

BIOLOGIA AMBIENTALE

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

Volume 17

Numero 2

Dicembre 2003



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 17, n. 2/2003

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 sansoni@infinito.it resp. di redazione

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

Gilberto N. Baldaccini gn.baldaccini@arpat.toscana.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 – 335 7712847; fax 0522 330546; e-mail: rspaggiari@re.arpa.emr.it

www.cisba.it

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

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 17
Numero 2
Dicembre 2003

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- SCHIPANI I. **Studio di un corso d'acqua cementificato e proposte per la sua rinaturazione: il caso del Sangro in Abruzzo** 3
- DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P., GALASSI D. **L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile** 19
- SCHWEIZER S., PINI PRATO E. **Sistemazione idraulica e variazione della diversità degli habitat fluviali: un approccio comparativo** 31
- MELOTTI P., RONCARATI A., DEES A., GELLI F. **Messa a punto e funzionamento di un sistema di monitoraggio biologico per il controllo in continuo delle acque potabili** 39
- GOTTARDINI E., LAZZERI P., PEPPONI G., CRISTOFOLINI F., CARLI E. **Vitalità e caratterizzazione chimico-fisica dei pollini come indicatori di inquinamento atmosferico** 45
- ROSSETTI G., BARTOLI M., ARIOTTI L., VIAROLI P. **Studio idrobiologico di ambienti acquatici golenali del Parco Fluviale del Po e dell'Orba (Alessandria)** 53

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- GENONI P. e coll. - **Rassegna scientifica** 65
- PALMIERI C. **La tutela degli ambienti fluviali. Dal monitoraggio alla riqualificazione: idee, strumenti, tecniche** 79

Studio di un corso d'acqua cementificato e proposte per la sua rinaturazione: il caso del Sangro in Abruzzo

Schipani Ileana

Via M. Prepositurale 78 - 20017 Rho (MI); Fax 02 93180583; ileanaschi@libero.it

Pervenuto il 17.6.2002; accettato il 9.5.2003

Riassunto

L'opera di cementificazione di un tratto del fiume Sangro (ca. 6 km) è stata realizzata all'inizio degli anni '80 con la costruzione di un canale costituito da due ordini di difese spondali in cemento armato, in cui è stato abbassato e incassato il letto del fiume a scopi di difesa idrogeologica. A tal fine il corridoio di vegetazione riparia è stato annientato e l'alveo naturale è stato spianato e più volte deviato.

Oggi, a causa del drastico restringimento dell'alveo, oltre al pessimo stato di conservazione della struttura del canale e alla distruzione di alcune opere idrauliche, dovuta alle piene, è da evidenziare una serie di problematiche riguardanti le condizioni ambientali della piana alluvionale e lo stato di funzionalità ecologica del fiume. Tali impatti sono stati oggetto di uno studio condotto a diverse scale spazio-temporali, mediante analisi tradizionali di ecologia e applicazioni di indici di ecologia del paesaggio. In particolare, con l'obiettivo di effettuare una sintesi ecologica del tratto canalizzato del Sangro e delle fasce alluvionali adiacenti, nel presente lavoro si è concentrata l'attenzione sugli elementi direttamente interessati dall'opera di cementificazione del fiume: le indagini hanno riguardato il rilevamento della composizione floristica e della vegetazione, la valutazione della qualità delle acque e della funzionalità del corridoio fluviale e lo studio delle caratteristiche di tipo strutturale e funzionale di alcune porzioni dell'area di studio con l'utilizzo di metodi grafici.

I risultati di tali analisi hanno evidenziato gli squilibri conseguenti alla concentrazione del flusso d'acqua in un canale artificiale, testimoniati dall'insacco di una serie di effetti sfavorevoli, non solo di ordine ecologico, quali la perdita di funzionalità fluviale, l'impoverimento delle comunità biotiche, la riduzione della diversità ambientale e le trasformazioni delle fitocenosi ripariali, ma anche di carattere geomorfologico e idraulico nell'intera piana alluvionale. L'individuazione di priorità d'intervento, derivanti dallo studio dell'ambiente fluviale, ha permesso la formulazione di alcuni possibili scenari evolutivi del Sangro cementificato, tra cui quelli volti alla rinaturazione del tratto di fiume modificato.

PAROLE CHIAVE: fiume Sangro / canalizzazione / ecologia fluviale / scenari evolutivi / rinaturazione

Abstract

Investigation of a channelized river and proposals for its rehabilitation: the Sangro case-study in Abruzzo, Italy

This paper illustrates the significant man-made changes of the morphology and ecology of the Sangro river stretch (Abruzzo mountains, Italy) in recent years. At the beginning of the 1980s a 6 km long section of the Sangro river was channelized in order to improve flood protection. The river bed (between 840 and 790 m a.s.l.) was straightened, paved and embanked with an inner and outer concrete wall. Most of the braided river was cleared of vegetation and levelled, which gave rise to a surface without soil, over which, even nowadays, plants hardly grow. At present the ecological situation has become severe as a result of different factors: the morphological modifications of the river and riparian zones and the bad channel maintenance, partly destroyed by floods, have caused damages to the alluvial plain, flow dynamic and water environment.

Within the present study the alteration of the river corridor has been investigated through ecological analysis and landscape ecology applications at different spatial and temporal scales. In particular, in order to estimate the ecological status of the straightened stretch of the river and the riparian areas, attention has been focused on the elements directly influenced by the channelization: investigation concerning the flora, the vegetation and the water quality and assessment of the integrity of the ecological functions have been carried out. The outcomes of the field surveys have pointed out the negative effects resulting from the concentration of the stream power into an artificial channel, which involve not only the ecological aspects (reduction of freshwater ecosystem functions, loss of spatial heterogeneity of habitats, changes in the aquatic community structure, alterations of the riparian plant communities), but also the geomorphological and hydraulic characteristics of the whole alluvial plain. The paper also provides some hypothetical scenarios, which have been developed on the basis to demonstrate how different possibilities of the future evolution of the studied section could occur. Some guidelines concerning the rehabilitation of the channelized watercourse are suggested.

KEY WORDS: Sangro river / channelization / freshwater ecology / scenarios / rehabilitation

INTRODUZIONE

Lo sviluppo della società ha accresciuto la domanda di servizi richiesti ai corsi d'acqua: produzione di energia elettrica, prelievo di acqua per l'irrigazione e le attività civili ed industriali, smaltimento degli scarichi. Nel contempo, per consentire lo sviluppo delle attività agricole e degli insediamenti urbani e industriali negli ambiti fluviali, i corsi d'acqua sono stati rettificati e canalizzati, le sponde cementificate e la vegetazione riparia distrutta.

L'impatto fisico e biologico delle opere di artificializzazione fluviale è stato spesso amplificato dalla combinazione di più interventi (es. rettifiche + risagomature e/o difese spondali e/o arginature e/o briglie), con una serie di conseguenze indesiderabili, tra le quali l'aumento dei rischi idraulici, il deterioramento della qualità ambientale e l'impennata dei costi di manutenzione.

La rettifica, ad esempio, eliminando la sinuosità del tracciato, comporta un accorciamento del percorso e quindi un aumento di pendenza, cui conseguono una maggiore velocità della corrente e una maggiore forza erosiva: l'abbassamento dell'alveo si estende progressivamente verso monte (erosione retrograda) mentre a valle, a causa della ridotta pendenza, si verifica il deposito dei sedimenti così mobilizzati, con rischi d'esondazione (SANSONI, 1993).

L'aumento di pendenza conseguente alla rettifica del tracciato fluviale e alla riduzione della scabrosità induce erosione verticale e laterale, instabilità dell'alveo, torbidità delle acque e sedimentazione nei bacini o nelle pozze a valle. La maggior velocità di corrente allontana più rapidamente le acque riducendo la capacità autodepurante e aumentando l'apporto di nutrienti al mare. La perdita di buche e raschi riduce gli habitat differenziati vitali per i macroinvertebrati e le aree di ovodeposizione per i pesci.

La perdita della vegetazione riparia e delle zone umide circostanti accresce il dilavamento del terreno e riduce l'efficacia della funzione di "filtro ecologico" per sedimenti e nutrienti svolta dalle fasce riparie; il maggior carico di nutrienti e il più intenso irraggiamento solare, non più schermato dalle chiome degli alberi spondali, stimolano la crescita di alghe e di macrofite acquatiche alimentando processi eutrofici e danneggiando ulteriormente la fauna acquatica. (PETERSEN *et al.*, 1992).

L'alterazione degli ambienti fluviali provoca di frequente il depauperamento di una risorsa fondamentale per molte specie animali, che non è disponibile altrove nell'ambiente; esempi di tale alterazione sono la frammentazione dei corridoi fluviali utilizzati come rotte di transito per gli uccelli migratori e la scomparsa di ecotoni ripari quali zone di rifugio per la fauna selvati-

ca. Gli ambiti ripariali giocano infatti un ruolo importante nel mantenere un'elevata biodiversità di tutti i gruppi di vertebrati: la composizione faunistica presente lungo un corso d'acqua è funzione dell'interazione tra disponibilità di cibo, acqua, rifugi e distribuzione nello spazio dei diversi habitat (THOMAS, 1979).

La giustificazione addotta per gli interventi di sistemazione idraulica è l'esigenza di tenere sotto controllo i corsi d'acqua, l'andamento delle piene, del trasporto solido e di altri fenomeni naturali che interferiscono con la sempre maggiore artificializzazione del territorio. Tuttavia gli interventi fluviali sopraelencati presentano evidenti aspetti negativi, sia da un punto di vista idraulico che ambientale e si rivelano sempre più spesso una scelta controproducente. Tutto ciò pone l'obbligo di riconsiderare i metodi sin qui seguiti ed evidenzia l'esigenza di ricondursi ad un approccio ecosistemico nella gestione delle acque superficiali.

A livello internazionale sono state avviate numerose esperienze di rinaturazione dei corsi d'acqua, con smantellamento di sistemazioni rigide realizzate in passato, ricostituzione di fasce di vegetazione riparia, restituzione della sinuosità e creazione di una struttura a mosaico differenziato degli habitat acquatici e di quelli terrestri adiacenti (BROOKES, 1988; MADSEN, 1995). Se all'estero gli interventi di rinaturazione in ambito fluviale hanno acquisito un carattere di continuità, recentemente anche in Italia sono state realizzate le prime esperienze e la necessità di una gestione naturalistica dei fiumi sta acquisendo una crescente considerazione.

Le principali finalità di questa ricerca, svolta negli anni 1999 e 2000 su un tratto fortemente artificializzato del fiume Sangro, possono essere così riassunte: 1) individuazione e analisi dell'ecomosaico della pianura alluvionale e delle sue trasformazioni (NAVEH e LIEBERMANN, 1984; FORMAN e GODRON, 1986; INGEGNOLI, 1993); 2) diagnosi ecologica dell'area di studio mediante l'utilizzo di indici ecologici tradizionali ed altri propri dell'Ecologia del Paesaggio (INGEGNOLI, 1995, 1996); 3) previsione di possibili scenari evolutivi del Sangro, sia spontanei che orientati alla sua rinaturazione.

MATERIALI E METODI

Oggetto di studio del presente lavoro è un tratto di 6 km del fiume Sangro, rettificato e canalizzato. Ubicata nella parte terminale della valle dell'Alto Sangro, la pianura alluvionale in cui scorre il fiume si apre sul margine orientale del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, a partire dalla confluenza con il torrente Rio Torto, e si allunga per circa 8 km fino alla confluenza col fiume Zittola, in corrispondenza dell'abitato di Castel di Sangro (Fig. 1).

Negli anni '80, in tale area, un tratto del Sangro lungo circa 6 km –tra Villa Scontrone e Castel di Sangro (AQ)– è stato rettificato e racchiuso in due ordini di difese spondali in cemento. L'alveo pluricursale è stato ridotto ad uno monocursale e si è proceduto alla rimozione totale della vegetazione riparia e allo spianamento del letto, delle fasce golenali e dei terreni ripari, così che l'aspetto del fiume è stato ironicamente descritto come una "acquastrada", per la sua somiglianza con un'autostrada (Fig. 2 e 3). L'intervento, oltre all'alterazione dell'ecosistema fluviale, ha innescato una marcata instabilità morfologica che ha condotto a gravi danni alle difese spondali più interne, permettendo al fiume di riacquistare spazio e una certa sinuosità, pur all'interno dei muri spondali.

Le indagini si sono ispirate, come criterio guida, al principio di gerarchia degli ecosistemi (O'NEILL *et al.*, 1986), secondo il quale l'analisi di ogni livello di organizzazione (ecosistema, ecotopo, paesaggio) –nelle sue interrelazioni reciproche e nelle adeguate scale spazio-temporali– va condotta in relazione ai livelli di ordine inferiore e superiore.

L'indagine nell'unità di paesaggio contenente il tratto di fiume cementificato è stata perciò condotta sulla base di tre livelli della scala spaziale. Al livello di

riferimento (scala di sintesi 1:25.000) sono stati effettuati l'inquadramento biogeografico e bioclimatico, la caratterizzazione idrologica, geologica e geomorfologica del sistema paesistico dell'Alto Sangro e lo studio delle trasformazioni avvenute negli elementi del paesaggio nell'ultimo secolo. Il livello di interesse (mesoscala, 1:5.000-1:10.000) ha riguardato la lettura e la rappresentazione grafica del mosaico ambientale della pianura alluvionale sangritana, l'individuazione del regime di disturbi e il rilevamento di altri indici strutturali di ecologia del paesaggio. Al livello di controllo (scala di dettaglio, < 1:2.000), sono state studiate le componenti biotiche e i processi che le caratterizzano. Le indagini riferibili a quest'ultima scala hanno preso in considerazione gli elementi direttamente interessati dall'opera di cementificazione del fiume, principalmente flora, vegetazione e corpo idrico, valutandone gli impatti locali.

Con l'obiettivo di effettuare una sintesi ecologica del tratto canalizzato del Sangro e di evidenziare gli aspetti applicativi legati alla riqualificazione di un corso d'acqua cementificato, nel presente lavoro si è concentrata l'attenzione su quest'ultimo livello dell'organizzazione strutturale (livello di controllo), limitando l'esposizione alle analisi e ai risultati scaturiti dallo

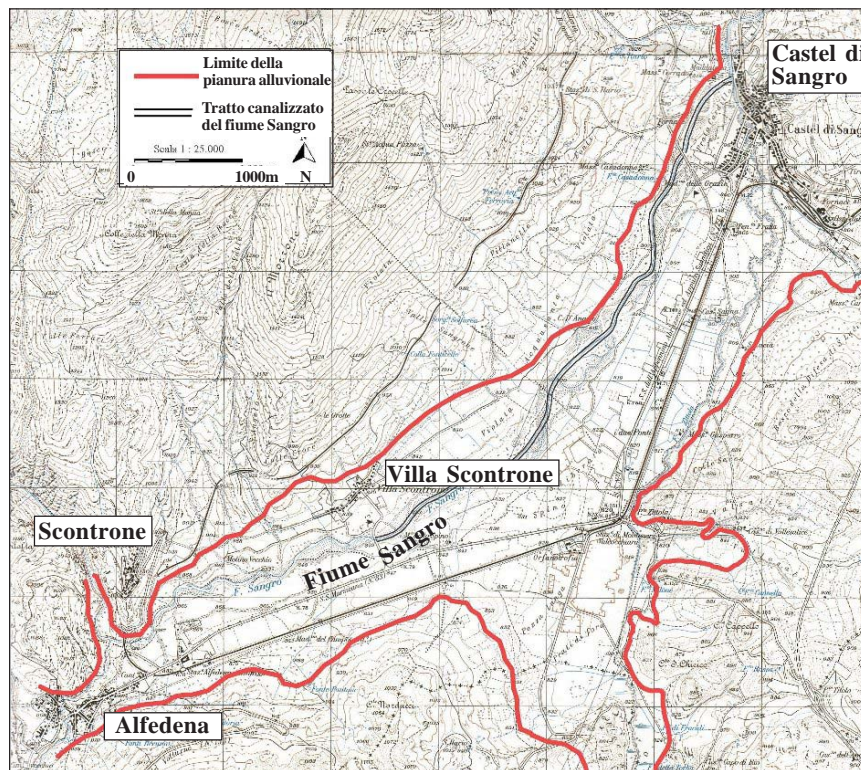


Fig. 1. La piana del Sangro si apre alla confluenza tra il fiume omonimo ed il torrente Rio Torto e si chiude a Castel di Sangro, al punto di incontro con il fiume Zittola. L'unità di studio è ubicata nella porzione sud-occidentale del bacino del fiume Sangro.



Fig. 2. Aspetto della canalizzazione del fiume Sangro al termine della sua realizzazione (1984).



Fig. 3. Il fiume Sangro prima e dopo la "cura": il ponte evidenzia il confine tra lo stato naturale (in alto) e gli interventi di sistemazione idraulica con muri in calcestruzzo (in basso). (Foto tratta da una pubblicazione del WWF Italia).

studio di dettaglio dell'area comprendente il fiume canalizzato e le fasce adiacenti.

La flora dell'area di studio è stata censita compilando un elenco floristico, secondo l'ordine sistematico delle famiglie indicato nella Flora d'Italia di PIGNATTI (1982). È seguito il raggruppamento delle specie secondo la forma biologica e distribuzione geografica (corotipi), inquadrando le entità censite in uno spettro biologico ed in uno corologico. L'analisi integrata della risposta adattativa delle piante all'ambiente (spettro biologico) può, infatti, fornire utili informazioni sulle peculiarità ecologiche del territorio studiato, mentre lo studio degli areali delle specie (spettro corologico) apporta conoscenze fondamentali sulle influenze fitogeografiche presenti nella zona.

Per la caratterizzazione strutturale della vegetazione nelle aree con formazioni ad arbusteti e boscaglie igrofile delle alluvioni è stato utilizzato il metodo fitosociologico di BRAUN-BLANQUET (1928), il cui schema sintassonomico raggruppa le associazioni vegetali in alleanze, ordini e classi.

Questa classificazione gerarchica consente di utilizzare livelli gerarchici adeguati al livello di dettaglio dell'analisi: in questo lavoro l'unità vegetazionale ben rappresentata sul territorio è stata inquadrata fino al livello di maggior dettaglio (associazione), mentre nei casi di comunità azonali o legate a habitat particolari ci si è limitati all'alleanza o alla classe.

Nell'area di interesse sono stati effettuati 25 rilievi fitosociologici: a tal fine si è proceduto all'individuazione di alcune tessere (unità omogenee in cui è suddivisibile un ecotopo), sia lungo il corso canalizzato del fiume che nei terreni circostanti. Queste aree sono state selezionate in funzione di alcuni attributi rappresentativi dell'ambiente fluviale, per poterle poi utilizzare anche come base per specifici rilievi (es. di fitomassa) e per metodi grafici (trasetti di vegetazione).

Sono stati inoltre eseguiti transetti vegetazionali, rilevando *in continuum* le specie arbustive ed erbacee e ricostruendo sezioni trasversali della pianura alluvionale (estensione di 60 m dai muri spondali) e della sezione artificiale (40 m), nonché le proiezioni in pianta di fasce larghe circa 6 metri.

Sulla base del modello a gravità, mutuato dalla fisica e trasformato dall'ecologia del paesaggio per l'analisi di alcune realtà territoriali (INGEGNOLI, 1993), è stato condotto uno studio sull'interazione tra le macchie di vegetazione riparia, mediante il confronto di foto aeree tra la situazione antecedente e quella successiva alla canalizzazione.

Nel caso in esame si è mantenuto un approccio qualitativo rispetto al modello a gravità classico, utilizzabile quando i nodi di una rete o una distribuzione di ecotopi presentano differenze nette di cui si vuole

conoscere, con una formula, la loro interazione rispetto ad un'area:

$$I_{ij} = k \frac{P_i \times P_j}{d^2} \quad \text{dove:}$$

I = interazione fra i nodi *i* e *j*
 P = area dell'ecotopo
 d = distanza tra gli ecotopi
 k = costante

L'individuazione di due tipi di ecotopi, *i* e *j*, corrispondenti rispettivamente a macchie boscate rade e fitte (prima della canalizzazione) e arbusteti radi e fitti (dopo la canalizzazione), è avvenuta considerando la superficie di copertura boschiva o arbustiva rispetto alla dimensione dell'ecotopo (per macchia boscata/arbustiva fitta è da intendersi una copertura di vegetazione $\geq 50\%$ dell'area dell'ecotopo). Sia per la situazione naturale che per quella artificializzata è stata applicata la formula relativa al modello, considerando due ecotopi alla volta (a cui corrispondono i nodi *i* e *j*) e la distanza tra di essi: si è così pervenuti alla possibilità di verificare il grado di interazione tra le aree vegetate e di osservare la distribuzione di queste ultime rispetto al corso d'acqua.

Per la valutazione della qualità delle acque correnti è stato applicato l'Indice Biotico Esteso (GHETTI, 1997) –sia in condizioni di morbida (primavera) che di magra (tarda estate)– a 4 stazioni di campionamento: una in alveo naturale e tre in alveo cementificato (la prima delle quali con parziale recupero ecologico spontaneo per distruzione delle difese spondali).

Lo stato di salute del corridoio fluviale è stato infine valutato con l'Indice di funzionalità, I.F.F. (ANPA, 2000) che, mediante la descrizione di parametri morfologici, strutturali e biotici dell'ecosistema, rileva la funzione ad essi associata, nonché l'eventuale grado di allontanamento dalla condizione di massima funzionalità.

RISULTATI

I risultati delle analisi a scala di dettaglio, riguardanti il corso d'acqua e le aree di pertinenza fluviale, evidenziano che gli impatti più significativi della canalizzazione si verificano a questo livello di organizzazione strutturale (livello di controllo), con forte influenza sulle componenti biotiche e abiotiche e sui processi che le caratterizzano.

Flora

L'analisi dell'elenco floristico (160 specie) ha permesso di calcolare uno spettro biologico e uno spettro corologico. Lo spettro biologico (Fig. 4) mostra elevate percentuali di emicriptofite (52 %) e di terofite (15

%), attribuibili all'aridità e al suolo poco profondo che caratterizzano il territorio esterno ai muri in calcestruzzo; le fanerofite (12 %) e le geofite (10 %), invece, con specie a carattere igrofilo, sono maggiormente distribuite all'interno della sezione artificiale in cui scorre il fiume. Nello spettro corologico (Fig. 5) risultano preponderanti le specie eurasiatiche (45 %) e quelle con areale di distribuzione mediterraneo (18 %); anche il contingente di specie della componente boreale risulta rappresentato (12 %). L'incidenza delle entità policore ed avventizie (17 %), nel suo complesso, indica che l'integrità ecologica dell'ambiente fluviale è a rischio.

Purtroppo non è stato possibile comparare lo spettro biologico e corologico con quelli precedenti la canalizzazione, per mancanza di dati pregressi.

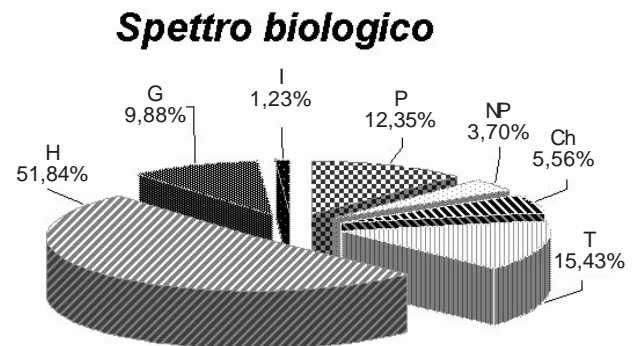


Fig. 4. Spettro biologico derivante dall'elaborazione dell'elenco floristico (calcolato su 160 specie) (H = Emicriptofite; G = Geofite; I = Idrofite; P = Phanerofite; NP = Nanofanerofite; Ch = Camefite; T = Terofite).

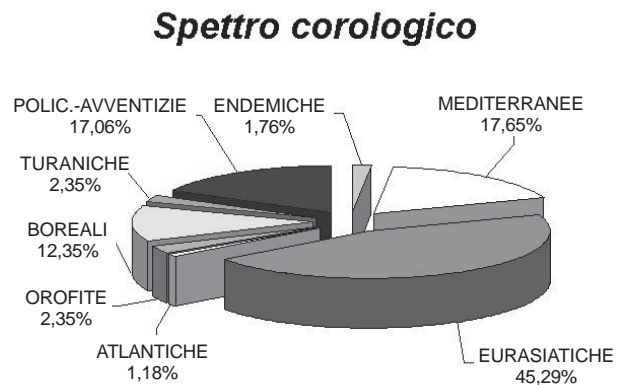


Fig. 5. Spettro corologico derivante dall'elaborazione dell'elenco floristico (calcolato su 160 specie)

Vegetazione

La cementificazione delle sponde e il taglio del bosco ripariale, oltre a determinare un forte degrado estetico del paesaggio, hanno compromesso tutte le fitocenosi autoctone legate all'ambiente fluviale, dalle comunità di idrofite alveali ed elofitiche di sponda, a quelle ripariali e retroripariali dei salici e dei pioppi.

Come riportato nei quadri sintassonomici (Fig. 6 e 7), le tipologie rilevate hanno riguardato la vegetazione legnosa (saliceti arbustivi ed arborei, boscaglie miste mesofile) e alcuni aspetti di quella erbacea (popolamenti nitrofilo perenni su detrito alveale). Non è stata considerata la vegetazione acquatica sommersa ed elofitica.

Dall'elaborazione dei rilievi fitosociologici effettuati è emersa la necessità di caratterizzare la vegetazione arboreo-arbustiva rinvenuta nell'area di interesse, distinguendo quella presente all'interno della sezione artificiale, a contatto diretto con l'acqua, da quella delle zone circostanti, non più soggetta a frequenti inondazioni e con umidità del suolo controllata dalle sole precipitazioni.

All'interno dei muri spondali in calcestruzzo le condizioni idriche consentono la permanenza di vegetazione di tipo ripariale e paludosa, mentre nei terreni alluvionali esterni, pur permanendo alcuni saliceti, ad essi si affiancano –com'è tipico per i biotopi artificiali– specie diverse: xerotermofile nei biotopi asciutti e mesofile negli ambienti più freschi.

Se quindi è risultato semplice inquadrare la vegetazione ripariale della sezione artificiale nell'ordine *Salicetalia purpureae* e giungere fino all'associazione *Salicetum incana-purpureae*, la vegetazione dei terreni alluvionali è stata classificata ad un livello gerarchico superiore, quello della classe *Quercus-Fagetea*, per la difficoltà oggettiva di suddividere ulteriormente il popolamento vegetale riscontrato (Fig. 6).

Per quanto riguarda la vegetazione erbacea (Fig. 7), le fitocenosi all'esterno della sezione artificiale sono state ricondotte all'alleanza *Bromion erecti*, con un contingente principale di specie xerotermofile ed uno secondario di specie più mesofile. All'interno della canalizzazione, in quei biotopi caratterizzati da rinaturazione spontanea per effetto della nuova dinamica fluviale che ha distrutto le difese spondali, le comunità erbacee sono rappresentate dalla tipica vegetazione delle acque poco profonde, ferme o a lento corso, ad elofite prevalenti (classe *Phragmitetea*), disposta in nuclei o fasce con comunità floristicamente più ricche.

Transetti

Le rappresentazioni grafiche dei transetti eseguiti nelle aree alluvionali (estensione di 60 m) e all'interno

Saliceti ripariali e boscaglie miste mesofile

Cls. *Quercus-Fagetea* Braun-Blanquet et Vlieger 1937

Subcls. *Salici purpureae-Populenea nigrae* Rivas-Martinez et Cantò 1987

Ord. *Salicetalia purpureae* Moor 1958

All. *Salicion eleagni* Aich 1933

Salicetum incano-purpureae Sillinger 1933

Aggruppamenti a *Salix purpurea*

All. *Salicion albae* Soò 1930 em. Moor 1958

Fig. 6. Schema sintassonomico della vegetazione arboreo-arbustiva

Vegetazione erbacea dei terreni alluvionali

Cls. *Festuco-Brometea* Br.-Bl. & Tx. 1943 ex Klika & Hadac 1944

Ord. *Brometalia erecti* Br.-Bl. 1936

Subord. *Leucanthemo vulgaris-Bromenalia erecti* subord. novo

All. *Bromion erecti* W. Koch 1926

Vegetazione erbacea della sezione artificiale

Cls. *Phragmitetea* Tx. et Prsg. 1942

Fig. 7. Schema sintassonomico della vegetazione erbacea

della sezione artificiale (40 m) illustrano la morfologia del substrato e riportano la distribuzione e struttura (strato erbaceo e arbustivo) degli elementi di vegetazione presenti oggi lungo il tratto canalizzato del Sangro. Tali rappresentazioni evidenziano inoltre l'assetto dato a questa parte del fiume dall'opera di artificializzazione.

Le situazioni più emblematiche rilevate lungo il tratto rettificato del Sangro sono illustrate dai due esempi delle figure 8 e 9. La prima mostra un transetto eseguito nei terreni alluvionali adiacenti al fiume, in sinistra idrografica: il substrato è costituito da ciottoli del vecchio alveo, con scarsa lettiera; lo strato erbaceo è composto per lo più da specie xerotermofile (es. *Thymus longicaulis*, *Echinops ritro*, *Chamaecytisus spinescens*) riunite in piccole macchie, tra cui affiorano i ciottoli calcarei; lo strato arbustivo è rappresentato da poche specie, distribuite in aggruppamenti radi, con la compresenza –già descritta– di specie xerotermofile e mesofile. Al margine del muro spondale, una strada sterrata si snoda lungo l'intero tracciato del canale in calcestruzzo.

In Fig. 9 è illustrata la sezione artificiale, delimitata da due ordini di muri spondali in calcestruzzo (quelli interni alti circa 1 metro e gli esterni circa 3 metri, sottofondazioni comprese). All'epoca della canalizza-

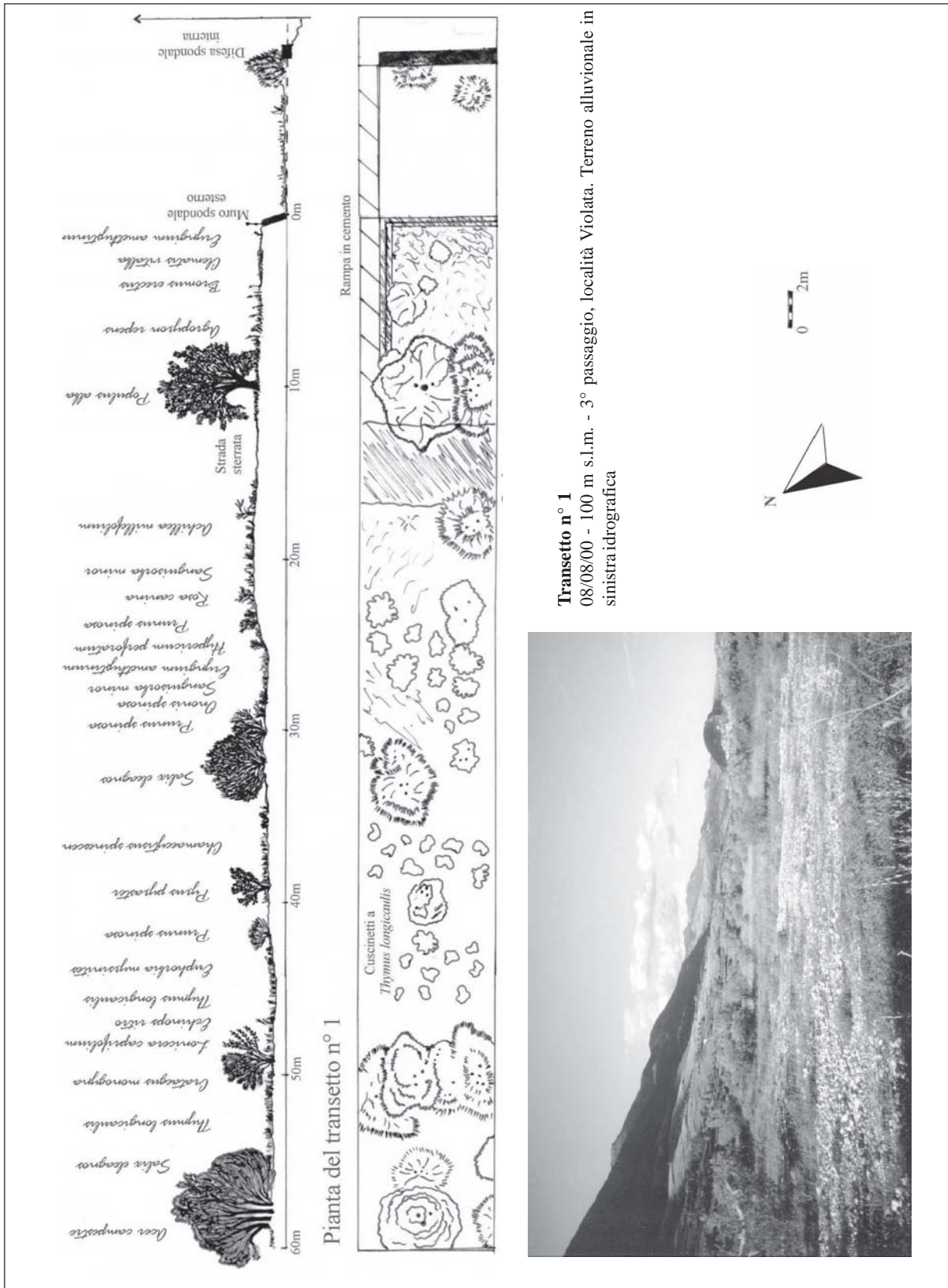


Fig. 8. Transetto dei terreni alluvionali in sinistra idrografica.

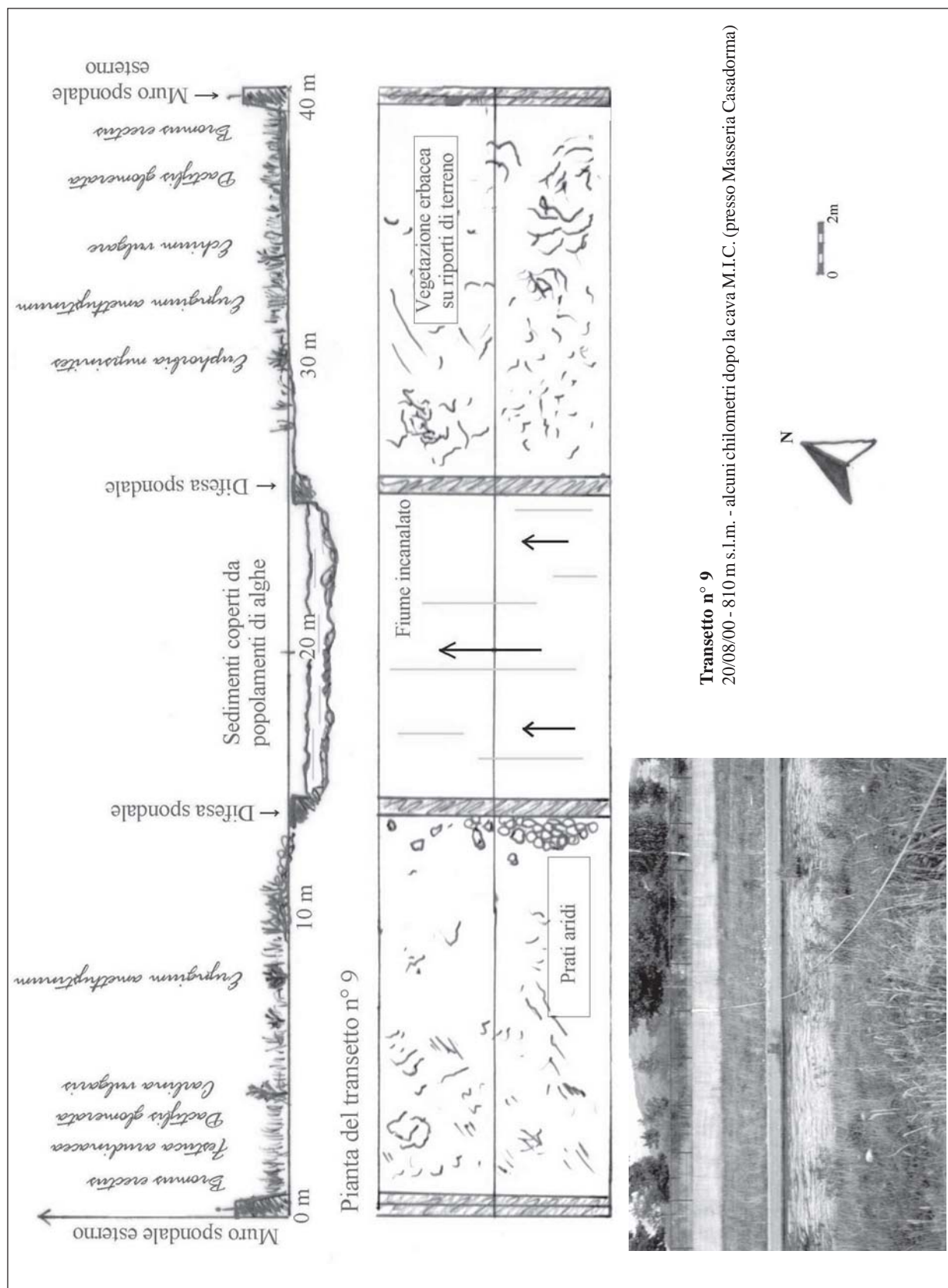


Fig. 9. Transetto all'interno della sezione artificiale.

zione, nello spazio tra i due ordini di difese spondali, con funzione di golena, fu deposto terreno di risulta sul quale, ancora oggi, la vegetazione stenta a svilupparsi.

Interazione tra le macchie di vegetazione e loro distribuzione rispetto al deflusso idrico

I risultati del modello a gravità, basato sull'interazione tra le macchie di vegetazione e sulla loro distribuzione rispetto al fiume, indicano che l'alterazione causata dalla cementificazione ha avuto un duplice effetto: ha definitivamente "slegato" le fasce vegetate del corridoio fluviale dalla superficie del corpo idrico e ha fortemente pregiudicato l'interazione tra le comunità vegetali stesse, riducendone fortemente l'estensione.

Il confronto tra una foto aerea del 1978 (prima della canalizzazione) ed una del 2000 (sedici anni dopo di essa) ha permesso, infatti, di ricostruire la distribuzione e la dimensione delle aree di vegetazione riparia presenti nei due momenti. In seguito alla costruzione del canale, la vegetazione naturale, costituita prevalentemente da bosco, è stata sostituita da arbusteti. Prima della cementificazione la superficie delle macchie di bosco era molto estesa e i popolamenti vegetali si presentavano in forma aggregata, spesso delimitati dai canali del fiume lungo il suo tracciato. Oggi le fitocenosi hanno una superficie notevolmente ridotta e sono distribuite in macchie distanti tra loro.

Poiché l'interazione tra i nodi degli ecotipi *i* (macchie con vegetazione rada) e i nodi degli ecotipi *j* (macchie con vegetazione fitta) è direttamente proporzionale all'area degli ecotipi stessi e inversamente proporzionale al quadrato della loro distanza, ne consegue che in passato il grado di interazione tra le macchie di vegetazione era più elevato dell'attuale: gli ecotipi avevano dimensioni maggiori e la distanza tra i loro nodi era inferiore.

Dal confronto tra le due foto aeree sono inoltre evidenti notevoli mutamenti nell'assetto dell'alveo, sia per la struttura della vegetazione che per l'andamento del tracciato (Fig. 10). Prima dell'intervento la distribuzione delle aree boscate rispetto al deflusso delle acque aveva un aspetto tipico: l'alveo a canali intrecciati, ricoperto dalla foresta, era caratterizzato da numerose diramazioni, con canali che lambivano le superfici alluvionali ricoperte dalla vegetazione, alternando zone di acqua corrente a zone di acqua stagnante. La lunghezza totale del Sangro tra Villa Scontrone e Castel di Sangro era di gran lunga maggiore dell'attuale, in funzione della sinuosità e delle ramificazioni lungo il suo percorso; l'alveo boscato, in alcuni punti, si estendeva centinaia di metri trasversalmente al fiume.

Con la canalizzazione e la rettifica, il Sangro è stato incassato nella struttura in calcestruzzo e la foresta

riparia è andata distrutta; ancora oggi – a causa del dislivello provocato dall'abbassamento del letto del fiume all'atto della canalizzazione e dalla successiva azione erosiva di fondo – manca completamente il collegamento tra la vegetazione pioniera adiacente al canale e il corpo idrico. Nelle aree alluvionali esterne al canale le formazioni ad arbusteti, per lo più saliceti, rimangono frammentate e rade, poco estese e ben lontane dalla struttura di un bosco ripariale.

Qualità dell'acqua (I.B.E.)

Le 4 stazioni di campionamento del macrobenthos rientrano tutte nella classe di qualità I, corrispondente ad un ambiente non inquinato (Tab. I). Tuttavia nella stazione posta a monte, in alveo naturale (S1), il valore di I.B.E. è 12 per entrambe le raccolte (magra e morbida, rispettivamente con 30 e 26 unità sistematiche), mentre in S2 e S3 scende a 11 nella raccolta estiva (24 unità sistematiche in S2 e 21 in S3) e a 10 nella raccolta primaverile (18 unità sistematiche in entrambe le stazioni). Nell'ultima stazione (S4), in prossimità del termine del tratto canalizzato, l'I.B.E. scende ulteriormente a 10 in entrambi i campionamenti (con 18 e 16 unità sistematiche). Il decremento del numero di taxa, in assenza di apporti inquinanti, testimonia la banalizzazione degli habitat indotta dalla canalizzazione.

Da segnalare, inoltre, che nel tratto cementificato a morfologia monotona e fondo melmoso si ha un'esplosione numerica dell'Efemerottero *Baetis*, dei Ditteri delle famiglie Chironomidae e Simuliidae, del genere *Dina* per gli Irudinei e delle famiglie Lumbricidae e Lumbriculidae per gli Oligocheti.

Indice di Funzionalità Fluviale

Nella valutazione della funzionalità fluviale mediante l'I.F.F., la varietà di situazioni venutasi a creare all'interno del canale artificiale (tratti con canalizzazione rimasta intatta e altri in cui è avvenuto un processo di rinaturalizzazione spontaneo) ha reso necessario un rilievo particolarmente dettagliato, con la compilazione di numerose schede (Fig. 11).

L'I.F.F. ha consentito di distinguere due situazioni principali: nei tratti che, grazie alla nuova dinamica erosiva, hanno subito un processo di "rivitalizzazione" si raggiunge il II livello di funzionalità, mentre in quelli in cui l'assetto delle doppie difese spondali è rimasto integro si oscilla tra il III e il IV livello di funzionalità (mediocre-scadente). Il quadro riassuntivo dei livelli di funzionalità è mostrato nella figura 12.

DISCUSSIONE

Lo studio del corridoio fluviale del Sangro ha evidenziato due tipi di "patologie" conseguenti alla cana-

lizzazione (alterazioni strutturali e funzionali di natura ecosistemica e squilibri delle dinamiche fluviali e territoriali), suggerendo l'opportunità di prospettare scenari di riqualificazione fluviale.

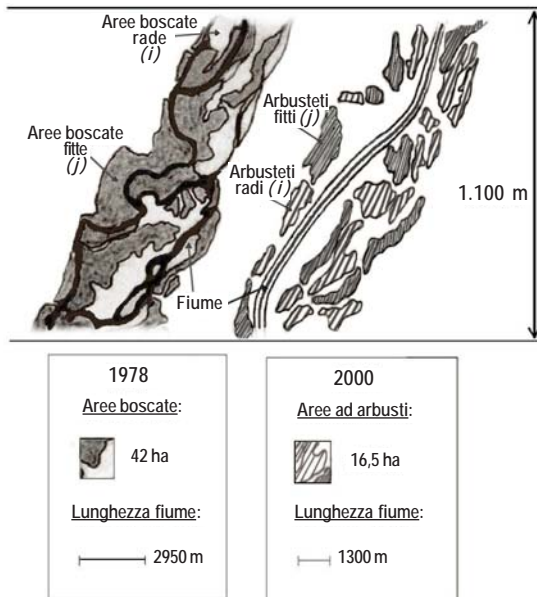


Fig.10. Confronto tra l'anno 1978 (prima della canalizzazione) e l'anno 2000 (16 anni dopo la canalizzazione) dell'estensione delle superfici coperte da vegetazione e del tracciato descritto dal percorso del fiume, nell'ambito di un tratto di uguale lunghezza di 1.100 m (scala 1:10.000)

Alterazioni strutturali e funzionali degli ecosistemi fluviali

La distruzione della foresta di ripa e l'asportazione dello strato di suolo fertile, avvenute all'atto della canalizzazione, hanno comportato un impatto duraturo: a sedici anni dall'intervento la vegetazione è ancora costituita prevalentemente da arbusteti pionieri e non ha più contatto con le acque del fiume. L'approfondimento dell'alveo e l'impermeabilità dei muri spondali e delle loro fondamenta hanno determinato un abbassamento della falda nei terreni circostanti nei quali, assieme a lembi residui di fitocenosi igrofile (prevalentemente saliceti), si sono insediate comunità vegetali xerofile, ascrivibili ad un mesobrometo (Fig. 13).

