

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

Genoni Pietro

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

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

Pervenuto il 31.10.2001; accettato il 16.4.2002

Riassunto

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

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

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

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

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

Abstract

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

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

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

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

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

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

INTRODUZIONE

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

1985).

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

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

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

METODI DI INDAGINE

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

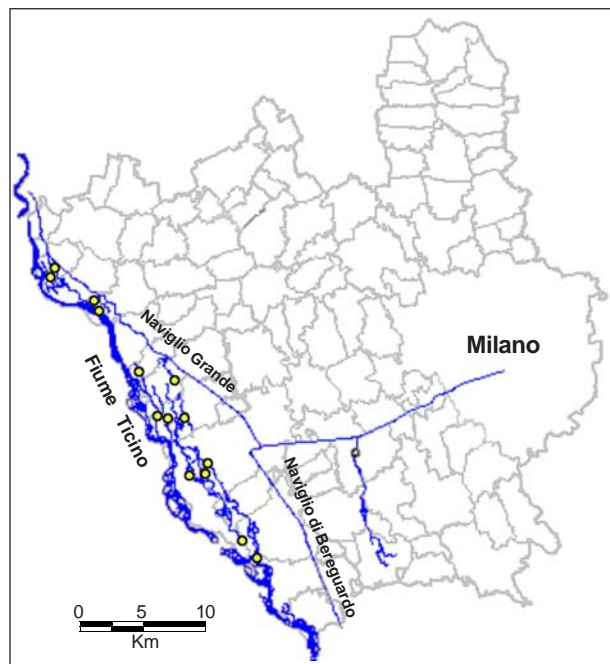


Fig. 1. Inquadramento territoriale del reticolo idrografico oggetto di studio con le 15 stazioni di campionamento (cerchietti).

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

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

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

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

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

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

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

RISULTATI

La caratterizzazione fisica e chimica delle acque nei siti indagati è riassunta in tabella I. I risultati evidenziano una discreta omogeneità dei valori delle variabili misurate e confermano l'assenza di evidenti alterazioni qualitative dovute a scarichi diretti. In particolare, per almeno tre quarti delle misure effettuate l'ossigeno disciolto si è mantenuto al di sopra dell'80% di saturazione ed il COD non ha oltrepassato gli 8 mg/L O₂. Le concentrazioni di azoto e fosforo totale mostrano un ambito di variazione relativamente contenuto, distribuendosi rispettivamente attorno a valori medi di 3,9 mg/L N (dev. std. 1,5 mg/L N) e di 0,07 mg/L P (dev. std. 0,06 mg/L P).

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

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

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

definite da "marginali" a "subottimali".

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

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

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

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

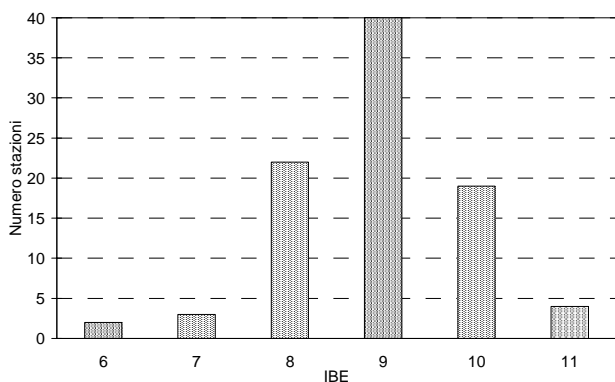
	Temperatura °C	pH	Conducibilità µScm ⁻¹	Ossigeno disciolto mg O ₂ l ⁻¹	Saturazione ossigeno %	COD mg O ₂ l ⁻¹	Azoto totale mg N l ⁻¹	Fosforo totale mg P l ⁻¹
Numero osservazioni	90	90	87	90	90	82	88	84
Minimo	6,9	7,1	137	6,4	65	0,2	0,2	0,01
Massimo	24,4	8,9	513	13,2	131	18,4	8,3	0,42
Media	14,2	7,7	338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

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

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

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

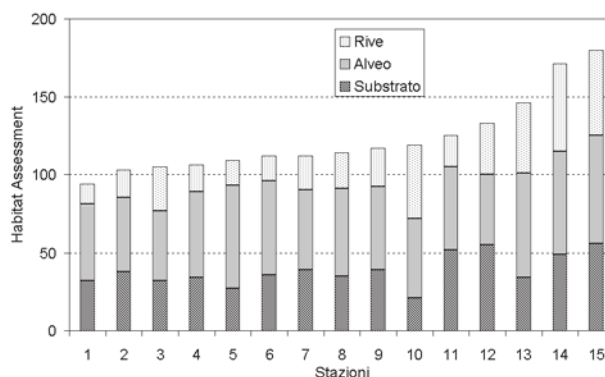
Variabile	Componente			
	1	2	3	4
Temperatura	-0,07	-0,07	0,29**	-0,27*
pH	0,09	0,16	-0,03	0,28**
Conducibilità	-0,59**	-0,19	-0,22*	-0,05
Saturazione ossigeno	0,29**	0,10	0,05	0,16
COD	-0,10	-0,07	0,04	-0,04
Azoto totale	-0,19	-0,37**	-0,33**	0,18
Fosforo totale	-0,41**	-0,30**	-0,28**	-0,05
HA "substrato"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

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

tati (GAUCH, 1982).

