazione, mortalità, ecc.). Le scale spaziali importanti possono essere l'intero corso del fiume nel caso dei migratori anadromi, oppure la disponibilità di microhabitat complementari, ad esempio di quelli necessari durante la fase iniziale dello sviluppo di una specie.

Il significato della connettività a differenti scale, dall'intero fiume al tratto locale, deve essere valutato sulla base delle esigenze, dei comportamenti e della flessibilità

ecologica delle singole specie.

L'integrità deve essere valutata in numerosi aspetti: (1) per ciò che riguarda la genetica di popolazione in estese aree biogeografiche e per lunghe scale temporali; (2) per ciò che riguarda gli habitat supplementari nel ciclo vitale di singole specie che diversificano gli habitat durante lo sviluppo e mostrano esigenze specifiche durante la fase riproduttiva; (3) per ciò che riguarda il trasporto longitudinale e laterale ed i processi di scambio che determinano le condizioni locali e l'apporto di cibo per i pesci.

A causa di queste interdipendenze, la condizione della fauna ittica è un sensore critico dell'integrità alle differenti scale di detta-

glio e quindi un buon strumento di monitoraggio, specialmente nei confronti dell'impatto di interventi di ingegneria fluviale.

La struttura dei popolamenti ittici -in particolare l'abbondanza relativa delle specie adattate alle zone golenali- fornisce informazioni circa le condizioni complessive. Per una valutazione più dettagliata, i modelli di distribuzione locale della fauna ittica, la struttura di popolazione, la stagionalità ed il successo di crescita degli stadi giovanili possono indicare la qualità e l'estensione della connettività ad una scala più fine e possono essere utilizzati per stabilire i criteri gestionali ed ingegneristici.

## 11

M. JUNGWIRTH, S. MUHAR, S. SCHMUTZ, 2000

### Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept

*Hydrobiologia*, 422/423: 85-97

Le teorie ed i concetti ecologici attuali descrivono i corsi d'acqua come sistemi a quattro dimensioni, con legami, interazioni e processi di scambio longitudinali, laterali e verticali che variano nel tempo ed alle differenti scale. Secondo il concetto della discontinuità seriale estesa (ESDC) formulato da Ward e Stanford (1983), in un modello di fiume a tre tratti, la potenza relativa della dimensione longitudinale è massima in prossimità delle sorgenti, le interazioni verticali raggiungono il massimo dove il medio corso si anastomizza, mentre la connettività laterale gioca un ruolo di maggiore importanza nei tratti di pianura.

Nell'articolo, gli autori esaminano i principi generali del concetto ESDC dal punto di vista del-

l'ecologia della fauna ittica. In particolare, essi indagano fino a che punto le esigenze di connettività spaziale/temporale delle comunità ittiche, o di specie ittiche chiave, lungo il percorso longitudinale schematico di un fiume, siano compatibili con i principi del concetto ESDC, e se queste esigenze possano fornire i criteri di base per valutare l'integrità ecologica dei corsi d'acqua dal punto di vista dell'ecologia dell'ittiofauna.

Gli esempi riportati nell'articolo mostrano, sul piano teorico, un accordo con il concetto della natura a quattro dimensioni dei corsi d'acqua, i cui elementi funzionali e strutturali sono rappresentati dalle dinamiche fluviali spaziali/temporali, dai disturbi, dalla connettività, dalle successioni e da-

gli ecotoni. In particolare, i pesci sono utili indicatori delle connettività che variano nel tempo nell'intero ambito dei diversi dettagli di scala e nelle tre dimensioni spaziali.

Due modifiche principali del concetto ESDC sono necessarie quando si considerano le esigenze di habitat di specie tipiche o dei diversi stadi di sviluppo. Nelle sorgenti ad alveo incanalato, oltre alla connettività longitudinale, deve essere enfatizzata l'importanza cruciale del rapporto verticale tra il fiume ed i sedimenti ai fini riproduttivi. Inoltre, in aggiunta alla connettività laterale, la connettività longitudinale rappresenta una base vitale per le comunità ittiche potamali nelle zone anastomizzate e meandriiformi.

**12**

S. SCHMUTZ, M. KAUFMANN, B. VOGEL, M. JUNGWIRTH, S. MUHAR, 2000

**A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity***Hydrobiologia*, 422/423: 279-289

Gli Autori propongono un concetto multi-livello per la valutazione dell'integrità ecologica dei corsi d'acqua basata sui pesci (MuLFA). Questo concetto è adatto ai programmi di monitoraggio su ampia scala, come quelli previsti dalla Direttiva quadro europea sulle acque. Su cinque livelli di organizzazione biologica -fauna, comunità, gilda (cioè gruppo funzionale), popolazione, individuo-, sono proposti sette criteri: specie specifiche per tipologia fluviale, specie con popolazioni

auto-mantenute, regioni ittiche, numero di consorzi, composizione del consorzio, densità di popolazione e struttura di età della popolazione. Il principio del MuLFA è basato sulla stima dello scostamento da condizioni di riferimento indisturbate. Le condizioni di riferimento devono essere descritte per ciascuna distinta tipologia fluviale utilizzando dati storici sulla fauna ittica e sulle caratteristiche abiotiche, siti di riferimento attuali specifici per fiume e modelli di riferi-

mento. La procedura di valutazione finale è realizzata confrontando il tratto esaminato con le condizioni di riferimento, utilizzando uno schema di cinque passaggi ed assegnando quel tratto al livello di concordanza più elevato. Il vantaggio del MuLFA risiede nella sua potenzialità nel discriminare in maniera sensibile le alterazioni antropiche a bassa ed elevata intensità, e grazie al suo carattere generale, nella sua adattabilità a tutte le tipologie fluviali.