Un carattere igrofilo presentano invece le comunità che vegetano nell'alveo canalizzato, in contatto diretto con il corso d'acqua ove, sulle cospicue barre di sedimentazione formatesi, ha attecchito in pochi anni una rigogliosa vegetazione (Fig. 14). In entrambi i casi siamo in presenza di biotopi artificiali, suscettibili all'insediamento di specie vegetali tipiche di ambienti asciutti o esotiche.

Nei terreni alluvionali, a tutt'oggi, la scarsa connessione tra le macchie di arbusteti e l'assenza di interazione tra queste ultime e il corso d'acqua riducono grandemente le funzioni usualmente svolte dalle fasce di vegetazione riparia (ostacolo al dilavamento del terreno, "filtro ecologico" per sedimenti e nutrienti, fonte di apporti energetici, termoregolazione idrica, habitat per specie animali e vegetali, corridoio ecologico, ecc.).

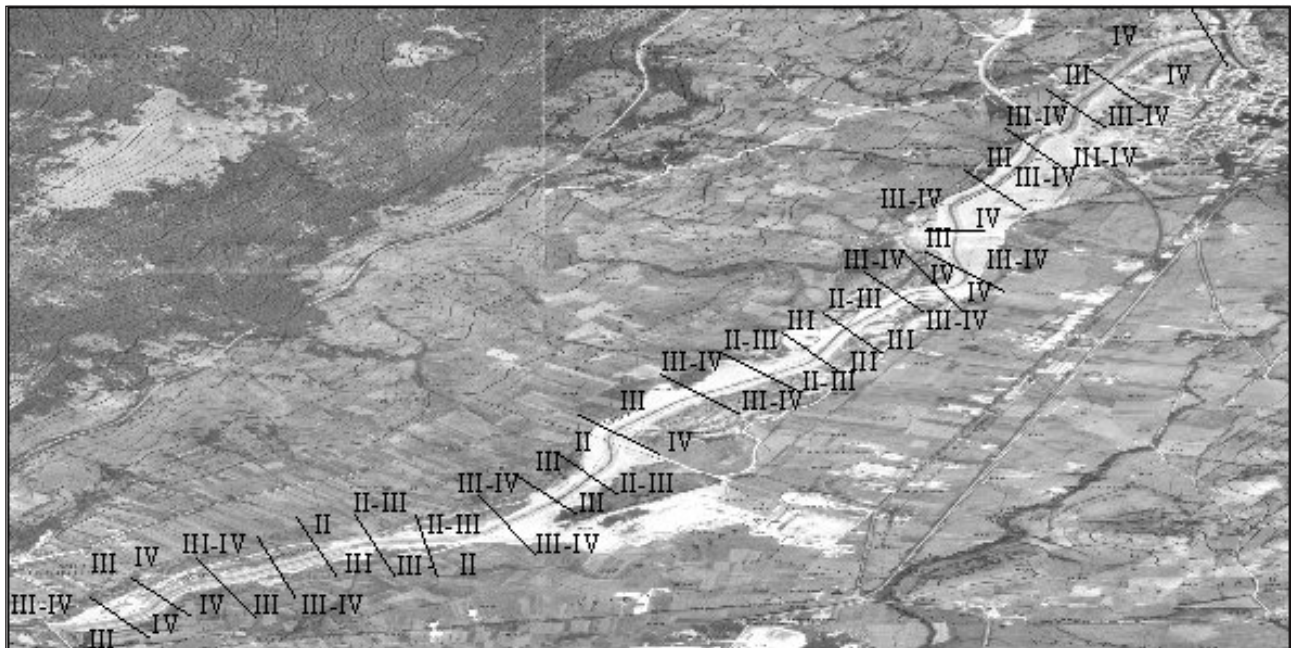


Fig. 11. Valutazione della funzionalità fluviale attraverso i risultati forniti dalla compilazione delle apposite schede I.F.F.

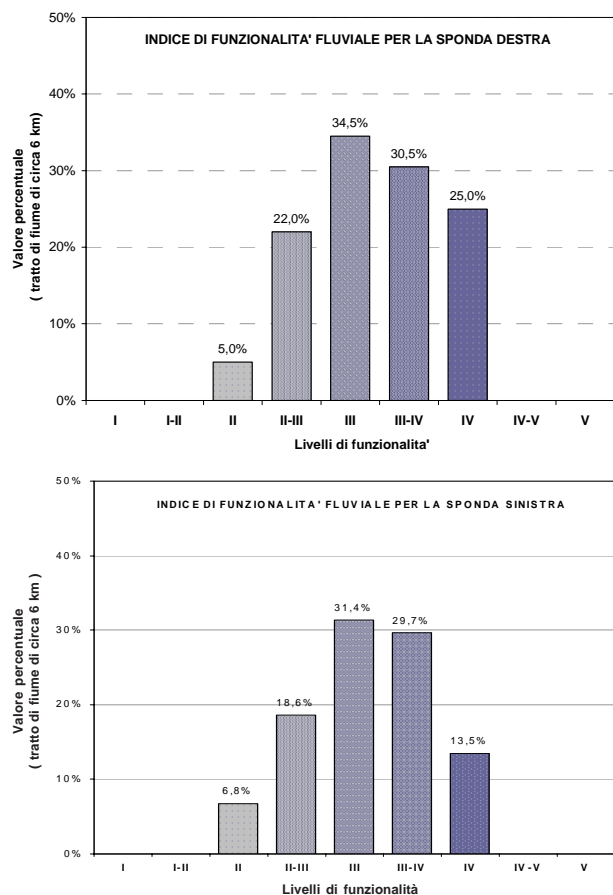


Fig. 12. Grafico dei livelli di funzionalità registrati per la sponda sinistra e la sponda destra

La frammentazione della vegetazione riparia, inoltre, comporta un incremento delle zone di margine, col rischio di favorire le specie che si insediano nei margini a discapito delle specie di interno (che richiedono macchie estese e continue).

È noto che la frammentazione porta effetti negativi sull'abbondanza e distribuzione delle specie esigenti in termini di estensione e qualità degli habitats (WILCOVE *et al.*, 1986; SAUNDERS *et al.*, 1991) e che le trasformazioni nella distribuzione spaziale delle comunità vegetali rappresentano sicuramente un fattore critico per la fauna selvatica. Nel caso del Sangro, la presenza di interruzioni lungo il corridoio di vegetazione riparia nei terreni alluvionali e l'isolamento dal corso d'acqua rischiano di portare ad un decremento della ricchezza in specie delle comunità animali (anfibi, rettili, uccelli e mammiferi), poiché tale ambiente non è più in grado di supportare fitocenosi diversificate che dispensano fonti di cibo (nettare, amenti, germogli, semi e frutti) né di fornire un facile accesso alla risorsa idrica.



Fig. 13. Compresenza tra comunità vegetali xerofile e igrofile nelle aree alluvionali



Fig. 14. Comunità vegetali e barre di sedimentazione all'interno della sezione artificiale in calcestruzzo

La caduta dell'I.B.E. nel tratto canalizzato, in assenza di scarichi di rilievo (non vi sono scarichi di natura industriale nel fiume e il sistema di fognature degli abitati è quasi interamente collettato a valle delle stazioni di campionamento), testimonia l'impatto a carico delle comunità macrobentoniche, conseguente alla riduzione della diversità ambientale indotta dall'intervento.

Oltre all'inquinamento, infatti, anche le alterazioni della componente abiotica di un ecosistema possono indurre cambiamenti nella struttura delle comunità macrobentoniche, poiché i diversi organismi sono adattati sia da un punto di vista comportamentale che morfologico a microhabitat diversi. L'elevata diversità biologica presente in S1, oltre allo scarso apporto di sostanze inquinanti, sembra dunque riconducibile all'elevata eterogeneità ambientale presente in questa stazione, caratterizzata da tratti con corrente turbolenta, zone di ristagno dell'acqua e sponde ricoperte da vegetazione. Per contro, nelle stazioni in alveo cementificato ed in

particolare in S3 e S4, ubicate nel tratto rettificato, a forte monotonia morfologica e non rinaturalizzato spontaneamente per effetto delle piene come avviene invece in S2, il numero di taxa rinvenuti si riduce rispetto alle stazioni precedenti e anche i tipi di taxa vengono influenzati dalle condizioni presenti.

I risultati dell'I.F.F. evidenziano un pesante impatto sulla funzionalità fluviale che, dal I livello che presumibilmente caratterizzava l'intero tratto prima della canalizzazione, scende quasi ovunque al III-IV livello. I tratti con un II livello di funzionalità, rinvenuti laddove le dinamiche erosive sono riuscite a scalzare e demolire i muri spondali, indicano in maniera illuminante la strada da seguire per un pieno recupero della funzionalità fluviale.

Allo stato attuale, infatti, il recupero della funzionalità è in gran parte limitato dall'esistenza di barriere artificiali, i muri spondali, che costringono il fiume in una sezione fissa; la presenza della canalizzazione non lascia lo spazio fisico sufficiente per l'espressione della dinamica fluviale e inibisce gli scambi tra la falda e il corso d'acqua, condizioni che agiscono entrambe negativamente sulla funzionalità fluviale.

Squilibri delle dinamiche fluviali e territoriali

Studi idrogeologici e geomorfologici sulla piana del Sangro hanno messo in evidenza, mediante il confronto di planimetrie, come l'asse dell'alveo attivo –grazie ad una estesa ed intensa erosione laterale– abbia recuperato negli anni una, seppur modesta, sinuosità (CAPPELLI *et al.*, 1997).

Come già accennato, l'innescò dell'erosione verticale e laterale è una delle conseguenze più frequenti delle canalizzazioni; sebbene permetta un graduale recupero di naturalità, essa rappresenta un effetto indesiderato dai progettisti, poiché genera l'instabilità dell'alveo e dinamiche evolutive imprevedibili che possono minacciare gli insediamenti adiacenti.

In effetti, negli ultimi quaranta anni la piana di Castel di Sangro è stata sede di numerosi insediamenti industriali e commerciali, accompagnati da un vistoso sviluppo edilizio. L'urbanizzazione di queste aree esondabili, il restringimento e la canalizzazione del Sangro e la realizzazione di ponti con luce insufficiente al transito di piene eccezionali, hanno creato un accentuato rischio idraulico per gli insediamenti, inducendo la necessità di interventi correttivi. Tra questi ultimi, assumono particolare importanza l'ampliamento e la restituzione della sinuosità all'alveo del Sangro e il recupero di aree inondabili. Tale strategia consentirebbe di conseguire contestualmente più obiettivi: riduzione della capacità erosiva ed innescò di un processo di riequilibrio sedimentario; reinnalzamento dell'alveo e, conseguentemente, della falda; riduzione della frequenza e

violenza delle piene; aumento della capacità di laminazione delle piene; recupero ecologico dell'ambiente fluviale e planiziale.

Al fine di apportare un contributo a tale esigenza pianificatoria, si riportano una cronistoria schematica dell'evoluzione recente del Sangro (Fig. 15) e si prendono in esame le principali caratteristiche di alcuni possibili scenari evolutivi, sia spontanei che orientati (Fig. 16).

Scenario I: nessun intervento. I processi indotti dalla canalizzazione si accentueranno; l'erosione verticale comporterà un ulteriore abbassamento della falda e lo scalzamento dei ponti e delle difese spondali; l'erosione laterale incontrollata –associata all'aumento dei picchi di piena– metterà a rischio le aree urbanizzate; nella pianura si instaurerà un processo di inaridimento (per l'abbassamento della falda), accentuando la tendenza alla scomparsa della vegetazione igrofila e all'affermazione di una copertura erbacea xerofila; l'accresciuta pendenza delle sponde renderà più brusca la transizione tra ambiente acquatico e terrestre, con conseguenze particolarmente gravi a carico delle fasce di vegetazione riparia; il complesso di effetti ecologici si estenderà –per erosione retrograda– anche a monte del tratto canalizzato.

Scenario II: aumento dell'urbanizzazione. Avranno luogo gli stessi processi negativi descritti nello scenario I, con alcune aggravanti: aumento dei beni collocati in aree a rischio idraulico (maggiori danni in caso d'inondazione), necessità di nuove opere fluviali per contenere i rischi, ulteriore alterazione dei biotopi della piana, rischio di pregiudicare del tutto le possibilità future di rinaturazione.

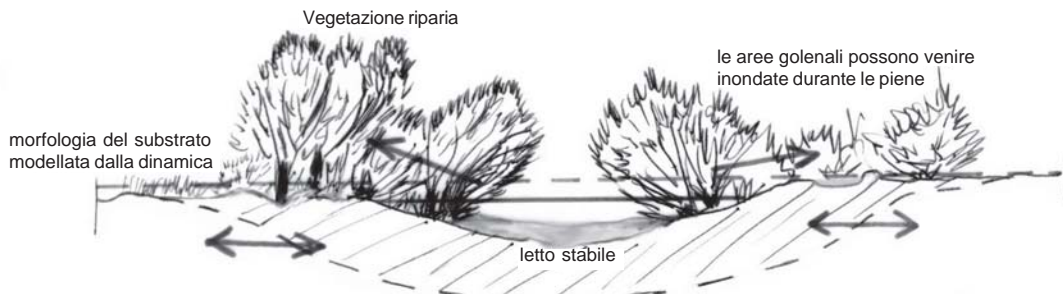
Scenario III: consolidamento con interventi di ingegneria naturalistica. Sebbene interventi quali i rivestimenti spondali con gabbionate rinverdite o con astoni di salice siano preferibili a quelli in calcestruzzo, il mantenimento dell'alveo monocursale non modificherebbe in maniera sostanziale le situazioni di vulnerabilità sopra esposte (erosione verticale, inaridimento, rischi).

È essenziale, infatti, tenere in considerazione che, originariamente, il vasto alveo del Sangro presentava in questo tratto una fisionomia a canali intrecciati che testimonia una forte attività idrodinamica. Appare perciò decisamente inopportuno (e destinato al fallimento) ogni tentativo –sia pure di ingegneria naturalistica– di consolidarne l'attuale sezione artificiale.

Scenario IV: rinaturazione "leggera" per indirizzare l'evoluzione della dinamica fluviale. La demolizione delle difese spondali interne, pur mantenendo il Sangro confinato tra i muri spondali esterni, consentirebbe la ripresa di processi di riequilibrio:

Illustrazione della situazione pregressa, delle modifiche apportate dalla cementificazione con doppie difese spondali e della proposta di rinaturazione

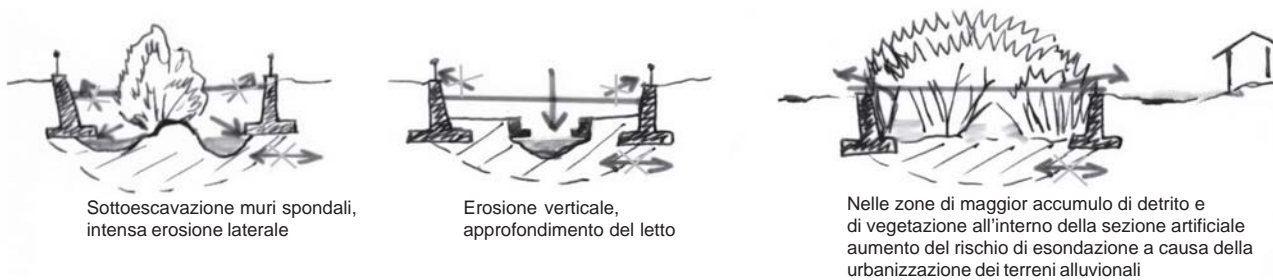
CONDIZIONI NATURALI (fino al 1981)



CEMENTIFICAZIONE CON DOPPIE DIFESE SPONDALI (1984)



ULTERIORE EVOLUZIONE DOVUTA ALLA DINAMICA FLUVIALE (situazione attuale, con diversi esempi)



INTERVENTI DI RINATURAZIONE (scenario futuro)



— Livello dell'acqua durante le piene ordinarie
 - - - - - Livello dell'acqua durante le piene straordinarie

Fig. 15. Cronistoria schematica del fiume Sangro nel tratto di interesse e proposta di rinaturazione.

Scenario I: nessun intervento

Questo scenario non prevede interventi sull'ambiente acquatico e sulle aree circostanti, né di ulteriore artificializzazione, né di rinaturazione. Il Sangro è lasciato alla sua evoluzione, così come, di fatto, avviene oggi. Non è uno scenario auspicabile, né praticabile: a lungo termine, infatti, il progressivo aggravarsi dell'erosione verticale e dei suoi effetti indotti sulla piana urbanizzata imporrebbero interventi correttivi. In ogni caso, i tempi del riequilibrio sedimentologico e geomorfologico sarebbero lunghissimi.

**Scenario II: aumento dell'urbanizzazione**

Come nello scenario I, è esclusa l'attuazione di interventi sull'ambiente acquatico. È però prevista un'espansione dell'urbanizzazione nella piana alluvionale, pregiudicando la possibilità futura di recuperarne le funzioni ecologiche e di utilizzarla per l'espansione e la laminazione delle piene. È lo scenario meno auspicabile (massimo danno ecologico e massimo rischio idraulico).

**Scenario III: consolidamento con interventi di ingegneria naturalistica**

Questo scenario tende a mantenere l'attuale assetto strutturale del fiume, attenuando –mediante interventi di ingegneria naturalistica– l'impatto paesaggistico delle difese spondali in calcestruzzo, sostituite dall'impianto di vegetazione consolidante.

Nonostante un evidente miglioramento paesaggistico, permarranno gli squilibri geomorfologici e l'assetto artificiale, impedendo il recupero della funzionalità fluviale.

Scenario IV: rinaturazione "leggera" per indirizzare l'evoluzione della dinamica fluviale

Prevede l'avvio di interventi di rinaturazione leggera, attraverso il trasporto e la distribuzione del materiale alluvionale accumulato, in maniera localizzata, nel canale di magra della sezione artificiale e la demolizione delle difese spondali in calcestruzzo più interne, senza necessità di largo impiego di macchinari pesanti e con costi contenuti.

Per contenere il rischio idraulico nella piana urbanizzata, è prevista la realizzazione di casse di espansione, ovvero di bacini laterali al fiume capaci di contenere volumi più o meno importanti di acque di piena.

**Scenario V: rinaturazione estesa**

Preso atto del complesso di impatti della canalizzazione, si prevedono interventi di rinaturazione miranti a ripristinare gli equilibri preesistenti: si rimuovono non solo le difese spondali interne, ma anche quelle esterne, ricostruendo le connessioni tra il fiume e vaste porzioni di piana, rese nuovamente inondabili.

A tal fine è necessario attenuare la pendenza delle scarpate spondali, ricordando il fiume con il territorio circostante. Lavori di scavo delle zone riparie consentono di ripristinare la sinuosità e un alveo pluricursale, oltreché di disporre di materiale ciottoloso per elevare il letto del fiume nei punti dove esso appare maggiormente approfondito dall'azione erosiva. Si ripristinano il processo sedimentario e la funzionalità ecologica e il ruolo di laminazione della piana alluvionale.



Fig. 16. Scenari evolutivi potenziali del corso d'acqua e degli ambienti ad esso adiacenti

recupero di una certa sinuosità, riduzione della pendenza, ripresa della sedimentazione, con inversione dell'erosione verticale e costruzione spontanea, in diversi tratti, di biotopi acquatici e semiacquatici ben strutturati. Questo intervento, caratterizzato da un bilancio costi-benefici particolarmente favorevole, potrebbe essere accompagnato dalla realizzazione di casse di laminazione o dal recupero di aree di esondazione.

Scenario V: rinaturazione estesa. Attraverso la rimozione di entrambi gli ordini di difese spondali e consistenti lavori di rimodellamento dell'alveo –volti a favorire il recupero dell'andamento a canali intrecciati– si avvierebbe il Sangro e la sua piana verso un recupero ecologico e funzionale di vasta portata. I costi elevati non dovrebbero rappresentare un impedimento insuperabile, considerato che sarebbero probabilmente inferiori a quelli investiti a suo tempo nella canalizzazione e tenuto conto dei rilevanti vantaggi ambientali. L'intervento dovrebbe essere accompagnato da una difesa arginale a ridosso degli insediamenti della piana.

CONCLUSIONI

Lo studio del Sangro ha mostrato le molteplici conseguenze negative della canalizzazione. In particolare, l'enorme restringimento subito dall'alveo, insieme alla rettifica, all'aumento della pendenza e della velocità della corrente, alla regolarizzazione delle sponde e alla rimozione totale della vegetazione riparia, hanno conferito al fiume una potenza erosiva molto spiccata, innescando una lunga serie di effetti sfavorevoli di ordine ecologico, geomorfologico e idraulico che hanno interessato non solo l'alveo, ma anche l'intera piana alluvionale.

I lunghissimi tempi prevedibili per un recupero naturale e gli insediamenti che, nel frattempo, hanno invaso la piana impongono una pianificazione territoriale particolarmente attenta, volta a proteggere gli insediamenti ormai esistenti ed a ripristinare nel medio periodo l'andamento pluricursale del Sangro e le sue tendenze evolutive naturali. In quest'ottica, l'approccio concettuale e le tecniche di rinaturalizzazione e riqualificazione fluviale (SANSONI, 1993; CIRF, 2001) appaiono strumenti particolarmente promettenti.

Bibliografia

- ANPA, 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), 221 pp.
- BRAUN-BLANQUET J., 1928. *Pflanzensoziologie*. Grundzüge der Vegetationskunde, Springer, Berlin.
- BROOKES A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, 326 pp.
- CAPELLI G., MICCADEI E., RAFFI R., 1997. Fluvial dynamics in the Castel di Sangro plain: morphological changes and human impact from 1875-1992. In: *International Symposium on Dynamics of Fluvial-Coastal System and Environmental Changes* – S. Benedetto del Tronto – Italy, 1993, Elsevier, Catena **30**: 245-309.
- CIRF, 2001. *Manuale di riqualificazione fluviale*. Mazzanti Ed., Venezia, 108 pp.
- FORMAN R.T.T., GODRON M., 1986. *Landscape Ecology*. J. Wiley & Sons, New York, 619 pp.
- 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.
- INGENOLI V., 1993. *Fondamenti di Ecologia del Paesaggio*, CittàStudiEdizioni, Milano, 278 pp.
- INGENOLI V., 1995. Note sull'ecologia dei paesaggi fluviali. In: Maione U. e Brath A. (Ed.), *Moderni criteri per la sistemazione degli alvei fluviali*. Edit. Bios., Cosenza: 407-424.
- INGENOLI V., 1996. Caratteri ecologici dei paesaggi fluviali. In: Maione U. e Brath A. (Ed.) *La sistemazione dei corsi d'acqua naturali*. Edit. Bios., Cosenza: 537-558.
- MADSEN B.L., 1995. *Danish Watercourses. Ten years with the new Watercourse Act*. Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 207 pp.
- NAVEH Z., LIEBERMAN A.S., 1984. *Landscape Ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York, 338 pp.
- O'NEILL R.V., DE ANGELIS D.L., WAIDE J.B., ALLEN T.F.H., 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*, Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- PETERSEN R.C., PETERSEN L.B.-M., LACOURSIÈRE J., 1992, A building block model for stream restoration. In *River conservation and management*, P.J. Boon, P. Calow, G.E. Petts (eds.). J. Wiley and Sons, pp. 293-309.
- PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*, Edagricole, Bologna, 3 voll.
- SANSONI G., 1993. *La rinaturalizzazione degli ambienti fluviali*. Lezione tenuta presso l'Istituto Agrario di S. Michele all'Adige (TN), 78 pp.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R.J., MARGULES C.R., 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, **9**: 1072-1084
- THOMAS J.W. (ed.), 1979. *Wildlife habitat in managed forests: the Blue Mountain of Oregon and Washington*. U.S. Department of Agriculture and Forest Service. Ag. Handbook, 553 pp.
- WILCOVE D.S., McLELLAN C.H., DOBSON A.P., 1986, Habitat fragmentation in the temperate. In M.E. SOULÉ (a cura di) *Conservation Biology*, Sinauer Associates: 237-256.

L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile**

Tiziana Di Lorenzo, Paola De Laurentiis e Diana M.P. Galassi*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di L'Aquila, Via Vetoio, Coppito, 67100 L'Aquila

* *referente per la corrispondenza (Fax: 0862/433205; diana.galassi@aquila.infn.it)*

** *Ricerca parzialmente finanziata dal Cluster 11B e dal progetto UE-Pascalis (contract n° EVK2-CT-2001-00121-PASCALIS of the Fifth Research and Technological Development Framework Program).*

Pervenuto il 25.11.2002; Accettato il 16.5.2003

Riassunto

Viene proposto un Indice di Protezione Naturale (IPN) per la gestione integrata delle sorgenti carsiche captate ad uso potabile, al fine di garantirne la salvaguardia nell'ambito di un uso sostenibile, sia in termini di potabilità che di conservazione della biodiversità. L'approccio che ne deriva permette una valutazione qualitativa del grado di isolamento naturale di tali tipologie sorgive, sfruttando contemporaneamente il potenziale informativo degli indicatori idrogeologici, microbiologici e biologici, questi ultimi, finora, mai utilizzati nei criteri di salvaguardia delle risorse idriche sotterranee.

L'indice proposto, richiedendo la determinazione a livello specifico delle componenti biologiche del sistema sorgivo, consente anche la valutazione della sua biodiversità, del grado di endemismo e l'individuazione di biotopi di particolare rilevanza. Le potenzialità informative dell'inferenza biologica colmano le lacune di un'analisi, fino ad oggi, esclusivamente fisico-chimica e idrogeologica, mettendo in luce anche gli effetti sul biota, le conseguenze indirette di una contaminazione e gli effetti globali. Come tale, questa metodologia fornisce un vantaggioso ed oggettivo strumento di monitoraggio dei sistemi acquatici sotterranei.

PAROLE CHIAVE: vulnerabilità / acqua sotterranea / stigobionte / stigosseno / sorgenti / IPN / bioindicatori

Abstract

The Self-Protection Index (SPI): a new methodology for the evaluation of vulnerability of karstic springs used for drinking purposes

A Self-Protection Index (SPI) is proposed as a tool for an integrated management of karstic springs used for drinking purpose, in order to guarantee, from a sustainable use viewpoint, their safeguard both in terms of drinkableness and conservation of fauna. The derived approach allows the qualitative evaluation of the degree of natural protection of such spring typologies, by exploiting the informative power inborn in hydrogeological, microbiological, and biological indicators: so far, the latter have never been used in the criteria of protection of groundwater resources.

The proposed index, by identifying the species of the spring communities, leads also to the evaluation of the spring biodiversity, its degree of endemism and the assessment of relevant biotopes. The biological inference fills the gaps of an analysis until now based exclusively on chemical, physical and hydrogeological data and highlights the effects on the biota, the indirect consequences of a contamination and the global pollution effects. As such, it favourably constitutes a useful and objective tool for monitoring groundwater systems.

KEY WORDS: vulnerability / groundwater / stygobiont / stygoxen / springs / SPI / bioindicators

INTRODUZIONE

In Italia, come nella maggior parte dei paesi comunitari, una quantità considerevole dell'acqua destinata ad usi antropici deriva dalla risorsa idrica sotterranea. Le sorgenti, in particolare, vengono attualmente sempre più intensamente sfruttate quali fonti di approvvigionamento idropotabile.

L'esistenza di diverse tipologie sorgive complica l'individuazione delle strategie di salvaguardia: non esistono soluzioni univoche in tal senso, ma ogni metodo acquista una sua validità in relazione alla situazione idrogeologica dell'area, all'antropizzazione del territorio e agli aspetti socio-economici ed ambientali (BERETTA, 1992).

In merito alla conservazione di tali risorse, i decreti legislativi n. 152/99 e 258/00 forniscono disposizioni di carattere generale, individuando tre aree circolari di protezione, distinte in: Zona di Tutela assoluta (ZT) di raggio minimo di 10 m, adibita esclusivamente ad opere di captazione o di presa; Zona di Rispetto (ZR) in cui sono interdette attività particolarmente impattanti (aree cimiteriali, cave, stoccaggio di rifiuti, etc.) e che, in assenza di ulteriori indicazioni specifiche, possiede un raggio minimo di 200 m; Zona di Protezione (ZP) che, in taluni casi, può includere l'intero bacino di ricarica con una vincolistica differenziale in funzione della distanza dal centro del corpo idrico captato. Le metodologie di individuazione delle aree di salvaguardia si basano su criteri geometrico-temporali (protezione statica) e/o idrogeologici (protezione dinamica) e non prevedono l'analisi delle componenti biologiche che vivono in tali ambienti.

Per i sistemi carsici non esistono criteri di salvaguardia ideali; tuttavia la protezione statica (basata sull'individuazione di aree geometriche e/o di isocrone di rispetto) viene spesso preferita a quella dinamica (basata sul rilevamento di parametri idrogeologici) poiché l'elevata velocità del flusso, l'anisotropia dell'acquifero e la limitata capacità di attenuazione del carico inquinante non permettono di disporre di una rete di protezione efficiente intorno alle captazioni. L'infiltrazione rapida di un'acqua superficiale, potenzialmente contaminata, rende spesso irrilevante la capacità di autodepurazione della zona insatura e impraticabili gli interventi di recupero. Una rassegna dettagliata dei problemi relativi alla protezione delle risorse idriche in massicci carsici è riportata da PALOC (1985).

Per la salvaguardia delle sorgenti carsiche, è necessario determinare con sufficiente precisione le modalità di alimentazione della falda, identificando le principali faglie, gli inghiottitoi, le doline e i limiti del bacino (AVDAGOVIC e COROVIC, 1990), evitando di scindere concettualmente la vulnerabilità dell'acquifero a scala locale da quella a scala regionale (BERETTA, 1992), che

risente più della prima della posizione e distribuzione dei macrofenomeni carsici citati.

Scopo del lavoro è proporre un Indice di Protezione Naturale (IPN) che fornisca una valutazione qualitativa del grado di isolamento naturale delle sorgenti carsiche captate e funga da strumento di validazione delle strategie di tutela adottate. L'indice utilizza indicatori idrogeologici, microbiologici, edafici e faunistici, quest'ultimi fino ad oggi mai usati nei criteri di salvaguardia delle risorse idriche ipogee. L'esame della biocenosi ipogea completa il quadro conoscitivo della risorsa, mettendo in luce, in tempi relativamente più brevi, potenziali situazioni di vulnerabilità che richiederebbero invece lunghi approfondimenti analitici e/o idrogeologici (BODON e GAITER, 1995). Quale protocollo di integrazione dei suddetti indicatori, l'IPN funge anche da valido strumento di monitoraggio di integrità ecosistemica.

L'INDICE DI PROTEZIONE NATURALE (IPN)

L'IPN si basa sulla valutazione di dieci indicatori di rischio, ognuno dei quali presenta quattro alternative. Ad ogni alternativa corrisponde un punteggio fisso, da 0 a 3, per il rischio idrogeologico rispettivamente basso, moderato, alto e molto alto (Tab. I). La somma dei dieci punteggi parziali fornisce il valore dell'IPN, che permette di attribuire la sorgente indagata ad una delle quattro classi di Protezione Naturale (PN), così definite:

Classe A (0-4): PN elevata e bassa vulnerabilità per infiltrazione; è sufficiente una protezione statica con applicazione del solo criterio geometrico;

Classe B (5-14): PN discreta e vulnerabilità per infiltrazione limitata; è sufficiente una protezione statica con applicazione di criteri geometrico-temporali;

Classe C (15-24): PN bassa e vulnerabilità per infiltrazione elevata; è necessario integrare la protezione statica con criteri di protezione dinamica;

Classe D (25-30): PN molto bassa e vulnerabilità per infiltrazione assai elevata; la protezione più idonea è di tipo dinamico con applicazione dei criteri idrogeologici estesi all'intero bacino di ricarica.

Il numero di punti totali da distribuire tra le 4 classi è pari a 31 (3 x 10, più il punto 0). Alle classi intermedie (B e C) è stata data un'ampiezza maggiore (10 punti ciascuna) rispetto alle classi A e D (rispettivamente 5 e 6 punti), allo scopo di evitare l'attribuzione di molte sorgenti alla classe A, per la quale è prevista solo una debole vincolistica di protezione, oppure alla classe D, che prevede criteri di protezione molto severi, spesso non sostenibili in contesti territoriali ad elevata urbanizzazione. Per ovvie ragioni matematiche, le classi A e D non possono avere lo stesso punteggio e per tale motivo si è deciso di assegnare meno punti (5) alla

classe A rispetto alla classe D (6 punti), allo scopo di minimizzare il rischio di attribuzione di una sorgente alla classe che prevede la più bassa vincolistica di protezione. L'indice è applicabile esclusivamente a sorgenti carsiche captate per uso potabile le cui opere di presa siano costruite in modo da escludere gli apporti idrici superficiali.

MATERIALI E METODI

Allo scopo di rendere i dati confrontabili, il protocollo proposto prevede tre campionamenti faunistici e tre microbiologici nell'arco dell'anno solare, coinci-

dentì con le condizioni di piena, magra e morbida dell'acquifero. Qualora possibile, è consigliabile eseguire altri tre campionamenti in concomitanza con eventi di precipitazione piovosa di particolare intensità. L'opera di presa di sorgenti minori (portata media dell'ordine di decine di L/s), consiste generalmente in una o due vasche di decantazione, di dimensione variabile da sorgente a sorgente, collocate molto vicine alla scaturigine. In questo caso i prelievi faunistici vanno effettuati dragando il fondo delle vasche con un retino a maglie di 60 µm (un campionamento efficace, tarato su vasche di dimensioni un metro per un metro, ha una

Tab. I. Indice di Protezione Naturale (IPN) e relative classi. (P = punteggio assegnato agli stati di ciascun indicatore; S.O. = sostanza organica).

INDICATORE	P	INDICATORE	P
Uso del suolo adiacente alla captazione		Andamento dei coliformi fecali (CF)	
Non antropizzato	0	Assenti	0
A coltivazioni orticole	1	Saltuariamente presenti, CF < (100 UFC/ 100 ml)	1
A pascolo	2	Saltuariamente presenti, CF > (100 UFC/ 100 ml)	2
Urbano ed industriale; agricoltura intensiva	3	Sempre presenti, CF > (100 UFC/ 100 ml)	3
Conformazione geologica della zona adiacente alla captazione		Andamento degli streptococchi fecali (SF)	
Alluvionale a grana minuta	0	Assenti	0
Alluvionale a grana grossa	1	Saltuariamente presenti, SF < (100 UFC/ 100 ml)	1
Fessurata	2	Saltuariamente presenti, SF > (100 UFC/ 100 ml)	2
Carsica	3	Sempre presenti, SF > (100 UFC/ 100 ml)	3
Andamento della temperatura dell'acqua		Frequenza di invertebrati stigosseni	
Deboli fluttuazioni (± 0.01°C)	0	Assenti	0
Fluttuazioni stagionali (± 0.1 °C)	1	Presenti in 1/3 dei replicati annuali	1
Fluttuazioni mensili (± 1 °C)	2	Presenti in 2/3 dei replicati annuali	2
Fluttuazioni giornaliere	3	Sempre presenti	3
Andamento della portata		Indice R	
Costante durante tutto l'anno	0	R = 0	0
Variabile con picchi non coincidenti con gli eventi piovosi	1	R < 1	1
Variabile con picchi coincidenti con gli eventi piovosi	2	R = 1	2
Brusche variazioni giornaliere	3	R > 1	3
Tempo di dimezzamento della portata max annua (Td)		Analisi del sedimento	
Td > 50 giorni (g)	0	S.O. totalmente mineralizzata	0
20 g < Td < 50 g	1	S.O. fortemente decomposta	1
5 g < Td < 20 g	2	S.O. debolmente decomposta	2
Td < 5 g	3	S.O. non decomposta (riconoscibili pezzi di legno, foglie, etc.)	3
Classe	IPN	Giudizio	
A	0-4	PN elevata e bassa vulnerabilità per infiltrazione: sufficiente una protezione statica con applicazione del solo criterio geometrico.	
B	5-14	PN discreta e vulnerabilità per infiltrazione limitata: sufficiente una protezione statica con applicazione dei criteri geometrico-temporali.	
C	15-24	PN bassa e vulnerabilità per infiltrazione elevata: è necessario integrare la protezione statica con criteri di protezione dinamica.	
D	25-30	PN molto bassa e vulnerabilità per infiltrazione molto elevata: la protezione più idonea è di tipo dinamico con applicazione dei criteri idrogeologici.	

durata di circa 10 minuti). Il sedimento inorganico raccolto comprenderà prevalentemente sabbie e ghiaie di piccole dimensioni e argille. In sorgenti più produttive (portata media dell'ordine di centinaia di L/s), l'opera di presa consta spesso di una galleria di convogliamento in cui l'acqua scorre rapidamente, a volte per molti metri, prima di arrivare nelle vasche. La galleria è solitamente agibile per consentire la manutenzione della struttura di presa. In questo caso l'operatore effettuerà una raccolta in modalità epi/inbentonica con un retino immanicato procedendo in senso contrario alla corrente, su un transetto ideale obliquo che vada dal punto di ingresso in galleria fino alla scaturigine. Vanno campionate tutte le diverse tipologie di sedimento: accumuli di sabbia fine e argille, depositi di ghiaie e sabbia grossolana, depositi di ghiaia su substrato litoidale, accumuli di sabbia fine e argille su roccia calcarea fratturata, etc. Allo scopo di integrare i dati biologici, è consigliabile eseguire catture del drift sorgivo, principalmente nella fase iniziale del periodo di piena dell'acquifero, mediante l'uso di una rete tarata a 60 µm, posta controcorrente e di fronte alla scaturigine principale della sorgente. Il materiale raccolto viene fissato *in situ* con formalina (concentrazione finale pari al 7%) o con alcool (concentrazione finale pari all'80%). In laboratorio si procede, con l'ausilio di uno stereomicroscopio, allo smistamento della componente biologica che viene successivamente conservata in alcool etilico al 70%. Gli organismi animali vengono successivamente identificati a livello specifico allo scopo di aumentare la congruenza delle correlazioni osservate tra variabili biologiche e variabili ambientali (GALASSI *et al.*, 2001).

La bassa ricchezza specifica e l'assenza di ridondanza funzionale descritta dalla strategia cenotica di tipo *i* (BLANDIN *et al.*, 1976) sono caratteristiche proprie delle comunità ipogee, spesso costituite in maniera prevalente da un'unica taxocenosi che può quindi essere utilizzata quale gruppo focale (HAMMOND, 1995), in sostituzione del più complesso approccio biocenotico.

Descrizione degli indicatori (Tab. I)

Uso del suolo adiacente alla captazione

Le informazioni relative a tale indicatore sono desumibili da una carta di uso del suolo e da ricognizioni in campo. Un'area non antropizzata presenta un basso livello di rischio (P=0) e la presenza di piccoli appezzamenti orticoli, mantenuti con pratiche di agricoltura biologica, non aumenta significativamente il rischio della sorgente (P=1). Il pascolo, invece, comporta sempre una contaminazione fecale, che finisce inevitabilmente per interessare il sistema sorgivo (P=2). La

presenza di infrastrutture turistiche, di aree ad agricoltura intensiva, di zone industriali e/o di centri densamente abitati, sottopone il recapito ad un rischio elevato (P=3) (NOTENBOOM, 1999).

Conformazione geologica della zona adiacente alla captazione

Le informazioni relative sono desumibili da una carta geologica. La vicinanza con il recapito e la circolazione in *facies* carsica (P=3) o fessurata (P=2) riducono il tempo di sicurezza ed aumentano la vulnerabilità (CIVITA, 1994). D'altra parte, la presenza di una copertura a grana minuta (P=0) o grossolana (P=1), anche esigua, rallenta la discesa gravitativa del contaminante idrovesicolato o fluente in fase a sé nella zona insatura, con il conseguente aumento del tempo di sicurezza (RHESE, 1977).

Andamento della temperatura dell'acqua

L'analisi dell'andamento termico del flusso sotterraneo fornisce informazioni qualitative sulla profondità di scorrimento dell'acqua nel tratto terminale del circuito. Nei sistemi carsici, i profili termici del flusso idrico sono spesso stati utilizzati per definire la circolazione dell'acqua (WILLIAMS *et al.*, 1984), per studiare la geometria delle reti di fratture (TRAINER, 1968) e per individuare le modalità di migrazione dei contaminanti (WILLIAMS e CONGER, 1990). Brusche anomalie dell'andamento termico indicano una veloce infiltrazione dell'acqua di precipitazione a temperatura diversa da quella sotterranea ma possono anche essere indice di un evento di contaminazione pregresso (MALARD e CHAPPUIS, 1995). In generale, un'acqua che scorre a profondità maggiori risentirà, dal punto di vista termico, dei soli cambiamenti climatici su grande scala (P=0), mentre la temperatura di un'acqua che scorre a profondità minori varierà in funzione delle escursioni termiche stagionali (P=1), mensili (P=2) o addirittura giornaliere (P=3) (CASTANY, 1982).

Andamento della portata

Dall'analisi dell'idrogramma e dal confronto con l'udrogramma del bacino di pertinenza, è possibile verificare l'eventuale occorrenza di apporti più o meno rapidi (P=3; P=2) di acqua di superficie o comunque prossimi al punto di emergenza o, in alternativa, un ottimo isolamento del flusso sotterraneo dall'infiltrazione superficiale (P=1; P=0).

Tempo di dimezzamento della portata massima annua (Td)

Il *Td* è inversamente proporzionale alla velocità di svuotamento della parte più permeabile del serbatoio acquifero e, quindi, alla velocità di arrivo di un conta-

minante idroveicolato (CIVITA, 1988). *Td* bassi indicano un transito veloce ed un limitato potenziale di abbattimento del carico inquinante ($P=3$; $P=2$); *Td* elevati indicano che l'ubicazione delle vie di infiltrazione efficace non è prossima al recapito o che tali vie sono di modesta entità ($P=1$; $P=0$).

Andamento dei coliformi fecali (CF) e degli streptococchi fecali (SF)

I coliformi fecali (CF) e gli streptococchi fecali (SF) si sono consolidati fra i più sicuri e pratici indicatori di inquinamento fecale (BALDINI e GAITER, 1990). In ambiente sotterraneo, gli SF sopravvivono probabilmente più a lungo rispetto ai CF e perciò possono indicare una fonte di inquinamento più distante dalla sorgente (McFETERS *et al.*, 1974), pertanto sono stati considerati indicatori distinti. Il movimento potenziale dei contaminanti batterici nelle rocce calcaree (fessurate e/o carsificate) è più elevato che in ogni altra conformazione geologica (MALARD *et al.*, 1994c). Infatti, mentre in una conformazione a grana minuta o grossolana, il rinvenimento all'emergenza dei batteri fecali, che rimangono intrappolati per lo più nella matrice porosa, sarà costante nel tempo e/o di scarsa entità ($P=0$; $P=1$), in una roccia fessurata o carsificata, esso varierà molto in funzione dell'ubicazione e densità delle vie preferenziali di infiltrazione efficace e delle dimensioni delle condotte trasmissive ($P=2$; $P=3$).