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

Per visualizzare la risposta degli organismi macro-

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

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

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

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

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

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

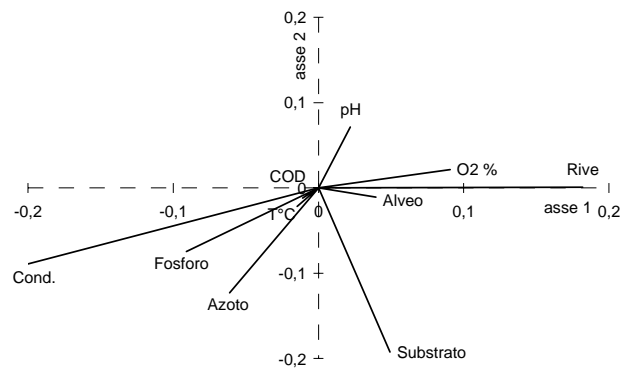


Fig. 4. Relazioni tra le prime due componenti principali e le variabili ambientali misurate. La lunghezza dei vettori e la vicinanza agli assi ne definiscono l'importanza rispetto ai gradienti estratti dall'analisi (T°C: temperatura dell'acqua; O₂ %: percentuale di saturazione di ossigeno; Cond.: conducibilità).

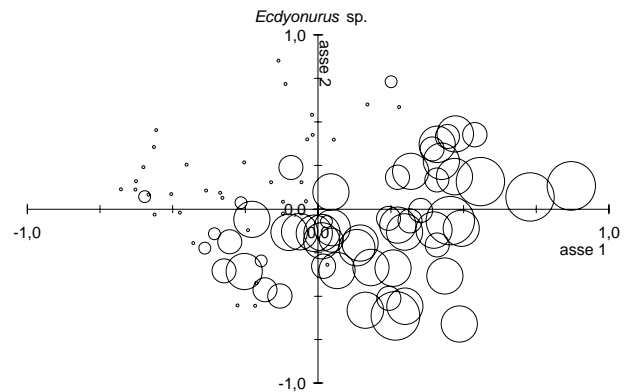


Fig. 5. Distribuzione delle abbondanze relative del genere *Ecdyonurus* nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. La dimensione del simbolo è proporzionale alla classe di abbondanza del taxon; il punto indica l'assenza del taxon nella stazione corrispondente.

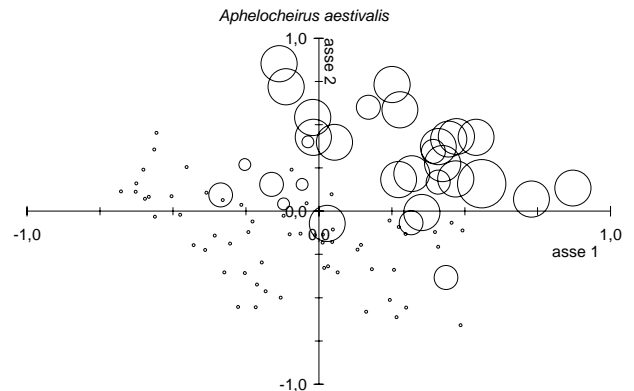


Fig. 6. Distribuzione delle abbondanze relative di *Aphelocheirus aestivalis* nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. Simboli come in figura 5.

DISCUSSIONE

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

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

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

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

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

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

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

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

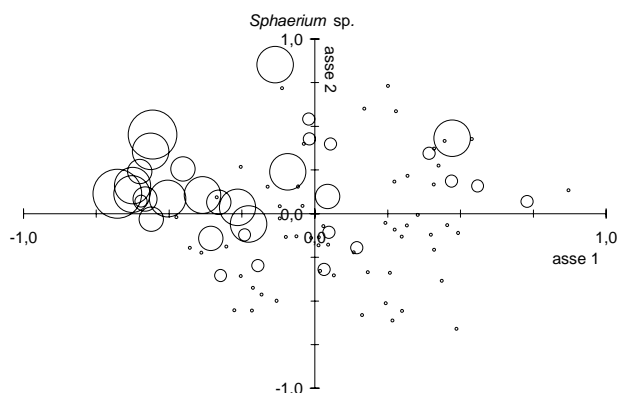


Fig. 7. Distribuzione delle abbondanze relative di *Sphaerium* sp. nelle stazioni rappresentate secondo i primi due assi di ordinamento. Simboli come in figura 5.

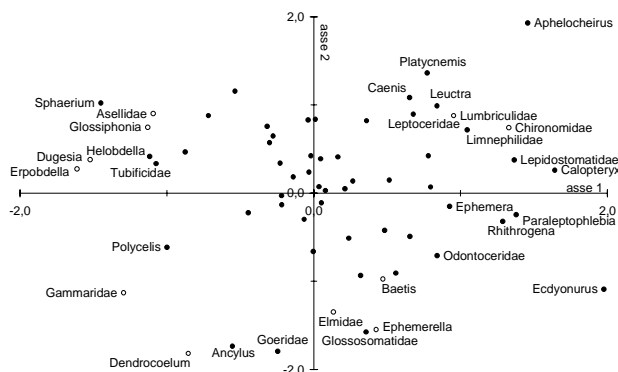


Fig. 8. Ordinamento dei 64 taxa secondo le prime due componenti principali; i taxa più significativi sono indicati con il simbolo pieno (●), quelli molto comuni con il simbolo vuoto (○), mentre i punti al centro del grafico indicano i taxa di minore importanza (vedi testo).

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

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

CONCLUSIONI

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

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

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

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

Ringraziamenti

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

BIBLIOGRAFIA

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

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