**13**

C.P. HAWKINS, R.H. NORRIS, J. GERRITSEN, R.M. HUGHES, S.K. JACKSON, R.K. JOHNSON, R.J. STEVENSON, 2000

**Evaluation of the use of landscape classification for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations***Journal of the North American Benthological Society*, 19 (3): 541-556

L'articolo sintetizza i risultati collettivi che emergono dalla serie di lavori pubblicati nel volume 19 (3) del J-NABS, e li colloca nel contesto della letteratura sulle variazioni delle biocenosi acquatiche in rapporto al paesaggio. Le classificazioni basate sulle scale spaziali del paesaggio sono utilizzate, o sono state valutate, per l'impiego nei programmi di monitoraggio biologico in numerosi Paesi. La valutazione della robustezza della classificazione secondo i differenti approcci dovrebbe fornire elementi per il miglioramento dei programmi di biomonitoraggio esistenti ed accelerare lo sviluppo di nuovi programmi. Gli articoli pubblicati nel volume discutono a quale livello le descrizioni e la classificazione delle caratteristiche del paesaggio permettono di spiegare, e quindi prevede-

re, la variazione nella composizione delle biocenosi tra singoli siti. In generale, gli autori riscontrano che, sebbene le classificazioni del paesaggio spieghino la variazione biologica più di quanto si sarebbe casualmente atteso, l'entità di variazione correlata alle caratteristiche del paesaggio non è grande. Pertanto, le regionalizzazioni su ampia scala, se utilizzate da sole per definire le condizioni biologiche attese, avranno probabilmente un uso limitato nel biomonitoraggio dei corsi d'acqua, dove risulta cruciale specificare le condizioni attese nel modo più accurato possibile. Le classificazioni del paesaggio possono comunque giocare un ruolo aggiuntivo fornendo un'iniziale stratificazione dei siti in maniera da assicurarsi che differenti caratteristiche del paesaggio risulti-

no adeguatamente rappresentate in un programma di campionamento. In generale, gli autori ritengono necessaria una classificazione gerarchica, basata sia sul singolo tratto sia su una scala più ampia di paesaggio, al fine di predire accuratamente la composizione della fauna acquatica. Un potenziale approccio implica l'uso delle classificazioni del paesaggio quale strumento per rifinire o incrementare le classificazioni basate sulle caratteristiche locali degli habitat, le quali sembrano spiegare sostanzialmente meglio le variazioni biologiche rispetto alle caratteristiche ambientali di più ampia scala. Questi risultati hanno implicazioni significative per quanto concerne le modalità di pianificazione dei progetti di valutazione e monitoraggio a livello locale, regionale e nazionale.

**Manoscritti.** I lavori proposti per la pubblicazione devono essere scritti su un unico lato del foglio e, 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 cognome e dal nome (per esteso) 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 saranno 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, a penna, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura nel dattiloscritto. 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 verranno 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 nell'elenco bibliografico 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.** Due copie del manoscritto su supporto cartaceo devono essere inviate a:

**Redazione di Biologia Ambientale,  
ARPAT, Via del Patriota 2 - 54100 Massa (MS) - I  
c.a. Giuseppe Sansoni**

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](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)

I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi l'autore indicato come referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e 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 verranno 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 istruzioni 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 verranno 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 verrà inviato il numero della rivista e, tramite e-mail, 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 tutti 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 i grafici e i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentire 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. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel. 0585 899409, fax 0585 47000, e-mail: [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)).

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Spediz. in abbon. post, art. 2, comma 20/c, L. 662/96, filiale Reggio Emilia  
Tassa pagata - Taxe perçue

Volume 17  
Numero 1  
Gennaio 2003

## SOMMARIO

Lavori originali

- 1 PIGNATTI S. - Il declino della biodiversità nella dimensione territoriale
- 9 GENONI P. - Influenza di alcuni fattori ambientali sulla composizione delle cenosi macrobentoniche dei corsi d'acqua planiziali minori
- 17 SANSONI G., BORGHINI B., CAMICI G., CASOTTI M., RIGHINI P., RUSTIGHI C. - Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente
- 25 PIZZUL E., BOTTOS P., VANZO S., TOSOLINI G. - Osservazioni preliminari sulla predazione della Trota fario e della Trota marmorata nei confronti dei macroinvertebrati bentonici presenti nel drift del torrente But (Bacino del fiume Tagliamento, Friuli Venezia Giulia)
- 35 ANDREANI P., SANTUCCI F., NASCETTI G. - Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani
- 45 ROSSI S., SIMONE V., NARDI P.A., MONTAGNA S. - Effetti delle asciutte sulle cenosi macrobentoniche: taxa sensibili, resistenti e resilienti
- 55 ROSSI P. e FERRARINI A., ROSSI O., ZURLINI G. - Analisi della struttura del paesaggio mediante dati telerilevati del sensore MIVIS: il bacino del torrente Baganza (Parma)
- 67 FERRARINI A. e ROSSI P., ROSSI O. - Analisi dell'evoluzione del paesaggio mediante l'approccio geostatistico ai dati telerilevati: il bacino del torrente Baganza (Parma)

Informazione &  
documentazione

RESOCONTI

- 77 ROCCA D., BODON M., GAITER S., CASARINO E. - Resoconto sul Corso di Formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee. Biologia, campionamento e riconoscimento, aspetti ambientali ed applicativi"

ATTUALITÀ

- 85 GENONI P. - Un'idea della vita: ricordo di Stephen Jay Gould

RECENSIONI

- 88 Recensioni

ABSTRACTS

- 89 Ecologia fluviale