Frequenza di invertebrati stigosseni

Le sorgenti naturali, in quanto ambienti ecotonali, ospitano biocenosi animali composte da organismi acquatici sotterranei *sensu stricto* (stigobionti), da organismi che presentano affinità per l'ambiente sotterraneo anche se non sono esclusivi di questo (stigofili), da organismi che non hanno alcuna elettività per gli habitat ipogei e vi giungono solo accidentalmente (stigosseni) e da organismi che vivono permanentemente o temporaneamente in acque sorgive (crenobionti, crenofili, crenosseni) (BOTOSANEANU, 1998). L'assemblaggio biocenotico è sempre estremamente eterogeneo comprendendo platelminti turbellari, nematodi, rotiferi, molluschi, anellidi, tardigradi, artropodi crostacei, acari e insetti (larve), limitando l'elenco ai gruppi animali più rappresentati in tali ambienti (GALASSI *et al.*, 2001). La captazione, di regola, determina la perdita di ogni caratteristica ecotonale (alterazione della biocenosi e perdita delle componenti crenali) a causa dell'isolamento del punto di emergenza dall'ambiente esterno (DI LORENZO e GALASSI, 2001). In tali condizioni, gli organismi stigobionti possono essere rinvenuti in sorgenti carsiche captate (BODON e GAITER, 1995), rappresentando la categoria ecologica dominante.

In un simile ambiente denaturalizzato, la biodiversità rappresenta un utile strumento di monitoraggio, essendo elemento di integrazione spaziale e temporale di fattori storici ed ecologici, nonché geologici, vegetazionali e climatici (WILLIAMS, 1991; GALASSI *et al.*, 2001). In particolare lo studio della fauna fornisce indicazioni sul grado di isolamento naturale della sorgente e quindi sulla sua vulnerabilità per infiltrazione (DI LORENZO *et al.*, 2002), nonché sull'origine dell'acqua che raggiunge il recapito (MÖSSLACHER e NOTENBOOM, 1999). Ad esempio, un quadro faunistico dominato da saprofiti di superficie quali oligocheti tubificidi e larve di ditteri chironomidi è solitamente indizio di apporti inquinanti o comunque di arricchimento di sostanze organiche (BODON e GAITER, 1995; MALARD, 2000); per contro, la ricchezza in specie stigobionti è in intima relazione con l'estensione del bacino di alimentazione e con l'isolamento del reticolo sotterraneo (ROUCH, 1986; MALARD *et al.*, 1996). La scomparsa della componente stigobia è spesso indice di contaminazione (BALDINI e GAITER, 1990; POULSON, 1992; MALARD *et al.*, 1994b; MALARD *et al.*, 1996; MÖSSLACHER e NOTENBOOM, 1999; MÖSSLACHER *et al.*, 2001), mentre la sua graduale ricomparsa permette di evidenziare l'inizio del recupero che nessuna analisi chimica sarebbe in grado di rilevare. La presenza di fauna esogena in sistemi sotterranei è in relazione con infiltrazioni superficiali (MALARD *et al.*, 1996; MALARD, 2000; MÖSSLACHER *et al.*, 2001) e, in particolare, con la densità di vie preferenziali di infiltrazione efficace e con la loro distanza dalla sorgente (DI LORENZO e GALASSI, 2001). La probabilità che gli stigosseni riescano ad insediarsi stabilmente anche in falda è teoricamente molto bassa, sia per la marcata oligotrofia dell'ambiente ipogeo, sia per il loro minor successo adattativo in ambiente sotterraneo (DANIELOPOL e ROUCH, 1991; GIBERT *et al.*, 1994). Una volta entrati, se le condizioni lo permettono, essi possono tuttavia competere per le risorse con gli autoctoni stigobionti e, possedendo cicli ontogenetici più brevi e tassi di fecondità più elevati, li possono sostituire progressivamente nella struttura biocenotica (DI LORENZO e GALASSI, 2001).

Essendo ubiquitari ed abbondanti in ambiente superficiale, gli stigosseni riescono a sfuggire all'effetto di diluizione-dispersione-depurazione del mezzo acquifero e superano, in tal modo, l'efficienza degli indicatori abiotici (MÖSSLACHER e NOTENBOOM, 1999).

L'assenza di stigosseni o l'occasionalità del loro rinvenimento indicano un buon grado di isolamento ($P=0$; $P=1$), mentre la loro presenza consistente, sporadica o continua, indica un'elevata vulnerabilità ($P=2$; $P=3$).

Sebbene non sia possibile aprioristicamente colloca-

re un taxon di rango superiore alla specie in una delle categorie ecologiche (stigossemi, stigofili, stigobionti), in linea generale, nelle acque sotterranee italiane, la maggior parte delle specie stigossemi si riscontra tra Insecta (larve), Crustacea (Cladocera, Amphipoda Gammaridae), alcuni Annelida Oligochaeta; la maggior parte degli stigobionti tra i Crustacea Copepoda Harpacticoida (Ameiridae, Parastenocarididae e molti Canthocamptidae), Cyclopoida (Cyclopidae dei generi *Diacyclops*, *Speocyclops*, *Graeteriella*), Crustacea Isopoda (prev. *Proasellus*), Crustacea Amphipoda (prev. gruppo *Niphargus*), Crustacea Ostracoda (prev. Candoninae) e Mollusca Gastropoda (prev. Hydrobioidea).

Indice R (Rapporto tra categorie ecologiche)

L'indice R incorpora sia il numero di specie stigobionti-stigofili-stigossemi sia il numero totale di individui per ciascuna specie attribuibile ad ognuna delle categorie ecologiche suddette. Per ogni campionamento viene computato un R* (parziale) mentre R richiesto dall'indice è mediato sui tre (o sei) replicati. L'indicatore R pesa le *i* presenze/assenze degli stigossemi in una data comunità, esaltando o mitigando l'informazione dell'indicatore precedente che non rivela il grado di alterazione della biocenosi ipogea. L'entità di questa variazione strutturale è parametrizzata nella seguente formula:

$$R = \sum_i p_i / (\sum_z p_z + \sum_x p_x) \text{ dove:}$$

p_i = n. individui della specie stigossemi "i", per $i = 1, \dots, n$;

p_z = n. individui della specie stigobionte "z", per $z = 1, \dots, m$;

p_x = n. individui della specie stigofila "x", per $x = 1, \dots, q$.

Poiché i campioni faunistici vanno prelevati in ambiente sorgivo captato e isolato dalle acque superficiali, vale l'ipotesi nulla che

$$\sum_z p_z + \sum_x p_x \neq 0 \text{ (biocenosi ipogea).}$$

L'indicatore R può assumere pertanto i seguenti valori:

$$\begin{array}{ll} R = 0 & \text{se } \sum_i p_i = 0 \\ 0 < R < 1 & \text{se } \sum_i p_i < \sum_z p_z + \sum_x p_x \\ R = 1 & \text{se } \sum_i p_i = \sum_z p_z + \sum_x p_x \\ R > 1 & \text{se } \sum_i p_i > \sum_z p_z + \sum_x p_x \end{array}$$

$R = 0$ (assenza di stigossemi) indica la situazione più favorevole ($P=0$), mentre $R > 1$ (dominanza di fauna esogena nella struttura della biocenosi sotterranea) indica la più compromessa ($P=3$). $0 < R < 1$ e $R = 1$ sono indicativi di condizioni di isolamento intermedio ($P=1$ e $P=2$ rispettivamente).

Analisi del sedimento

L'esame della componente organica raccolta all'interno della captazione può rivelare utili informazioni su

eventuali contaminazioni in atto o pregresse nonché sulla provenienza del materiale organico. Un sedimento povero di detrito organico si presenta in genere di un colore chiaro ed indica il forte isolamento del sistema idrico sotterraneo da apporti di superficie (BODON e GAITER, 1995). La presenza di sostanza organica fortemente decomposta rivela tempi di transito molto lunghi e bassa vulnerabilità ($P=0$; $P=1$). Un detrito organico abbondante e poco o per nulla decomposto indica l'alta vulnerabilità dell'ultimo tratto del circuito sotterraneo a causa dello scarso isolamento del manufatto o del non sufficiente approfondimento della captazione ($P=2$; $P=3$).

CASI DI STUDIO: SORGENTI CARSICHE DI PETTORANO SUL GIZIO, BUGNARA E PREZZA

Le sorgenti indagate

L'IPN è stato applicato a tre sorgenti carsiche captate a scopo potabile della provincia di L'Aquila (Abruzzo): Pettorano sul Gizio (P.s.G.), Bugnara (B.) e Prezza (Pr.).

La sorgente di P.s.G. (portata media annua di circa 450 L/sec) è il recapito principale della subunità idrogeologica M. Genzana (unità idrogeologica M. Genzana-M. Greco; estensione dell'acquifero 130 Km²). Le acque sorgive sono quasi immediatamente captate: dapprima in sotterraneo, per usi potabili, dai comuni di Sulmona e Pettorano e quindi dall'Enel (SALVATI, 1996). L'idrogramma non evidenzia brusche variazioni in concomitanza con eventi di precipitazione, pertanto la sorgente non sembra risentire delle variazioni climatiche stagionali.

La sorgente di B. (portata di 15,8 L/sec) è utilizzata per l'approvvigionamento idrico dei comuni di Bugnara e Prezza. La sorgente di Pr., collocata a circa 15 m dalla prima, presenta una portata non molto inferiore a quella di B. Entrambe appartengono ad un gruppo di 9 sorgenti minori probabilmente alimentate dalle coltri detritiche addossate al versante settentrionale del Genzana (SALVATI, 1996) e interpretate da CELICO *et al.* (1980) quali emergenze di un'aliquota delle acque del M. Genzana perse attraverso dislocazioni tettoniche.

Uso dell'area adiacente alla captazione e conformazione geologica della zona di captazione

L'opera di captazione della sorgente di P.s.G. consiste in un lungo tunnel scavato nella roccia carbonatica, coibentato in bitume e terra e terminante in due vasche di decantazione. La copertura dell'acquifero in questa zona è esigua, essendo lo spessore di suolo sormontante la roccia carbonatica assai modesto. La ZR è trapezoidale con il lato maggiore di circa 200 m. L'area immediatamente a monte della captazione non è

antropizzata (Tab. II) e si trova nel comprensorio della Riserva Naturale Guidata “Monte Genzana e Alto Gizio”.

L’opera di captazione di B. consiste in un casotto di cemento in cui trovano collocazione due piccole vasche di decantazione; la coibentazione in cemento è insufficiente. La captazione di Pr. consta di un piccolo tunnel terminante in un’unica vasca di decantazione; la coibentazione è in cemento e rocce a vista ed è comunque del tutto insufficiente a garantire l’isolamento della sorgente: l’infiltrazione è evidente in tutti i periodi dell’anno. La coltre detritica che sormonta le captazioni presenta uno spessore modesto. La ZR delle due sorgenti è unica, ma la recinzione non è continua e la distanza della stessa dalle emergenze è inferiore ai 200 m obbligatori per legge. A monte delle sorgenti ed immediatamente dietro la recinzione della ZR, il terreno è sfruttato a pascolo nel periodo primaverile ed estivo (Tab. II).

Andamento della temperatura e delle portate

L’andamento termico della sorgente di P.s.G. è caratterizzato da variazioni mensili dell’ordine del centesimo di °C, mentre le temperature dell’acqua di B. e Pr. variano stagionalmente in termini del decimo di °C (Fig. 1). In entrambi i casi le variazioni termiche non sono tali da far pensare ad un evento di contaminazione. L’idrogramma di P.s.G. presenta un massimo nel periodo tardo primaverile-estivo e un minimo in quello tardo autunnale-invernale. È probabile che il regime idrico di Pr. e B. risenta in misura maggiore degli eventi di precipitazione. Per tale motivo è sembrato opportuno assegnare il punteggio 2 ad entrambe le sorgenti, nell’attesa di compiere indagini più accurate.

Tempo di dimezzamento della portata massima annua (Td)

Il Td delle sorgenti indagate risulta superiore ai 50 giorni.

Tab. II. Punteggi IPN delle sorgenti di Bugnara (B.), Prezza (Pr.) e Pettorano sul Gizio (P.S.G.).

INDICATORE	P	B	Pr	PsG	INDICATORE	P	B	Pr	PsG
Uso del suolo adiacente alla captazione					Andamento dei coliformi fecali (CF)				
Non antropizzato	0				Assenti	0			
A coltivazioni orticole	1				Saltuariamente presenti, CF < (100 UFC/ 100 ml)	1			
A pascolo	2	2	2	0	Saltuariamente presenti, CF > (100 UFC/ 100 ml)	2	2	0	0
Urbano ed industriale; agricoltura intensiva	3				Sempre presenti, CF > (100 UFC/ 100 ml)	3			
Conformazione geologica della zona adiacente alla captazione					Andamento degli streptococchi fecali (SF)				
Alluvionale a grana minuta	0				Assenti	0			
Alluvionale a grana grossa	1	3	3	3	Saltuariamente presenti, SF < (100 UFC/ 100 ml)	1	2	2	0
Fessurata	2				Saltuariamente presenti, SF > (100 UFC/ 100 ml)	2			
Carsica	3				Sempre presenti, SF > (100 UFC/ 100 ml)	3			
Andamento della temperatura dell'acqua					Frequenza di fauna stigossena				
Deboli fluttuazioni (± 0.01 °C)	0				Assenti	0			
Fluttuazioni stagionali (± 0.1 °C)	1	1	1	0	Presenti in 1/3 dei replicati annuali	1	2	3	0
Fluttuazioni mensili (± 1 °C)	2				Presenti in 2/3 dei replicati annuali	2			
Fluttuazioni giornaliere	3				Sempre presenti	3			
Andamento della portata					Indice R				
Costante durante tutto l'anno	0				R = 0	0			
Variabile con picchi non coincidenti con gli eventi piovosi	1	2	2	1	R < 1	1	1	3	0
Variabile con picchi coincidenti con gli eventi piovosi	2				R = 1	2			
Brusche variazioni giornaliere	3				R > 1	3			
Tempo di dimezzamento della portata max annua (Td)					Analisi del sedimento				
Td > 50 giorni (g)	0				S.O. totalmente mineralizzata	0			
20 g < Td < 50 g	1	0	0	0	S.O. fortemente decomposta	1	2	3	0
5 g < Td < 20 g	2				S.O. debolmente decomposta	2			
Td < 5 g	3				S.O. non decomposta (riconoscibili pezzi di legno, foglie , etc.)	3			

	Punteggio totale	Classe di protezione naturale
Bugnara	17	C
Prezza	19	C
Pettorano sul Gizio	4	A

Andamento dei CF e degli SF

L'acqua della sorgente di P.s.G. è batteriologicamente pura. B. presenta andamenti di coliformi molto variabili durante il periodo di campionamento; Pr. è caratterizzata da un andamento più costante e da concentrazioni (UFC/100 ml) inferiori (Fig. 2). È pertanto probabile che, nonostante la stretta vicinanza fisica delle due sorgenti, esse abbiano una diversa alimentazione, e che il sito di contaminazione sia fisicamente più vicino a B. che a Pr. ($CF/SF = 0,94$ di B. contro $CF/SF = 0$ di Pr.); in quest'ultimo caso, infatti, solo gli SF, che sopravvivono più a lungo, raggiungono l'emergenza.

Frequenza di fauna stigossena

I crostacei copepodi (Crustacea: Copepoda), il gruppo animale predominante in ambiente acquatico sotterraneo, sono risultati il gruppo focale delle biocenosi indagate, rappresentando in ogni sorgente più dell'80% degli individui totali raccolti in ogni singolo campionamento. Per tale motivo si è potuto sostituire un approccio taxocenotico ad uno biocenotico, mantenendo lo stesso livello di informazioni. La taxocenosi a copepodi di B. presenta chiari sintomi di alterazione, essendo costituita da una bassa percentuale di copepodi stigobionti (Fig. 3); gli stigosseni inoltre compaiono in 5 campionamenti sui 6 effettuati. Tuttavia la fauna esogena non si è del tutto sostituita a quella autoctona nella dinamica della taxocenosi, come invece avviene a Pr. (Fig. 3) in cui gli stigosseni compaiono in sei campionamenti su sei e in abbondanze di gran lunga superiori agli stigobionti. Diversa è la situazione della sorgente di P.s.G. che ospita esclusivamente copepodi stigobionti (Fig. 3); gli stigosseni sono completamente assenti nei sei campionamenti effettuati.

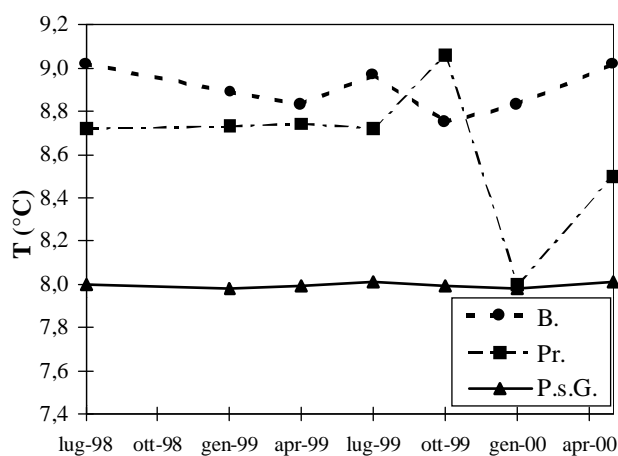


Fig. 1. Andamento della temperatura delle acque delle sorgenti di Bugnara (B.), Prezza (Pr.) e Pettorano sul Gizio (P.s.G.) nei periodi di indagine.

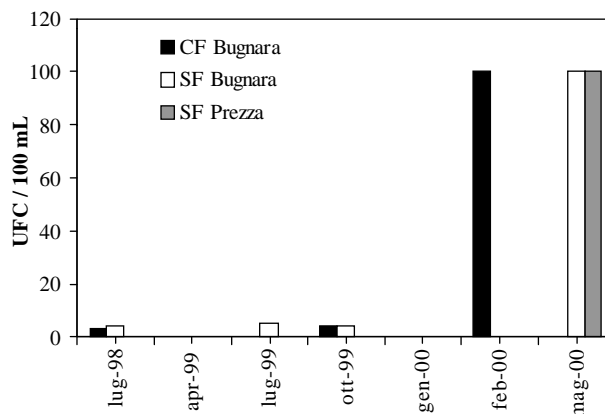


Fig. 2. Andamento annuale delle concentrazioni (UFC/100 mL) di coliformi fecali (CF) e streptococchi fecali (SF) nelle sorgenti di Bugnara e Prezza.

Indicizzazione delle frequenze osservate

La sorgente di B. presenta un $R < 1$ (alterazione biocenotica modesta e probabilmente recente); la sorgente di Pr. è caratterizzata da un $R > 1$ (alterazione biocenotica intensa e piuttosto remota); la sorgente di P.s.G. presenta un $R = 0$ (integrità biocenotica).

Analisi del sedimento

La sostanza organica rinvenuta in P.s.G. è poco abbondante e fortemente decomposta (Tab. II), mentre a B. è di piccole dimensioni e discretamente decomposta, per la maggior parte di natura vegetale con grande abbondanza di semi (Tab. II). A Pr. la sostanza organica è debolmente decomposta e costituita da foglie ed elementi legnosi di piccole dimensioni, semi, esuvie e funghi.

Risultati

La sorgente di P.s.G. è stata attribuita alla classe A (IPN=4), la sorgente di Pr. alla classe C (IPN=19), la sorgente di B. alla classe C (IPN=17).

CONCLUSIONI

L'inferenza biologica è stata sporadicamente saggiata in ambienti idrici ipogei sebbene non esista ancora una legislazione che ne regolamenti l'utilizzo nel campo del monitoraggio (WILLIAMS, 1991; POULSON, 1992; MALARD *et al.*, 1994a; MÖSSLACHER e NOTENBOOM, 1999). La totale esclusione del biota, sia dalle finalità di salvaguardia che dall'utilizzo quale indicatore di qualità delle acque sotterranee, costituisce una carenza della legge italiana, che in questo modo sottovaluta il considerevole valore strumentale della biodiversità degli ecosistemi ipogei.

Nel caso di sorgenti carsiche captate per uso potabile, è necessario un confronto continuativo di infor-

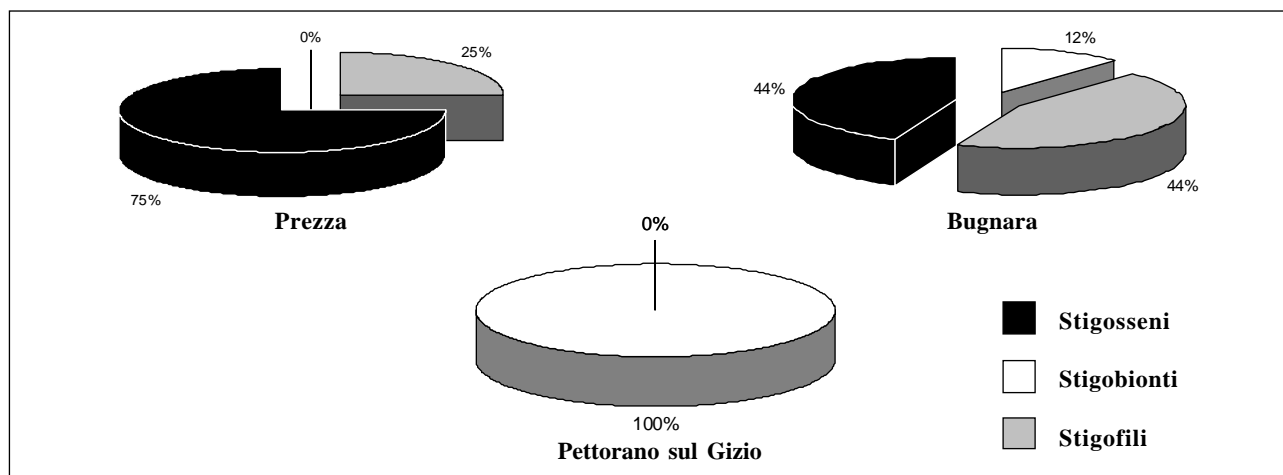


Fig. 3. Rappresentatività (espressa in %) delle tre categorie ecologiche (stigosseni, stigofili, stigobionti) di crostacei copepodi presenti nelle sorgenti captate indagate.

mazioni desunte da indicatori diversi (idrogeologici, geologici, microbiologici e biologici) al fine di giungere ad una valutazione più ponderata del grado di protezione naturale. Su tali basi nasce l'IPN che, oltre a convalidare le strategie di protezione attualmente adottate per le sorgenti carsiche captate, possiede il vantaggio di garantire la loro salvaguardia sia in termini di potabilità che di conservazione faunistica, nell'ottica di un uso sostenibile di tali risorse. Il protocollo operativo proposto in questa sede necessita di una procedura di validazione in altri comprensori territoriali, allo scopo di verificare la validità dell'indice su scala nazionale e di consentire un migliore assestamento degli stati di ciascun parametro-indicatore, stabiliti in questa sede in via preliminare. Utilizzando per la prima volta la biodiversità acquatica sotterranea quale indicatore, l'IPN presenta importanti ripercussioni in chiave conservazionistica, permettendo l'individuazione di biotopi di particolare rilevanza attraverso una stima della ricchezza specifica, dei dati di distribuzione zoogeografica, del livello di endemismo e dell'antichità faunistica (GALASSI, 2002).

Su tali basi la sorgente di P.s.G., caratterizzata da un elevato numero di specie attualmente nuove per la scienza e tuttora in corso di descrizione (*Pseudectinosoma* sp., *Nitocrella* sp. e *Parastenocaris* sp.) e da una consistente dispersione tassonomica della diversità (le specie che compongono la comunità sotterranea ap-

partengono a categorie tassonomiche di rango superiore distinte nello spazio filogenetico), sarebbe a tutti gli effetti da considerare biotopo sotterraneo di particolare interesse. Tra le nuove specie, tutte di antica origine sia dulciacquicola che marina, *Pseudectinosoma* sp. costituisce un fossile vivente, relitto distribuzionale e/o filetico di una fauna marina oggi scomparsa dagli habitat plesiotipici e a distribuzione disgiunta nelle acque sotterranee continentali (GALASSI *et al.*, 1999; GALASSI, 2001).

Nello sfruttare l'inferenza biologica, l'IPN colma le lacune di un approccio esclusivamente chimico-fisico-idrogeologico, mettendo in luce gli effetti sul biota, le conseguenze indirette e gli effetti globali di eventi di contaminazione e come tale, al di là delle informazioni dirette relative al livello di protezione naturale delle sorgenti carsiche, l'indice può anche vantaggiosamente fornire un primo strumento di monitoraggio integrato di sistemi idrici sotterranei.

Ringraziamenti

La fase istruttoria della ricerca ha fatto parte di un progetto di collaborazione con l'A.S.L. Sulmona-Avezzano. Le dr.sse R. Cassiani e T. Tolone (A.S.L. Sulmona-Avezzano) hanno gentilmente messo a disposizione i dati microbiologici conseguiti e agevolato il campionamento per l'intero periodo della ricerca. Si ringraziano i comuni di Bugnara e di Prezza e il Consorzio Acquedottistico di Sulmona. Questa ricerca è stata parzialmente presentata all'XVI International Symposium of Biospeleology, Verona (2002).

Bibliografia

AVDAGOVIC I., COROVIC A., 1990. Defining of protective zones of karst mountainous springs. In: *Water Resources in Mountainous Regions*, XIIInd Congress of I.A.H.-A.I.H., Memories,

part 2, 27 August-1 September, Lousanne.

BALDINI I., GAITER S., 1990. Possibili metodologie di valutazione della vulnerabilità delle acque sorgive e proposte preliminari

- per la formulazione di gradienti di rischio igienico. In: Atti Meeting int. *Acque minerali naturali*, maggio 1990, Pisa. Riv. Ital. Ig., **5-6**: 232-246.
- BERETTA G. P., 1992. La prevenzione degli inquinamenti a scala locale: le aree di salvaguardia delle opere di captazione. In: *Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee. Tecniche per lo studio e la progettazione degli interventi di prevenzione, controllo, bonifica e recupero*. Pitagora Editrice Bologna: 561-622.
- BLANDIN P., BARBAULT R., LECORDIER C., 1976. Réflexions sur la notion d'écosystème: Le concept de stratégie cénotique. *Bull. Ecol.*, **7** (4): 391-410.
- BODON M., GAITER S., 1995. Nuovi criteri di valutazione, basati sulla componente biologica, per le captazioni di acqua destinata al consumo umano. *Igiene ambientale*, **1**: 5-17.
- BOTOSANEANU L., 1998. *Studies in Crenobiology. The biology of springs and springsbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, 261 pp.
- CASTANY G., 1982. *Principes et méthodes de l'hydrogéologie*. Dunod Université, Paris, 238 pp.
- CELICO P., BARTOLOMEI C., PECORAIO A., 1980. Rapporti tra struttura ed idrogeologia in alcuni massicci carsici dell'Abruzzo: risultati di alcune indagini geognostiche. *Boll. Soc. Natur.*, Napoli: 89.
- CIVITA M., 1988. Una metodologia per la definizione ed il dimensionamento delle aree di salvaguardia delle opere di presa delle sorgenti normali. *Boll. Ass. Mineraria*, **25** (4): 423-440.
- CIVITA M., 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica. *Quaderni di tecniche di protezione ambientale*. Pitagora Ed., Bologna.
- DANIELOPOL D., ROUCH R., 1991. L'adaptation des organismes au milieu aquatique souterrain. Réflexions sur l'apport des recherches écologiques récentes. *Stylogia*, **6** (3): 129-142.
- DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P., GALASSI D.M.P., 2002. Ecological risk assessment in Italian karstic springs managed for drinking purpose. In: Atti XVI International Symposium of Biospeleology, 8-15 Settembre 2002, Italia: 36-37.
- DI LORENZO T., GALASSI D.M.P., 2001. Approccio interdisciplinare alla valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche: l'inferenza biologica. In: Atti 62° Congresso Internazionale U.Z.I. San Remo 23-27 Settembre 2001: 85.
- GALASSI D.M.P., 2001. Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales. *Hydrobiologia*, **453/454**: 227-253.
- GALASSI D. M. P., 2002. Il progetto PASCALIS. *Biol. Amb.*, **16** (1): 60-61.
- GALASSI D.M.P., DE LAURENTIIS M., PETITTA M., MARINELLI G., FIASCA B., 2001. Influenza dei fattori storici ed ecologici sulla biodiversità animale: la copepodofauna (Crustacea: Copepoda) delle sorgenti di Presciano (Fiume Tirino, L'Aquila, Abruzzo). In: Cicolani (ed.), *Monitoraggio Biologico del Gran Sasso*, Andromeda Editrice, vol 2: 159-182.
- GALASSI D.M.P., DOLE-OLIVIER M.-J., DE LAURENTIS P., 1999. Phylogeny and biogeography of the genus *Pseudectinosoma*, and description of *P. janinae* sp. n. (Crustacea: Copepoda, Ectinosomatidae). *Zool. Scr.*, **28**: 289-303.
- GIBERT J., STANFORD J.A., DOLE-OLIVIER M.J., WARD J.V., 1994. Basic Attributes of Groundwater Ecosystems and Prospects for Research. In: Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J.A. (eds.), *Groundwater Ecology*, Academic Press San Diego: 7-40.
- HAMMOND P.M., 1995. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. In: D.L. Hawksworth Ed., *Biodiversity, measurement and estimation*, Chapman & Hall, London: 119-136.
- MALARD F., 2000. Groundwater Contamination and Ecological Monitoring in a Mediterranean Karst Ecosystem in southern France. In: Griebler C., Danielopol D.L., Gibert J., Natchnebel H.P., Notenboom J. (eds.), *Groundwater ecology – A tool for management of water resources*. Austrian Academy of Sciences Institute of Limnology Vienna-Mondsee: 183-196.
- MALARD F., CHAPPUIS R., 1995. Temperature logging to describe the movement of sewage - polluted surface water infiltrating into a fractured rock aquifer. *Journal of Hydrology*, **173**: 191-217.
- MALARD F., CRAGUE G., TURQUIN M.J., BOUVET Y., 1994a. Monitoring karstic ground water: the practical aspect of subterranean ecology. *Theoretical and Applied Karstology*, **7**: 115-126.
- MALARD F., REYGROBELLET J.L., GIBERT J., DROGUE C., WINIARSKY T., BOUVET Y., 1994b. Sensitivity of underground karst ecosystem to human perturbation - Conceptual and methodological framework applied to the experimental site of Terrieu (Herauld - France). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **24**: 1414-1419.
- MALARD F., REYGROBELLET J.H., SOULIÉ M., 1994c. Transport and Retention of Fecal Bacteria at Sewage - Polluted fractured rock Sites. *Journal of Environmental Quality*, **23** (6): 1352-1363.
- MALARD F., MATHIEU J., REYGROBELLET J.-L., LAFONT M., 1996. Biomonitoring groundwater contamination: Application to a karst area in Southern France. *Aquatic Sciences*, **58** (2): 158-187.
- McFETERS C.A., BISSONNETTE G.K., JEZESCKI J.J., THOMSON C.A., STUART D.G., 1974. Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. *Appl. Microbiol.*, **27**: 823-829.
- MÖSSLACHER F., NOTENBOOM J., 1999. Groundwater biomonitoring. In: Gerhardt, A. (ed.) *Biomonitoring of polluted waters*, Trans Publ., Zurich, San Diego: 477-504.
- MÖSSLACHER F., GRIEBLER C., NOTENBOOM J., 2001. Biomonitoring of groundwater system: Methods, Applications and Possible Indicators among the Groundwater Biota. In: Griebler C., Danielopol D.L., Gibert J., Natchnebel H.P., Notenboom J. (eds.), *Groundwater ecology – A tool for management of water resources*. Austrian Academy of Sciences, Institute of Limnology Vienna-Mondsee: 183-196.
- NOTENBOOM J., 1999. Managing Ecological Risks Of Groundwater Pollution. In: Griebler C., Danielopol D.L., Gibert J., Natchnebel H.P., Notenboom J. (eds.), *Groundwater ecology – A tool for management of water resources*. Austrian Academy of Sciences, Institute of Limnology Vienna-Mondsee: 183-196.
- PALOC H., 1985. Problèmes de protection de la qualité de l'eau souterraines en terrains calcaires. In: *Theoretical background, Hydrogeology and Practice of Groundwater Protection Zones*, I.A.H., vol. 6, Heise, Hannover.
- POULSON T.L., 1992. Assessing groundwater quality in caves using indices of biological integrity. In: *Proceedings of the Third Conference on Hydrogeology, Ecology, Monitoring and Ma-*

- agement of Groundwater in Karst terrains*. U.S. EPA and the Association of Groundwater Scientists and Engineers, Nashville, Tennessee: 495-511.
- RHESE W., 1977. Abbaubare organische Verunreinigungen pathogene Keime und Viren, Raport n. 40177 Eidgenössisches amt für Umweltschutz, Berne.
- ROUCH R., 1986. Sur l'écologie des eaux souterraines dans le karst. *Stygologia*, **2** (4): 345-372.
- SALVATI R., 1996. Idrogeologia strutturale ed idrogeologia quantitativa del margine orientale della piattaforma carbonatica laziale-abruzzese. Tesi di Dottorato. Università degli Studi di Roma "La Sapienza", 129 pp.
- TRAINER F.W., 1968. Temperature profiles in water wells as indicators of bedrock fractures. *US Geol. Surv. Water Prof. Pap.*, 600 – B: 210-214.
- WILLIAMS D.D., 1991. The springs as an interface between groundwater and lotic faunas and as a tool in assessing groundwater quality. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **24**: 1621-1624.
- WILLIAMS J.H., CARSWELL L.D., LLOYD O.B., ROTH W.C., 1984. Characterization of groundwater circulation in selected fractured rock aquifers using borehole temperature and flow logs. In: *Proc. National Water Well Association*, US Environmental Protection Agency Conference Investigation: 842 – 852.
- WILLIAMS J.H., CONGER R.W., 1990. Preliminary delineation of contaminated water-bearing fractures intersected by open hole bedrock wells. *Ground water Monit. rev.*, **10** (4): 118-126.

Sistemazione idraulica e variazione della diversità degli habitat fluviali: un approccio comparativo

Sebastian Schweizer* e Enrico Pini Prato

*Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale, sezione di idronomia, Facoltà di Agraria, Università di Firenze.
Via S. Bonaventura 13, 50145 – Firenze.*

* *referente per la corrispondenza (e-mail: sebastian.schweizer@unifi.it)*

Pervenuto l'8.7.2003; Accettato il 20.8.2003

Riassunto

Allo scopo di valutare l'impatto esercitato sulla diversità degli habitat fluviali da parte di interventi di sistemazione idraulica, è stata utilizzata una metodologia basata sull'approccio comparativo tra tratti di fiume vicini allo stato naturale –scelti come tratti ideali (o “modello”)– e altri di cui si intende valutare l'eventuale stato di degrado (allontanamento dalla naturalità). La diversità degli habitat è stata valutata in termini di ricchezza ed equità utilizzando l'indice di Shannon-Wiener, l'indice di Pielou e il Numero di Diversità di Hill; come ulteriore descrittore è stata inoltre utilizzata la copertura vegetazionale su una fascia di rispetto larga 25 m per ogni sponda. I dati ottenuti hanno dimostrato una variazione significativa tra i tratti ‘naturali’ e quelli modificati.

PAROLE CHIAVE: indici di diversità / habitat fluviali / sistemazioni idrauliche / approccio comparativo / fasce tampone riparie.

Abstract

A reference condition approach for the evaluation of the diversity variation of river habitats following works of hydraulic interventions: Sieve River (Italy)

In order to evaluate the impacts of hydraulic works on the diversity of habitats, a reference condition approach has been used. This approach is based on the idea of comparing river reaches which are in a nearly natural state –chosen as ideal (or ‘model’) reaches– to reaches of which the likely state of degradation (distance from natural state) needs to be assessed. In order to assess the diversity of habitat in terms of richness and evenness, the Shannon-Wiener index, the Pielou index and Hill's Diversity Number have been used. Also the percentage of a 25 m wide respect area (on each side of the river) covered by vegetation has been calculated and used as an assessment descriptor.

The obtained data have shown a considerable variation between ‘natural’ and modified reaches.

KEY WORDS: diversity indexes / fluvial habitat / hydraulic interventions / reference condition / riparian buffers.

INTRODUZIONE

Il presente lavoro ha preso avvio dalla constatazione di quanto profondamente gli interventi di sistemazione idraulica modificano l'assetto originario di un ecosistema fluviale (GILVEAR, 1999), compromettendone la diversità in termini di habitat (MADDOCK, 1999; WARD *et al.*, 2002). Appare evidente che spesso l'esecuzione di lavori in alveo produce eccessivi tagli di vegetazione, spianamenti del letto, eliminazione delle isole e degli accumuli ghiaiosi, rettifica dei meandri e conseguente uniformità dei fondali e della profondità. A ciò si

aggiunge anche la sistemazione delle sponde che può compromettere la complessità ambientale, riducendola ad habitat monotipici (scogliere o gabbionate) di scarso valore ecologico. Anche l'inappropriato uso di tecniche di ingegneria naturalistica può risultare assai dannoso: utilizzare tecniche, per quanto rispettose dell'ambiente (almeno nella scelta dei materiali), senza rispettare la fisionomia e le peculiarità del fiume, comporta stravolgimenti non lontani da quelli dell'ingegneria classica. Infatti non è sufficiente affrontare la

sistemazione idraulica di un fiume con materiali e tecniche “naturali” per poterla considerare rispettosa dell’ambiente. La *riabilitazione* dei fiumi deve partire dalla conoscenza approfondita dell’ecosistema fluviale (FISRWG, 2001), degli habitat fisici (MADDOCK, 1999) e dal rispetto delle sue dinamiche se si vogliono effettivamente ottenere soluzioni soddisfacenti dal punto di vista ecologico. In tale ottica potrebbe risultare valido anche l’impiego di tecniche dell’ingegneria classica se utili a ripristinare equilibri perduti, come ad esempio le scale di risalita per pesci.

Scopo del presente lavoro è di stabilire la *variazione del numero e del tipo di habitat* insieme allo *stato della vegetazione riparia* in rapporto ed in conseguenza di interventi di banalizzazione su un corso d’acqua, tramite l’utilizzo di descrittori ed indici ecologici.

A tale scopo è stato adottato un approccio comparativo, basato sul raffronto tra tratti di fiume vicini allo stato naturale, scelti come tratti ideali (o “modello”), con tratti di cui si vuole conoscere l’eventuale stato di degrado, inteso come allontanamento dalla naturalità (BAILEY *et al.*, 1998). La prima fase prevede la definizione e relativa suddivisione in tipologie fluviali omogenee per determinate caratteristiche (climatiche, geomorfologiche, idrologiche, ecc.) (BARBOUR *et al.*, 1997); sarebbe erroneo, infatti, confrontare l’alto corso con un tratto modello rilevato in una zona di estuario dello stesso fiume.

La seconda fase comporta l’individuazione di un tratto modello per la specifica tipologia fluviale e la scelta di appropriati descrittori ecologici. La comparazione tra i descrittori del tratto modello e quelli del tratto oggetto di studio può fornire spunti di riflessione per limitare l’impatto di interventi in alveo e sulle sponde e valutare l’eventuale necessità di interventi di ripristino ambientale.

MATERIALI E METODI

Per lo studio è stato scelto il tratto del fiume Sieve, affluente di destra dell’Arno, in provincia di Firenze, compreso tra le località Balze di Vicchio e Dicomano. Per la suddivisione in tipologie fluviali omogenee ci si è basati principalmente sulle caratteristiche geomorfologiche (LENZI *et al.*, 2000), distinguendo il tratto che attraversa il Mugello (dalle sorgenti all’abitato di Vicchio) da quello della Val di Sieve (da Vicchio alla confluenza con l’Arno). Il passaggio dell’alveo dal substrato di colmamento dell’antica conca lacustre mugellana, privo di soglie naturali e con pendenza sostanzialmente costante, agli affioramenti di rocce coerenti (arenarie) presenti nel tratto della Val di Sieve, che provocano salti con sensibili variazioni di quota, marca la differenza geomorfologica tra i due tronchi del fiume. Nel caso di studio è stata scelta la seconda

tipologia.

In condizioni di portata media annua (3,5 m³/s) sono stati rilevati i seguenti habitat (WADESON e ROWENTREE, 1998; MONTGOMERY e BUFFINGTON, 1997):

Raschio (*riffle*, R): zona di rapida con innalzamento del fondo, basso tirante, superficie increspata, substrato più grossolano, parzialmente sommerso; velocità media superiore a 0,3-0,4 m/s (misurata con un mulinello idraulico Flow Probe FP 201 di GlobalWater);

Buca (*pool*, P): zona con profondità variabile (> 0,50 m), velocità di corrente ridotta, priva di onde o increspature superficiali; velocità non rilevabile con lo strumento adottato (inferiore a 0,3 m/s);

Zona di sedimentazione (*slack*, S): accumuli limosi o sabbiosi periodicamente sommersi (lunghezza minima 10 m), in prossimità della sponda, con velocità molto ridotta;

Affioramento roccioso (AR): emergenze monolitiche in sponda (lunghezza minima 10 m);

Isola (I): accumuli di ciottoli e ghiaie, vegetati o no, spesso fiancheggiati da due rami assimilabili alla tipologia raschi, oppure con uno dei due ad acqua stagnante (ramo morto);

Fascia tampone riparia (FV): vegetazione riparia, arbustiva o arborea all’interno di una fascia parallela al fiume larga 25 m (US DEPT. OF AGRICULTURE, 1998).

Il tratto modello (TM; lunghezza ca. 2000 m) –ossia il più vicino possibile allo stato naturale o comunque ove non siano state fatte operazioni di sistemazione e di tagli di vegetazione sulle sponde da molto tempo– è stato individuato a monte di Dicomano, località S. Pier Maggiore. La scelta è ricaduta su questo tratto lungo circa 2 km in quanto (a) relativamente isolato dalla viabilità principale; (b) relativamente non interessato da attività antropiche quali prelievi di inertici, guadi, abbeveraggio bestiame, ed altro; (c) non interessato da sistemazioni idrauliche in alveo e di sponda; (d) privo di scarichi fognari o di altro tipo; (e) caratterizzato da vegetazione di sponda continua e non utilizzata; (f) contraddistinto da assetto geomorfologico costante nel tempo, come si evince da un’analisi comparativa su foto aeree dei voli IGM del 1965 e Regione Toscana del 1998.

Sono stati inoltre individuati un tratto (TA; lunghezza ca. 550 m) –ove sono stati eseguiti nell’aprile 2003 interventi di sistemazione idraulica (rimozione di accumuli ghiaiosi, tagli di vegetazione, difese di sponda)– e un tratto (TB; lunghezza ca. 1500 m) precedentemente sistemato (nella primavera 2002), contiguo a TA. Il tratto TA è stato rilevato sia prima della sistemazione sia dopo (TA_p, TA_d); il tratto TB invece è stato rilevato soltanto a lavori eseguiti. I rilievi sono stati eseguiti

nell'estate 2002 e, per il tratto TA_d, nel maggio 2003.

Il rilievo sui singoli tratti TM, TA e TB è stato eseguito percorrendo il fiume da monte verso valle con due kayak e localizzando con ricevitore GPS (Garmin GPS 12) l'inizio e la fine di ogni habitat.

Il rilievo è stato finalizzato ad ottenere, come dato di base, la frequenza con la quale ogni habitat si presenta sull'unità di lunghezza (numero di ogni singolo habitat per chilometro di fiume). Dato, quest'ultimo, molto importante poiché indicativo della diversificazione e dell'alternanza spaziale degli habitat. Si è infine calcolata la lunghezza media di ogni habitat nei singoli tratti.

I dati così rilevati sono stati elaborati calcolando gli indici di diversità ed il grado di copertura vegetazionale della fascia tampone riparia.

Per valutare il grado di diversità dei tratti analizzati in termini di ricchezza di habitat sono stati utilizzati, oltre al classico indice di diversità di Shannon-Wiener, l'indice di equitabilità di Pielou –in grado di fornire una indicazione sulla più o meno equilibrata distribuzione degli habitat– e il Numero di Diversità di Hill, che esprime il numero effettivo di habitat che contribuiscono alla diversità globale. L'indice di Shannon-Wiener assume il valore massimo nel caso in cui le frequenze al chilometro per ogni tipologia di habitat siano uguali, e il valore minimo corrispondente a 0 nel caso in cui si presenti un solo habitat. L'indice di Pielou presenta un campo di variazione compreso tra 0 ed 1 e raggiunge il valore massimo quando il numero di habitat è equamente distribuito. L'indice di Hill varia tra 0 ed il numero totale di tipologie considerate. Le rispettive formule sono riportate di seguito (ODUM, 1973).

$$\text{Shannon-Wiener: } H' = - \sum_i^S P_i (\ln P_i)$$

$$\text{Pielou: } J_1 = \frac{H'}{\ln S}$$

$$\text{Hill: } N_1 = e^{H'}$$

dove:

P_i = frequenza dell'habitat i-esimo per km / somma delle frequenze di tutti gli habitat per km

S = numero delle tipologie di habitat

Il grado di copertura delle fasce tampone riparie è stato calcolato con il GIS Arcview 3.2 tramite fotointerpretazione (NARUMALANI *et al.*, 1997) del volo della Regione Toscana del 1998, previo raddrizzamento e georeferenziazione di fotogrammi con il software Image 8.3.1 di ERDAS.

In particolare è stata calcolata la percentuale di copertura arboreo-arbustiva della fascia perfluviale pari a 25 m di larghezza.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Gli habitat rilevati nei tratti TM, TA e TB sono riportati, rispettivamente, nelle figure 1-3, mentre i dati degli indici e dei descrittori calcolati sono riassunti nella tabella I.

L'alveo del *tratto modello* presenta una frequenza chilometrica di 5,63 sequenze buche-raschi, 0,51 isole fluviali, 1,02 affioramenti rocciosi e 1,53 zone di sedimentazione. L'alveo del tratto TA prima dell'esecuzione dei lavori (TA_p) mostrava una diversità ambientale addirittura superiore a quella del tratto modello. I valori degli indici H', J₁ e N₁ risultavano infatti più elevati nel tratto TA (rispettivamente 1,39, 0,86 e 4,01) che in quello TM (rispettivamente 1,28, 0,80 e 3,59) (Fig. 4). La percentuale di copertura vegetale della fascia perfluviale era, invece, leggermente più elevata nel tratto modello (80,8%, contro il 74,5% in TA_p). Lo stesso tratto dopo i lavori (TA_d) presenta attualmente i seguenti valori di H', J₁ e N₁: 1,33, 0,83 e 2,48; la percentuale della copertura vegetale è del 38%.

Dal confronto fra le fotografie aeree del 1965 e del 1998 la vegetazione delle sponde nel tratto modello appare sostanzialmente invariata, con formazioni compatte e continue. Ciò conferma l'ipotesi che negli

Tab. I. Tabella riassuntiva dei descrittori utilizzati.

TRATTI	P			R			I	AR	S	FV	INDICI		
	l. m. (m)	%	n/km	l. m. (m)	%	n/km					n/km	n/km	% F. R.
TM	126	71,1	5,63	51	28,9	5,63	0,51	1,02	1,53	80,8	1,28	0,80	3,59
TA_p	79	57,8	7,33	57	42,2	7,33	1,83	1,83	1,83	74,5	1,39	0,86	4,01
TA_d	136	49	3,67	124	51	3,67	-	1,83	1,83	38	1,33	0,83	2,48
TB	151	59,7	3,96	101	40,3	3,96	-	0,66	-	50,8	0,91	0,57	2,48
TA_p+TB	122	58,2	4,86	84	40,8	4,86	0,48	0,97	0,48	57,1	1,20	0,75	3,30

P = buca; R = raschio; I = isola; AR = affioramento roccioso; S = zona di sedimentazione; FV = fascia tampone riparia; l. m. = lunghezza media; % = lunghezza totale habitat sulla lunghezza del tratto, espressa in percentuale; n/km = frequenza al chilometro di un habitat; % F. R. = grado di copertura nella fascia di rispetto; H' = indice di Shannon-Wiener; J₁ = indice di Pielou; N₁ = numero di diversità di Hill.

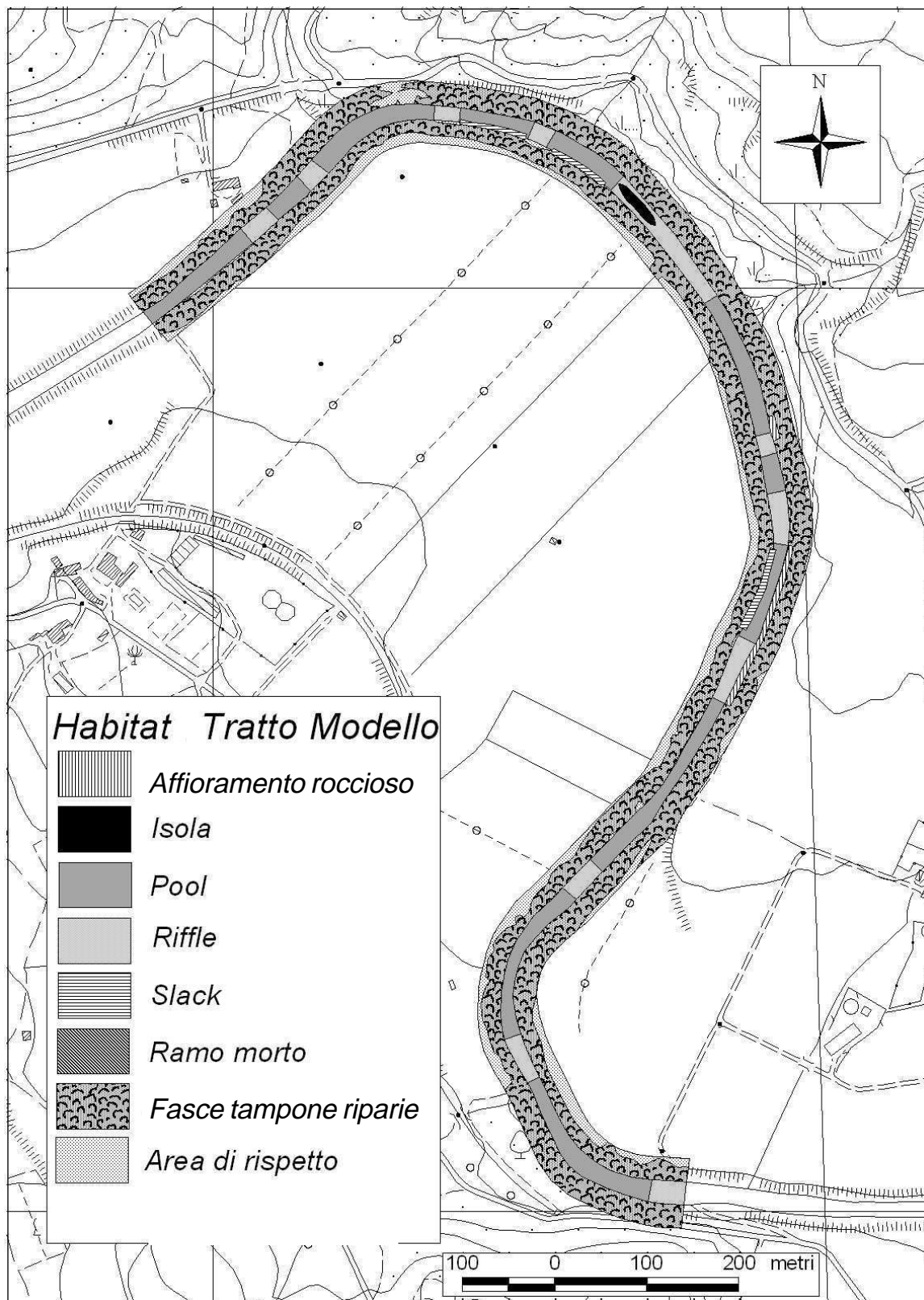


Fig. 1. Il tratto modello (TM), con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.

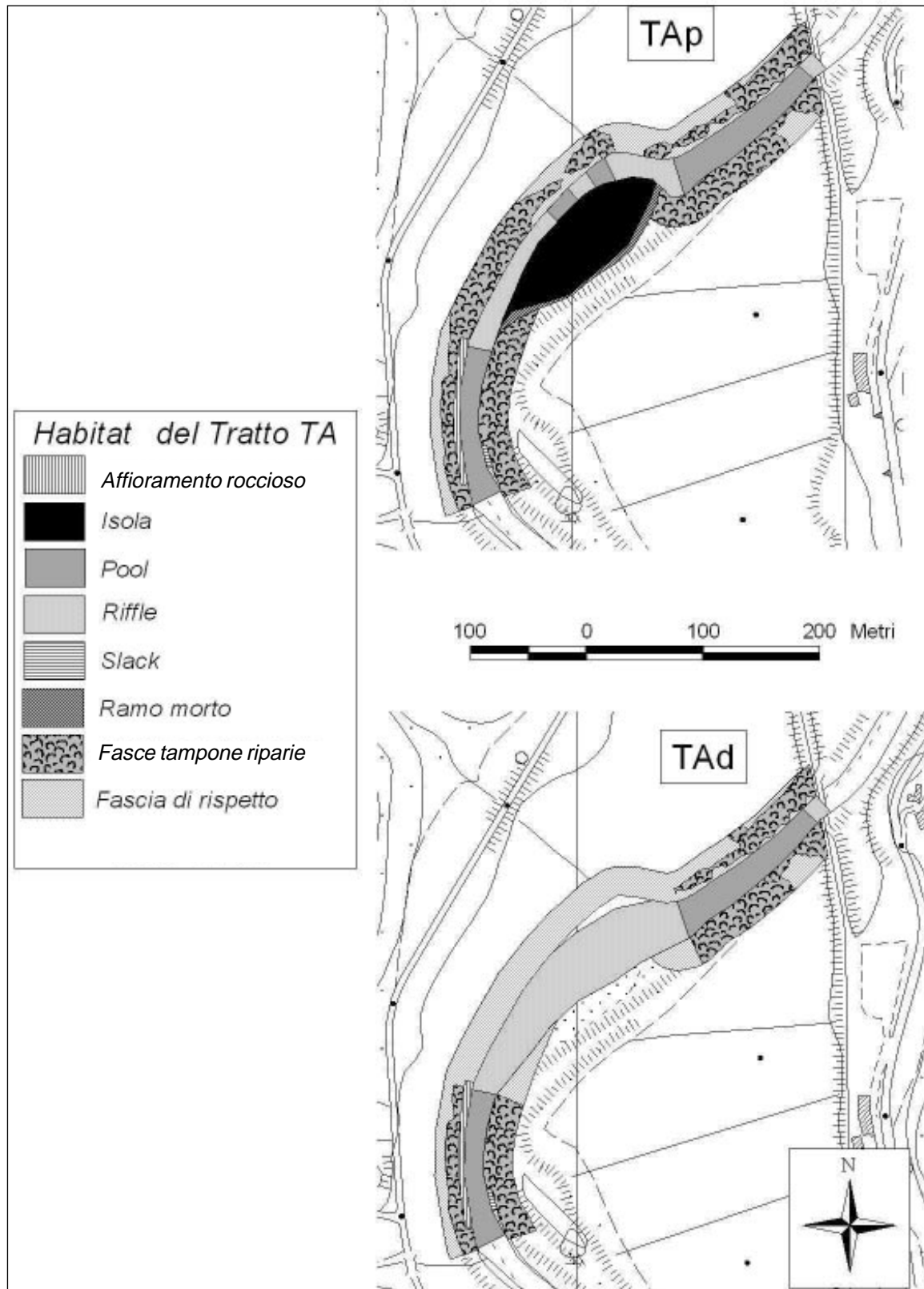


Fig. 2. Il tratto A (TA), prima (TAp) e dopo (TAd) i lavori, con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.

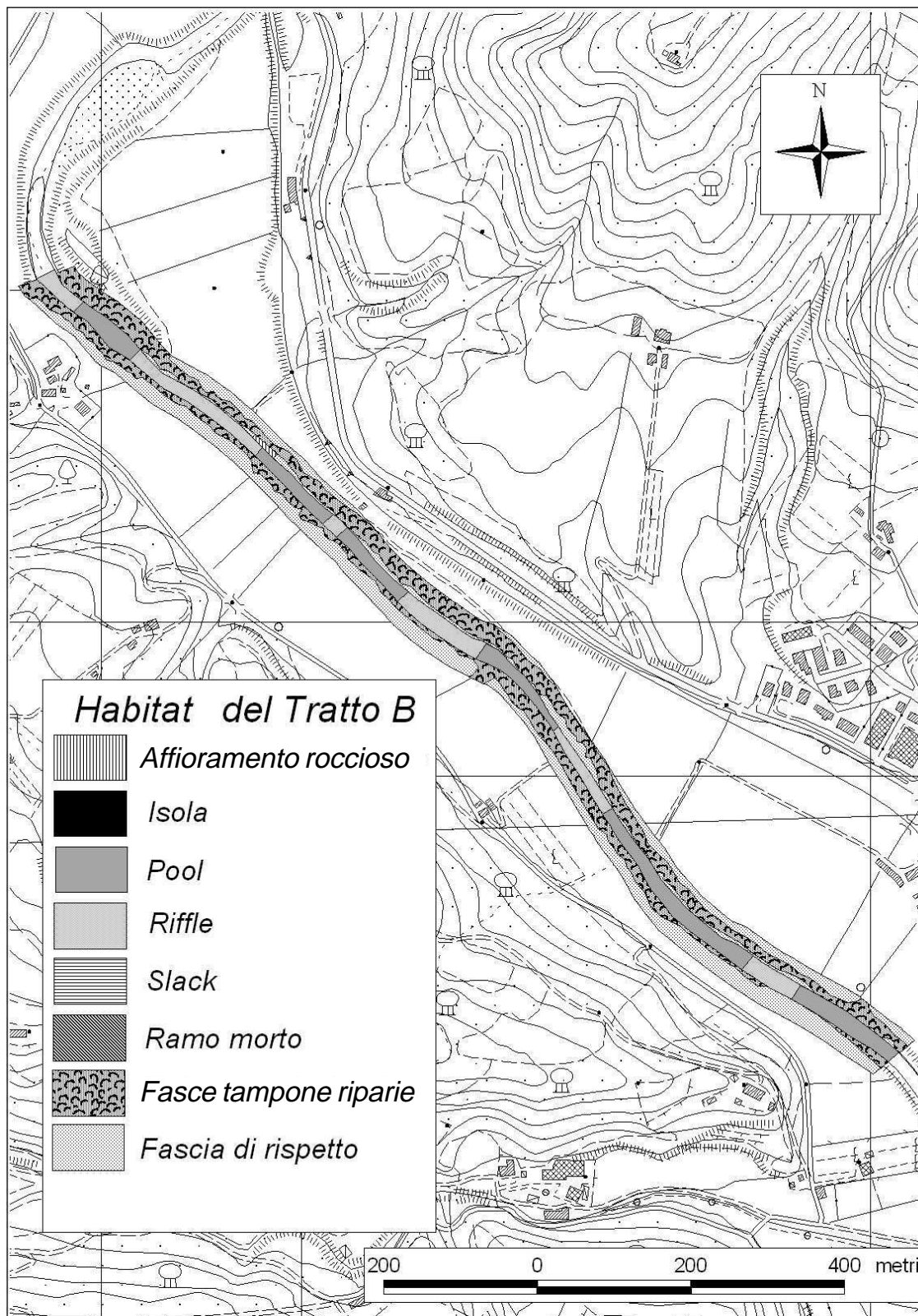


Fig. 3. Il tratto B (TB), con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.

ultimi trenta anni non siano stati eseguiti apprezzabili interventi sulla vegetazione riparia. Essa, infatti, è prevalentemente arborea, con piante di notevole sviluppo in altezza e diametro, tali da svolgere efficacemente le funzioni di ombreggiamento e termoregolazione delle acque, di filtro per i nutrienti e i sedimenti veicolati dalle acque di dilavamento dei versanti e di corridoio ecologico (TABACCHI *et al.*, 1998). Le specie prevalenti sono l'ontano nero (*Alnus glutinosa*), pioppi (*Populus spp.*), salici (*Salix spp.*) a portamento arboreo e arbustivo. In consociazione partecipano le querce, la *Robinia pseudacacia* e specie tipiche dell'ostrieto. Il tratto TA_p presentava una struttura della vegetazione sostanzialmente analoga.

Il tratto TB ha recentemente subito lavori di sistemazione che hanno interessato prevalentemente le sponde (realizzazione di scogliere rinverdate con salice) ma, parzialmente, anche l'alveo. Gli indici del tratto assumono i seguenti valori: $H' = 0,91$; $J_1 = 0,57$; $N_1 = 2,48$. La fascia tampone riparia, invece, si presenta molto ridotta (copertura pari a 50,8%) e con una struttura profondamente modificata: essendo sostanzialmente arbustiva con prevalenza dell'esotica *Robinia pseudacacia*, appare inadeguata a svolgere efficacemente il complesso di funzioni proprie, di norma, della vegetazione autoctona riparia. L'analisi dei due tratti congiunti TA_p+TB, assimilati ad un unico tratto, è mirata alla valutazione dell'importanza di tratti "naturalisti" con funzione "ammortizzante" (o cuscinetto) rispetto a tratti contigui alterati. I valori degli indici calcolati sono i seguenti: $H' = 1,20$; $J_1 = 0,75$; $N_1 = 3,30$.

Nel tratto TA_p gli indici erano superiori del 7 % rispetto al tratto modello (Fig. 4); TA_p presentava effettivamente una fisionomia peculiare definita, in particolare, da una grande isola vegetata responsabile della diversificazione degli habitat, a causa della formazione di una ravvicinata sequenza di raschi e buche e di un ramo morto di notevole valore ecologico. La fascia tampone riparia, nella struttura e nel grado di copertura, si presentava simile a TM. Per l'elevata qualità ambientale TA_p poteva essere assimilato ad un tratto modello. Il tratto TA_d ha mostrato complessivamente un leggero calo dei valori degli indici rispetto a TA_p, ma analizzando in particolar modo la porzione sistemata si osserva che l'indice di Shannon assume il valore 0 così come la percentuale di copertura vegetale. Infatti i circa 250 metri interessati dai lavori sono stati trasformati in unico lungo riffle con l'eliminazione totale della fascia perifluviale. Gli indici del tratto TB invece sono inferiori del 28,6 % rispetto al tratto modello e la copertura della vegetazione riparia è ridotta del 37% rispetto al valore rilevato su TM (Fig. 5). Tale diminuzione, insieme alla scompar-

sa di alcuni habitat, è da attribuire agli interventi in alveo che hanno omologato la morfologia dell'ambiente fluviale: ciò suggerisce l'opportunità di un ripristino ambientale in grado di riportare i valori degli indici prossimi a quelli di TM.

L'intero tratto TA_p+TB possedeva un maggior grado di diversità degli habitat, testimoniato da un aumento degli indici del 21,4 % rispetto al solo tratto TB, avvicinandosi a valori prossimi a quelli di TM. Ciò significa che, in termini di diversità, il contributo apportato da TA_p era significativo nonostante la sua limitata lunghezza.

CONCLUSIONI

L'approccio comparativo utilizzato si è rivelato proponibile come uno strumento pratico di supporto per una corretta gestione degli interventi in ambiti fluviali. Per mezzo di questa metodologia di indagine è possibile determinare le caratteristiche peculiari di una data tipologia fluviale, al fine di un loro utilizzo come modelli di riferimento.

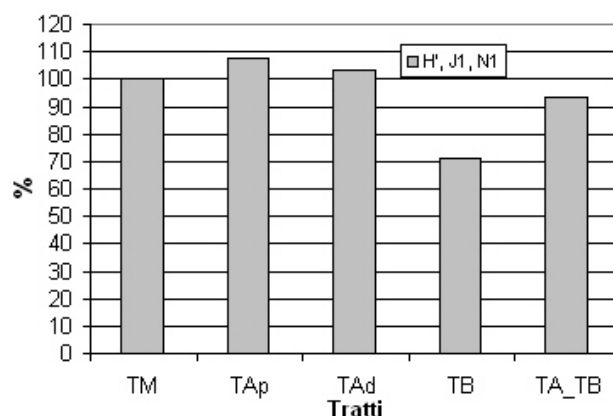


Fig. 4. Variazione percentuale degli indici rispetto a TM.

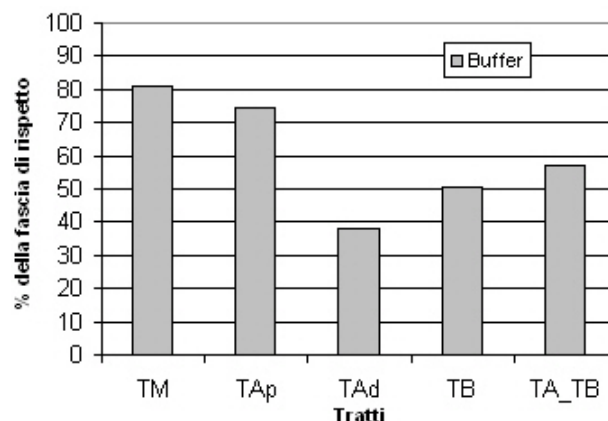


Fig. 5. Copertura della fascia tampone vegetata (buffer) nella fascia di rispetto.

I casi di applicabilità sono essenzialmente due: le sistemazioni idrauliche ed il ripristino ambientale. Nel primo caso, poiché le sistemazioni idrauliche possono abbassare anche notevolmente la diversità ambientale (vedi TA_a e TB), occorre valutare se e dove realmente si presenti la necessità della difesa idraulica, rispetto al mantenimento delle “condizioni naturali”. Nel caso sia indispensabile intervenire, è comunque opportuna l’adozione di tecniche che tengano conto degli habitat presenti nei tratti di riferimento –rilevabili in un tratto modello– sin dalla fase di progettazione. Nel secondo caso la valutazione dello stato di alterazione di un tratto –tramite comparazione con un tratto modello– fornisce un’indicazione per la progettazione degli interventi

mirata alla ricostituzione delle peculiarità perdute, da individuarsi, ad esempio, nell’aumento della frequenza di *riffle* e *pool*. Allo scopo esistono tecniche di riqualificazione fluviale già sperimentate e riconosciute in molti Paesi (COWX e WELCOMME, 1998).

Nei casi in cui la sicurezza idraulica sia l’obiettivo primario da raggiungere (es. tratti in ambiti urbani altamente modificati), diviene determinante salvaguardare o ripristinare tratti contigui con caratteristiche vicine a quelle del tratto modello che possano svolgere una funzione di “cuscinetto”, realizzando complessivamente un tratto con maggiore diversificazione degli habitat (si veda il confronto tra il tratto TB ed il tratto TA_p+TB).

Bibliografia

- BAILEY R. C., KENNEDY M. G., DERVISH M. Z., TAYLOR R. M., 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, **39**: 765-774.
- BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D., STRIBLING J. B. (eds.), 1997. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers (second edition)*. United States Environmental Protection Agency, pp. 5/8, 9/3-9/6.
- COWX I. G., WELCOMME R. L. (eds.), 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. FAO, Oxford, 260 pp.
- FISR WG, 2001. *Stream corridor restoration. Principles, processes and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISR WG: 15 federal agencies of the US government), pp. 8/89-8/90, 7/28 - 7/34.
- GILVEAR D. J., 1999. Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. *Geomorphology*, **31**: 229-245
- LENZI M. A., D’AGOSTINO V., SONDA D., 2000. *Ricostruzione morfologica e recupero ambientale dei torrenti*. Editoriale Bios, Cosenza, 208 pp.
- MADDOCK I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, **41**: 373-391.
- MONTGOMERY D. R., BUFFINGTON R., 1997. Channel reach morphology in mountain drainage basins. *GSA Bulletin*, **109**: 596-611.
- NARUMALANI S., YINGCHUN Z., JENSEN J. R. 1997. Application of remote sensing and geographic information system to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany*, **58**: 393-409.
- ODUM E. P., 1973. *Principi di ecologia*. Piccin, Padova, 584 pp.
- TABACCHI E., CORRELL D. L., HAUER R., PINAY G., PLANTY-TABACCHI A. M., VISMAR R., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, **40**: 497-516.
- US DEP. OF AGRICULTURE, 1998. *Cheaspeak Bay riparian handbook: a guide for maintaining and establishing riparian forest buffers*. United States Department of Agriculture, Forest Service Northeastern Area State & Private Forestry, Natural Resources Conservation Service, Cooperative State Research, Education, and Extension Service, pp. 6/1-6/15 e Appendix 1.
- WADESON R. A., ROWENTREE K. M., 1998. Application of the hydraulic biotope concept to the classification of instream habitats. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **1**: 143-157.
- WARD J. V., TOCKNER K., ARSCOTT D. B., CLARET C., 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, **47**: 517-539.

Messa a punto e funzionamento di un sistema di monitoraggio biologico per il controllo in continuo delle acque potabili

Paolo Melotti¹, Alessandra Roncarati^{2*}, Andrea Dees², Fernando Gelli³

1 Centro Interdipartimentale di Ricerca sulle Tecnologie e l'Igiene degli Allevamenti Intensivi delle Piccole Specie. Università di Bologna. Via San Giacomo 9 – 40126 Bologna.

2 Centro Universitario di Ricerca e Didattica in Acquacoltura e Maricoltura. Università degli Studi di Camerino. Viale Europa 6 – 63039 San Benedetto del Tronto (AP).

3 ARPA Emilia Romagna, Sezione di Ferrara. Corso Giovecca – Ferrara.

* referente per la corrispondenza (Fax 0735 7897409; alessandra.roncarati@unicam.it)

Pervenuto il 15.1.2003; Accettato il 1.8.2003

Riassunto

Viene descritto il funzionamento di due sistemi di monitoraggio biologico messi a punto al fine di un controllo in continuo sia delle acque grezze in entrata che di quelle parzialmente trattate negli impianti di potabilizzazione. L'impiego iniziale di due vasche di forma conica dotate di dispositivi di allarme azionati elettricamente e la successiva puntualizzazione di un modulo, sorvegliato da telecamere fisse posizionate di fronte e lateralmente alle vasche test, ha consentito di ottimizzare il sistema mediante il controllo a distanza, attraverso monitor, del comportamento dei pesci. Le specie ittiche saggiate sono state la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*), la trota fario (*Salmo trutta morpha fario*), il carassio (*Carassius carassius*), l'alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*). Quest'ultima specie è risultata particolarmente indicata negli impianti riforniti con acque superficiali caratterizzate da un'elevata torbidità.

PAROLE CHIAVE: acque potabili / sorveglianza tossicologica in continuo / dispositivi di allarme / pesci in sistemi d'allerta

Abstract

Optimization and use of an early biological warning system for the continuously monitoring of drinking water

Two early biological warning systems were described with particular regard to their working and optimization. At different times, a continuously monitoring of inflow and treated waters in a drinking water plant was studied and tested. The use of conical tanks equipped with a warning system electrically activate and the subsequent definition of a new module controlled by cameras placed in front and laterally of the test tanks, allowed oversee the fish behavior at distance by monitor. The systems are tested with different fish species: rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), brown trout (*Salmo trutta morpha fario*), crucian carp (*Carassius carassius*), bleak (*Alburnus alburnus alborella*) and *Pseudorasbora parva*. This last species was particularly suitable in the safe-guard of waters with high degrees of turbidity.

KEY WORDS: drinking water / continuous toxicological control / alarm disposals / fish species as sentinel

INTRODUZIONE

La potabilità di un'acqua destinata al consumo umano è vincolata alla rispondenza di 62 parametri di qualità previsti dal DPR n. 236/88, ma il loro monitoraggio in continuo risulta impossibile. Alcuni parametri, infatti, non figurano come singolo composto, ma come gruppo e pertanto, prima della determinazione, occorre preliminarmente procedere alla loro identifica-

zione (HAMILTON, 1976). Altri parametri, inoltre, richiedono tempi di preparazione del campione e di analisi non compatibili con il monitoraggio in continuo. Come osservato da SHAW e CHADWICK (1998), la legge, peraltro, non prevede controlli di questo tipo, bensì un certo numero di analisi puntiformi distribuite nel corso dell'anno con una frequenza correlata al numero

di abitanti serviti da quella rete idrica.

È il caso di sottolineare come l'enorme varietà degli inquinanti potenziali delle acque superficiali rende questo tipo di approvvigionamento particolarmente vulnerabile (HUNN, 1989). In tale situazione la difesa più indicata è rappresentata dal monitoraggio biologico che, fornendo una risposta in tempo reale e non essendo specifico per un determinato gruppo di sostanze, risulta proprio per questo maggiormente affidabile (KLEMM *et al.*, 1994; RAND, 1995).

A livello internazionale, sono stati proposti i più disparati sistemi di biomonitoraggio (CAIRNS e GRUBER, 1980; BALDWIN, 1990; KRAMER e BOTTERWEG, 1991; BALCH e EVANS, 1999); quelli che considerano i pesci come indicatori si basano principalmente sull'osservazione di cambiamenti comportamentali (VAN HOOFF, 1980), fisiologici (SCHLENK, 2001) e di reotassi (SHARF, 1979).

Nel gennaio 1991, a seguito dello scoppio della "Guerra del Golfo", al fine di evitare il più prontamente possibile le gravi conseguenze di eventuali attacchi terroristici verso bersagli di importanza strategica, quali le riserve idropotabili, si è intrapreso lo studio di un dispositivo di monitoraggio biologico in continuo dell'acqua erogata in un impianto di potabilizzazione a servizio della popolazione di una grande città del Nord Italia: tale studio era motivato dalla consapevolezza che nessun sistema di tipo chimico era in grado di rilevare tutte le possibili cause di un inquinamento acuto, potenzialmente tossico per l'uomo.

Il rischio di attacchi terroristici si è ripresentato in modo più eclatante in seguito agli eventi accaduti negli USA l'11 settembre 2001. Ciò ha indotto il gruppo di ricerca che aveva già operato nel 1991 a riprendere con la massima urgenza le proprie sperimentazioni, al fine di proporre un sistema di monitoraggio biologico che, alla luce delle più recenti acquisizioni tecnologiche, fosse in grado di monitorare in continuo sia le acque grezze in entrata negli impianti di potabilizzazione che quelle parzialmente trattate.

Il presente lavoro ha avuto inoltre la finalità di individuare la specie ittica più idonea ad essere impiegata in questo sistema di monitoraggio biologico, in relazione alla sensibilità ai molteplici composti tossici che potrebbero venire immessi, ma al tempo stesso dotata di tolleranza nei confronti dei composti utilizzati nelle fasi di pretrattamento delle acque in fase di potabilizzazione.

MATERIALI E METODI

Dispositivo di monitoraggio messo a punto nel biennio 1991-'92

Nel 1991-92 è stato messo a punto un dispositivo di monitoraggio il cui avviamento venne notevolmente

accelerato dalla necessità pressante ed improrogabile di disporre in tempi brevi di un sistema capace di sventare ipotetiche incursioni, legate allo svolgimento del conflitto. Non essendo disponibili sul mercato moduli aventi caratteristiche corrispondenti alle esigenze della ricerca, si dovette procedere per tentativi sino alla realizzazione di vasche a forma di imbuto in grado di soddisfare le esigenze sperimentali.

Il principio di funzionamento del dispositivo di monitoraggio automatico partiva dal presupposto che, dopo la morte, il pesce scende sul fondo o sale in superficie; fu pertanto prevista una fotocellula in corrispondenza degli scarichi di superficie e di fondo, per rilevarne la presenza, allertando il sistema di allarme (Fig. 1).

Relativamente alle specie ittiche, in questo primo ciclo di prove, quali organismi saggio della tossicità dell'acqua, furono prescelte due specie ittiche: il carassio (*Carassius carassius*) e l'alborella (*Alburnus alburnus alborella*).

I pesci presenti nella vasca test, in numero di 10, erano mantenuti a digiuno per tutta la settimana di permanenza, al termine della quale venivano sostituiti da altri prelevati da una delle due vasche di stabulazione, dove venivano regolarmente alimentati e mantenuti sotto osservazione per un mese.

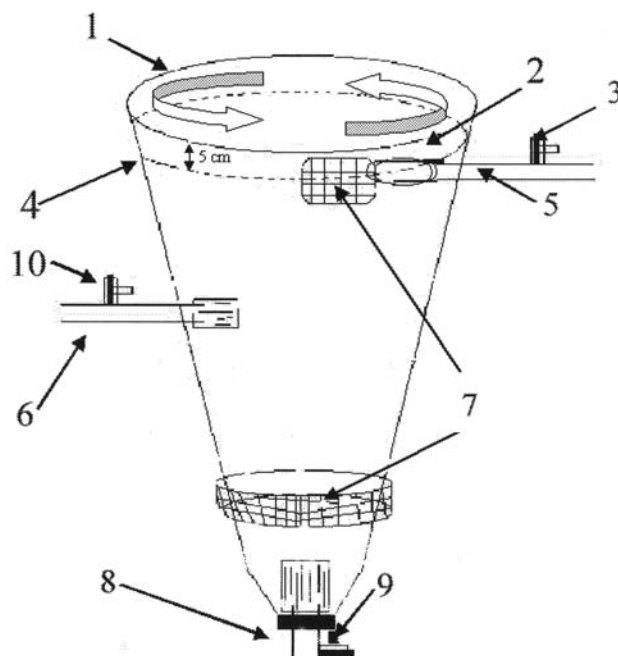


Fig. 1. Modello di vasca test impiegata per il monitoraggio automatico nel 1991: 1) orientamento del flusso d'acqua; 2) contaimpulsore; 3) flussimetro; 4) livello dell'acqua; 5) scarico acqua di superficie (3 L/min); 6) ingresso acqua (4 L/min); 7) conduttore (dissuasore elettrico); 8) scarico di fondo (1 L/min); 9) flussimetro; 10) flussimetro.

Dispositivo di monitoraggio messo a punto nel 2001

Nel corso del 2001 sono stati messi a punto due moduli di monitoraggio uguali fra loro, di cui uno operante con le acque grezze in ingresso all'impianto di potabilizzazione e l'altro con le acque pretrattate.

Ogni modulo era costituito da: 1) due vasche test di forma parallelepipedica, con pareti e fondo in vetro, della capacità di 110 L (cm 83 x 35 x 38 di profondità) e ricambio idrico pari a 3 L/min; 2) una vasca di stabulazione per i pesci prima del loro impiego, della capacità di 280 L (cm 123,5 x 48 x 47,5) e 3) una identica vasca di recupero dei soggetti in uscita dalle vasche test; nei moduli di recupero i pesci permangono per un periodo variabile da 15 a 30 giorni secondo la specie. L'illuminazione era garantita da lampade fluorescenti in grado di simulare il passaggio tra giorno e notte, rispettivamente di 14 h e 1200 lux e 10 h e 300 lux.

Un impianto di monitoraggio costituito da due telecamere fisse posizionate di fronte e lateralmente alle vasche test rilevava in continuo il comportamento dei pesci, osservabile a distanza da un operatore su alcuni monitor (Fig. 2).

L'adozione di un oscilloscopio, in grado di misurare l'attività di ventilazione dei pesci, consentiva di allertare l'operatore quando il comportamento degli animali non rientrava negli standard prestabiliti (frequenza respiratoria compresa tra 0,01 e 0,8 Hz). Inoltre, ad intervalli prestabiliti (15 minuti), l'operatore doveva comunque premere un pulsante a riprova che lo stesso avesse controllato il monitor.

I pesci utilizzati nello svolgimento dei test condotti nel 2001 sono stati la trota iridea, la trota fario e il Ciprinide pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*); le prime due avevano lunghezza compresa tra 7 e 15 cm, mentre il Ciprinide aveva una taglia di 3-6 cm.

Per quanto riguarda il numero di pesci presenti in ogni vasca test, questo è stato stabilito in 10 esemplari per le trote e 100 soggetti per la pseudorasbora. Le prime due specie permanevano nelle vasche di monitoraggio, dove non ricevevano alimento, per 15 giorni, mentre il Ciprinide veniva sostituito ogni settimana. I pesci in uscita dalle vasche test, rimpiazzati da soggetti provenienti dalle vasche di stabulazione, venivano trasferiti nelle vasche di recupero dove erano normalmente alimentati.

I sistemi di monitoraggio già presenti presso l'impianto di potabilizzazione mantenevano costantemente sotto controllo i principali parametri fisico-chimici (temperatura, pH, conducibilità elettrica, torbidità, ossigeno disciolto, potenziale redox), sia nelle vasche test approvvigionate con le acque grezze in ingresso che in quelle pretrattate.

Sugli animali deceduti nelle vasche test ed in quelle

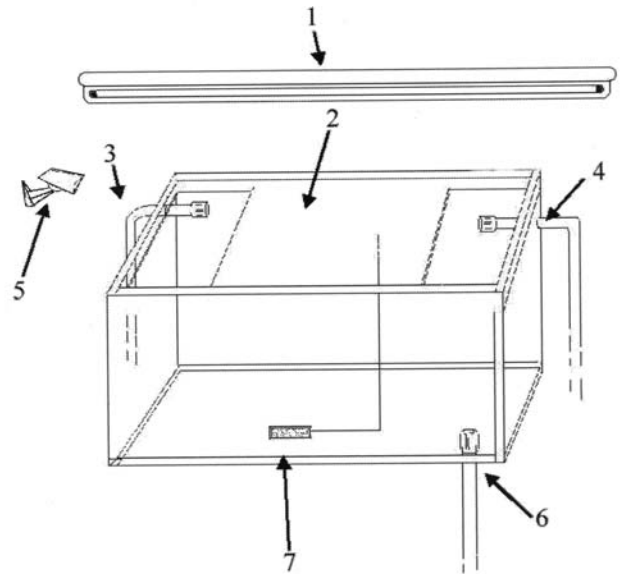


Fig. 2. Modello di vasca test messa a punto nel 2001: 1) lampada fluorescente per l'illuminazione con timer per giorno (14 ore, 1200 lux) e notte (10 ore, 300 lux); 2) copertura scorrevole in vetro; 3) ingresso acqua; 4) scarico di superficie con funzione di troppo pieno; 5) telecamera a fuoco fisso per riprese diurne e notturne; 6) scarico di fondo per la pulizia delle vasche; 7) diffusore poroso d'aria.

di stabulazione sono state condotte analisi finalizzate ad individuare le cause di morte.

RISULTATI

Dispositivo di monitoraggio messo a punto nel biennio 1991-'92

Dopo una serie di prove, che richiesero la realizzazione di vari tipi di vasche di forma parallelepipedica e piramidale nonché la messa a punto dei necessari collegamenti elettrici ed idraulici, fu predisposto un nuovo tipo di vasca test, caratterizzato dalla forma conica, più rispondente ai requisiti richiesti. In tale dispositivo, infatti, la velocità della corrente con flusso circolare tangenziale alle pareti poteva essere opportunamente regolata da una valvola di immissione posta nella parte superiore della vasca.

L'adozione della forma conica nella vasca test è risultata determinante per la corretta gestione del modulo impiantistico; la presenza di un flussimetro, a valle di entrambi gli scarichi, ha fornito una valida garanzia poiché ogni diminuzione di portata segnalava prontamente –con un allarme– l'ostruzione parziale degli scarichi causata da un pesce morto.

Allo scopo di indirizzare il pesce morto verso lo scarico di superficie, si tentò di creare una corsia preferenziale, ottenuta posizionando in superficie un cono rovesciato, sospeso in posizione eccentrica.

Tuttavia, il modello dovette essere ulteriormente perfezionato, in quanto si erano evidenziate numerose incursioni di pesci vivi nei pressi delle fotocellule, nonostante l'elemento di disturbo indotto dalla velocità di flusso più elevata in tali zone.

Nel tentativo di eliminare questo inconveniente si fece ricorso all'installazione di una sorgente luminosa ad alta intensità in corrispondenza degli scarichi oscurando la zona intermedia. Tuttavia anche questa brusca variazione di luminosità non diede il risultato sperato.

Analogamente, l'immissione di aria compressa in corrispondenza di ciascun scarico non riuscì ad allontanare i pesci. Le incursioni vennero facilmente registrate a seguito dell'installazione di due contaimpulsori, uno in grado di cogliere le incursioni di brevissima durata da parte dei pesci vivi e l'altro le permanenze superiori a 6 secondi, dovute alla presenza di pesce morto.

Poiché l'intrusione di pesci vivi nelle aree contigue agli scarichi di superficie e di fondo avveniva con notevole frequenza fu necessario mettere a punto un ulteriore e più efficace elemento di dissuasione. Considerando l'elevata sensibilità dei pesci nei confronti dei campi elettrici, furono installati elettrodi alimentati da corrente alternata, in grado di impedire l'accesso nelle aree situate in prossimità dei dispositivi di rilevamento. Il campo elettrico, del tutto innocuo, veniva creato da un oscillatore alimentato con corrente a bassa tensione, in grado di generare impulsi negativi di 80 Volt con una frequenza regolabile da 5 a 25 Hz (Fig. 1).

Il dispositivo di monitoraggio, costituito da due vasche test coniche impiegate in parallelo e da due vasche di stabulazione dei pesci, fu installato presso la condotta di alimentazione, dalla quale attingeva acqua attraverso una piccola derivazione posta a monte dell'impianto di clorazione.

Ciascuna vasca test era dotata di uno scarico di fondo e di uno scarico di superficie; ogni scarico era dotato di fotocellula e di due contaimpulsori, uno per incursioni momentanee e l'altro per incursioni superiori a 6 secondi. Le vasche test avevano una capacità di 76 litri, con un ricambio idrico, regolato da un flussimetro, di 4 L/min suddiviso nei due scarichi di superficie e di fondo, rispettivamente di 3 L/min e di 1 L/min, anch'essi provvisti di flussimetri.

Il dispositivo poteva essere allertato sia su segnalazione delle fotocellule presenti in entrambe le aree prossime agli scarichi sia da una diminuzione di flusso, opportunamente segnalato da due flussimetri collocati a valle degli scarichi, dovuta all'ostruzione meccanica indotta dalla presenza di un eventuale pesce deceduto.

Analogamente, contatori di impulsi erano a loro volta in grado di segnalare e/o confermare la presenza

di un soggetto in prossimità di uno scarico. Il modello ha fornito risultati incoraggianti: i pesci narcotizzati sperimentalmente venivano trascinati sul fondo ed attirati verso lo scarico, attivando la fotocellula presente sul fondo del cono. Quelli che venivano a galla, grazie ad una certa accelerazione impressa dalla corrente superficiale, venivano trascinati verso lo scarico di superficie, anch'esso dotato di una propria fotocellula.

Si è potuto inoltre stabilire, saggiando frequenze variabili da 5 a 25 Hz applicate a due elettrodi antistanti agli scarichi, che la frequenza ottimale doveva essere superiore a 20 Hz, in quanto valori più bassi inducevano piccole contrazioni nei pesci senza allontanarli dall'area.

Dispositivo di monitoraggio messo a punto nel 2001

Nel 2001, la disponibilità di un controllo ininterrotto attraverso monitor e telecamere fisse nell'arco delle 24 ore ha notevolmente semplificato la scelta della vasca da impiegare poiché normali acquari di forma parallelepipedica sono risultati perfettamente idonei alla stabulazione degli organismi saggio.

Dalla tabella I, che riporta i valori medi dei parametri rilevati nelle acque nel corso del 2001, può evincersi l'elevata correlazione esistente tra torbidità e mortalità nelle vasche approvvigionate con acque grezze. In queste, infatti, la torbidità ha raggiunto valori tali da compromettere la vita di entrambe le specie di trote saggiate, mentre nelle acque pretrattate i Ciprinidi non hanno fatto rilevare mortalità importanti se non attribuibili a fattori ambientali quali la bassissima temperatura delle acque registrata nel mese di gennaio.

Per quanto riguarda i Salmonidi, i decessi in termini percentuali, maggiori rispetto ai Ciprinidi, erano dovuti all'elevata presenza di materiale in sospensione ed ai suoi effetti nei confronti delle lamelle branchiali, con conseguente riduzione dell'efficienza respiratoria.

Grazie alla possibilità di osservare gli animali a distanza, oltre alle mortalità già ricordate sono stati presi in considerazione anche comportamenti palesemente anomali da parte di tutti i pesci presenti nelle vasche test.

DISCUSSIONE

La protezione, fornita dai dispositivi di monitoraggio biologico messi a punto, si basava sull'immediata sospensione dell'impiego delle acque in ingresso all'impianto di potabilizzazione, qualora il numero di decessi nelle vasche test avesse superato il valore prestabilito.

Quantunque l'impianto di monitoraggio sperimentato nel 1991-92 avesse dimostrato di possedere ottime doti di affidabilità, la possibilità di disporre di un controllo visivo sull'arco delle 24 ore ha indotto il gruppo di ricerca a focalizzare il proprio interesse verso il

Tab. I. Parametri fisico-chimici relativi al mese di gennaio 2001 (media settimanale \pm deviazione standard) rilevati nelle vasche test approvvigionate con acque grezze e acque pretrattate dell'impianto di potabilizzazione e mortalità riscontrata nelle tre specie ittiche saggiate.

Giorni	Temp. °C	pH pH	Cond. el. μ S/cm	Torbidità mg/L	Ossigeno mg/L	Pot. redox mV	Mortalità %		
							PS*	TF*	TI*
Acque grezze									
1-7	1,1 \pm 0,3	8,19 \pm 0,2	834 \pm 53	8,35 \pm 3	12,35 \pm 1	405 \pm 5	1	100	100
8-15	2,3 \pm 0,5	8,20 \pm 0,3	798 \pm 72	19,45 \pm 4	11,90 \pm 2	412 \pm 7	2	-	-
16-22	3,4 \pm 0,1	8,19 \pm 0,5	750 \pm 41	120,88 \pm 62	10,33 \pm 1	402 \pm 13	3	100	100
23-30	3,6 \pm 0,4	8,18 \pm 0,1	632 \pm 39	87,64 \pm 24	12,56 \pm 1	435 \pm 4	1	-	-
Acque pretrattate									
1-7	0,3 \pm 0,2	7,82 \pm 0,2	721 \pm 32	0,035 \pm 0,002	12,58 \pm 2	762 \pm 3	0	10	10
8-15	1,0 \pm 0,4	7,91 \pm 0,3	743 \pm 21	0,031 \pm 0,001	12,26 \pm 1	778 \pm 4	2	33	22
16-22	1,3 \pm 0,3	7,88 \pm 0,2	734 \pm 12	0,029 \pm 0,001	12,35 \pm 1	783 \pm 6	3	40	50
23-30	2,2 \pm 0,4	7,78 \pm 0,1	712 \pm 8	0,025 \pm 0,003	12,03 \pm 1,4	761 \pm 9	2	80	75

* PS= pseudorasbora; TF= trota fario; TI= trota iridea

N. iniziale pesci: pseudorasbora = 100 soggetti, sostituiti ogni 7 giorni; trota fario e trota iridea = 10 soggetti/specie, immessi ogni 15 giorni.

dispositivo di monitoraggio più semplice realizzato nel 2001.

I due dispositivi messi a punto nel 1991 e 2001 si differenziano notevolmente dal punto di vista del funzionamento e sono in grado di soddisfare esigenze diverse. Il primo appare più adatto a piccoli impianti di potabilizzazione, privi di monitoraggio visivo, mentre nei grandi impianti la disponibilità di operatori presenti in sala controllo 24 ore su 24 consente l'utilizzo del monitoraggio visivo continuo, attraverso opportuni monitor collegati a telecamere. A ciò si aggiunge, come ricordato, la disponibilità di un dispositivo in grado di allertare l'operatore anche quando viene rilevato un comportamento anomalo dei pesci riconducibile al controllo della frequenza respiratoria.

L'adozione dei Ciprinidi quali organismi saggio è stata giustificata da fenomeni di alta torbidità ai quali il corso idrico di alimentazione, a regime torrentizio, andava incontro periodicamente. Nell'ambito di questa

famiglia la scelta della pseudorasbora, piccolo Ciprinide di origine asiatica ormai diffuso in tutto il continente europeo, è risultata ottimale per la facile reperibilità e le doti di rusticità, che ne consentono la vita anche in acque estremamente torbide.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro rappresenta un primo approccio verso la standardizzazione di un sistema di monitoraggio delle acque sottoposte ad un controllo in continuo mediante l'utilizzo di organismi acquatici in impianti per la potabilizzazione.

Questo filone di ricerca affronta alcuni aspetti considerati nella normativa vigente in materia di monitoraggio delle acque (D.Lgs. 152/99 e D.Lgs. 258/00). Il metodo messo a punto nel 2001, grazie alle innovazioni tecnologiche adottate, risulta di facile realizzazione e consente un controllo ininterrotto dei pesci test anche da postazioni situate a decine di chilometri di distanza dalle vasche di monitoraggio.

Bibliografia

- BALCH G.C., EVANS R.D., 1999. A recirculating flow-through system for toxicity testing with stream-dwelling aquatic benthic invertebrates. *Aquatic Toxicology*, **45**: 241-251.
- BALDWIN I.G., 1990. *Review of fish monitors and other whole organisms monitoring systems*. Water Research Centre Publication UM 1109, Medmenham, U.K., 62 pp.
- CAIRNS J., GRUBER D., 1980. A comparison of methods and instrumentation of biological early warning systems. *Water Resources Bulletin*, **16**: 261-266.
- HAMILTON R.D., 1976. Aquatic environmental quality: toxicology. *J. Fish. Res. Board Can.*, **33**: 2671-2688.
- HUNN J.B., 1989. History of acute toxicity tests with fish, 1863-

1987. In: Fish & Wildlife Service (ed.), *Investigation and Fish Control*. National Fisheries Research Center, LaCrosse, Wisconsin: 1-10.
- KLEMM D.J., MORRISON G.E., NORBERG-RING J.J., PELTIER W.H., M.A. HEBER, 1994. *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms*. EPA-600/4-91/003, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 115 pp.
- KRAMER K.J.M., BOTTERWEG J., 1991. Aquatic biological early warning systems: an overview. In: Jeffrey D.W, Madden B. (eds.), *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press Limited, New York: 95-126.
- RAND G., 1995. *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment*. Taylor & Francis, Londra, 245 pp.
- SCHLENK D., 2001. General mechanisms of toxicity. In: Schlenk D., Benson W.H. (eds.), *Target organ toxicity in marine and freshwater teleosts*. Taylor & Francis, Londra, 224 pp.
- SHARF B.W., 1979. A fish test alarm device for the continual recording of acute toxic substances in water. *Archive für Hydrobiologie*, **85**: 250-256.
- SHAW I.C., CHADWICK J., 1998. *Principles of environmental toxicology*. Taylor & Francis, Londra, 285 pp.
- VAN HOOFF F., 1980. Evaluation of an automatic system for detection of toxic substances in surface water using trout. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **25**: 221-225.

Vitalità e caratterizzazione chimico-fisica dei pollini come indicatori di inquinamento atmosferico

Elena Gottardini^{1*}, Paolo Lazzeri², Giancarlo Pepponi³, Fabiana Cristofolini¹, Eva Carli²

¹ Istituto Agrario di San Michele all'Adige, via Mach, 2 - 38010 San Michele all'Adige, Trento, Italia

² Istituto Trentino di Cultura - Centro per la Ricerca Scientifica e Tecnologica, via Sommarive, 18, 38050 Povo, Trento, Italia

³ Atominstytut der Österreichischen Universitäten, Stadionallee 2, 1020 Vienna, Austria

* referente per la corrispondenza (Fax 0461 650956; elena.gottardini@mail.ismaa.it)

Pervenuto il 6.11.2002, accettato il 16.5.2003

Riassunto

Nel 2002 sono state effettuate analisi chimico-fisiche e biologiche su pollini di *Corylus avellana*, *Betula pendula* e *Pinus nigra* per verificare la possibilità di utilizzare il polline come bioindicatore nella stima degli effetti dell'inquinamento atmosferico. I campioni sono stati prelevati da due stazioni inquinate e da due di controllo, scelte sulla base dell'esito di uno studio preliminare basato sulla biodiversità dei licheni epifiti come bioindicatore. La vitalità dei pollini è stata valutata trattandoli con 2,3,5 trifenil-tetrazolio-cloruro (TTC) e diacetato di fluoresceina (FDA) mentre, per rivelare e quantificare specie chimiche elementari, sono state effettuate misure di spettrometria di massa (ToF-SIMS) e di fluorescenza X indotta in riflessione totale (TXRF). I risultati hanno mostrato una buona concordanza tra attività biologica del polline di *C. avellana* e *P. nigra* e ambiente di provenienza, evidenziando valori di vitalità più elevati nelle stazioni di controllo rispetto a quelle alterate. I campioni provenienti dai siti inquinati sono inoltre risultati caratterizzati da un contenuto anomalo di sodio –spesso presente a livelli molto elevati in singoli granuli del campione considerato– e di alluminio. Il polline di *B. pendula* sembra invece essere poco adatto a rappresentare la situazione ambientale nella quale si è sviluppato.

PAROLE CHIAVE: bioindicatori / inquinamento atmosferico / polline / analisi ToF-SIMS / analisi TXRF / vitalità

Abstract

Viability and chemico-physical characterisation of pollen as indicators of atmospheric pollution

Chemical and biological characterisation of *Corylus avellana*, *Betula pendula* and *Pinus nigra* pollen samples was carried out to evaluate the use of pollen as a bioindicator of the effects of atmospheric pollution. In this study attention was focused on two sites, representing a polluted and a control site respectively. Site selection was based on the results of a preliminary study of the biodiversity of epiphytic lichens as bioindicator. Part of the pollen samples were treated with TTC (2,3,5 Tryphenil-Tetrazolium-Chloride) staining solution and FDA (Fluorescein Diacetate) solution and subsequently analysed to estimate viability. In addition, using untreated samples, Secondary Ion Mass Spectrometry (ToF-SIMS) and Total Reflection X-Ray Fluorescence (TXRF) were employed to evaluate the chemical composition of the pollen. The results showed that pollen viability is clearly affected by environmental factors. In fact, the pollen of *C. avellana* and *P. nigra* from the control site exhibited higher viability compared to the pollen from the polluted site. For the pollen of the same taxa, samples from the polluted site showed an anomalous content of Al, Cu and Na. Moreover, there was a large variation of sodium among pollen grains. Pollen of *B. pendula* seemed inadequate as bioindicator, mainly because of contamination by many extraneous particles.

KEY WORDS: bioindicators / atmospheric pollution / pollen / ToF-SIMS / TXRF / viability

INTRODUZIONE

La presenza nell'aria di uno o più contaminanti e i loro effetti sinergici, possono causare un danno agli esseri umani, agli animali e alle piante, nonché il deterioramento di materiali, manufatti e opere d'arte. La valutazione dell'inquinamento atmosferico viene solitamente effettuata attraverso l'analisi delle concentrazioni di determinate sostanze presenti nell'aria; questo approccio non consente tuttavia di valutare l'impatto sull'ambiente e, in particolare, sulla componente biologica. A tale scopo risultano utili tecniche di biomonitoraggio che saggiano gli effetti dell'inquinamento su particolari organismi (LOPPI *et al.*, 1996; CISLAGHI e NIMIS, 1997; NIMIS, 1999; LOPPI *et al.*, 2002; BARGAGLI *et al.*, 1997; LORENZINI, 1999; PORRINI, 1999; CASTELLO *et al.*, 1999). La possibilità di ottenere indicazioni sugli effetti degli inquinanti atmosferici attraverso misure dell'attività biologica del polline è stata ipotizzata da molti autori (WOLTERS e MARTENS, 1987; BELLANI *et al.*, 1988; COMTOIS e SCHEMENAUER, 1991; COMTOIS e PERFETTO, 1996; KRISTEN, 1997; IANNOTTI *et al.*, 2000; ONORARI *et al.*, 2000). I granuli pollinici sono organismi fragili che interagiscono costantemente con l'ambiente attraverso le loro aperture. Il polline maturo, pronto per essere rilasciato dalla pianta, è disidratato e di conseguenza altamente igroscopico, cosicché può assorbire l'umidità dell'atmosfera; se questa contiene inquinanti, il polline, assorbendo l'acqua, entra in contatto con tali sostanze che possono influenzare la sua vitalità (COMTOIS, 1994), ovvero la sua capacità di completare gli eventi post-pollinazione e di compiere la fecondazione (SHIVANNA e RANGASWAMY, 1992). La vitalità del polline può essere perciò ritenuta un indice attendibile delle condizioni ambientali. Polline di *Pinus pinea* proveniente da un'area urbana a elevato inquinamento atmosferico ha mostrato una riduzione nella germinabilità e un minor sviluppo del tubetto pollinico, oltre ad anomalie morfologiche, rispetto a polline raccolto in una zona non inquinata (CELA RENZONI *et al.*, 1990). L'inibizione della crescita del tubetto pollinico da parte di inquinanti atmosferici è stata verificata anche per *Nicotiana tabacum* (FLÜCKIGER *et al.*, 1978), *Pinus nigra*, *P. sylvestris* e, in misura minore, *P. mugo* e *Abies alba* (KELLER e BEDA, 1984).

La capacità d'allungamento dei tubetti pollinici decresce anche all'aumentare dell'acidità, fino a risultare inibita a valori di pH prossimi a 4 (SIDHU, 1983; VAN RYN *et al.*, 1986; BELLANI *et al.*, 1988; PAOLETTI, 1990).

COMTOIS e PERFETTO (1996) hanno constatato una correlazione tra vitalità pollinica e concentrazioni di NO, NO₂, CO ed SO₂; ALAIMO *et al.* (1996) segnalano effetti fitotossici da metalli pesanti su polline di *Cupressus sempervirens* e descrivono alterazioni morfo-

giche di alcune specie polliniche in presenza di inquinamento (1998): *Pinus pinea*, ad esempio, mostra una iper-produzione di polline con granuli piccoli ed immaturi adesi a granuli normali, assenza di una delle due sacche, corpo centrale rotto.

È di rilevante importanza l'osservazione che inquinanti atmosferici presenti in elevate quantità determinano modificazioni qualitative nelle proteine di parete dei granuli pollinici, con ipotizzabili riflessi sull'allergenicità (RUFFIN *et al.*, 1983).

Con il presente lavoro si è inteso proseguire uno studio intrapreso nel corso del 2001 (GOTTARDINI e CRISTOFOLINI, in stampa), integrando le analisi della vitalità del polline con quelle della composizione chimica; l'obiettivo primario è verificare la dipendenza delle caratteristiche chimiche e funzionali del polline rispetto alla qualità e al livello di inquinamento dell'ecosistema dove la pianta cresce. Questo approccio potrà anche fornire informazioni specificatamente riconducibili alla presenza di sostanze potenzialmente dannose per la salute (es. metalli pesanti).

MATERIALI E METODI

Area di studio e raccolta dei campioni

L'indagine è stata condotta in 4 stazioni nel territorio comunale di Trento. La strategia adottata per l'individuazione delle stazioni mirava a rappresentare due situazioni a diverso livello di inquinamento atmosferico; a tale scopo ci si è avvalsi dell'esito di una precedente indagine sulla qualità dell'aria effettuata applicando l'indice di biodiversità lichenica (IBL) (GOTTARDINI e CRISTOFOLINI, 2002). Sulla base di questi dati, due stazioni sono state individuate in zone con elevata intensità di traffico autoveicolare e valori di biodiversità lichenica inferiori a 20 (stazioni alterate: A1 e A2) e due in zone scarsamente trafficate e con valori di biodiversità lichenica superiori a 40 (stazioni naturali: N1 e N2).

In ciascuna stazione sono state prese in considerazione 3 specie vegetali: *Corylus avellana*, *Betula pendula* e *Pinus nigra*. La scelta di queste specie è stata dettata dai criteri di buona presenza sul territorio indagato; elevata produzione di polline, con conseguente facilità di raccolta; fioriture in momenti diversi dell'anno.

Per ciascuna specie è stato scelto l'individuo più vicino agli alberi sui quali era stata rilevata la biodiversità lichenica, entro un raggio massimo di 100 metri. Solo nella stazione A2 non è stato possibile individuare piante di *C. avellana*.

Il polline è stato raccolto da parti diverse della pianta, quando questa risultava in piena fioritura (Tab. 1).

Il giorno stesso della raccolta il polline è stato

Tab. 1. Stazioni di raccolta di polline, data di raccolta e stadio fenologico delle piante.

I tre simboli dello stato fenologico si riferiscono, nell'ordine, ai fiori in boccio, ai fiori sbocciati e ai fiori appassiti (+: presente; 0: assente).

STAZIONI		<i>Corylus avellana</i>		<i>Betula pendula</i>		<i>Pinus nigra</i>	
		data raccolta	stadio fenologico	data raccolta	stadio fenologico	data raccolta	stadio fenologico
alterate	A1	11/02/02	+++	26/03/02	++0	02/05/02	+++
	A2			26/03/02	+++	03/05/02	+++
naturali	N1	11/02/02	++0	27/03/02	++0	07/05/02	+++
	N2	17/02/02	++0	14/04/02	+++	21/05/02	++0

setacciato utilizzando un setaccio con maglia di 100 µm e su una parte di polline fresco di ogni campione sono stati effettuati i test di vitalità. Il restante polline, riposto in provette tipo Eppendorf in polipropilene, è stato disidratato in essiccatore con gel di silice per circa 10 giorni e poi conservato a 3-4 °C; questi campioni sono stati successivamente utilizzati per le analisi chimico-fisiche. La disidratazione dei campioni è necessaria per ridurre la probabilità che i singoli granuli formino aggregati macroscopici che renderebbero difficoltosa la successiva caratterizzazione chimica.

Analisi biologiche

Sul polline fresco sono stati eseguiti due test per stimarne la vitalità.

Test del tetrazolio (TTC test)

Si basa sulla riduzione del sale di tetrazolio 2,3,5-trifenil-tetrazolio cloruro (TTC), un colorante biologico che rivela l'attività respiratoria: in presenza di deidrogenasi, il TTC, da incolore, si trasforma in una sostanza rossa insolubile, il formazano (SHIVANNA e RANGASWAMY, 1992). Il polline appena raccolto viene sparso su un vetrino porta oggetti e bagnato con una goccia di soluzione di TTC (si prepara una soluzione di TTC al 10% e si diluisce in rapporto 1 a 9 con una soluzione di saccarosio al 60%); il tutto va poi coperto il più rapidamente possibile con un vetrino coprioggetti. In queste fasi è necessario che i preparati restino esposti all'ossigeno ed alla luce il meno possibile. Ogni campione è stato quindi posto al buio e dopo 24 ore è stato esaminato al microscopio ottico, osservando almeno 400 granuli pollinici ed annotando i granuli vitali—quelli cioè che hanno reagito al test assumendo una colorazione da rosa pallido a rosso intenso— e quelli non vitali, rimasti incolori.

Test di reazione fluorocromatica (FCR test)

Accerta l'integrità del plasmalemma della cellula vegetativa e la presenza di attività esterasica; si utilizza diacetato di fluoresceina (FDA), un composto non polare e non fluorescente che attraversa facilmente le membrane biologiche. Le esterasi citoplasmatiche idrolizzano FDA con rilascio di fluoresceina che si accu-

mula nel citoplasma dei granuli pollinici vitali, conferendo una fluorescenza verde o giallastra (SHIVANNA e RANGASWAMY, 1992). Una piccola parte di ogni campione di polline è stata mescolata a una soluzione di saccarosio 0,5 M. Su un vetrino sono state distribuite alcune gocce di soluzione di FDA (2 mg di FDA in 10 ml di acetone), lasciando poi asciugare per 30-40 secondi al fine di consentire l'evaporazione dell'acetone. Al vetrino sono state aggiunte alcune gocce del polline in sospensione nella soluzione di saccarosio e il tutto è stato mescolato e coperto con un vetrino coprioggetti. Dopo circa 5 minuti i campioni sono stati osservati con un microscopio a fluorescenza per la conta dei granuli fluorescenti su un totale di almeno 400 granuli pollinici.

Analisi chimico-fisiche

Per la rivelazione e quantificazione di elementi chimici sono state condotte misure di spettrometria di massa di ioni secondari (ToF-SIMS) (BENNINGHOVEN, 1985; VICKERMAN e BRIGGS, 2001) e misure di fluorescenza X indotta in riflessione totale (TXRF). Queste tecniche analitiche sono dotate di sensibilità appropriata per la rivelazione di specie atomiche presenti a livello di traccia e consentono la rivelazione parallela di molti elementi della tavola periodica. ToF-SIMS e XRF/TXRF hanno inoltre numerose prerogative complementari che consentono di ottenere una caratterizzazione complessiva di questo tipo di campioni. In particolare, ToF-SIMS è stato utilizzato per valutare qualitativamente la distribuzione laterale superficiale e sub-superficiale di elementi alcalini, alcalino terrosi, alogeni e con massa atomica < 28 amu mentre TXRF è stato utilizzato per derivare una misura quantitativa integrale per tutte le specie con massa > 28 amu.

Le analisi ToF-SIMS sono state eseguite su campioni adesi su un supporto bi-adesivo (*tape* in grafite), a sua volta incollato su un supporto in silicio. La preparazione dei campioni per l'analisi ToF-SIMS è stata ottimizzata per ottenere un singolo strato di granuli di polline: l'adesione dei grani è stata effettuata per semplice contatto con la superficie del *tape*, in modo da ridurre la contaminazione del polline da parte dei

composti adesivi, ed il materiale in eccesso è stato rimosso tramite flusso di azoto. Le misure sono state effettuate con uno strumento ToF-SIMS IV (commercializzato da ION-TOF GmbH, Muenster, Germania) utilizzando un fascio primario di ioni Ga (25 keV) in modalità "burst" e rivelando gli ioni secondari positivi. Per la compensazione della carica elettrica indotta è stato impiegato un fascio di elettroni. L'area analizzata, pari a 300x300 μm^2 , contiene mediamente un centinaio

di grani di polline.

Per l'analisi TXRF, a circa 5 mg di polline disidratato sono stati aggiunti 200 μL di acqua ultra pura e 50 μL di una soluzione di gallio come standard interno. Un'aliquota di 2-3 μL della sospensione così ottenuta è stata deposta su un riflettore in quarzo; il campione è stato essiccato sotto vuoto e poi analizzato. Per l'analisi quantitativa è stata assunta una sospensione omogenea in modo da poter calcolare la massa di campione e di standard interno depositati sul riflettore; è stato poi ottenuto un dato quantitativo tramite fattori di sensibilità sperimentali. Per ogni campione sono state eseguite due misure. Lo spettrometro TXRF usato è stato costruito presso l'Atominstut der Österreichischen Universitäten; la sorgente è costituita da un tubo da diffrazione a fuoco fine (0,4 x 8 mm) con anodo in molibdeno.

Analisi statistica

Per valutare l'esistenza di differenze statisticamente significative tra le due differenti situazioni ambientali (inquinato e controllo), i dati di vitalità e degli elementi sono stati analizzati attraverso l'uso del test non parametrico di Kolmogorov-Smirnov. I valori percentuali di vitalità pollinica sono stati precedentemente sottoposti a trasformazione angolare $Y = \arcsen[\text{radq}(\% / 100)]$.

RISULTATI

In figura 1 sono rappresentati i valori percentuali di pollini vitali delle tre specie analizzate, relativi al test del tetrazolio (TTC test) ed alla reazione fluorocromatica (FCR test).

Si può notare che la risposta di *B. pendula* non coincide con quanto atteso: i dati di vitalità delle stazioni naturali ottenuti con il TTC test si sovrappongono parzialmente a quelli delle stazioni alterate; con il test FCR la vitalità relativa alle stazioni naturali risulta addirittura più bassa di quella registrata per le stazioni alterate. L'analisi statistica non ha evidenziato differenze significative tra i dati di vitalità relativi alle due differenti situazioni ambientali ($p > 0,1$). Problematica si è rivelata anche l'analisi ToF-SIMS e TXRF poiché in questi campioni erano presenti innumerevoli particelle estranee che hanno condizionato la riproducibilità del risultato analitico, rendendo inattendibile il confronto dei dati. Per questi motivi i dati di vitalità relativi a *B. pendula* non sono stati considerati per le successive elaborazioni statistiche.

La vitalità pollinica di *C. avellana* e *P. nigra*, stimata con i test TTC e FCR, sembra invece risentire dell'ambiente di provenienza: nelle stazioni inquinate la vitalità è infatti statisticamente inferiore ($P < 0,05$) rispetto a quella delle stazioni di controllo (Fig. 2).

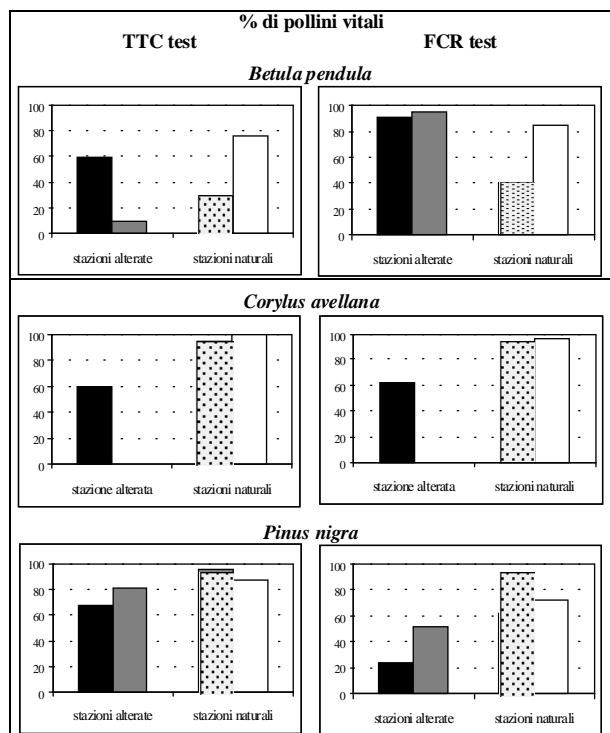


Fig. 1. Valori percentuali di pollini vitali ai test TTC e FCR dei tre taxa pollinici considerati, raccolti nelle stazioni A1 (nero), A2 (grigio scuro), N1 (punteggiato) e N2 (bianco).

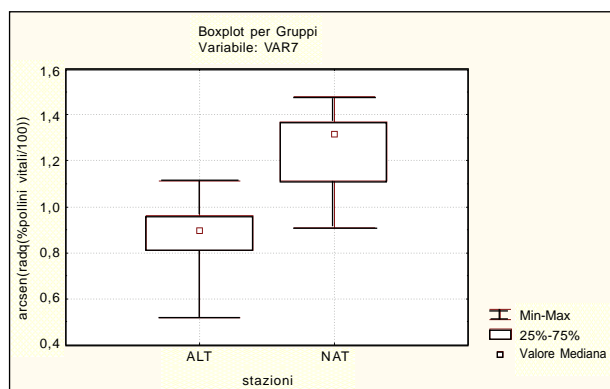


Fig. 2. Analisi statistica descrittiva (valori minimo, massimo, mediana e intervallo interquartile) dei dati di vitalità pollinica rilevati nelle stazioni alterate (ALT) e in quelle di controllo (NAT).

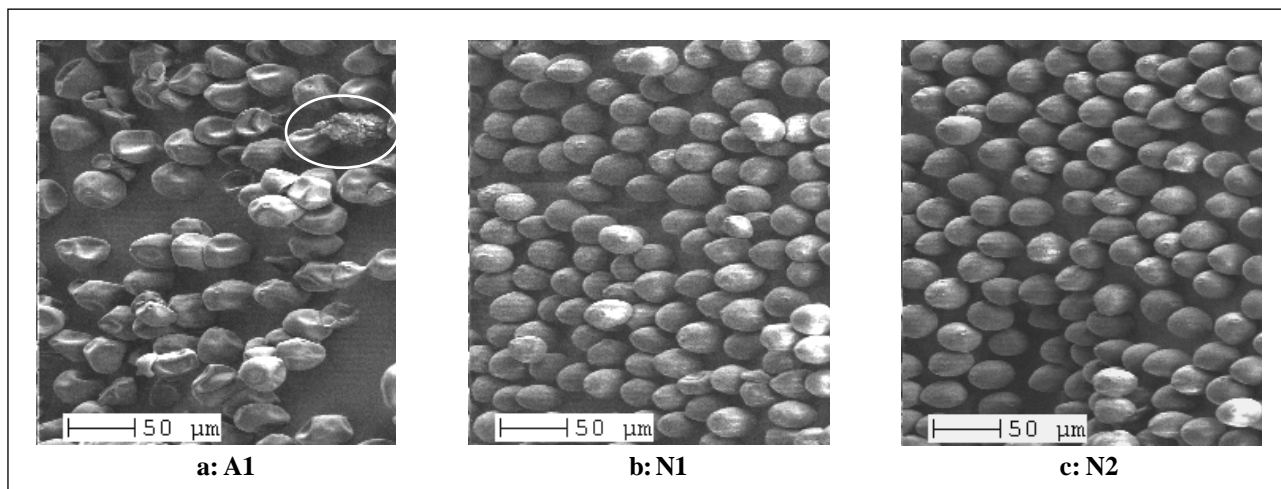


Fig. 3. Immagini morfologiche (secondary electron image) dei campioni di *Corylus avellana*. Nell'ovale è evidenziata una particella estranea.

I granuli pollinici di *C. avellana* prelevati nei diversi siti hanno evidenziato anche notevoli differenze morfologiche (Fig. 3): quelli provenienti dalla stazione A1 avevano dimensioni tendenzialmente superiori rispetto a quelli delle stazioni N1 e N2, nonché una forma irregolare. La caratteristica più evidente rilevata dall'analisi ToF-SIMS è l'elevato tenore in sodio e alluminio in rapporto alla quantità di calcio per il campione prelevato nella stazione A1 (Fig. 4). Il tenore relativo di Mg è invece inferiore rispetto a quanto si osserva per i campioni provenienti dalle due stazioni naturali. I pollini prelevati in questi due siti mostrano peraltro una composizione chimica molto simile tra loro per quanto riguarda il tenore relativo di potassio, magnesio e alluminio, mentre si osserva una concentrazione relativamente bassa di sodio nel campione prelevato nella stazione N1. I tenori relativi di sodio, magnesio, potassio e alluminio relativi ai campioni pollinici delle stazioni naturali sono risultati statisticamente differenti ($p < 0,001$) da quelli della stazione alterata.

All'analisi TXRF (Fig. 5), il campione pollinico proveniente dalla stazione alterata ha inoltre fatto rilevare concentrazioni più elevate di titanio, ferro, stronzio e piombo rispetto alle stazioni naturali; nei campioni corrispondenti, infatti, la concentrazione di questi elementi è inferiore al limite di rilevabilità della tecnica. Le immagini ioniche riportate nella figura 6 mostrano le intensità degli elementi più abbondanti nei singoli granuli di polline dei campioni prelevati nelle stazioni A1 (a) e N1 (b): sodio, magnesio e potassio sono distribuiti uniformemente nei granuli pollinici della stazione N1 e in maniera molto eterogenea tra i singoli granuli della stazione A1 (il segnale dell'alluminio evidenzia la presenza di una particella estranea).

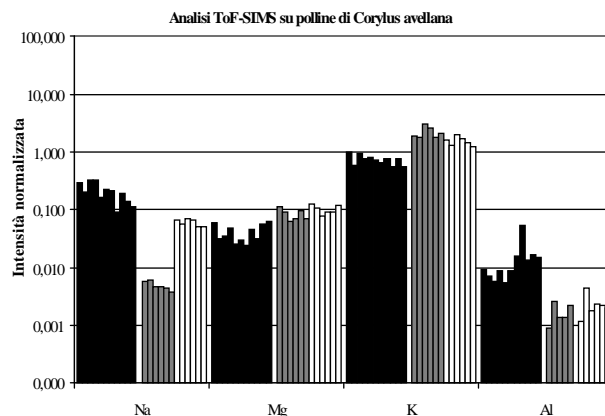


Fig. 4. Valori medi di intensità dei segnali degli elementi maggioritari nei campioni di *Corylus avellana*: A1 (nero), N1 (punteggiato), N2 (bianco). Le intensità sulle ordinate sono normalizzate rispetto all'intensità del segnale di ^{40}Ca . I singoli valori medi corrispondono all'analisi di circa un centinaio di granuli pollinici.

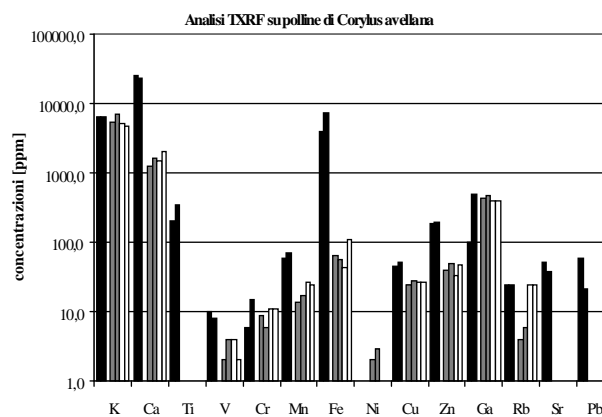


Fig. 5. Concentrazioni degli elementi rilevati con analisi TXRF nei campioni di polline di *Corylus avellana*: A1 (nero), N1 (punteggiato), N2 (bianco).

In figura 7 sono mostrate le immagini morfologiche dei pollini di *P. nigra*; in questo caso i pollini provenienti dalle diverse stazioni non sono caratterizzati da differenze di forma o dimensione apprezzabili. In generale, l'intensità del segnale in questi campioni è inferiore rispetto a quanto osservato per *C. avellana*, il che induce a supporre che la concentrazione assoluta degli elementi nel polline di *P. nigra* sia più bassa rispetto al caso considerato in precedenza.

L'intensità dei segnali ToF-SIMS dei diversi elementi è rappresentata in figura 8. Dall'esame comparato dei valori mostrati nelle figure 4 e 8 si osserva che i campioni di *P. nigra* sono caratterizzati da un contenuto relativo di potassio tendenzialmente più elevato di quello osservato per i campioni di *C. avellana*. Questo elemento risulta il più abbondante in entrambi i casi e tale dato è confermato anche dalle analisi TXRF. Confrontando i grafici in figura 5 e figura 9 emerge che le

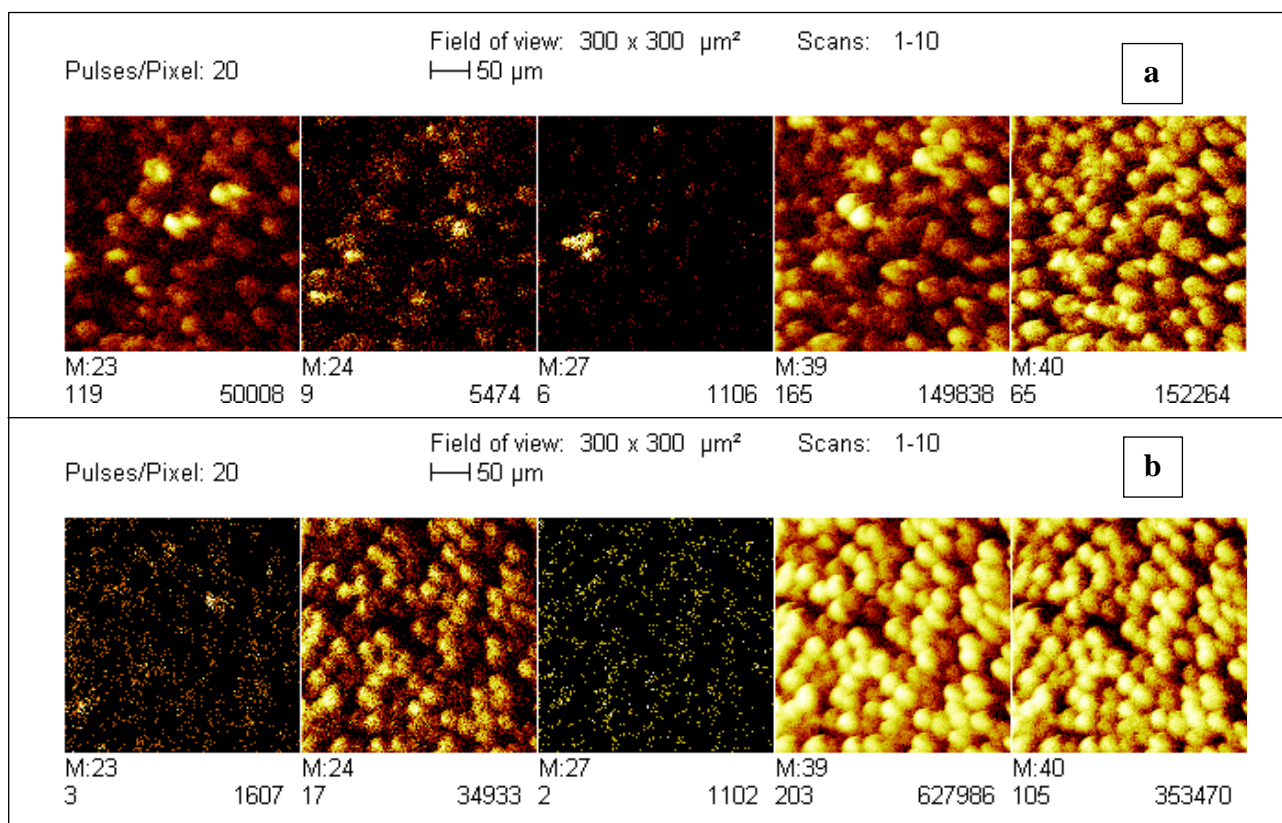


Fig. 6. Intensità dei segnali degli elementi maggioritari (nell'ordine: ^{23}Na , ^{24}Mg , ^{27}Al , ^{39}K , ^{40}Ca) nel campione di *Corylus avellana* prelevato nella stazione A1 (a) e N1 (b); l'intensità è rappresentata in scala cromatica.

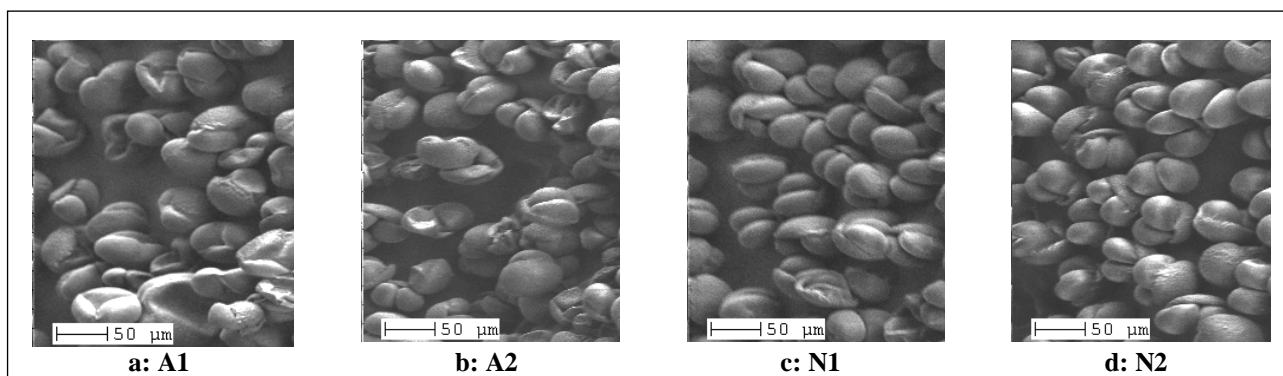


Fig. 7. Immagini morfologiche (secondary electron image) dei pollini di *Pinus nigra*.

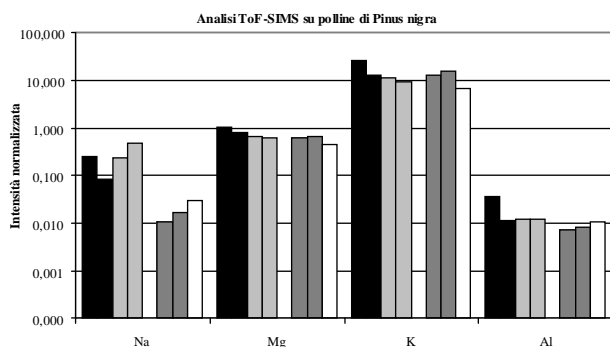


Fig. 8. Intensità dei segnali degli elementi maggioritari (normalizzate rispetto all'intensità del segnale di ^{40}Ca) nei campioni di *Pinus nigra*: A1 (nero), A2 (grigio scuro), N1 (punteggiato), N2 (bianco).

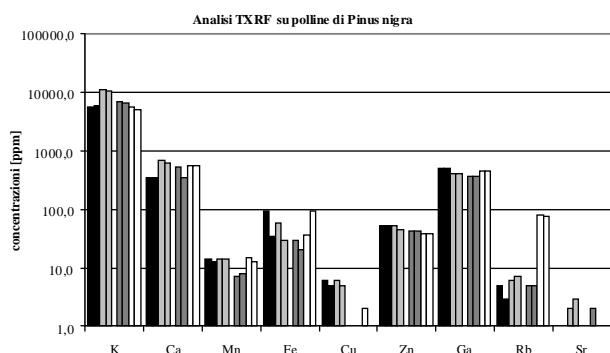


Fig. 9. Concentrazioni degli elementi rilevati con analisi TXRF nei campioni di polline di *Pinus nigra*: A1 (nero), A2 (grigio scuro), N1 (punteggiato), N2 (bianco).

concentrazioni medie di calcio, manganese, ferro, rame, zinco e stronzio sono tendenzialmente maggiori per *C. avellana* rispetto a *P. nigra*.

È interessante inoltre notare che anche per il polline di *P. nigra* il tenore relativo di sodio è decisamente superiore per i campioni prelevati nei siti a maggiore impatto antropico ($p < 0,1$) (Fig. 8); per questi ultimi, l'analisi TXRF mette in evidenza concentrazioni di rame e zinco significativamente superiori ($p < 0,05$) rispetto ai campioni provenienti dalle zone naturali.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Sulla base dei risultati ottenuti, il polline di *B. pendula* sembra essere poco adatto a rappresentare

attraverso la sua vitalità la situazione dell'ambiente in cui si trova la pianta; anche per quanto riguarda la caratterizzazione chimico-fisica, l'impiego di questo polline è tendenzialmente da escludere per la presenza di particelle estranee. Altri studi (IANNOTTI *et al.*, 2000) hanno evidenziato che non tutti i tipi di polline sono adatti come bioindicatori; alcune piante, ad esempio la parietaria, sembrano infatti ben adattate a situazioni di inquinamento poiché il loro polline ha mostrato il massimo di vitalità in aree ad alto traffico veicolare. Il polline di altre specie (es. *Tilia cordata*) si è invece rivelato maggiormente idoneo ad essere usato come bioindicatore perché più sensibile agli inquinanti atmosferici.

I pollini di *C. avellana* e *P. nigra* hanno mostrato un insieme di caratteristiche interessanti. Le analisi biologiche hanno infatti evidenziato una vitalità statisticamente più elevata nelle stazioni naturali rispetto a quelle alterate prese in considerazione, confermando i risultati di una precedente indagine (GOTTARDINI e CRISTOFOLINI, in stampa) e quanto già osservato da altri autori (CALZONI *et al.*, 1994). Rispetto ai campioni raccolti nell'area di riferimento (naturale), quelli provenienti da una situazione antropizzata hanno inoltre mostrato alterazioni morfologiche e una maggior presenza di alcune specie chimiche (alluminio, piombo, rame, sodio, zinco). Anche altri autori (OLEKSYN *et al.*, 1998) hanno rilevato concentrazioni più elevate di alcuni elementi (S, Mn, Al, Na, Cu, Ni e Cd) in polline di *Pinus sylvestris* proveniente da siti inquinati rispetto a quelli di controllo.

L'indagine ToF-SIMS, benché preliminare, ha evidenziato alcuni elementi di sicuro interesse; un aspetto importante è la possibilità di ottenere dati spazialmente risolti, cosicché possono essere evidenziate le caratteristiche individuali dei singoli granuli e può essere quantificato il contributo associato alla eventuale presenza di particelle estranee. Il metodo TXRF, semplice e di veloce esecuzione, in alcuni casi non sarebbe però sufficientemente sensibile per il rilevamento di importanti elementi in traccia, con concentrazioni approssimativamente attorno a 0,1 ppm (KUMP *et al.*, 1996). Un aspetto importante di queste due tecniche analitiche è che entrambe necessitano di quantitativi di materiale dell'ordine del μg ; tale caratteristica si rivela molto importante per la natura dei campioni considerati nel presente lavoro.

Bibliografia

ALAIMO M. G., MELATI M.R., ORECCHIO S., DE VITA F., 1996. Effetti fitotossici da metalli pesanti sui pollini di piante forestali. In: *Abstracts VII Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Aerobiologia*: 174.

ALAIMO M. G., PALMERI E., BRUNO A., MELATI M.R., 1998. Proposal for the evaluation of stress caused by environmental

- pollution with plant markers. In: *Abstracts 6th International Congress on Aerobiology*: 85.
- BARGAGLI R., NIMIS P. L., MONACI F., 1997. Lichen biomonitoring of trace element deposition in urban, industrial and reference areas of Italy. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, **11**: 173-175.
- BELLANI L. M., PAOLETTI E., CENNI E., 1988. Air pollution effects on pollen germination of forest species. In: Cresti, Gori, Pacini (eds.), *Sexual Reproduction in Higher Plants*: 265-270.
- BENNINGHOVEN A., 1985. Static SIMS application – From silicon single crystal oxidation to DNA sequencing. *J. Vac. Sci Technol. A* **3**(3): 451-460
- CALZONI G. L., CASTELLANI E., GIANI P., MANDRIOLI P., SPERANZA A., 1994. Qualità del polline di nocciolo in differenti condizioni fenologiche e ambientali. In: *Abstracts 6° Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Aerobiologia*: 55.
- CASTELLO M., CENCI R. M., GERDOL R., 1999. Proposte metodologiche per l'uso di briofite come bioaccumulatori di metalli in traccia. In: *Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale"*. Roma, 26-27 novembre 1998. ANPA - Serie Atti, 2/1999: 233-240.
- CELA RENZONI G., VIEGI L., STEFANI A., ONNIS A., 1990. Different *in vitro* germination responses in *Pinus pinea* pollen from two localities with different levels of pollution. *Ann. Bot. Fennici*, **27**: 85-90.
- CISLAGHI C., NIMIS P. L., 1997. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*, **387**: 463-464.
- COMTOIS P., 1994. Airborne pollen dispersal and survival on Mount Sutton (Canada). *Aerobiologia*, **10**: 31-37.
- COMTOIS P., PERFETTO, A., 1996. Airborne pollen viability: meteorological and air pollution determinants. In: *Atti del VII Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Aerobiologia*, Firenze: 97.
- COMTOIS P., SCHEMENAUER, R., S., 1991. Tree pollen viability in areas subject to high pollutant deposition. *Aerobiologia*, **7**: 144-151.
- FLÜCKIGER W., BRAUN S., OERTLI J. J., 1978. Der Einfluss verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf die Keimung und das Schlauchwachstum bei Pollen von *Nicotiana sylvestris*. *Einviron. Pollut.*, **16**: 73-80.
- GOTTARDINI E., CRISTOFOLINI F., 2002. Studio della biodiversità dei licheni epifiti nel comune di Trento. *Acqua Aria*, **7**: 83-88.
- GOTTARDINI E., CRISTOFOLINI F., (in stampa). Analisi della vitalità pollinica come possibile tecnica di bioindicazione della qualità dell'aria. Atti Seminario "Nuovi orizzonti dell'ecologia", Trento, 18-19 aprile 2002.
- IANNOTTI O., MINCIGRUCCI G., BRICCHI E., FRENGUELLI G., 2000. Pollen viability as a bio-indicator of air quality. *Aerobiologia*, **16**: 361-365.
- KELLER T., BEDA H., 1984. Effects of SO₂ on germination of conifer pollen. *Environ. Pollut.*, **33**: 237-243.
- KRISTEN U., 1997. Use of higher plants as screens for toxicity assessment. *Toxicology in Vitro*, **11**: 181-191.
- KUMP P., NECEMER M., SNAJDER J., 1996. Determination of trace elements in bee honey, pollen and tissue by total reflection and radioisotope X-ray fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta*, **51**: 499-507.
- LOPPI S., GIOVANNELLI L., FRANCHI F. C., LIMBERTI A., TACCONI C., FRANCALANCI C., MARCHI G., CAPORALI B., PANCINI P., CORSINI A., BRUSCOLI C., 1996. Bioindicazione della qualità dell'aria tramite licheni: esperienze in Toscana. *Acqua Aria*, **7-8**: 707-713.
- LOPPI S., IVANOV D., BOCCARDI R., 2002. Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environ. Pollut.*, **116**: 123-128.
- LORENZINI G., 1999. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Edagricole, 335 pp.
- NIMIS P. L., 1999. Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. In: *Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale"*. Roma, 26-27 novembre 1998. ANPA - Serie Atti, 2/1999: 267-277.
- OLEKSYN J., REICH P. B., KAROLEWSKI P., TJOELKER M. G., CHALUPKA W., 1998. Nutritional status of pollen and needles of diverse *Pinus sylvestris* populations grown at sites with contrasting pollution. *Water, Air and Soil Pollut.*, **110**: 195-212.
- ONORARI M., DOMENEGHETTI M. P., FILIPPELLI N., CIUTI P., MAGRINI S., 2000. Pollini e inquinamento atmosferico. In: *Abstracts IX Congresso Nazionale A.I.A. "Ambiente e Prevenzione"*. Cagliari, 5-8 ottobre.
- PAOLETTI E., 1990. Germinazione *in vitro* di polline di specie del genere *Quercus* sottoposto a trattamenti con acidi o tensioattivi. *Giorn. Bot. Ital.*, **124/1**: 227.
- PORRINI C., 1999. Metodologia impiegata nei programmi di monitoraggio dei pesticidi con api. In: *Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale"*. Roma, 26-27 novembre 1998. ANPA - Serie Atti, 2/1999: 311-317.
- RUFFIN J., WILLIAM D., BANERJEE U., PINNIX K., 1983. The effects of some environmental gaseous pollutants on pollen-wall proteins of certain pollen grains. A preliminary study. *Grana*, **22**: 171-175.
- SHIVANNA K. R., RANGASWAMY N. S., 1992. *Pollen Biology. A Laboratory Manual*. Springer-Verlag, 119 pp.
- SIDHU S. S., 1983. Effects of simulated acid rain on pollen germination and pollen tube growth of whitew spruce (*Picea glauca*). *Can. J. Bot.*, **61**: 3095-3099.
- VAN RYN D. M., JACOBSON J. S., LASOIE J. P., 1986. Effects of acidity on *in vitro* pollen germination and tube elongation in four hardwood species. *Can. J. For. Res.*, **16**: 397-400.
- VICKERMAN J. C., BRIGGS D. (eds), 2001. *ToF-SIMS Surface Analysis by Mass Spectrometry*, IM Publications and Surface Spectra Ltd, ISBN: 1 901019 03 9
- WOLTERS J. H. B., MARTENS M. J. M., 1987. Effects of air pollutants on pollen. *Bot. Rev.*, **53**: 372-414.

Studio idrobiologico di ambienti acquatici golenali del Parco Fluviale del Po e dell'Orba (Alessandria)

Giampaolo Rossetti*, Marco Bartoli, Lucia Ariotti, Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Parco Area delle Scienze 33A, I-43100 Parma

* referente per la corrispondenza (giampaolo.rossetti@unipr.it)

Pervenuto il 17.7.2003; Accettato il 1.10.2003

Riassunto

È stata studiata la qualità chimica e biologica di tre ambienti acquatici perifluviali situati nel territorio del Parco Fluviale del Po e dell'Orba: si tratta di una lanca naturale in rapida evoluzione (Lanca della Garzaia di Valenza) e di due laghi di cava, il primo poco profondo (circa 4 m) e parzialmente rinaturalizzato (Terzo Casone), il secondo con una profondità massima di circa 30 m (Brusa Vecchia). L'obiettivo principale della ricerca era fornire un quadro di base delle caratteristiche idrobiologiche degli ambienti da utilizzare come riferimento per future azioni di gestione e riqualificazione naturalistico-ambientale delle aree golenali interessate da prelievo di inertici.

Da aprile 2001 a febbraio 2002 sono state raccolte, con frequenza stagionale, serie di dati fisici e chimici delle acque e, nei due laghi di cava, sono stati prelevati anche campioni di zooplancton. La Lanca della Garzaia di Valenza presenta caratteristiche tipiche di un ambiente ad elevato trofismo, con alte concentrazioni di clorofilla-*a* fitoplanctonica (fino a oltre 60 µg/L), bassa trasparenza e metabolismo riducente a livello dei sedimenti superficiali. Nel Lago Terzo Casone non si sono mai osservati fenomeni di ipossia. Nella comunità zooplanctonica sono rilevabili forme pelagiche, ma sono numerose anche le specie associate alle formazioni di macrofite riparie e al detrito. Nel Lago Brusa Vecchia l'ipolimnio è risultato pressoché anossico alla fine della fase di stratificazione termica. Nel periodo autunnale gli strati profondi presentano elevate concentrazioni di ammonio (fino a 50 µM). Nel popolamento zooplanctonico prevalgono specie tipicamente pelagiche.

PAROLE CHIAVE: ambienti acquatici perifluviali / qualità delle acque / zooplancton / recupero / gestione

Abstract

Hydrobiological study of floodplain water bodies of the Parco Fluviale del Po e dell'Orba (Alessandria)

A study to assess chemical characteristics and zooplankton composition was carried out in three water bodies located in the Po River floodplain within the Parco Fluviale del Po e dell'Orba, namely a shallow oxbow that is undergoing a rapid organic matter accumulation (Lanca della Garzaia di Valenza), and two quarry lakes, the first one with a maximum depth of about 4 m and partly recovered after excavation (Terzo Casone), the second one rather deep (maximum depth of about 30 m) (Brusa Vecchia). The aim of this research was to provide a support for management actions as well as for the evaluation of recovery interventions in perifluvial ecosystems originated by quarrying activities.

From April 2001 to February 2002, physical and chemical parameters were measured at seasonal intervals. Zooplankton samples were also collected from the two quarry lakes. The Lanca della Garzaia di Valenza is a hypereutrophic water body, with chlorophyll-*a* peaks over 60 µg/L, low transparency, and reducing sediment. In the lake Terzo Casone, waters were well oxygenated and zooplankton was dominated by littoral taxa, although some pelagic species were also recorded. The hypolimnion of the lake Brusa Vecchia resulted to be almost anoxic at the end of the thermal stratification and with high ammonia concentrations (up to 50 µM) in autumn. Pelagic species were clearly prevalent in the zooplankton community.

KEY WORDS: flood plain water bodies / water quality / zooplankton / recovery / management

INTRODUZIONE

Nelle golene fluviali sono presenti diverse tipologie di zone umide, come lanche, stagni, fosse e bodri. Negli ultimi 30 anni si è assistito a un crescente sviluppo di studi riguardanti questi ecosistemi ed è stata evidenziata l'importanza degli ambienti acquatici

marginali in termini di funzioni ecologiche e valore ambientale relativi a laminazione delle piene, abbattimento dei carichi inquinanti, ricarica degli acquiferi, mantenimento dell'eterogeneità degli habitat e della biodiversità, ecc. (CUMMINGS, 1974; WETZEL, 1990;

GOPAL, 1999; MITSCH, 1994; SÖDERQUIST *et al.*, 2000; TURNER *et al.*, 2000; WOODWARD e WUI, 2001). Contemporaneamente si è avvertita l'esigenza di acquisire criteri per la gestione di ambienti artificiali come i laghi di cava, sempre più numerosi nelle fasce golenali, e per il recupero idraulico e funzionale delle lanche (VIAROLI *et al.*, 2002; VIAROLI *et al.*, in stampa).

In questa ricerca sono state studiate le caratteristiche chimiche e biologiche di tre ambienti acquatici perifluviali situati nel territorio del Parco del Po e dell'Orba in Provincia di Alessandria. I tre siti di studio, che hanno origine e morfometria diverse, includono una lanca naturale in rapida evoluzione, un lago di cava di modesta profondità e parzialmente rinaturalizzato ed infine un lago di cava profondo su cui non sono stati ancora effettuati interventi di recupero ambientale. I dati raccolti hanno permesso di analizzare le dinamiche stagionali dei principali parametri di stato trofico delle acque in relazione alla tipologia e all'origine degli ambienti considerati e alla vegetazione dominante e, per i due laghi di cava, anche la successione dello zooplancton. Questa indagine ha come obiettivo principale lo studio comparativo dello stato di conservazione e della qualità degli ambienti acquatici considerati. In particolare sono analizzati alcuni aspetti di struttura, funzioni e successione ecologiche dei laghi di cava al fine di individuare criteri per la mitigazione dell'impatto dell'attività estrattiva. Il lavoro si inserisce nel contesto delle attività del Parco del Po e dell'Orba, che mirano a definire azioni concrete per integrare l'estrazione di inerti, attività tradizionalmente forte nell'area considerata, con la riqualificazione naturalistica e ambientale delle cave dismesse.

MATERIALI E METODI

Gli ambienti acquatici perifluviali oggetto di studio sono tutti situati all'interno del territorio del Parco del Po in provincia di Alessandria. Sono stati scelti due ambienti artificiali, il Lago Terzo Casone e il Lago Brusa Vecchia, e un ambiente naturale, la Lanca della Garzaia di Valenza (Fig. 1). Sia il Lago Terzo Casone che la Lanca della Garzaia sono all'interno della Riserva Naturale della Garzaia di Valenza, mentre il Lago Brusa Vecchia si trova in zona di salvaguardia.

Il Lago Brusa Vecchia è un grosso bacino con una profondità massima di oltre 30 metri. Non presenta immissari né emissari. L'area golenale che ospita l'invaso viene occasionalmente inondata dalle acque del Po a seguito di piene di forte entità (ad esempio, nel 1994 e nel 2000). La colonizzazione delle sponde, e in generale dell'area perimetrale, da parte di comunità vegetali è a uno stadio iniziale a causa dei lavori di movimentazione di inerti. Nella fascia riparia non sono presenti macrofite radicate. Dal 1996 la cava è interes-

sata da un progetto di ampliamento dell'attività estrattiva e dal contemporaneo recupero ambientale che sarà completato tra qualche anno e che è finalizzato alla creazione di un ambiente umido ispirato alle lanche fluviali.

La Riserva Naturale della Garzaia è situata sulla sinistra idrografica del fiume Po al confine tra le province di Alessandria e di Pavia, 15 km circa a valle della confluenza del fiume Sesia, non lontano dal Comune di Valenza Po. La Lanca della Garzaia, antico meandro del Fiume Po in avanzato stadio di interrimento, costituisce il cuore della riserva. Ha una caratteristica forma a mezzaluna, una profondità di poco superiore a un metro e sponde completamente colonizzate da *Phragmites australis*; in estate parte della superficie è ricoperta da *Nuphar luteum*. I sedimenti superficiali sono soffici e, a giudicare dalla produzione di gas e dall'odore di solfuri, decisamente riducenti. Il Lago Terzo Casone si trova ad ovest della lanca: si tratta di una zona umida di acque basse (profondità massima di circa 4 m), realizzata mediante escavazione di una lanca relitta per creare un sito di nidificazione degli ardeidi e favorire la colonizzazione di altre forme animali legate agli ambienti acquatici. Le rive sono colonizzate da abbondante vegetazione (in particolare da *Carex* spp. e da *Phragmites australis*), mentre nello specchio d'acqua prevale *Nuphar luteum*.

Da aprile 2001 a febbraio 2002 nei laghi Brusa Vecchia e Terzo Casone sono stati effettuati 5 sopralluoghi, con frequenza approssimativamente bimensile; nella Lanca della Garzaia sono stati effettuati solo 3 sopralluoghi (da agosto 2001 a febbraio 2002), in quanto il sito non era accessibile durante il periodo di nidificazione degli aironi rossi.



Fig. 1. Posizione geografica degli ambienti studiati.

Nei due laghi, da una stazione fissata in corrispondenza del punto di massima profondità, ad ogni sopralluogo sono state misurate la trasparenza con disco di Secchi e la temperatura mediante termistor a intervalli di 1 m dalla superficie al fondo. Nel Lago Brusa Vecchia i campioni d'acqua per le analisi chimiche sono stati prelevati con bottiglia Ruttner in superficie e a 1, 2, 4, 8, 16, 24 e 28 m di profondità. Nel Lago Terzo Casone i campioni sono stati prelevati in superficie e a 1, 2, 3 e 4 m di profondità. Nella Lanca è stato prelevato un unico campione di acqua a circa 0,5 m dalla superficie.

In laboratorio sono stati determinati i seguenti parametri: pH; conducibilità elettrica specifica a 20 °C; alcalinità; concentrazioni di ossigeno disciolto; clorofilla-*a* fitoplanctonica; azoto nitrico, nitroso e ammoniacale, organico disciolto e particellato; fosforo reattivo solubile totale disciolto e particellato; silice reattiva disciolta. Sono di seguito riportate le metodiche analitiche utilizzate.

pH: potenziometria, pHmetro titolatore TIM 90 (Radiometer), elettrodo combinato vetro-calomelano GK 2401C (Radiometer).

Conducibilità a 20 °C: conduttimetria, conduttimetro CDM 83 (Radiometer), cella CDC 304 (Radiometer), compensazione automatica della temperatura (T081, Radiometer).

Alcalinità totale: titolazione acidimetrica a punto finale, potenziometria, TIM 90 (Radiometer), compensazione automatica della temperatura (T081, Radiometer) e linearizzazione secondo RODIER (1978).

Azoto nitrico: spettrofotometria di assorbimento molecolare (Beckman DU 65), metodo al salicilato (RODIER, 1978).

Azoto ammoniacale: spettrofotometria di assorbimento molecolare (Beckman DU 65), reazione dello ione ammonio con formazione di indofenolo (APHA, 1975).

Azoto nitroso: spettrofotometria di assorbimento molecolare (Beckman DU 65), reazione di copulazione e diazotazione (APHA, 1975).

Fosforo reattivo solubile: spettrofotometria di assorbimento molecolare (Beckman DU 65), formazione di un complesso fosfomolibdico (VALDERRAMA, 1981).

Fosforo e azoto totale disciolto e particellato: ossidazione in autoclave a 120 °C per 2 ore (VALDERRAMA, 1981).

Silicati reattivi disciolti: spettrofotometria di assorbimento molecolare (Beckman DU 65), metodo al molibdato-cloruro stannoso (GOLTERMAN *et al.*, 1978).

Clorofilla-*a* fitoplanctonica: estrazione con acetone al 90%, lettura spettrofotometrica con metodo tricromatico secondo PARSON e STRICKLAND (APHA, 1975). Campioni quantitativi di zooplancton sono stati rac-

colti dai punti di massima profondità mediante una rete con apertura di maglia di 50 µm nei laghi Brusa Vecchia (lungo un profilo compreso tra 15 m di profondità e la superficie) e Terzo Casone (da -3,5 m alla superficie). I campioni sono stati fissati, immediatamente dopo la raccolta, con formalina neutralizzata a concentrazione finale del 4%. Il conteggio dello zooplancton è stato fatto al microscopio ottico con ingrandimento 100x utilizzando una piastra contaplancton Hydrobios con divisioni di 1,5 mm; sono stati analizzati subcampioni estratti con pipetta Hansen-Stempel da 1 mL dal campione originale portato a volume noto, ripetendo più volte questa operazione fino ad ottenere un consistente numero complessivo di individui conteggiati (almeno 100 per i taxa numericamente più abbondanti). La frazione del campione non conteggiata è stata quindi esaminata per l'individuazione di forme rare. Per l'identificazione dello zooplancton (per lo più a livello di specie) sono state utilizzate le chiavi di classificazione di DUSSART (1969), EINSLE (1996) e STELLA (1984) per i Copepodi Ciclopoidi e Calanoidi, di MARGARITORA (1985), KOROVCHINSKY (1992), ALONSO (1996) e SMIRNOV (1992, 1996) per i Cladoceri, di RUTTNER-KOLISKO (1974), KOSTE (1978), BRAIONI e GELMINI (1983), NOGRADY *et al.* (1995), SEGERS (1995), DE SMET (1996), DE SMET e POURRIOT (1997) per i Rotiferi Monogononti. Il conteggio non è stato fatto per i Protozoi né per alcune forme, per lo più fitali o bentoniche (Turbellari, Gastrotrichi, Nematodi, Tardigradi, Ostracodi, larve di Insetti, ecc.), rinvenute solo occasionalmente.

RISULTATI

Parametri fisico-chimici

Per tutto il corso della ricerca il livello idrometrico del Lago Brusa Vecchia ha avuto modeste oscillazioni, nonostante la scarsa piovosità dell'anno 2001 e dei primissimi mesi del 2002. Nelle figure 2a,b,d sono riportati i profili verticali di temperatura, conducibilità e ossigeno disciolto misurati nei 5 sopralluoghi. In febbraio 2002, in occasione della fase di piena circolazione, i valori delle tre variabili sono risultati abbastanza omogenei dalla superficie al fondo, mentre negli altri sopralluoghi il lago è sempre risultato termicamente stratificato, con il termoclino posizionato tra 4 e 5 m di profondità. In giugno e in agosto la temperatura superficiale ha raggiunto un massimo di oltre 27 °C, mentre in prossimità del fondo ha subito modeste variazioni mantenendosi tra 5 e 8 °C (Fig. 2a). La conducibilità presenta in genere valori compresi tra 300 e 500 µS/cm, con massimi nelle acque ipolimniche (Fig. 2b). Da giugno ad ottobre è evidente un picco relativo di conducibilità a -4 m, in prossimità del termoclino. L'andamento dei profili di ossigeno disciolto è simile a

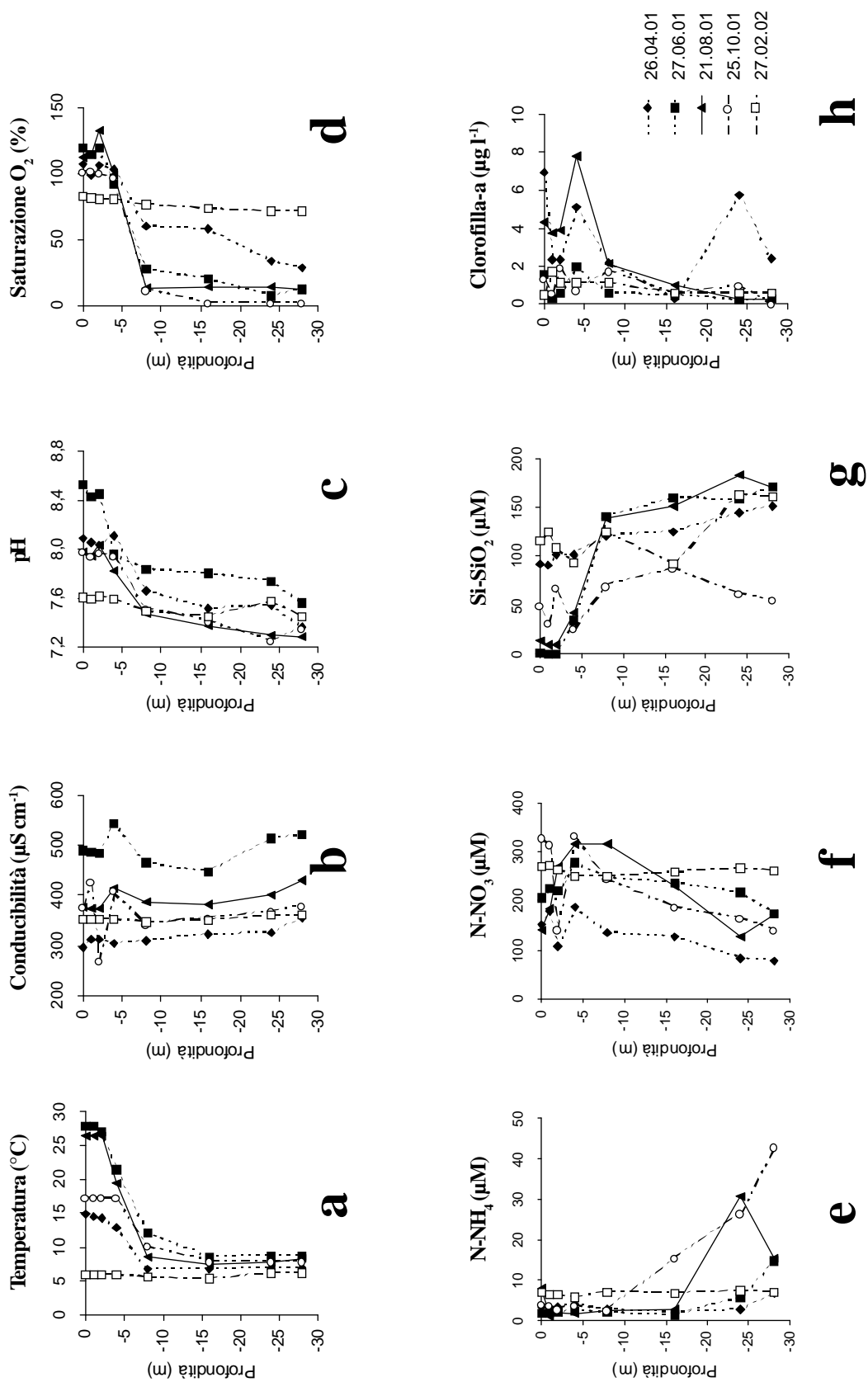


Fig. 2. Profili verticali di alcuni parametri fisici e chimici misurati nel Lago Brusa Vecchia.

quello della temperatura: da aprile a ottobre si nota infatti una brusca diminuzione delle concentrazioni a livello del termocline. Nello strato epilimnico si hanno condizioni di sovrassaturazione da aprile a ottobre, mentre nelle acque profonde si osserva un deficit marcato. Questa condizione diventa estrema in autunno, quando uno strato d'acqua di almeno 18 m è pressoché anossico. È importante notare come condizioni di leggero deficit permanganato anche in febbraio lungo tutta la colonna d'acqua, nonostante la fase di piena circolazione (Fig. 2d). La concentrazione della clorofilla-*a* fitoplanctonica è risultata sempre piuttosto contenuta, con massimi di 5 e 8 µg/L rilevati a -4 m in aprile e in agosto (Fig. 2h). La trasparenza dell'acqua è risultata inferiore a 1,5 m in aprile, giugno ed agosto e leggermente più alta in ottobre e febbraio (~3 m). Le acque del lago sono moderatamente alcaline, con valori di pH compresi tra 7,2 e 8,5 unità (Fig. 2c). L'alcalinità, generalmente elevata, segue un andamento stagionale caratterizzato da minimi epilimnici primaverili e massimi ipolimnici autunnali. L'aumento delle concentrazioni dell'alcalinità ipolimnica è probabilmente dovuto a processi respiratori e di decomposizione che avvengono a livello dei sedimenti superficiali. Le concentrazioni dello ione ortofosfato sono sempre risultate inferiori ai limiti di rilevanza della metodica analitica utilizzata. Le concentrazioni della silice reattiva disciolta sono minime in giugno nello strato compreso tra 0 e 2 m di profondità, mentre i valori più alti (tra 150 e 180 µM) sono stati determinati nei campioni di fondo prelevati nella stessa data di campionamento (Fig. 2g). L'azoto nitrico è la forma prevalente dell'azoto inorganico disciolto, con profili verticali decrescenti dalla superficie al fondo, con l'eccezione della data in cui si ha piena circolazione (Fig. 2f). L'azoto particellato rappresenta una frazione trascurabile dell'azoto inorganico disciolto (<5%), mentre il fosforo particellato (~1 µM) rappresenta il pool più significativo del fosforo presente nelle acque del lago.

I profili di temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità misurati nel Lago Terzo Casone sono riportati nelle figure 3a,b,d. A causa della bassa profondità, si osserva una sostanziale omogeneità lungo tutta la colonna d'acqua; perturbazioni di moderata intensità possono infatti provocare il completo rimescola-

mento della colonna d'acqua in momenti diversi dell'anno. Nei mesi estivi è stata osservata una leggera stratificazione termica, con picchi di 28 °C nelle acque superficiali (Fig. 3a). I valori di conducibilità sono compresi tra 220 e 335 µS/cm (Fig. 3b). Le concentrazioni dell'ossigeno disciolto sono in genere elevate nelle acque di fondo (Fig. 3d). I valori minimi misurati in giugno a -4 m (saturazione del 34%), non sono comunque limitanti la vita acquatica (PREMAZZI e CHIAUDANI, 1992). Le acque sono moderatamente alcaline con valori di pH compresi tra 7,8 e 8,2 unità (Fig. 3c). Le acque del Lago Terzo Casone hanno bassa trasparenza (sempre inferiore a 2 m e con un minimo di 0,9 m in ottobre) per effetto di una torbidità di tipo siltoso, essendo le concentrazioni della clorofilla-*a* fitoplanctonica piuttosto contenute (Fig. 3h). Le concentrazioni dell'azoto inorganico disciolto sono generalmente modeste, con una netta prevalenza dell'azoto ammoniacale (Fig. 3e,f). Le concentrazioni del fosforo reattivo solubile sono sempre risultate inferiori ai limiti di rilevanza del metodo utilizzato. Le concentrazioni della silice reattiva disciolta sono comprese tra 30 e 70 µM, con valori minimi coincidenti con i picchi di clorofilla-*a* fitoplanctonica (Fig. 3g). Le concentrazioni dell'azoto organico disciolto sono trascurabili in tutte le date, ad eccezione di ottobre (340 µM). Analogamente, la concentrazione del fosforo organico disciolto in questa data raggiunge valori di circa 32 µM. Le forme particellate di azoto e fosforo hanno concentrazioni rispettivamente comprese tra 2 e 10 µM e tra 0,3 e 1,1 µM; le variazioni di queste quantità riflettono quelle della clorofilla-*a* fitoplanctonica.

I valori di alcune variabili fisiche e chimiche misurate nella Lanca della Garzaia sono riportate in Tab. I. In tutte e tre le date la trasparenza è risultata di poche decine di centimetri. Le concentrazioni particolarmente elevate di clorofilla-*a* fitoplanctonica sono tipiche di ambienti ipereutrofici; parallelamente, le acque sono sovrassature di ossigeno. Le concentrazioni dei nutrienti inorganici disciolti sono estremamente basse, mentre assumono una certa importanza le forme organiche disciolte che raggiungono un picco in ottobre (432 µM per l'azoto e 34 µM per il fosforo, rispettivamente).

Tab. I. Valori di alcuni parametri fisici e chimici rilevati nella Lanca della Garzaia di Valenza.

data	Temp. (°C)	Cond. (µS/cm)	pH	O ₂ (% sat.)	N-NH ₄ (µM)	N-NO ₃ (µM)	Si-SiO ₂ (µM)	Clorofilla- <i>a</i> (µg/L)
21/08/01	21,9	461	7,47	135	1,1	3,6	113	31,08
25/10/01	16,5	462	7,47	114	1,9	4,3	105	47,96
27/02/02	8,0	379	7,60	113	1,4	3,4	44	60,91

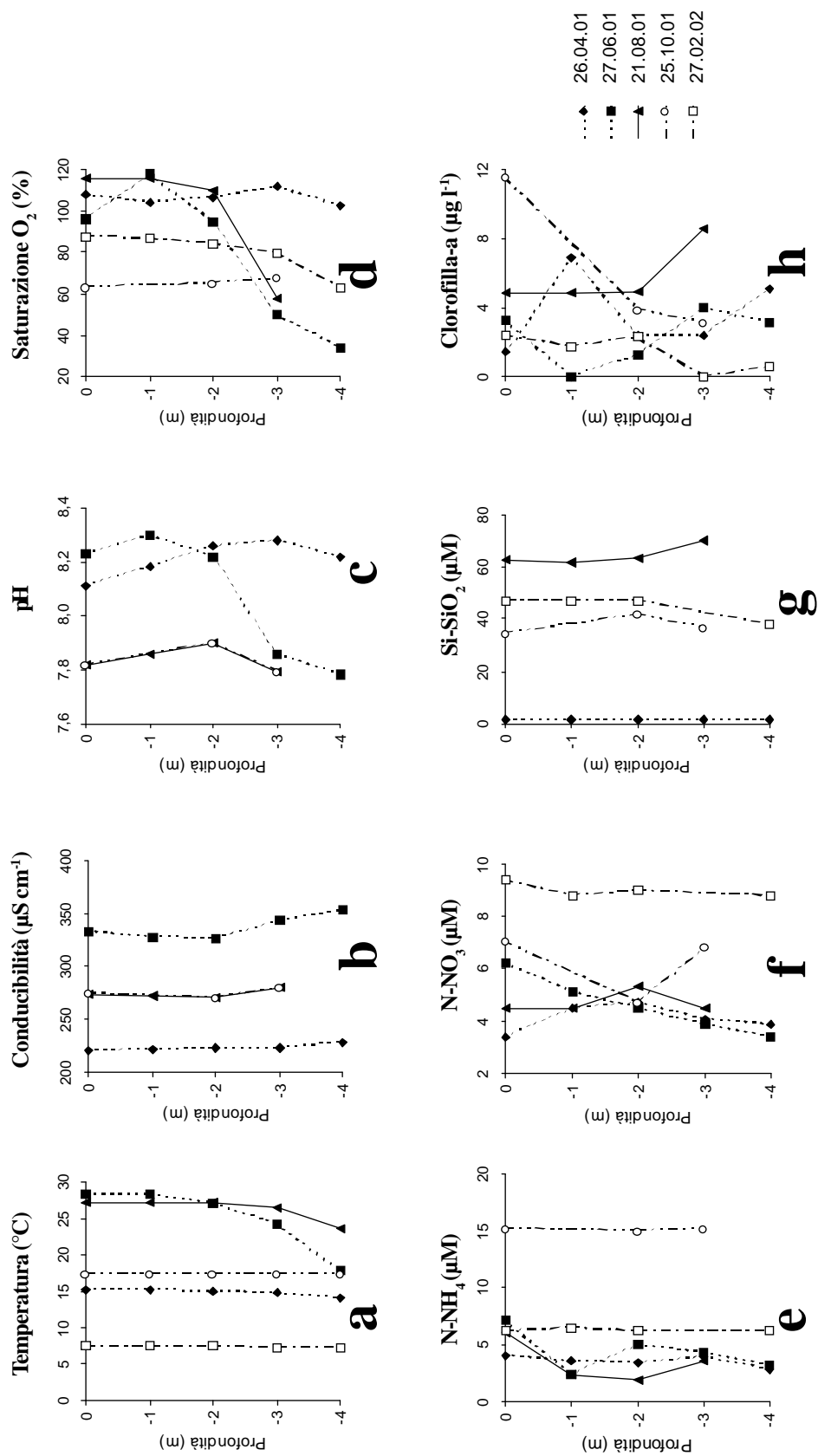


Fig. 3. Profili verticali di alcuni parametri fisici e chimici misurati nel Lago Terzo Casone.

Popolamenti zooplanctonici

Nel corso della ricerca sono stati complessivamente identificati 46 taxa zooplanctonici, 35 dei quali presenti nel Lago Brusa Vecchia (21 di Rotiferi, 8 di Cladoceri e 6 di Copepodi) e 42 nel Lago Terzo Casone (29 di Rotiferi, 8 di Cladoceri e 5 di Copepodi) (Tab. II).

Nel Lago Brusa Vecchia, pur mantenendosi su valori di abbondanza contenuti, i Rotiferi sono sempre la componente dominante in termini di densità, ad eccezione della prima data di campionamento (Fig. 4a). Il picco di abbondanza della taxocenosi è raggiunto nell'agosto 2001, sostenuto prevalentemente da *Keratella cochlearis* (123 ind/L) e, in misura minore, anche da *Pompholyx triloba* (62 ind/L). Alla netta diminuzione di fine ottobre 2001 segue una sensibile ripresa in febbraio 2002, coincidente con i massimi di *Kellicottia longispina* (83 ind/L) e valori relativamente alti di *Keratella cochlearis* (18 ind/L), mentre tutte le altre specie di Rotiferi si mantengono su valori inferiori a 2 ind/L (Fig. 4b). La specie polifaga *Asplanchna priodonta* è presente in tutte le date di campionamento, ma con densità inferiori a 1 ind/L.

La componente a Cladoceri mostra un andamento caratterizzato da abbondanze relativamente stabili durante tutto il corso della ricerca. In aprile 2001, *Bosmina longirostris* (30 ind/L) mostra i valori più alti di densità e rappresenta di gran lunga la specie dominante tra i Cladoceri (Fig. 4c); nello stesso campione anche *Daphnia* gr. *longispina* raggiunge densità significative (4 ind/L). Nelle date successive si osserva la completa scomparsa di *D.* gr. *longispina* e, fino ad ottobre, una presenza importante della specie congenerica *D. galeata* (con un massimo intorno a 7 ind/L); una terza specie, *D. ambigua*, è stata rilevata nei campioni raccolti durante i primi 4 sopralluoghi, ma sempre con densità trascurabili. Occasionale è la presenza di altre specie di Cladoceri, con densità sempre inferiori a 2 ind/L. Si segnala il rinvenimento di *Diaphanosoma brachyurum* in agosto e ottobre, uno ctenopode a sviluppo estivo.

Anche le densità dei Copepodi, se si esclude il massimo di aprile 2001 dovuto sostanzialmente ai naupli di Ciclopoidi (25 ind/L), mostrano oscillazioni contenute (Fig. 4a). In tutte le date gli stadi immaturi di Ciclopoidi costituiscono la frazione numericamente più importante della componente a Copepodi (Fig. 4d). Gli adulti di *Acanthocyclops* gr. *vernalis-robustus* mostrano un trend di abbondanza chiaramente sfasato rispetto a quello degli adulti delle altre due specie di Ciclopoidi, *Cyclops vicinus* e *Thermocyclops crassus* (Fig. 4e). Sono state identificate due specie di Calanoidi: *Eudiaptomus gracilis* ed *E. padanus*. Nel complesso, i Calanoidi mostrano valori di abbondanza contenuti, con un evidente calo in agosto (Fig. 4f). *E. gracilis*

Tab. II. Elenco dei taxa zooplanctonici identificati nei laghi Brusa Vecchia e Terzo Casone.

	Brusa Vecchia	Terzo Casone
ROTIFERI		
<i>Bdelloidea</i>	*	*
<i>Brachionus patulus</i>		*
<i>Brachionus calyciflorus</i>		*
<i>Brachionus angularis</i>	*	*
<i>Brachionus falcatus</i>	*	*
<i>Keratella tropica</i>	*	*
<i>Keratella</i> gr. <i>quadrata</i>	*	*
<i>Keratella cochlearis</i>	*	*
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>	*	*
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>hispida</i>	*	*
<i>Notholca squamula</i>	*	*
<i>Kellicottia longispina</i>	*	
<i>Lecane luna</i>		*
<i>Lecane stenroosi</i>		*
<i>Lecane</i> gr. <i>lunaris</i>		*
<i>Lecane bulla</i>		*
<i>Cephalodella gibba</i>	*	*
<i>Trichocerca similis</i>		*
<i>Trichocerca</i> gr. <i>cylindrica-chattoni</i>		*
<i>Gastropus stylifer</i>	*	*
<i>Ascomorpha ovalis</i>	*	*
<i>Synchaeta</i> spp.		*
<i>Synchaeta</i> gr. <i>tremula-oblonga</i>	*	
<i>Synchaeta</i> gr. <i>stylata-pectinata</i>	*	
<i>Polyarthra</i> spp.		*
<i>Asplanchna priodonta</i>	*	*
<i>Asplanchna girodi-brightwelli</i>		*
<i>Pompholyx triloba</i>	*	*
<i>Filinia opoliensis</i>	*	*
<i>Hexarthra mira</i>	*	*
<i>Conochilus natans-dossuarius</i>	*	*
<i>Collotheca</i> sp.	*	*
CLADOCERI		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	*	*
<i>Bosmina longirostris</i>	*	*
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	*	*
<i>Daphnia ambigua</i>	*	*
<i>Daphnia</i> gr. <i>longispina</i>	*	*
<i>Daphnia galeata</i>	*	*
<i>Moina micrura</i>	*	*
<i>Chydorus ovalis</i>	*	*
COPEPODI		
<i>Cyclops vicinus</i>	*	*
<i>Acanthocyclops</i> gr. <i>vernalis-robustus</i>	*	*
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	*	*
<i>Thermocyclops crassus</i>	*	*
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	*	*
<i>Eudiaptomus padanus</i>	*	

appare nettamente prevalente su *E. padanus*: quest'ultima specie è infatti presente con adulti solo nel febbraio 2002 e con densità del tutto trascurabili.

Nel Lago terzo Casone i valori assoluti e gli andamenti di densità dello zooplancton sono molto diversi da quanto osservato nel Lago Brusa Vecchia. In aprile 2001 si è registrato il valore di densità totale più basso, intorno a 92 ind/L; il picco stagionale è molto alto (1956 ind/L) e si osserva già in giugno; nei campionamenti successivi si ha una graduale diminuzione delle abbondanze totali, fino a valori di circa 262 ind/L nel febbraio 2002.

Anche in questo caso i Rotiferi sono generalmente la componente numericamente più rilevante; solo nell'aprile 2001 risultano più abbondanti Cladoceri e Co-

pepodi (Fig. 5a). *Keratella* gr. *cochlearis* (comprendente *K. cochlearis* s.s., *K. cochlearis* f. *tecta* e *K. cochlearis* f. *hispida*) costituisce sempre la frazione dominante tra i Rotiferi e il suo trend di abbondanza ricalca quello dell'intera taxocenosi. Altre forme che compaiono con densità rilevanti sono *Conochilus natus-dossuarius* (201 ind/L in giugno) e *Polyarthra* spp. (156 ind/L in giugno) (Fig. 5b). Il genere *Brachionus* è rappresentato da 4 specie, tutte osservate nel periodo estivo-autunnale: *B. patulus*, *B. calyciflorus*, *B. angularis* e *B. falcatus*; quest'ultima mostra densità cospicue, con un massimo di 71 ind/L registrato a fine ottobre. *Asplanchna priodonta* raggiunge abbondanze sensibili in giugno e ottobre (rispettivamente 28 e 15 ind/L) (Fig. 5c). Nelle stesse date è presente anche *A.*

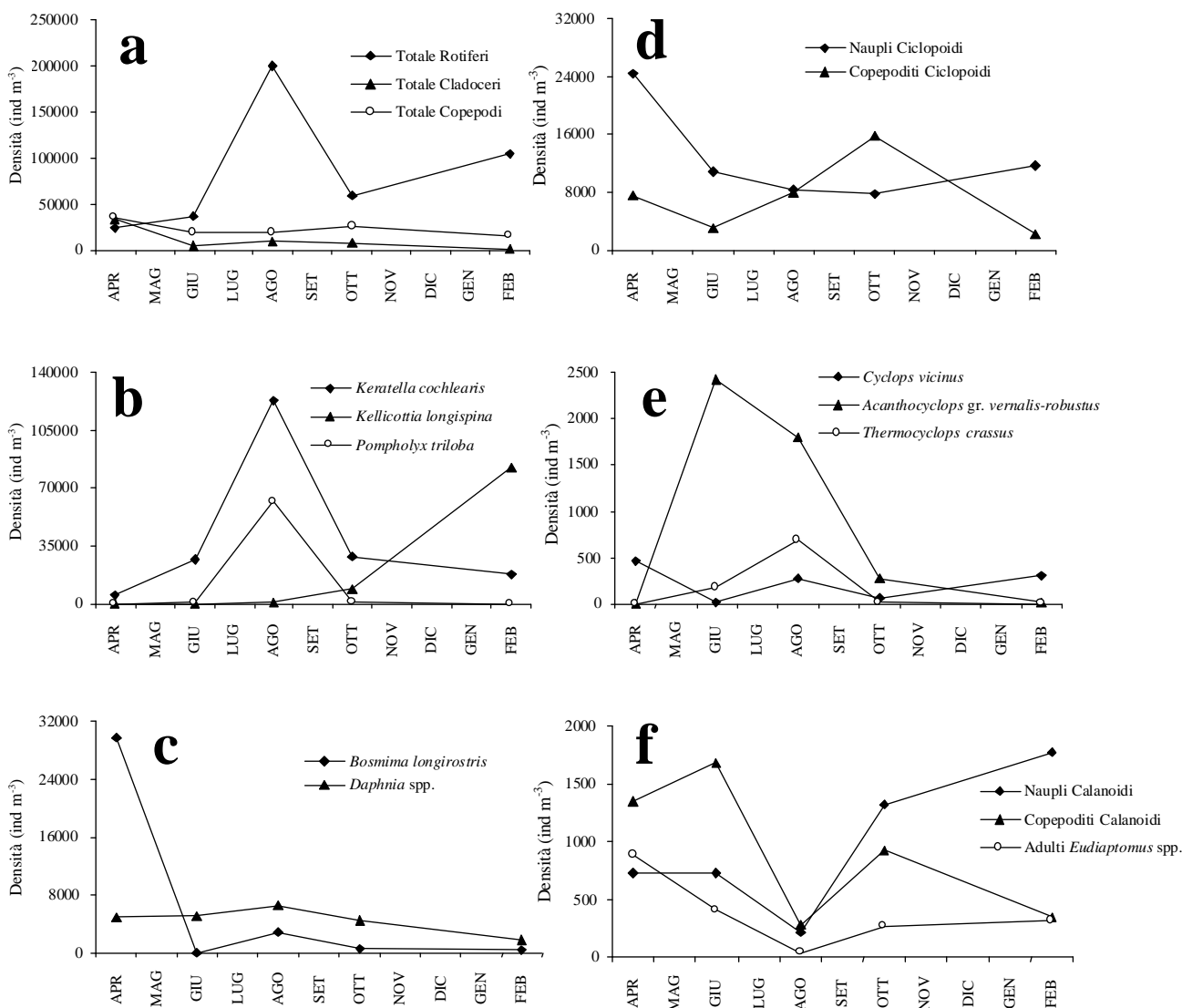


Fig. 4. Successione delle densità dei principali taxa zooplanctonici nel Lago Brusa Vecchia.

girodi-brighwelli, ma con densità molto inferiori. Specie appartenenti ai generi *Lecane* e *Trichocerca*, tipicamente associate alla vegetazione acquatica, compaiono occasionalmente nei campioni esaminati.

La taxocenosi a Cladoceri è nettamente dominata da forme di piccola taglia, con un contributo marginale del genere *Daphnia*, anche in questo caso rappresentato dalle stesse specie identificate nel Lago Brusa Vecchia. *Bosmina longirostris* mostra un evidentiissimo picco di densità (283 ind/L) in giugno, dunque ritardato rispetto a quanto osservato nel Lago Brusa

Vecchia. *Ceriodaphnia pulchella* e *Moina micrura* raggiungono i loro massimi stagionali in agosto, rispettivamente con 81 e 11 ind/L (Fig. 5d); *Diaphanosoma brachyurum* anche in questo ambiente compare solo in agosto e ottobre.

Netta è la prevalenza numerica di naupli e copepoditi di Ciclopoidi nella componente a Copepodi (Fig. 5e). Adulti di *Thermocyclops crassus* sono presenti in primavera-estate, con densità di 36 e 39 ind/L in giugno e agosto. Le altre specie di Ciclopoidi identificate (*Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops* gr. *vernalis-robustus* e *Me-*

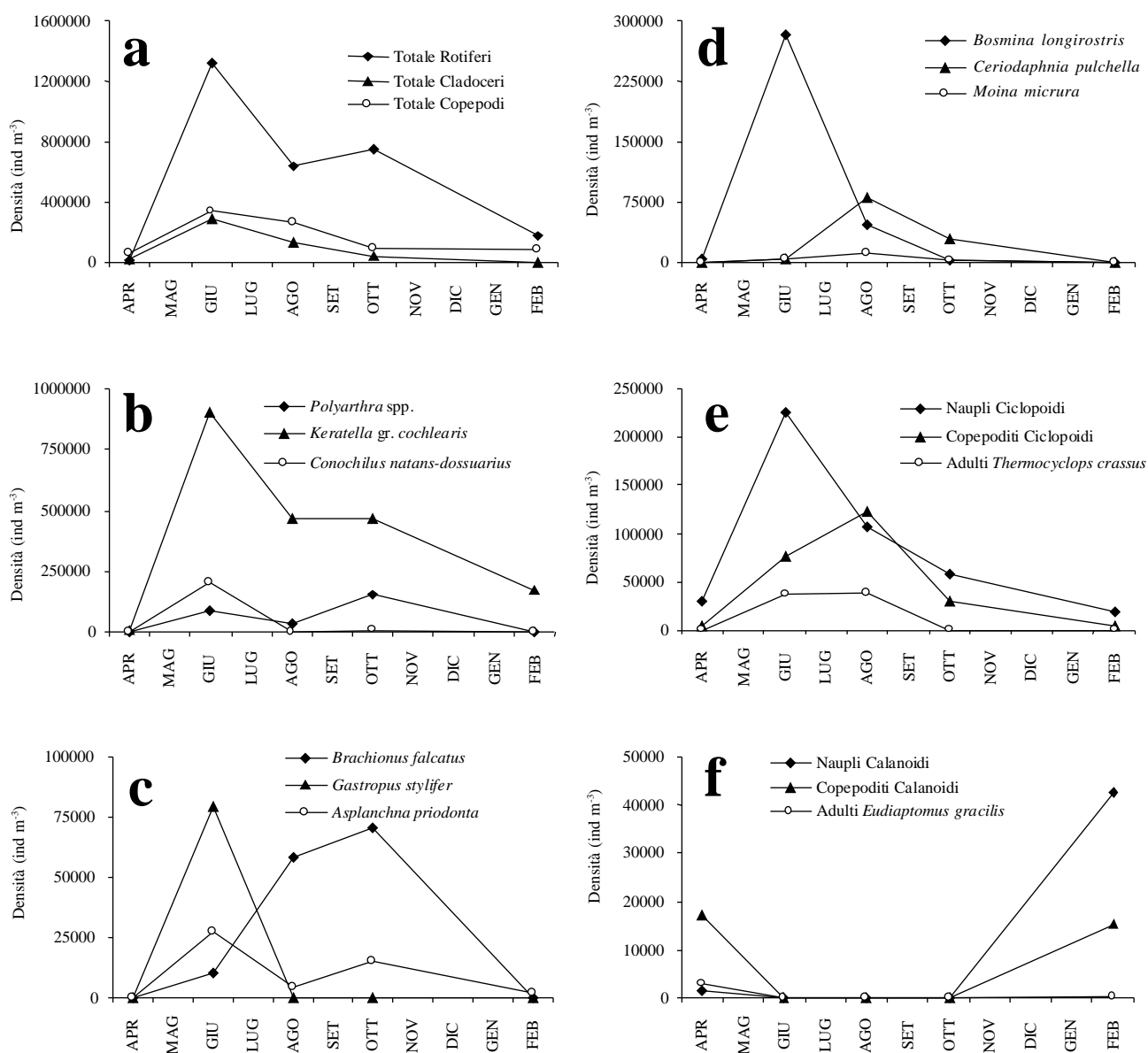


Fig. 5. Successione delle densità dei principali taxa zooplanctonici nel Lago Terzo Casone.

socyclops leuckarti) compaiono con adulti solo nelle ultime due date di campionamento. Il calanoide *Eudiatomus gracilis* in aprile 2001 ha una densità intorno a 22 ind/L, con una percentuale di copepoditi prossima all'80%. Nei mesi estivi *Eudiatomus* scompare completamente; a fine ottobre si osservano solo naupli, per altro in numero limitatissimo; i valori più alti di densità (58 ind/L) si hanno nel febbraio 2002, quando la popolazione è costituita per circa il 74% da stadi naupliari (Fig. 5f).

DISCUSSIONE

Nel 2001 il Lago Brusa Vecchia è rimasto termicamente stratificato per almeno 8 mesi; in questo periodo l'ipolimnio si è progressivamente impoverito di ossigeno e in ottobre, prima della fase di piena circolazione invernale, una colonna d'acqua di almeno 18 m era pressoché anossica.

Nel periodo autunnale gli strati profondi del lago si sono arricchiti di ammonio (fino a 50 μM) e di carbonio inorganico (~ 3 mM) a causa dei processi di mineralizzazione del materiale particellato sedimentato (VIAROLI *et al.*, 2001). Nella fase di piena circolazione, nonostante le basse temperature, la concentrazione media dell'ossigeno nella colonna d'acqua rimane intorno all'80% del valore di saturazione. Questo è il risultato del rimescolamento di una rilevante massa di acqua anossica con acqua superficiale satura di ossigeno.

Le peculiari condizioni meteorologiche dell'anno 2001, particolarmente caldo e siccitoso, hanno indubbiamente influito sulle dinamiche dell'ossigeno nel lago, ma è evidente il problema del confinamento delle acque ipolimniche in questo ambiente profondo che non ha immissari ed emissari e le cui infiltrazioni dalla falda (probabili ma non ancora ben individuate) non sono in grado di vivificare l'ambiente. Non sono ancora stati avviati inoltre i previsti lavori di modellamento delle sponde e l'intera fascia riparia del Lago Brusa Vecchia è praticamente spoglia di vegetazione: i valori elevati dell'azoto nitrico (oltre 300 μM) possono essere dovuti sia all'assenza di una fascia riparia di macrofite, che può trattenere il carico di azoto derivante dal dilavamento superficiale, sia ad una possibile ingressione di acqua di falda contaminata (MITSCH, 1994). Le concentrazioni della clorofilla-*a* fitoplanctonica si mantengono comunque su valori modesti (inferiori a 8 $\mu\text{g/L}$) e le acque hanno una discreta trasparenza, probabilmente per una forte limitazione da fosforo.

Nel Lago Terzo Casone non sono stati osservati problemi di deossigenazione ipolimnica. L'ambiente è artificiale, ma ha una profondità modesta che favorisce il frequente rimescolamento delle acque. Le sponde sono state adeguatamente modellate e sono ricche

di vegetazione tipica di ambienti marginali di golena. L'abbondanza di macrofite è la causa probabile delle basse concentrazioni di nutrienti azotati (< 20 μM) nelle acque, sia durante il periodo estivo che in quello invernale. Contrariamente a quanto avviene nell'ambiente precedentemente descritto, dove è dominante il fitoplancton, nel Lago Terzo Casone la comunità a macrofite causa l'accumulo di materia organica nei sedimenti superficiali. Il materiale di fondo è soffice e riducente, con bassi tenori di nitrato e picchi di concentrazione dell'azoto ammoniacale come avviene nella fase di senescenza della vegetazione nei corpi d'acqua poco profondi (MITSCH, 1994; SCHEFFER, 1998).

La Lanca della Garzaia di Valenza è un ambiente soggetto a un rapido interrimento legato all'accumulo di materiale vegetale. Presenta caratteristiche tipiche di un ambiente ipereutrofico con concentrazioni della clorofilla-*a* fitoplanctonica fino a 61 $\mu\text{g/L}$, acque sovrassature di ossigeno disciolto nelle ore diurne, bassa trasparenza, metabolismo riducente a livello dei sedimenti superficiali. Qui il fragmiteto sta progressivamente colonizzando l'intero specchio d'acqua.

Le comunità zooplanctoniche dei laghi Brusa Vecchia e Terzo Casone appaiono nel complesso ben differenziate. La composizione in specie e le densità rilevate nei due laghi rispecchiano chiaramente due diverse tipologie di ambienti lentic.

Lo zooplancton di Brusa Vecchia si connota per la presenza di un numero relativamente elevato di taxa, prevalentemente eupelagici. Le forme di più grande taglia, in particolare *Daphnia*, hanno una buona rappresentanza numerica e sicuramente un'importanza ancora maggiore in termini di biomassa relativa, con effetti non trascurabili sul controllo del fitoplancton. I microfiltratori (la maggior parte delle specie di Rotiferi, i piccoli Cladoceri, le forme immature di Copepodi) sono sempre dominanti in termini di abbondanza e raggiungono occasionalmente densità consistenti, ma su valori propri di ambienti scarsamente o mediamente produttivi. Anche la componente a predatori (il rotifero *Asplanchna priodonta*, ma specialmente gli ultimi stadi di copepodite e gli adulti dei Copepodi Ciclopoidi) è diversificata e sembra avere una funzione importante nel contenimento numerico della maggior parte delle specie di Rotiferi, soprattutto in aprile e giugno quando gli adulti di *Cyclops vicinus* e *Acanthocyclops gr. vernalis-robustus*, forme di grossa taglia, fanno registrare le densità più elevate. In definitiva, la struttura dei popolamenti del Lago Brusa Vecchia indica la centralità del comparto planctonico e della catena del pascolo per quanto attiene i trasferimenti di materia ed energia, evidenziando una situazione di buona funzionalità dell'intero sistema.

Anche nella comunità zooplanctonica del Lago Ter-

zo Casone sono rilevabili forme tipicamente pelagiche, ma sono altresì numerose specie normalmente associate a ricche fasce di vegetazione e ad abbondante detrito, come era d'altra parte da attendersi dalle caratteristiche idrogeomorfiche dell'ambiente studiato. L'elevato stato trofico è testimoniato in prima istanza dalle elevate densità zooplanctoniche osservate (di circa un ordine di grandezza maggiori rispetto a Brusa Vecchia) e dalla comparsa di taxa (come ad esempio *Brachionus* e *Lecane*) che prediligono acque ricche di sostanza organica. Si osserva comunque, anche in questo caso, una diversificazione a livello trofico delle diverse componenti zooplanctoniche, ma i macrofiltratori (con *Daphnia* ed *Eudiaptomus*) assumono una certa importanza solo in aprile, in una fase stagionale in cui la biocenosi macrofita non ha ancora iniziato lo sviluppo vegetativo. È verosimile ipotizzare per il Lago Terzo Casone una rapida evoluzione verso una comunità più semplificata per la scomparsa delle specie meno tolleranti e un parallelo aumento dell'importanza della catena del detrito (FERRARI *et al.*, 1984).

CONCLUSIONI

La restituzione di laghi, una volta cessata la coltivazione delle cave e fatto salvo il rispetto delle condizioni di sicurezza idraulica, potrebbe costituire un'occasione per un recupero della qualità ecologica delle golene nei tratti fluviali planiziali e potrebbe garantire una certa capacità di invaso di acque da destinare ad usi plurimi. Il valore ecologico e le possibilità d'uso sono comunque vincolati al raggiungimento di alcuni requisiti fondamentali, in particolare al mantenimento nel medio e lungo termine di condizioni soddisfacenti di qualità chimica e biologica delle acque. A sua volta, la qualità delle acque dipende dalle interazioni con il bacino scolante, dalle connessioni idrauliche con il fiume e la falda superficiale e, non meno importante, anche dalla morfometria della cuvetta lacustre.

Le ricerche condotte nei laghi del Parco dell'Orba e del Po a Valenza hanno permesso di caratterizzare ambienti acquatici che si sono formati in un'area in cui l'attività estrattiva ha avuto un notevole sviluppo. I dati ottenuti consentono di ampliare il quadro delle informazioni acquisite negli ultimi anni in ambienti analoghi che si trovano nella piana golena tra Piacenza e Parma (SPAGNI *et al.*, 1999; VIAROLI *et al.*, 1994, 2001, 2002); tali informazioni sono state utilizzate, sia pure ad un livello preliminare, per l'elaborazione di progetti e di piani di coltivazione delle cave.

Come negli studi precedenti, anche da questa indagine si può concludere che uno dei problemi principali è la profondità dei laghi e la conseguente durata della stratificazione termica delle acque. A questo proposito

è significativo il caso del Lago Brusa Vecchia, dove l'eccessiva profondità della massa d'acqua determina situazioni di prolungato deficit di ossigeno negli strati ipolimnici.

Il taglio di un canale di collegamento con il fiume Po, che scorre a nord a meno di 800 m, potrebbe favorire l'immissione di acqua più fredda e la possibile destratificazione ed il rimescolamento della colonna d'acqua. Questo intervento potrebbe però comportare un significativo arricchimento in nutrienti. L'assenza di vegetazione riparia e di sponde modellate in modo da favorire la colonizzazione da parte di idrofite facilita inoltre il trasporto alle acque del lago dei nutrienti, soprattutto dei nitrati, dilavati dai terreni agricoli. Le caratteristiche ecologiche degli altri due ambienti acquatici evidenziano l'importanza della presenza di fasce di vegetazione riparia e di idrofite. Sembra comunque improbabile che lavori di rinaturazione possano ovviare agli errori compiuti nella progettazione della morfologia della cuvetta lacustre e garantire un miglioramento della qualità naturalistica ed ambientale del sistema.

Il Lago Terzo Casone, nonostante l'origine artificiale, ha le caratteristiche tipiche della lanca fluviale con modeste dimensioni e bassa profondità (~4 m). In questo caso gli interventi sulle sponde si sono rivelati estremamente efficaci per ricreare condizioni di naturalità e al contempo per controllare gli inquinanti di origine diffusa.

La Lanca della Garzaia di Valenza, infine, è un ambiente che sta evolvendo velocemente verso l'interramento a causa degli elevati tassi di sedimentazione e dell'avanzamento del canneto. Il sedimento soffice dovrebbe essere asportato per aumentare la profondità e per eliminare un'efficace e poco controllabile sorgente di nutrienti per fitoplancton e macrofite. Sarebbe auspicabile inoltre effettuare il taglio periodico del canneto per controllarne l'avanzamento e rimuovere biomassa vegetale dal sistema, adottando opportune tecniche di sfalcio e scegliendo i periodi più adeguati per minimizzare il disturbo all'avifauna nidificante.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare il Direttore del Parco del Po e dell'Orba, Dottor Dario Zocco, e tutto il personale dell'Ente, in particolare Carlo Carbonero, Giampaolo Boffito, Maria Teresa Bergoglio, Laura Gola e Luca Cristaldi per la disponibilità e il supporto tecnico nelle diverse fasi della ricerca. La dottoressa Simona Viglioli ha contribuito all'identificazione e al conteggio dei campioni di zooplancton. La ricerca è stata svolta nell'ambito dei progetti di riqualificazione ambientale delle golene fluviali promossi dalla Lelio Guidotti Soc. Coop. di Polesine Parmense (Parma).

BIBLIOGRAFIA

- ALONSO M., 1996. *Crustacea, Branchiopoda. Fauna Ibérica*, vol. 7. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIS Madrid, 486 pp.
- APHA, AWWA, WPCF, 1975. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 14th edition, APHA, Wahington, 1114 pp.
- BRAIONI M.G., GELMINI D., 1983. *Rotiferi Monogononti (Rotatoria: Monogononta)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/200, 180 pp.
- CUMMINGS K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, **24**: 631-641.
- DE SMET W.H., 1996. *Rotifera. Volume 4: The Proalidae (Monogononta)*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 102 pp.
- DE SMET W.H., POURRIOT R., 1997. *Rotifera. Volume 5: The Dicranophoridae (Monogononta) and: The Ituridae (Monogononta)*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 344 pp.
- DUSSART B.H., 1969. *Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale*. Boubée & Cie. Paris. 1. Calanoides et Harpacticoides, 500 p.; 2. Cyclopoides et Biologie, 292 pp.
- EINSLER U., 1996. *Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 82 pp.
- FERRARI I., DE MARCHI A., MENOZZI P., MINZONI F., PICCOLI F., 1984. Heleoplankton seasonal succession in an experimental ricefield in northern Italy. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, **22**: 1711-1716.
- GOLTERMAN H.L., CLYMO R.S., OHNSTAND M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. IBP Handbook No. 8, Blackwell, Oxford, 213 pp.
- GOPAL B., 1999. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science and Technology*, **40**: 27-35.
- KOROVCHINSKY N.M., 1992. *Sididae & Holopediidae (Crustacea: Daphniiformes)*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 82 pp.
- KOSTE W., 1978. *Rotatoria*. Ed. Gebrüder Borntraeger, Berlin-Stuttgart. Vol. 1 Textband, 673 p.; Vol. 2 Tafelband, 480 pp.
- MARGARITORA F.G., 1985. *Cladocera. Fauna d'Italia*. Calderini, Bologna, 399 pp.
- MITSCH W.J. (Ed), 1994. *Global wetlands. Old world and new*. Elsevier, Amsterdam, 967 pp.
- NOGRADY T., POURRIOT R., SEGERS H., 1995. *Rotifera. Vol. 3: The Notommatidae and the Scaridiidae*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 248 pp.
- PREMAZZI G., CHIAUDANI G., 1992. *Ecological quality of surface waters. Quality assessment schemes for European Community lakes*. Joint Research Centre, Commission of the European Communities, 124 pp.
- RODIER J., 1978. *L'analyse de l'eau*. Dunod, Orleans, 1136 pp.
- RUTTNER-KOLISKO A., 1974. Planktonic Rotifers: biology and taxonomy. *Die Binnengewässer* (Supplement), **26**: 1-146.
- SCHEFFER M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London, 357 pp.
- SEGERS H., 1995. *Rotifera. Vol. 2: The Lecanidae (Monogononta)*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 226 pp.
- SMIRNOV N.N., 1992. *The Macrothricidae of the World*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 143 pp.
- SMIRNOV N.N., 1996. *Cladocera: The Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 197 pp.
- SÖDERQUIST T., MITSCH W.J., TURNER R.K. (Eds), 2000. The values of wetlands: landscape and institutional perspectives. *Ecological Economics*, **35**: 1-134.
- SPAGNI A., PETRONIO A., ROSSETTI G., VIAROLI P., 1999. I laghi di cava nella golena: aspetti ecologici applicati alla gestione. In Baldaccini G.N., Sansoni G. (eds), *Atti Seminario I biologi e l'ambiente... oltre il duemila*, Venezia, 22-23 novembre 1996, CISBA, Reggio Emilia: 521-526.
- STELLA E., 1984. *Copepoda: Calanoida (d'acqua dolce). Fauna d'Italia*. Calderini, Bologna, 101 pp.
- TURNER R.K., VANDEN BERGH J.C.J.M., SÖDERQVIST T., BARENDREGT A., VAN DER STRAATEN J., MALTBY E., VAN IERLAND E.C., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, **35**: 7-23.
- VALDERRAMA J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, **10**: 109-122.
- VIAROLI P., BONDAVALLI C., GIORDANI G., PARIS G., ROSSETTI G., 1994. Ricerche idrobiologiche in un bacino artificiale della golena del Po (Isola Giarola, Piacenza). *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, **10**: 265-276.
- VIAROLI P., FERRARI I., ROSSETTI G., 2002. Long-term limnological research in a quarry lake of the Po River, Italy. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, **28**: 576-581.
- VIAROLI P., ROSSETTI G., BERNINI F., BARTOLI M., FERRARI I., 2001. Studi ecologici e problemi gestionali in un lago di cava della golena del Po. *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, **14**: 89-98.
- VIAROLI P., ROSSETTI G., FERRARI I., in stampa. Funzioni ecologiche, valore ambientale e problemi gestionali negli ambienti acquatici marginali della golena del Po. *Atti Seminario "Sostenibilità dell'ambiente costruito: il ruolo della ricerca e della sperimentazione progettuale"*, International Association for Environmental Design, Roma, 6 giugno 2000.
- WETZEL R.G., 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, **24**: 6-24.
- WOODWARD R.T., WUI Y.-S., 2001. The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics*, **37**: 257-270.

RASSEGNA SCIENTIFICA

A cura di
Pietro Genoni

Collaboratori:
Michele Arcadipane, Rossana Caroni, Stefano Fenoglio, Alessandra R. Magarelli

Questa rubrica presenta una selezione di articoli di recente pubblicazione su alcune tra le principali riviste scientifiche internazionali. Il suo scopo è quello di offrire ai lettori una panoramica il più possibile aggiornata sullo stato della ricerca, di base ed applicata, nell'ambito degli argomenti trattati da Biologia Ambientale. I lavori sono raggruppati in base alla tematica affrontata, la quale viene indicata mediante parole chiave all'inizio di ciascun gruppo di articoli. Le versioni integrali degli articoli presentati possono essere richieste direttamente all'autore referente indicato in ciascuna recensione, oppure alla redazione di Biologia Ambientale (biologia.ambientale@cisba.it). La rubrica è aperta al contributo di tutti i soci, i quali, oltre a segnalare alla redazione articoli ritenuti di interesse, sono invitati a collaborare in prima persona alla loro recensione, prendendo preventivi accordi con il curatore (p.genoni@arpalombardia.it).

ECOLOGIA DEL SUOLO > BIODIVERSITÀ > MICROARTROPODI

Soil biodiversity: myth, reality or conning?

H.M. André, X. Ducarme and P. Lebrun

Oikos, 96: 3-24 (2002)

H.M. André, UR Faune du sol, Musée royal de l'Afrique centrale, B-3080 Tervuren, Belgium. E-mail: handre@africanmuseum.be

Lo studio della biodiversità dei microartropodi del suolo è esemplificativo dei problemi correlati ad altri organismi del suolo (i funghi, per esempio) o che possono essere rinvenuti in altri ambienti (la chioma degli alberi, i sedimenti degli oceani, gli organismi che ospitano i parassiti, ecc.). In verità, il contributo della fauna del suolo alla biodiversità globale resta un enigma sebbene, in anni recenti, abbia ricevuto una considerevole attenzione. La tesi che gli autori sostengono è che il dibattito sulla biodiversità del suolo resterà aperto – e persino sterile – fintanto che non saranno messe a punto, valutate criticamente e ampiamente utilizzate adeguate metodologie di campionamento.

Nella prima parte, viene presentata una rassegna critica delle strategie di campionamento utilizzate per i microartropodi del suolo. Oltre ad un'ampia compilazione di pubblicazioni sull'efficienza dei

metodi di estrazione, sono stati confrontati gli articoli pubblicati su due riviste dedicate alla biologia del suolo per due periodi di cinque anni ciascuno (prima e dopo i lavori di Erwin e prima e dopo Rio). I metodi di estrazione maggiormente utilizzati (oltre il 90% degli studi) presentano una bassa efficienza numerica (es. 7-26% per gli imbuti di Berlese-Tullgren) e sono inoltre selettivi rispetto a determinati taxa (variabile efficienza tassonomica e funzionale); il 75% degli studi è limitato ai primi 10 centimetri di suolo e quindi trascura ampiamente i popolamenti di microartropodi; spesso alcuni gruppi non sono del tutto presi in considerazione, indipendentemente da quanto siano diversificati; negli anni recenti l'identificazione tassonomica tende ad essere meno approfondita.

Nella seconda parte dello studio viene valutata l'importanza, per la stima della biodiversità, della distorsione indotta da strategie di cam-

pionamento inadeguate o limitate: le densità sono eccessivamente sottostimate (fino a 14 volte in meno); al contrario l'aggregazione delle specie, un fenomeno addotto per spiegare l'esistenza di numerose specie del suolo, è sovrastimata; alcuni gruppi funzionali possono essere piuttosto trascurati; la distribuzione delle specie lungo un gradiente dedotto dal campionamento può essere piuttosto differente da quello realmente presente nel suolo ed interferire con la valutazione della β -diversità; la ricchezza in specie spesso è brutalmente sottostimata (fino al 50%).

Complessivamente, sono stati esaminati non più del 10% dei popolamenti di microartropodi del suolo e sono state descritte non più del 10% delle specie. Naturalmente, c'è ancora molto da fare per stimare la biodiversità dei microartropodi del suolo e per comprendere *a fortiori* i meccanismi che vi sono sottesi. Migliorare e rinnovare

la strategia di campionamento del suolo è pertanto un prerequisito di

qualunque progresso nella comprensione di questo affascinante ed

oscuro campo di ricerca.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > DIRETTIVA EUROPEA SULLE ACQUE

Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods

P.J. Raven, N.T.H. Holmes, P. Charrier, F.H. Dawson, M. Naura, P.J. Boon

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12: 405-424 (2002)

P.J. Raven, Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, UK. E-mail: paul.raven@environment-agency.gov.uk

La caratterizzazione della struttura fisica e la valutazione della qualità degli habitat fluviali stanno diventando sempre più importanti nel contesto della pianificazione ambientale e nella valutazione di impatto. In Europa la Direttiva quadro sulle acque richiede, nella definizione dello stato ecologico dei fiumi, la valutazione degli elementi di qualità idromorfologica. La valutazione di questi elementi gioca un ruolo cruciale nella Direttiva poiché essa viene utilizzata per descrivere le condizioni dei fiumi, da quelle indisturbate a quelle pesantemente alterate. Al fine di assicurare la confrontabilità delle classificazioni tra gli stati membri, è necessario stabilire un approccio comune.

Nell'articolo, tre metodi di valutazione degli elementi idromorfologici e dell'habitat fluviale, sviluppati in Germania, Francia e Regno Unito, sono stati applicati in un inter-confronto qualitativo con-

dotto nel 2001. Ciascuno di questi è stato saggiato su tratti di fiumi nel nord-est della Francia e nei Pirenei francesi.

Le caratteristiche prese in considerazione da tutti i tre metodi sono risultate ampiamente simili; tuttavia, le differenze nelle strategie di indagine, nella raccolta e nell'analisi dei dati hanno prodotto differenze nel giudizio di qualità. Tali differenze sono imputabili principalmente alla diversa interpretazione di ciò che si intende per condizioni non disturbate. Inoltre, nel confronto dei diversi metodi sono emersi problemi legati alla scala di indagine.

Nonostante queste differenze, vi è una base comune sufficientemente ampia da cui partire per rifinire le metodiche e conseguire una migliore armonizzazione. Ciò richiederà un consenso tra i tecnici riguardo la terminologia e la definizione delle caratteristiche da esaminare, nonché l'adozione di un

metodo di lavoro per le indagini e la presentazione dei dati che sia basato sull'analisi dei tratti di fiume secondo un approccio gerarchico.

Una valutazione fondata sull'impatto rispetto a condizioni idromorfologiche indisturbate potrebbe essere la scelta migliore per un modello di classificazione semplice e pratico, ma è necessario un accordo comune per stabilire i criteri da usare per definire e calibrare tale modello.

Per concludere, la valutazione della qualità dell'habitat fluviale che fa uso della presenza e della diversità di particolari caratteristiche quali punti di partenza per la classificazione necessita un perfezionamento. I principi di interpretazione diagnostica devono essere saggiati ed i dati esistenti devono essere maggiormente correlati con le informazioni derivanti dalle indagini biologiche e geomorfologiche. [PG]

Preparing for the European Water Framework Directive – making the links between habitat and aquatic biota

P. Logan, M. Furse

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12: 425-437 (2002)

P. Logan, Environment Agency, Fobney Mead, Rose Kiln Lane, Reading RG2 0SF, UK. E-mail: paul.logan@environment-agency.gov.uk

Nel dicembre 2000, la Commissione Europea ha pubblicato la Direttiva che stabilisce un quadro

per l'azione comunitaria in materia di acque. Per la prima volta, una Direttiva riconosce l'importan-

za delle comunità biologiche nella valutazione della qualità delle acque dolci e marine. Gli obiettivi

specifici della Direttiva sono la prevenzione del deterioramento dello stato degli ecosistemi acquatici, la loro protezione ed il loro miglioramento. Essa stabilisce obiettivi ecologici (stato ecologico elevato e buono) per le acque superficiali e, di conseguenza, riconosce la necessità di un approccio integrato per la gestione delle tre componenti degli ambienti acquatici: la qualità dell'acqua, la sua quantità e la struttura fisica dell'habitat. Una serie di informazioni richieste dalla Di-

rettiva aiuterà a produrre i Piani di gestione dei bacini fluviali, indicando programmi di intervento che assicurino a tutti i fiumi il raggiungimento almeno di un buono stato ecologico entro il 2015.

Il *River Invertebrate Prediction And Classification System* (RIVPACS) ha influenzato la stesura della Direttiva con il concetto di condizione di riferimento e la selezione di variabili per definire la tipologia fluviale. Il sistema RIVPACS è in grado di stabilire un legame più

robusto tra le caratteristiche dell'habitat e gli elementi biologici rispetto ad alcuni dei sistemi contenuti nella Direttiva.

La reale sfida che ora si presenta agli ecologi ed agli enti di gestione degli ambienti fluviali sarà di integrare gli studi scientifici su singole componenti ambientali – come la portata – e singoli gruppi tassonomici – come i salmonidi – all'interno di una visione olistica dello stato ecologico dei bacini fluviali. [PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO

Sampling effort affects multivariate comparisons of stream assemblages

Y. Cao, D.P. Larsen, R.M. Hughes, P.L. Angermeier, T.M. Patton

Journal of the North American Benthological Society, 21: 701–714 (2002)

Y. Cao, NRC Research Associateship Program, c/o Western Ecology Division, NHEERL, ORD, USEPA, 200 SW 35th Street, Corvallis, Oregon 97333 USA.

Le analisi multivariate sono utilizzate diffusamente per evidenziare similarità tra stazioni differenti dello stesso fiume o tra situazioni ambientali differenti, analizzare relazioni tra specie e caratteristiche ambientali, e quantificare l'impatto antropico sugli ecosistemi.

La stima di questi parametri ecologici spesso dipende dall'intensità e dallo sforzo di campionamento. Gli autori hanno esaminato l'effetto della variazione dell'intensità di campionamento nell'ambito dell'applicazione di indici di raggruppamento di stazioni.

Due indici di similarità, l'indice di Jaccard e l'indice di Bray-Curtis sono stati applicati su un set di dati macrobentonici e su due set di dati ittologici. La separazione delle stazioni è stata significativamente migliorata aumentando l'intensità dello sforzo di campionamento poiché la similarità tra campioni replicati dello stesso sito aumenta più velocemente rispetto alla similarità tra siti differenti.

Allo stesso modo, l'aumento della similarità tra siti dello stesso insieme è più rapido rispetto all'aumento della similarità tra siti di insiemi differenti: questo provo-

ca una miglior separazione tra gli insiemi stessi. L'efficacia della separazione tra siti ed insiemi risulta stabilizzata solo quando la similarità media tra repliche raggiunge un valore pari ad 1.

Questi risultati sono applicabili alle tecniche multivariate comunemente utilizzate, come la *cluster analysis*, poiché esse utilizzano le stesse matrici di similarità impiegate in questo studio. Gli autori suggeriscono alcuni criteri per valutare l'efficacia delle tecniche multiparametriche in base all'intensità di campionamento utilizzata. [SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices

R.T. Clarke, M.T. Furse, R.J.M. Gunn, J.M. Winder, J.F. Wright

Freshwater Biology, 47: 1735-1751 (2002)

R.T. Clarke, CEH Dorset, Winfrith Technology Centre, Winfrith Newburgh, Dorchester, Dorset, DT2 8ZD, U.K... E-mail: rtc@ceh.ac.uk.

La Direttiva Europea sulle acque (2000/60/EC) riconosce la

necessità del monitoraggio biologico. Gli indici derivati da campiona-

menti standard di macroinvertebrati vengono frequentemente utilizzati

per valutare la qualità ecologica dei fiumi. Tuttavia, è anche importante la conoscenza degli errori o della variazione casuale che possono influenzare il valore di un indice.

Il lavoro descrive uno studio finalizzato a quantificare la variazione legata al campionamento in tre indici ecologici basati sul sistema a punteggio del Biological Monitoring Working Party (BMWP) e applicati in un'ampia gamma di tipologie fluviali con differenti qualità delle acque. Tali indici sono: il numero di taxa secondo il BMWP, il punteggio BMWP e l'Average Score Per Taxon (ASPT).

I siti indagati sono stati selezionati in modo da comprendere i quattro gruppi principali all'interno del sistema di classificazione britannico River InVertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS). All'interno di ciascun gruppo sono stati selezionati quattro siti differenti per livello di qualità ecologica (per un totale di 16 stazioni). In ciascuna stazione sono stati raccolti, da parte di operatori esperti, tre campioni standard secondo il protocollo RIVPACS, in

primavera, estate ed autunno. In ogni stagione due campioni sono stati raccolti da un singolo biologo ed un terzo campione da un'altra persona, in modo da poter evidenziare la variazione intra- e tra operatori.

All'interno di una singola stagione, gli effetti della variazione dovuta al campionamento sul numero di taxa, sul punteggio BMWP e sull'ASPT in tutti i siti, indipendentemente dall'operatore, potrebbero essere rappresentati da alcuni semplici parametri. Gli autori dimostrano che le deviazioni standard della radice quadrata del numero di taxa, della radice quadrata del punteggio BMWP e dell'ASPT non trasformato, sono risultate a grandi linee costanti, indipendentemente dalla tipologia o dalla qualità del sito. Per ciascun indice, le deviazioni standard di campioni aggregati di due o tre stagioni sono risultate minori rispetto a quelle dei singoli campioni stagionali.

Nello studio, le influenze inter-operatori sui campioni sono apparse trascurabili (4-12% della deviazione standard complessiva). Ciò sottolinea l'importanza di un ade-

guato addestramento di tutto lo staff impiegato nei programmi di monitoraggio su ampia scala che, pur utilizzando procedure standard da un anno all'altro, potrebbe coinvolgere operatori diversi.

Il numero di taxa, il punteggio BMWP e l'ASPT sono stati tutti stimati con una maggiore precisione aggregando i campioni raccolti nelle diverse stagioni, piuttosto che calcolando i valori medi di due o tre stagioni.

Lo studio ha permesso di stimare gli intervalli di confidenza per i valori del numero di taxa, del punteggio BMWP e dell'ASPT basati su singoli campionamenti stagionali e su campioni aggregati di due o tre stagioni, raccolti secondo le procedure standard previste dal RIVPACS per qualunque fiume britannico.

I risultati possono anche essere usati nei modelli di simulazione che tengono conto degli effetti della variazione dovuta al campionamento nella valutazione della qualità ecologica dei fiumi basata sul rapporto tra gli indici BMWP osservati e attesi secondo il RIVPACS.

[PG]

Hydropsychid (Trichoptera, Hydropsychidae) gill abnormalities as morphological biomarkers of stream pollution

K.-M. Vuori & J.V.K. Kukkonen

Freshwater Biology, 47: 1297-1306 (2002)

K.-M. Vuori, North Karelia Regional Environment Centre, PO Box 69, Fin-80101, Finland. E-mail: kari-matti.vuori@yh.fi.

In questo studio è stato analizzato lo sviluppo di anomalie morfologiche nelle branchie di *Hydropsyche siltalai* esposte al cadmio in laboratorio, e di *Cheumatopsyche lepida* e *Hydropsyche pellucidula* raccolte in un fiume contaminato. Sono stati considerati due biomarkers: (1) la presenza di anomalie (*Hydropsychid abnormality incidence*, HAI), rappresentata dalla

proporzione di animali con particolarità morfologiche anormali, e (2) un indice di anomalie delle branchie (*Hydropsychid gill abnormality incidence*, HYI), riferito al numero medio di ciuffi branchiali anormali in ciascun individuo.

Le relazioni tra la presenza di anomalie e la contaminazione delle acque sono state analizzate studiando la morfologia branchia-

le a differenti livelli di concentrazione di cadmio e composti organoclorurati. È stato misurato in laboratorio un gradiente di concentrazione del cadmio, mentre le concentrazioni di PCDD (policloro-dibenzo-p-diossine), PCDF (policloro-dibenzofurani) e PCDE (policloro-difenilietere) nel muschio acquatico *Fontinalis antipyretica* sono state utilizzate come misura del gradien-

te di organoclorurati in campo.

Le principali anomalie rilevate sono state un notevole inscurimento delle branchie, sia nella porzione distale sia nella porzione prossimale, una malformazione ed una riduzione dei ciuffi branchiali. Il significativo aumento dei valori di HYI in presenza di crescenti concentrazioni di cadmio evidenzia una stretta relazione tra livello di contaminazione e presenza di mal-

formazioni, mentre l'indice HAI ha dato risultati meno interessanti e chiari. In definitiva, alti valori di HAI e HYI sono sempre stati rilevati in presenza di elevati livelli di contaminazione. Una correlazione significativa è stata rilevata fra la concentrazione di organoclorurati nei muschi e i valori dei biomarker in *H. pellucidula*, ma non in *C. lepidula*.

In conclusione, l'indice HAI

indica uno stato di sofferenza generale senza riuscire a quantificare il livello di contaminazione, mentre l'impiego di singoli ciuffi branchiali nel metodo HYI fornisce interessanti informazioni, anche di tipo quantitativo. Future ricerche relative alle caratteristiche autoecologiche, al contesto fisiologico ed ecotossicologico permetteranno di estendere l'impiego di questo metodo a differenti realtà. [SF]

The validity of the *Gammarus* : *Asellus* ratio as an index of organic pollution: abiotic and biotic influences

C. MacNeil, J.T.A. Dick, E. Bigsby, R. Elwood, W.I. Montgomery, C.N. Gibbins, D.W. Kelly
Water Research, 36: 75-84 (2002)

C. MacNeil, School of Biology and Biochemistry, The Queen's University of Belfast, 97 Lisburn Road, Belfast BT9 7BL, N. Ireland, UK. E-mail: c.macneil@queens-belfast.ac.uk

È noto che il genere *Gammarus* risulta essere meno tollerante nei confronti dell'inquinamento organico rispetto al genere *Asellus*: per questo motivo, nell'articolo viene proposto un sistema di monitoraggio basato sulla abbondanza relativa dei due taxa.

Gli autori hanno saggiato la validità di questa ipotesi confrontando il rapporto *Gammarus* : *Asellus* (G:A) con (1) un gruppo di variabili chimico-fisiche e (2) indici biotici (average score per taxon, ASPT) e di ricchezza (ricchezza in specie - S- e ricchezza in famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera - indice EPT) calcolati in base

alla comunità macrobentonica. Inoltre, sono state analizzate alcune interazioni biotiche, quali l'esistenza di possibili fenomeni di predazione tra i due taxa.

Analisi univariate e multivariate hanno dimostrato che il rapporto G:A mostra una buona relazione con cambiamenti di parametri legati al carico organico, quali BOD₅ e concentrazione di nitrati.

Tuttavia, il rapporto G:A sembra rispondere anche a variabili non strettamente legate all'inquinamento organico, quali la conducibilità e la distanza dalla sorgente. Sono state evidenziate correlazioni positive anche tra i valori di G:A e

quelli degli indici ASPT, S ed EPT.

Esperimenti in laboratorio hanno dimostrato l'esistenza di una significativa predazione di stadi giovanili di *Asellus aquaticus* da parte di *Gammarus duebeni celticus*.

Gli autori propongono di utilizzare il rapporto G:A come un indice sintetico di inquinamento organico, che potrebbe essere utilizzato a fianco di metodi di indagine più complessi secondo un approccio multimetrico, oppure nei casi in cui sia necessario utilizzare una tecnica semplice per programmi di monitoraggio a lungo termine.

[SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

The functional role of *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both?

D.W. Kelly, J.T.A. Dick, W.I. Montgomery
Hydrobiologia, 485: 199-203 (2002)

J.T.A. Dick, School of Biology and Biochemistry, Queen's University Belfast, Medical Biology Centre, 97 Lisburn Road, Belfast BT9 7BL, N. Ireland, U.K. E-mail: j.dick@qub.ac.uk

Il genere *Gammarus* viene tradizionalmente attribuito, relativa-

mente alle modalità di nutrizione, al gruppo funzionale degli erbivori

frammentatori. Sebbene studi recenti suggeriscano che il genere po-

trebbe anche essere considerato tra i predatori, tale ruolo resta controverso. Gli autori, mediante uno studio di laboratorio, hanno esaminato il rapporto tra i ruoli di frammentatori e predatori in una specie acquatica comune.

Si è osservato che *Gammarus pulex* preda in maniera significativa le ninfe dell'efemerottero *Baetis rhodani*, sia in presenza che in assenza di eccesso di materiale fogliare. Non vi sono differenze significative nel grado di predazione quan-

do la fonte di cibo alternativa, il materiale fogliare, è presente o assente. Ugualmente, *G. pulex* si nutre del materiale fogliare sia in presenza che in assenza di *B. rhodani*. Però, l'attività di frammentazione è significativamente ridotta quando la fonte di cibo alternativa, *B. rhodani*, è presente rispetto alle situazioni in cui essa è assente. Inoltre, *G. pulex* presenta chiare preferenze per le diverse specie fogliari.

I risultati suggeriscono che il genere *Gammarus* agisce sia come

frammentatore che come predatore, e che il rapporto tra i due ruoli forse dipende dalla disponibilità e dalla qualità del cibo. Gli autori discutono le implicazioni di queste conclusioni nell'uso del concetto di gruppo funzionale (*functional feeding group*, FFG) quando si valutano i processi ecologici negli ambienti acquatici, ed il ruolo che la predazione da parte di *Gammarus* può giocare nel determinare la struttura delle comunità di macroinvertebrati. [PG]

A proposal to regard the former family Naididae as a subfamily within Tubificidae (Annelida, Clitellata)

C. Erséus, L. Gustavsson

Hydrobiologia, 485: 253-256 (2002)

C. Erséus, Department of Invertebrate Zoology, Swedish Museum of Natural History, Box 50007, SE-104 05 Stockholm, Sweden. E-mail: christer.erseus@nrm.se.

Alla luce dei risultati ottenuti con le recenti ricerche di investigazione filogenetica basate sull'analisi del DNA, in questo lavoro si avanza la proposta di abbassare la famiglia Naididae (= Naidina Ehrenberg, 1828), sinora ritenuta un gruppo a sé stante di oligocheti acquatici, al rango di sottofamiglia, Naidinae, dei Tubificidae Vejdošský, 1876.

Esisterebbe in proposito una

questione nomenclaturale da dirimere in sede alla Commissione del Codice Internazionale di Nomenclatura Zoologica, relativa all'ordine di precedenza: il nome Naididae è stato assegnato ad una famiglia di oligocheti prima del nome Tubificidae.

Gli autori evidenziano inoltre come il gruppo dei Naidinae presenti numerosi punti di contatto e somiglianze con taxa posti attual-

mente in un'altra sottofamiglia di Tubificidae, i Rhyacodrilinae; tuttavia, al contrario di questi ultimi, appare quasi certo che i Naidinae rappresentano un gruppo naturale, monofiletico. Risulta così estremamente probabile che future revisioni del gruppo porteranno a mutamenti e scissioni nel gruppo dei Rhyacodrilinae, e non interesseranno invece la nuova sottofamiglia dei Naidinae. [SF]

Field experiments on colonization and movements of stream invertebrates in an Apennine river (Visone, NW Italy)

S. Fenoglio, P. Agosta, T. Bo, M. Cucco

Hydrobiologia 474: 125-130 (2002)

S. Fenoglio, Università del Piemonte Orientale, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Avanzate., via Cavour 84, 15100 Alessandria. E-mail: fenoglio@unipmn.it.

I macroinvertebrati bentonici presentano elevate capacità di movimento all'interno dell'alveo fluviale. La conoscenza delle modalità e dei meccanismi alla base di questi spostamenti risulta di estrema importanza per la comprensione delle dinamiche di ricolonizza-

zione di questi organismi, elemento di fondamentale importanza per il recupero ambientale dei sistemi lotici.

In questo lavoro, gli autori hanno posizionato sei batterie di substrati artificiali ad ingresso preferenziale nel Torrente Visone, un

affluente del Fiume Bormida (Alessandria), corpo idrico che, dopo un lungo periodo di drammatica contaminazione, negli ultimi anni ha presentato un notevole recupero ambientale. Ciascuna batteria era costituita da una trappola "C", in cui l'ingresso era permesso da tutte

le direzioni, una trappola "D", che permetteva l'ingresso solamente da valle ed una trappola "U", aperta esclusivamente verso monte.

Nel periodo 1999-2001, le trappole "C" sono stati i substrati maggiormente colonizzati, sia come

numero di individui sia come ricchezza tassonomica. Le trappole "U" sono risultate più colonizzate delle "D", anche se sono state rilevate direzioni preferenziali di spostamento per diversi gruppi tassonomici e in diverse stagioni. Questo

studio dimostra come i piccoli bacini periferici possano svolgere un ruolo di primo piano nel processo di ricolonizzazione e recupero di interi reticoli idrografici, funzionando come riserve di diversità biologica. [SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > FAUNA ITTICA

Predictive modelling of freshwater fish as a biomonitoring tool in New Zealand

M. K. Joy and R. G. Death

Freshwater Biology, 47: 2261-2275 (2002)

M. K. Joy, Institute of Natural Resources-Ecology, Massey University, Private Bag 11 222, Palmerston North, New Zealand. E-mail: mikejoy@clear.net.nz

Agli ecologi è stata proposta una sfida per la ricerca di relazioni quantitative che abbiano capacità predittive. Un approccio predittivo è stato ottenuto utilizzando per il biomonitoraggio gli invertebrati acquatici attraverso il River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS). Lo stesso approccio, per quanto ne sappiamo, non è stato applicato alle comunità dei pesci d'acqua dolce.

Questo studio descrive i risultati preliminari dell'applicazione di un modello predittivo regionale basato sulle presenza di pesci d'acqua dolce in 200 siti di riferimento campionati nella regione Manawatu-Wanganui in Nuova Zelanda nella tarda estate/autunno del 2000. I siti sono stati classificati all'interno di gruppi biotici; sono state de-

terminate le caratteristiche fisiche e chimiche che meglio descrivono le variazioni tra questi gruppi; le relazioni tra queste variabili ambientali e le comunità ittiche sono state utilizzate per predire la fauna attesa nel sito.

I siti di riferimento sono stati raggruppati in *cluster* all'interno di sei gruppi in base alla densità di ittiofauna ed alla composizione della comunità. Utilizzando 14 variabili fisiche meno influenzate dall'attività umana, un modello di discriminazione ha assegnato al 70% dei siti la corretta classificazione biologica del gruppo. Le variabili che hanno mostrato la maggiore efficienza sono state principalmente quelle su larga scala inclusa l'altitudine, la distanza dalla costa, l'ecoregione lotica e le coordinate

geografiche.

Il modello è stato ulteriormente validato grazie alla rimozione casuale del 20% dei siti, ricostruendo il modello e quindi determinando il numero di siti rimossi assegnati correttamente ai loro originali gruppi biotici, utilizzando delle variabili ambientali. Con questo processo il 67% dei siti rimossi sono stati correttamente assegnati ai sei gruppi predeterminati.

Altri 30 siti sono stati utilizzati per determinare la capacità del modello di valutare l'impatto antropico. I rapporti tra i taxa osservati rispetto a quelli attesi (O/E) sono stati significativamente inferiori al rapporto O/E dei siti di riferimento, indicando una risposta delle popolazioni ittiche ai fattori di stress conosciuti. [MA]

Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France

T. Oberdorff, D. Pont, B. Huguency and J.-P. Porcher

Freshwater Biology, 47: 1720-1734 (2002)

T. Oberdorff, IRD, Laboratoire d'Ichtyologie, Muséum national d'histoire naturelle, 43, rue Cuvier, 75005 Paris. E-mail: oberdorff@mnhn.fr

Come è stato evidenziato nella recente direttiva europea sulle acque (European Water Framework Directive, WFD), la politica dell'acqua, in Europa, sta subendo forti

cambiamenti.

È necessario ripristinare e mantenere uno stato di "buona salute" degli ecosistemi acquatici, valutato in base alle loro caratteristi-

che idromorfologiche, chimiche e biologiche. Per rispettare le esigenze della WFD, gli strumenti biologici devono essere in grado di misurare la "salute" dei fiumi su una

scala abbastanza larga, in modo da consentirne la gestione. Questi strumenti ecologici devono essere efficienti, rapidi ed applicabili in differenti regioni ecologiche. Tra gli indicatori potenziali, le popolazioni di pesci sono di particolare interesse per la loro capacità di integrare la variabilità ambientale a differenti scale spaziali.

Per raggiungere gli obiettivi della WFD, le French Water Agencies ed il Ministero dell'Ambiente, hanno avviato un programma di ricerca per lo sviluppo di un indice

ittico applicabile su scala nazionale.

Una varietà di misure è basata sui dati di presenza e di abbondanza e riflette i differenti aspetti della struttura di popolazione e delle funzioni delle specie ittiche selezionate dalla letteratura disponibile e dalla loro potenzialità ad evidenziare il grado.

Sono state applicate procedure di regressione lineare logistica e multipla, usando un set di dati iniziale di 650 siti di riferimento uniformemente distribuiti nei fiumi

francesi e definiti per mezzo di alcune caratteristiche semplici misurate a livello regionale e locale, per ottenere il modello di risposta più semplice possibile, capace di spiegare adeguatamente le osservazioni misurate in ogni dato sito.

I modelli ottenuti per ogni metrica vengono validati usando due gruppi di dati indipendenti di 88 siti di riferimento e 88 siti alterati. Queste procedure permettono di selezionare la migliore metrica capace di discriminare tra siti di riferimento e siti alterati. [MA]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROFITE

Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream

T.V. Madsen and N. Cedergreen

Freshwater Biology, 47: 283-291 (2002)

T.V. Madsen, Department of Plant Ecology, University of Aarhus, Risskov, Denmark.

L'importanza relativa nell'apporto di nutrienti dell'apparato radicale e dell'apparato fogliare nelle macrofite acquatiche sommerse è stata saggiata in una serie di esperimenti in cui numerose piante sono state collocate in un sistema controllato di canali. L'acqua nel sistema era arricchita con azoto inorganico e fosforo, così da raggiungere concentrazioni simili a quelle di numerosi tratti fluviali danesi. Sono state esaminate quattro specie di macrofite: *Elodea canadensis*, *Callitriche cophocarpa*, *Ranunculus aquatilis* e *Potamogeton crispus*.

Tutte le specie hanno dimostrato di poter soddisfare la propria

esigenza di nutrienti minerali esclusivamente tramite l'assorbimento fogliare: la rimozione dell'apparato radicale, infatti, non ha avuto alcun effetto sulla crescita delle piante. Inoltre, le concentrazioni di azoto organico e fosforo nei tessuti delle piante sono rimaste costanti anche nelle piante private delle radici.

L'arricchimento di nutrienti nell'acqua e/o nei sedimenti non ha avuto alcun effetto sul tasso di crescita di due specie: *E. canadensis* e *C. cophocarpa*, indicando che la disponibilità di nutrienti *in situ* era sufficiente per coprire i fabbisogni della crescita. Tuttavia, anche se

non sono stati evidenziati effetti diretti sulla crescita, è stata notata una diminuzione del rapporto tessuto radicale/ fusto ed un aumento delle concentrazioni di P nei tessuti in seguito all'arricchimento delle acque.

Le concentrazioni di nutrienti utilizzate sono tipiche di numerosi corpi idrici della Danimarca. Il trascurabile effetto dell'arricchimento di nutrienti sul tasso di crescita delle macrofite sommerse suggerisce che la disponibilità di nutrienti minerali è un fattore di secondo piano nel controllo della crescita di macrofite nel reticolo idrografico danese. [SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > BIOFILMS - PERIPHYTON

The effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality

S. Sabater, H. Guasch, A. Romani, I. Muñuz

Hydrobiologia, 469: 149-156 (2002)

S. Sabater, Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Avda. Diagonal 645, E-08028 Barcelona, Spain. E-mail: ssabater@porthos.bio.ub.es

I biofilm -costituiti dall'insieme di organismi autotrofi ed etero-

trofi- sono estremamente efficienti nel rimuovere dall'acqua dei fiumi

numerosi composti inorganici ed organici. Essi sono pertanto elemen-

ti chiave nei processi di autodepurazione che avvengono nei corsi d'acqua. La funzione dei biofilm è correlata a numerosi fattori ambientali che regolano gli ecosistemi fluviali: fisici (luce, temperatura, velocità di corrente), chimici (disponibilità di nutrienti, effetti tossici), ma anche biologici. Tra i fattori biologici, la composizione della comunità (alghe, batteri e funghi), la struttura del biofilm (disposizione degli strati, accumulo di biomassa) e la presenza di organismi raschiatori determinano variazioni nell'ef-

ficienza della funzione di autodepurazione dei biofilm. Alghe e batteri mostrano capacità di rimozione specifiche per i nutrienti ed altri composti organici ed inorganici, ma lo spessore del biofilm può condizionare tali capacità, sia attraverso un decremento della diffusione sia aumentando il riciclo all'interno del biofilm stesso. L'assimilazione di nutrienti e, di conseguenza, la capacità del biofilm di migliorare la qualità dell'acqua, diminuisce con la biomassa. Inoltre, lo spessore del biofilm condiziona gli effetti

delle sostanze tossiche, dal momento che la biomassa previene la loro diffusione attraverso il biofilm. Gli organismi raschiatori interferiscono con l'efficienza dei biofilm, semplificando la composizione della comunità e diminuendo il grado di assorbimento ed assimilazione del biofilm.

Una maggiore attenzione dovrebbe essere rivolta a questi aspetti, poiché interferiscono senza dubbio con l'efficienza dei biofilm nel miglioramento della qualità dell'acqua nei fiumi. [PG]

Top-down versus bottom-up control of autotrophic biomass – a meta-analysis on experiments with periphyton

H. Hillebrand

Journal of the North American Benthological Society, 21: 349–369 (2002)

H. Hillebrand, Erken Laboratory, Department of Limnology, Evolutionary Biology Centre, Uppsala University, Norr Malma 4200, S-76173 Norrtälje, Sweden

L'apporto di nutrienti e la presenza di organismi erbivori sono i due fattori fondamentali che regolano la biomassa dei vegetali nelle acque interne. L'importanza di questi due elementi e delle loro interazioni sulla biomassa del periphyton viene esaminata in questo studio con una meta-analisi quantitativa.

Ricerche bibliografiche evidenziano la presenza di almeno 85 lavori che trattano questo argomento. Generalmente, in questi studi sono stati rilevati gli effetti dell'arricchimento in nutrienti o della presenza di erbivori sul totale finale della biomassa algale (Hedges' d) oppure sul suo tasso di variazione

(r).

Gli erbivori raschiatori vengono individuati in tutti gli studi come un elemento di notevole importanza nella riduzione della patina perifitica, mentre l'aumento di nutrienti è il fattore chiave per la crescita algale. La biomassa perifitica è quindi controllata chiaramente da meccanismi *top-down* e *bottom-up*. Variazioni nei nutrienti hanno effetti a lungo termine, mentre variazioni nella pressione di pascolo hanno effetti più immediati. Un'analisi dei dati bibliografici

ha dimostrato che entrambi i fattori sopra riportati assumono una notevole importanza in ambienti differenti, come torrenti, laghi ed aree costiere. Tuttavia, la loro interazione risulta maggiormente complessa nei sistemi lentici, dove l'arricchimento di nutrienti assume una notevole rilevanza, sia sulla biomassa finale sia sul tasso di variazione.

Gli autori evidenziano inoltre come sia importante in questo contesto la progettazione di accurati modelli sperimentali. [SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > FASCE RIPARIE

Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips

M. Borin and E. Bigon

Environmental Pollution, 117: 165-168 (2002)

M. Borin, Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Via Romea, 16, 35020 Legnaro (Pd), Italy. E-mail: maurizio.borin@unipd.it

L'efficacia delle fasce di vegetazione riparia nell'abbattimento delle concentrazioni di NO₃-N in

aree agricole è stata saggiata in un esperimento condotto nella pianura veneta. Sono state allestite due

tipologie di fasce sperimentali: una erbacea larga 5 metri ed una arborea larga 1 metro. Durante il perio-

do di studio (dicembre 1997-giugno 1999), i campi circostanti sono stati coltivati con mais e grano. Sono state analizzate quattro diverse situazioni sperimentali, derivanti dalla combinazione di due diversi livelli di immissione di concimi azotati e due diverse dimensioni di

alberi nella fascia di vegetazione.

I risultati di questo studio evidenziano come anche la fascia meno ampia abbia un notevole effetto nell'abbattimento di $\text{NO}_3\text{-N}$: questo composto non supera mai la concentrazione di 2 ppm nell'acqua che giunge nel fiume. L'area

di influenza della zona tampone pare sicuramente maggiore dell'ampiezza della stessa e l'abbattimento sembra essere ugualmente efficace durante l'inverno. La taglia degli alberi non è importante ai fini dell'efficacia dell'effetto tampone.

[SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > UCCELLI ACQUATICI

Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies

J. Figuerola & A.J. Green

Freshwater Biology, 47: 483-494 (2002)

J. Figuerola, Department of Applied Biology, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Avda. María Luisa s/n, Sevilla, Spain.

Gli ambienti delle acque interne spesso costituiscono isole ecologiche a sé stanti, separate da grandi estensioni di ambienti terrestri. Gran parte degli organismi acquatici non possiede meccanismi di dispersione che possano permettere, ad esempio, spostamenti tra diversi bacini idrografici; in questo contesto assumono una notevole importanza i fenomeni di dispersione attraverso le migrazioni ed i movimenti dell'avifauna acquatica. Il

trasporto passivo da parte di uccelli acquatici di propaguli di piante o di invertebrati è un fenomeno frequente, che assume una notevole importanza specialmente a livello locale. In questo processo si possono distinguere due modalità: endozooecoria, o trasporto interno, ed esozooecoria o trasporto esterno. Al momento attuale, le caratteristiche e le modalità di questo fenomeno rimangono ancora in larga parte sconosciute.

In questo lavoro, gli autori passano in rassegna le informazioni bibliografiche disponibili, sottolineando in particolare l'importanza di alcuni elementi (es. dimensione dei propaguli). Nel lavoro vengono ripresentati i principali approcci di ricerca utilizzati sinora in questo contesto, indicando anche i principali sviluppi di queste ricerche e la loro importanza per la comprensione delle dinamiche degli ecosistemi acquatici.

[SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > EUTROFIZZAZIONE

Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication

V.N. de Jonge, M. Elliott, E. Orive

Hydrobiologia, 475: 1-19 (2002)

V.N. de Jonge, Department of Marine Biology, University of Groningen, P.O. Box 14, 9750 AA Haren, The Netherlands. E-mail: v.n.de.jonge@biol.rug.nl

L'impatto della presenza dell'uomo e delle attività antropiche sulla natura ha portato allo sfruttamento eccessivo delle risorse naturali e a drammatici cambiamenti nell'utilizzo del suolo, incluso l'uso di fertilizzanti di sintesi, contribuendo al deterioramento dell'ambiente naturale. La densità di popolazione, i processi industriali e l'uso di

fertilizzanti sono le cause principali dell'eutrofizzazione dei sistemi fluviali, degli estuari e dei mari.

Ci sono diversi modi per determinare l'effettiva concentrazione dei nutrienti presenti negli anni '50, nel 1900 o perfino nel 1800. I dati disponibili indicano che le concentrazioni naturali di nutrienti (corrispondenti cioè a condizioni

originarie o al periodo precedente all'uso diffuso di fertilizzanti e detersivi) erano estremamente più basse di quelle odierne.

Dati chimici e biologici disponibili su lunghi periodi, raccolti in diverse parti del mondo, mostrano l'aumento (talvolta spaventoso) della concentrazione dei nutrienti e della produttività correlata. Gli stessi

dati su lunghi periodi mostrano, tuttavia, anche la diminuzione dei valori in conseguenza dell'adozione di provvedimenti atti a ridurre le fonti di emissione dei nutrienti.

Ricerche svolte in tutto il mondo su diversi ecosistemi dimostrano che quasi ogni sistema risponde in modo differente all'eutrofizzazione. In particolare, i confini fisici giocano un ruolo importante nel deter-

minare gli effetti ultimi dell'eutrofizzazione a livello locale.

Oltre a questo aspetto, anche la trasformazione e la ritenzione dei nutrienti nei sistemi costieri e di estuario contribuiscono a determinare risposte specifiche dell'ecosistema. A causa di tutte queste diverse condizioni, le risposte specifiche dei singoli siti possono generare alcuni problemi.

La sfida di questo millennio è quella di raggiungere davvero un equilibrio tra i sistemi naturali e l'uomo, compresa anche la sua densità di popolazione. Un passo positivo in questa discussione è la valutazione di criteri in grado di riportare l'eutrofizzazione a livelli accettabili sia per l'uomo che per la natura. [RC]

The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies

M. Elliott, V.N. de Jonge

Hydrobiologia, 475: 513-524 (2002)

M. Elliott, Institute of Estuarine & Coastal Studies, University of Hull, Hull HU6 7RX, U.K.. E-mail: Mike.Elliott@hull.ac.uk

Diversi modelli concettuali vengono messi a punto per indicare segnali e sintomi inerenti alle variazioni di nutrienti in ambienti salmastri, in estuari e in zone costiere a circolazione limitata. Questi forniscono un approccio strutturato all'identificazione dei sintomi avversi di iper-arricchimento e di eutrofia a tutti i livelli di organizzazione biologica, dagli effetti a livello cellulare fino a quello di ecosistema.

I modelli concettuali illustrano gli approcci *bottom-up* (dal basso all'alto) per l'individuazione e il controllo di problemi potenziali, e l'importanza delle risposte *top-down* (dall'alto verso il basso). Gli approcci *bottom-up* incorporano meccanismi riguardanti gli *input* (fonti), la ritenzione dei nutrienti, i ci-

cli biogeochimici e le risposte nella produzione primaria. Gli approcci *top-down* includono l'identificazione di componenti di evidente importanza degli ecosistemi marini, come pesci, mammiferi marini, uccelli marini e costieri, che sono spesso importanti dal punto di vista socio-economico e conservazionistico.

La gestione delle suddette cause e conseguenze può venir realizzata tramite gli Obiettivi di Qualità Ecologica (EcoQO) e gli Standard di Qualità Ecologica (EcoQS), a seguito dell'adozione degli accordi presi dalla Commissione di Parigi (PARCOM). Questi sono qui considerati come uno sviluppo dall'approccio Obiettivi e Standard di Qualità Ambientale (EQO/EQS). Tali EcoQO ed EcoQS sono considerati

come un aiuto al monitoraggio e alla gestione degli estuari e delle acque costiere. Questa gestione include recenti proposte all'interno di legislazioni europee atte al monitoraggio e alla gestione dello stato di salute e dell'integrità delle coste e degli estuari, come ad esempio l'applicazione della direttiva sui nitrati, della direttiva su specie e habitat e della direttiva sulle acque.

L'articolo discute sia la qualità e la quantità di dati scientifici necessari per i gestori, sia il modo di valutare e gestire i destini e gli effetti dei nutrienti. Utilizzando esempi europei e nordamericani, l'articolo presenta la principale sfida su come gli argomenti discussi possano venir affrontati dai piani normativi. [RC]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > BIOACCUMULO

Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what?

P.S. Rainbow

Environmental Pollution, 120: 497-507 (2002)

P.S. Rainbow, Department of Zoology, The Natural History Museum, Cromwell Road, London SW7 5BD, UK. E-mail: p.rainbow@nhm.ac.uk

Tutti gli invertebrati acquatici assumono e accumulano metalli

in traccia, sia essenziali che non; conseguentemente, le concentrazio-

ni interne di tali metalli mostrano una variabilità enorme sia tra i

metalli stessi che tra i diversi taxa di macroinvertebrati. Le concentrazioni di metallo accumulate sono interpretate in termini di differenti tipologie di accumulo di metalli in traccia, dividendo i metalli accumulati in due componenti: metalli metabolicamente disponibili e metalli detossificati accumulati. I crostacei sono stati utilizzati come

esempi di differenti modelli di accumulo che avranno poi una applicabilità generale a tutti i macroinvertebrati acquatici. La tossicità è correlata a una concentrazione soglia di metallo metabolicamente disponibile e non alla concentrazione totale di metallo accumulato. Il significato delle concentrazioni di metallo accumulato è stato

discusso in termini di significato biologico, includendo il tentativo di riconoscimento di una concentrazione alta o bassa e dell'uso applicativo di invertebrati acquatici nei programmi di biomonitoraggio valutando variazioni geografiche e temporali nella biodisponibilità di metalli in tracce nei sistemi acquatici. [ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > ZOOPLANCTON

Zooplankton invasions: a brief review, plus two case studies from the northeast Pacific Ocean

S.M. Bollens, J.R. Cordell, S. Avent, R. Hooff

Hydrobiologia, 480: 87-110 (2002)

S.M. Bollens, Romberg Tiburon Center for Environmental Studies and Department of Biology, San Francisco State University, 3152 Paradise Drive, Tiburon, CA 94920, U.S.A. E-mail: sbollens@sfsu.edu

Le invasioni di habitat acquatici da parte di specie non-indigene (NIS), incluse quelle appartenenti allo zooplankton, stanno avvenendo a ritmi allarmanti e stanno generando una preoccupazione globale. Sebbene centinaia di tali invasioni siano state ormai documentate, poco è conosciuto della biologia e dell'ecologia di base di questi invasori nei loro nuovi habitat.

Gli autori presentano una rassegna di pubblicazioni sullo zooplankton NIS, suddivisa per ciclo biologico (oloplankton e meroplankton), habitat (marino, d'estuario, d'acqua dolce) e livelli biologici di organizzazione (areale di distribu-

zione, fisiologia, comportamento, alimentazione, impatti di comunità, dinamiche di ecosistemi, ecc.). Tra i numerosi risultati della ricerca bibliografica, quello forse più evidente è la scarsità di studi degli impatti dello zooplankton NIS a livello di comunità ed ecosistemi, specialmente di quelli marini ed estuariali. Sono presentati anche alcuni risultati di studi in atto sullo zooplankton invasivo nel nord-est dell'Oceano Pacifico - *Pseudodiaptomus inopinus* negli estuari di Washington e in Oregon, e *Tortanus dextrilobatus* nella baia di San Francisco. Entrambi questi copepodi asiatici hanno recentemente

esteso il loro areale di distribuzione e possono talvolta raggiungere valori di abbondanza estremamente elevati ($10^3/m^3$). Gli autori esaminano inoltre alcuni aspetti dell'ecologia trofica (rapporti predatore-preda) di questi due copepodi, riscontrando la loro probabile importanza nel flusso di materia e di energia nei sistemi che invadono, sebbene il loro impatto a livello di ecosistema rimanga ancora da quantificare. In conclusione, i risultati della ricerca bibliografica e dei due casi di studio di zooplankton portano gli autori a formulare parecchie raccomandazioni per la ricerca futura. [RC]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > ALGHE

The introduced alga *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Alariaceae) in the lagoon of Venice

D.Curiel, P. Guidetti, G. Bellemo, M. Scattolin, M. Marzocchi

Hydrobiologia, 477: 209-219 (2002)

M. Marzocchi, Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Trieste 75, 35121 Padova. E-mail: mara@civ.bio.unipd.it.

Dal momento della sua comparsa nel 1992 nella laguna di Venezia, l'alga bruna *Undaria pinnati-*

fida (kelp) si è gradualmente insediata lungo i margini dei canali di Chioggia e di Venezia, assumendo

il ruolo di specie dominante nella comunità algale locale soprattutto da febbraio a luglio. A Chioggia,

dove dal 1992 è presente un'altra alga bruna (*Sargassum muticum*), la diffusione di *U. pinnatifida* ha raggiunto il suo massimo; a Venezia, invece, il processo di colonizzazione è ancora in atto. Nel corso del 1999, il kelp ha colonizzato i canali principali (come il Canal Grande) e, successivamente, i canali minori più interni.

Al fine di valutare la dinamica di ricolonizzazione del substrato da parte di *U. pinnatifida*, sono state eseguite due eradicazioni meccaniche durante (marzo) e dopo (luglio) il periodo fertile. Queste manipolazioni sperimentali hanno

messo in evidenza il potenziale di rapida ricolonizzazione da parte dell'alga, attribuibile soprattutto al suo efficiente sistema riproduttivo. Infatti, l'eradicazione effettuata durante il periodo fertile ha permesso lo sviluppo del kelp durante l'anno successivo, mentre dove l'eradicazione era stata condotta dopo il periodo riproduttivo la ricolonizzazione si è avviata due anni più tardi. Durante il periodo di massimo sviluppo di *U. pinnatifida*, è stato osservato un decremento significativo della superficie ricoperta dalle altre specie sia nelle aree con acqua bassa (*Ulva rigida*, *Enteromor-*

pha spp., *Antithamnion pectinatum*, *Chondracanthus acicularis*) che nelle aree a maggiore profondità (*Rhodomenia ardissonae*).

Sulla base dei risultati di questo studio, gli autori traggono le seguenti conclusioni: (1) l'alga *U. pinnatifida* è in continua espansione negli ambienti lagunari di Venezia; (2) al fine di limitarne la diffusione, le eradicazioni meccaniche dovrebbero essere condotte su aree ampie e prima del rilascio delle zoospore; (3) si osserva un fenomeno di competizione tra *U. pinnatifida* e la altre alghe indigene.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > AREE MARINE PROTETTE

The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs

P. Guidetti

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12: 619-634 (2002)

P. Guidetti, Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina, DiSTeBA, CoNISMa, Università di Lecce, 73100, Lecce. E-mail: paolo.guidetti@unile.it

Le Aree Marine Protette (MPAs) stanno attualmente proliferando nel Mar Mediterraneo. La valutazione del loro ruolo nella protezione e nel recupero dei popolamenti ittici sovrasfruttati non è, comunque, ancora completamente supportata da un'adeguata quantità di prove scientifiche. In parte, questo è dovuto al fatto che il numero di studi che, senza ambiguità, valutano i cambiamenti indotti dalle misure di protezione è limitato.

Il campionamento di specie ittiche commerciali per individuare e misurare gli effetti attesi delle misure di protezione (per esempio l'incremento dell'abbondanza media e della taglia) è reso difficile da una intrinseca variabilità spaziale e temporale. Idealmente è necessaria una replica temporale prima e dopo l'istituzione delle MPAs per

stimare le condizioni medie nel tempo. D'altra parte, è essenziale condurre varie repliche spaziali dei siti di controllo per prevenire confusioni nell'interpretare una differenza tra i siti protetti e quelli non protetti. Fino a questo momento i requisiti di base per una pianificazione sperimentale appropriata sono stati raramente soddisfatti specialmente nell'area del Mediterraneo.

Nell'articolo è descritta una pianificazione sperimentale ideale, mirata a superare molte delle influenze confondenti che potrebbero portare ad una interpretazione errata dei risultati; vengono inoltre discusse le conseguenze dell'adozione di disegni sperimentali sempre meno appropriati a causa di vincoli pratici.

La pianificazione sperimentale potrebbe essere adattata ad ogni

singola MPA sotto studio sulla base degli specifici vincoli a cui il ricercatore deve far fronte (ad esempio la mancanza di dati pregressi; la presenza di uno o più siti protetti).

I problemi legati alle MPAs, soprattutto nelle regioni del Mediterraneo, devono essere presi in considerazione prima di effettuare i campionamenti per consentire l'identificazione di ipotesi prive di ambiguità e basate su chiare strutture logiche.

L'importanza di campionamenti appropriati e la conseguente interpretazione dei dati ridurrebbe progressivamente il grado di incertezza delle analisi ambientali circa gli effetti delle MPAs sulle specie ittiche, con importanti implicazioni per la loro gestione e la loro successiva proliferazione.

[ARM]

Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives

B. Wolterbeek

Environmental Pollution, 120: 11-21 (2002)

B. Wolterbeek, Delft University of Technology, Interfaculty Reactor Institute (IRI), Department of Radiochemistry, Nuclear Environmental Studies, Mekelweg 15, 2629 JB Delft, The Netherlands. E-mail: wolterbeek@iri.tudelft.nl

L'articolo discute l'argomento del biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico da elementi in traccia. Grande attenzione è rivolta a licheni e muschi quali principali vegetali utilizzati nelle campagne di biomonitoraggio.

Il biomonitoraggio viene preso in considerazione quale metodo per valutare le concentrazioni di elementi in traccia negli aerosol e nelle deposizioni. Ciò implica che l'organismo impiegato (*biomonitor*) debba essere in grado di concentrare gli elementi di interesse e riflettere in modo quantitativo le concentrazioni ambientali. L'impatto dell'ambiente sul comportamento del *biomonitor* è visto come il risultato di cambiamenti nelle relazioni dose-

risposta.

Nell'articolo, la letteratura sull'argomento viene brevemente passata in rassegna, soprattutto per quanto concerne i modelli di comportamento dei vegetali, gli studi di laboratorio sui processi fisiologici responsabili dell'accumulo ed il lavoro in campo per la quantificazione delle relazioni dose-risposta.

Il monitoraggio della disponibilità di elementi dall'atmosfera è visto nella sua importanza relativamente al presunto impatto sul funzionamento degli ecosistemi e sulla salute umana; l'individuazione delle sorgenti di emissione è considerata come un importante risultato parallelo per gli scopi di regolamentazione.

Ai fini della discriminazione delle sorgenti, l'articolo presenta argomenti a favore della analisi contemporanea di più elementi, arricchita da informazioni su composti organici e forme chimiche degli elementi.

Inoltre, la discussione punta verso la necessità di accoppiare i dati di biomonitoraggio e i dati di base sulle emissioni, sul funzionamento degli ecosistemi e sulla salute umana. Ciò significa che devono essere portati avanti programmi multidisciplinari, che prevedano informazioni accurate sul biomonitoraggio, programmi di controllo delle emissioni, chimica analitica, ecologia ed epidemiologia.

[PG]

Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy

R. Bargagli, F. Monaci, F. Borghini, F. Bravi and C. Agnorelli

Environmental Pollution, 116: 279-287 (2002)

R. Bargagli, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena, Italy. E-mail: bargagli@unisi.it

Durante l'estate del 1999, campioni del muschio *Hypnum cupressiforme* e del lichene epifita *Parmelia caperata* sono stati raccolti in un'area (Colline Metallifere, Italia centrale) intensamente sfruttata in passato per la presenza di metalli (Cu, Fe, Pb, Zn) ed, attualmente, per le risorse geotermiche.

I licheni si sono rivelati maggiormente sensibili dei muschi rispetto alle emissioni di composti di zolfo in prossimità delle aree geotermiche e degli impianti abbandona-

ti di estrazione di minerali di zolfo. Il confronto tra le composizioni in elementi delle due crittogame raccolte negli stessi siti ha mostrato concentrazioni significativamente più elevate degli elementi litofili (Al, Cr, Fe, Mn, Ni, Ti) nel muschio e di elementi atmofili (Hg, Cd, Pb, Cu, V, Zn) nel lichene.

I *pattern* di bioaccumulo degli elementi nell'intera area di studio sono risultati piuttosto simili per gli inquinanti di ampia diffusione come zolfo, boro, arsenico,

zinco, cromo e nichel, ma licheni e muschi hanno mostrato differenti *pattern* di distribuzione per mercurio, cadmio ed altri elementi soggetti al trasporto atmosferico a lunga distanza.

Questi risultati sono conseguenza della differente morfologia ed ecofisiologia di muschi e licheni ed indicano che tali organismi non possono essere interscambiabili quando vengono impiegati nel biomonitoraggio di metalli in aree con depositi minerali.

[PG]

LA TUTELA DEGLI AMBIENTI FLUVIALI

Dal monitoraggio alla riqualificazione: idee, strumenti, tecniche

Cinzia Palmieri

¹ ARPAT, Dipartimento di Massa Carrara, Via del Patriota 2 - 54100 Massa

A cavallo tra l'ottobre e il novembre 2003 si è tenuto a Massa il corso di formazione "La tutela degli ambienti fluviali. Dal monitoraggio alla riqualificazione: idee, strumenti, tecniche", al quale hanno partecipato 25 tra operatori dell'ARPAT e funzionari di Provincie, Comuni, Autorità di bacino, Consorzi di bonifica, liberi professionisti della Toscana. Il corso, rivolto a professionalità biologico-naturalistiche, ingegneristiche, chimiche e tecniche, ha avuto una durata di 42 ore; organizzato dal Cedif (l'agenzia formativa dell'ARPAT), ha fornito una prospettiva fortemente innovativa all'approccio ai problemi di monitoraggio e gestione dei sistemi fluviali. Ne sono stati docenti Giuseppe Sansoni, Gilberto Baldaccini, Maurizio Bacci, Laura Leone e Alessandro Voliani.

In apertura del corso è stato messo in evidenza come l'attuale monitoraggio dei corsi d'acqua - nonostante il poderoso impegno richiesto - risenta di profondi limiti, derivanti da un'impostazione culturale ristretta, ancora ispirata da visioni disciplinari settoriali. Basti osservare che il monitoraggio sancito dal D. Lgs. 152/99 non prevede la registrazione dell'impatto delle opere di artificializzazione (arginature, risagomature, difese spondali, rettifiche, briglie, canalizzazioni, devegetazioni, ecc.), nonostante la loro grande visibilità e i drammatici e persistenti effetti sugli ecosistemi fluviali. Sembra quasi che - forse perché la loro evidenziazione non richiede l'uso di sofisticate strumentazioni analitiche - "cause di

morte" dei fiumi diverse dall'inquinamento non siano degne d'essere individuate e registrate. Così, paradossalmente, corsi d'acqua cementificati o palesemente moribondi possono ricevere un lusinghiero quanto immeritato giudizio, mettendo a serio repentaglio anche la credibilità di chi lo esprime.

Dopo l'illustrazione delle teorie ecologiche fondamentali (*River Continuum Concept*, *Flood Pulse Concept*, *Riverine Productivity Model*, *Hydraulic Model*) e del ruolo centrale svolto dalla diversità ambientale - alle diverse scale spaziali e temporali - sono state approfondite le conoscenze sul funzionamento dei sistemi fluviali, con particolare riguardo alle relazioni tra processi geomorfologici, processi biologici e comunità acquatiche e terrestri. Sono stati descritti i protagonisti e i processi svolti dai sistemi depuranti fluviali - comunità microscopiche, macroinvertebrati, vertebrati acquatici e terrestri, vegetazione riparia, zona iporreica - legando continuamente il funzionamento di ciascun sistema alle *facies* morfologiche indispensabili a garantirlo. Per la zona iporreica, ad esempio, il cui contributo all'autodepurazione supera spesso quello svolto nelle acque superficiali, sono stati evidenziati i legami funzionali con la sinuosità planimetrica e verticale. Per i pesci è stata sottolineata la necessità della disponibilità ravvicinata e contemporanea di un complesso di habitat, da quelli per le funzioni quotidiane (esplorazione, alimentazione, sosta, rifugio dai predatori, riparo dalla corrente) a quelli di

uso periodico (es. riproduzione, svezamento, accrescimento) o necessari a superare le fasi critiche (piene, magre, inquinamenti). Costante attenzione è stata posta a richiamare il ruolo essenziale degli habitat e dei processi fuori alveo (es. annessi idraulici, ripari di piena per pesci in ambiente terrestre, periodica inondazione della piana) per la produttività ittica. Ne è scaturita una visione dei corsi d'acqua che comprende l'alveo bagnato e la sua piana alluvionale in un unico, inseparabile, sistema funzionale. Non sono stati trascurati i metodi di approccio biologico alla valutazione della qualità e della funzionalità dei corsi d'acqua, indispensabili per superare la tradizionale impostazione di matrice igienico-sanitaria che ha prevalso per molti anni nello studio dei problemi ambientali. I metodi, infatti, sono stati illustrati non tanto per approfondirne il dettaglio applicativo, quanto per sottolineare il ruolo fondamentale che hanno avuto nel processo di arricchimento culturale che ha caratterizzato il mondo degli operatori ambientali negli ultimi venti anni.

Si è affrontato poi il concetto di deflusso minimo vitale evidenziando, peraltro, come tale strumento, proprio per l'indeterminatezza che lo caratterizza, non possa essere considerato un "lasciapassare" per lo sfruttamento indiscriminato della risorsa idrica.

Altri aspetti come lo spazio minimo vitale, la costruzione di fasce tampone, le opportunità fornite dai piani di tutela delle acque, si sono rivelati di particolare interes-

se per una gestione degli ambienti fluviali volta alla loro concreta riqualificazione.

Approfondite le caratteristiche e le funzioni svolte dalla vegetazione riparia (creazione di habitat acquatici e terrestri, apporto di tronchi in alveo e relativo ruolo morfogenetico, trofico ed ecologico, controllo del metabolismo fluviale, regolazione termica, filtro per sedimenti e nutrienti, ecotono, diversità ambientale e biodiversità, corridoio ecologico, consolidamento delle sponde, protezione dalle piene, valore paesaggistico, ricreativo ed economico) è stato proposto un approccio regionalizzato che consente una valutazione previsionale dell'impatto della devegetazione, secondo i fattori locali (geologico-idrochimici, climatici e morfodinamici).

Un filo conduttore del corso è stato l'impatto ambientale dell'artificializzazione dei corsi d'acqua, sviscerato nei suoi aspetti geomorfologici ed ecologici. Anche per la sua stima previsionale è stato proposto un metodo basato sull'estensione del tratto fluviale interessato, sull'intensità dell'intervento e sul suo grado di irreversibilità. È emerso in tutta la sua evidenza che questo tipo di impatto supera spesso di diversi ordini di grandezza quello conseguente al classico inquinamento.

La critica ai consueti interventi fluviali è stata poi portata al cuore stesso delle motivazioni addotte a loro sostegno (la sicurezza idraulica), dimostrando –anche con esempi concreti– come solitamente la vera priorità sia la valorizzazione economica dei terreni "strappati" ai corsi d'acqua. Spesso, infatti, si realizzano interventi controproducenti, che si limitano a risolvere un problema locale innescando, tuttavia, un circolo vizioso che dissipa risorse mentre accresce il rischio idraulico complessivo.

Molto spazio è stato perciò dedicato all'illustrazione di una corretta impostazione progettuale, volta ad affrontare alla radice le cause dei problemi idraulici anziché a trattarne ciecamente i sintomi: chiara definizione degli obiettivi, studio dei meccanismi e delle cause dell'instabilità spondale a livello del sito e del tratto fluviale, individuazione degli habitat presenti, rischi alle proprietà e agli habitat conseguenti a diverse soluzioni progettuali, valutazioni economiche e tecniche di numerose alternative, ecc. È stata illustrata una vasta gamma di tecniche di protezione spondale innovative, precisando per ciascuna di esse le indicazioni, gli accorgimenti, i limiti. Come guida alla progettazione è stata illustrata un'utile serie di matrici che, per ciascun problema (es. erosione al piede, erosione localizzata, trascinarsi subsuperficiale, rischio di disalveo, ecc.), aiuta ad individuare le possibili soluzioni tecniche e le relative misure da adottare per evitarne, minimizzarne e compensarne l'impatto.

L'illustrazione delle esperienze europee e nazionali più significative ha mostrato la concreta possibilità di conseguire contestualmente la sicurezza idraulica e la riqualificazione fluviale e come in Italia stia maturando una nuova sensibilità anche da parte di Consorzi di bonifica e di altri enti che tradizionalmente hanno operato in senso opposto.

Una lettura critica del complesso quadro normativo ha mostrato come –a dispetto delle interpretazioni riduttive correnti– vi siano ampie opportunità per un approccio innovativo alla gestione dei corsi d'acqua, che ne promuova anche la funzionalità ecologica. L'intricata disciplina sulle acque, iniziata con il processo di unificazione del Paese, ha segnato le tappe

di uno sviluppo spesso caotico, impostato essenzialmente sullo sfruttamento del bene acqua, formando una cultura che sempre più, nel corso dei decenni, ha segregato gli ambienti fluviali ad un ruolo marginale della pianificazione territoriale. L'accresciuta coscienza sociale, le esigenze di sostenibilità, gli stimoli originatisi dal confronto con le culture degli altri stati europei, la determinazione di una importante compagine di rappresentanti del mondo scientifico, hanno recentemente indotto il legislatore ad affrontare con molta più attenzione i bisogni della tutela ambientale, dando il via ad un processo di recupero delle norme verso indirizzi di impostazione ecosistemica.

Il lungo percorso di argomentazioni teoriche, interrotte solo da fertili momenti di partecipazione interattiva, si è concluso con l'escursione sul fiume, a dimostrazione di come solo il contatto diretto con l'ambiente renda possibile la percezione e l'interpretazione della sua vera essenza. L'alto livello delle lezioni, il supporto audiovisivo, il ricchissimo corredo iconografico e bibliografico, le accurate dispense, il continuo dibattito e confronto interprofessionale, l'esercitazione sul campo, la presenza di un animatore, sono tutti elementi che hanno contribuito a rendere più interessante e proficuo l'intero corso.

Un corso, insomma, di cui si sentiva proprio la mancanza; che ha messo profondamente in discussione le attuali modalità di monitoraggio, fornendo indicazioni per superarne i limiti, ha scardinato consolidate quanto illusorie consuetudini negli interventi idraulici, ha portato finalmente una ventata di novità ed aperto, anche per il panorama italiano, concrete prospettive di un'inversione di tendenza: dall'artificializzazione alla riqualificazione fluviale.

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,
Viale XX Settembre, 148 - 54033 Carrara (MS)
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

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 841592, fax 0585 841592, e-mail: 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 2
Dicembre 2003

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 SCHIPANI I. Studio di un corso d'acqua cementificato e proposte per la sua rinaturazione: il caso del Sangro in Abruzzo
- 19 DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P., GALASSI D. L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile
- 31 SCHWEIZER S., PINI PRATO E. Sistemazione idraulica e variazione della diversità degli habitat fluviali: un approccio comparativo
- 39 MELOTTI P., RONCARATI A., DEES A., GELLI F. Messa a punto e funzionamento di un sistema di monitoraggio biologico per il controllo in continuo delle acque potabili
- 45 GOTTARDINI E., LAZZERI P., PEPPONI G., CRISTOFOLINI F., CARLI E. Vitalità e caratterizzazione chimico-fisica dei pollini come indicatori di inquinamento atmosferico
- 53 ROSSETTI G., BARTOLI M., ARIOTTI L., VIAROLI P. Studio idrobiologico di ambienti acquatici golenali del Parco Fluviale del Po e dell'Orba (Alessandria)

Informazione &
documentazione

RASSEGNA
SCIENTIFICA

RESOCONTI

- 65 GENONI P. e coll. - Rassegna scientifica
- 79 PALMIERI C. La tutela degli ambienti fluviali. Dal monitoraggio alla riqualificazione: idee, strumenti, tecniche.