Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

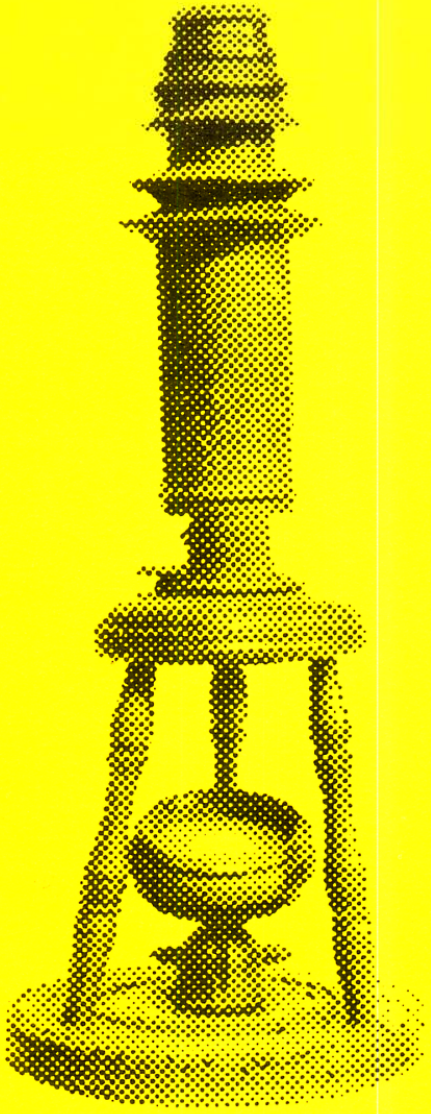
biologia ambientale

6

novembre
dicembre
1995

BOLLETTINO **C.I.S.B.A.**

Bimestrale, anno IX, n. 6, novembre-dicembre 1995. Spediz. abbon. post. 50% Reggio Emilia. Tassa pagata - Taxe perçue



inserto speciale - Notiziario IRSA

INDICE BIOTICO ESTESO (I. B. E.)

SOMMARIO

EDITORIALE 3

INDICI BIOTICI 5
Qualità biologica del Naviglio Grande a valle di alcuni scarichi in due diverse condizioni di portata
di P. Genoni e D. Cerana

DEPURAZIONE 11
Contributo alla conoscenza della microfauna che colonizza il fango attivo
di R. Azzoni

ABSTRACTS 20

SEGNALAZIONI 31
L'acqua in casa
Idee per la difesa dai fiumi e dei fiumi

APPUNTAMENTI 33

biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 6/1995

Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

proprietario
Paola Manzini
(Presidente del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale)

direttore responsabile
Rossella Azzoni

REDAZIONE

Rossella Azzoni	responsabile di redazione
Giuseppe Sansoni	responsabile grafico
Roberto Spaggiari	responsabile di segreteria

Hanno collaborato a questo numero:

Rossella Azzoni
Bruno Borghini
Davide Cerana
Donatella Davoli
Mirka Galli
Pietro Genoni
Patritia Pezzica
Paolo Restì

Numero chiuso in redazione il 2/1/1996

Il **C.I.S.B.A.** - Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale si propone di:

- ☐ divenire un punto di riferimento nazionale per la formazione e l'informazione sui temi di biologia ambientale, fornendo agli operatori pubblici uno strumento di documentazione, di aggiornamento e di collegamento con interlocutori qualificati
- ☐ favorire il collegamento fra il mondo della ricerca e quello applicativo, promuovendo i rapporti tecnico-scientifici con i Ministeri, il CNR, l'Università ed altri organismi pubblici e privati interessati allo studio ed alla gestione dell'ambiente
- ☐ orientare le linee di ricerca degli Istituti Scientifici del Paese e la didattica universitaria, facendo della biologia ambientale un tema di interesse nazionale
- ☐ favorire il recepimento dei principi e dei metodi della sorveglianza ecologica nelle normative regionali e nazionale concernenti la tutela ambientale.

Per iscriversi al **C.I.S.B.A.** o per informazioni scrivere al:
Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale,
via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia
o telefonare al Segretario:
Roberto Spaggiari: 0522/295460; fax 0522/295446

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: £ 70.000; socio collaboratore £ 50.000; socio sostenitore £ 600.000.
conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE

I soci ricevono il bollettino ***Biologia Ambientale*** e vengono tempestivamente informati sui corsi di formazione e sulle altre iniziative del **C.I.S.B.A.**

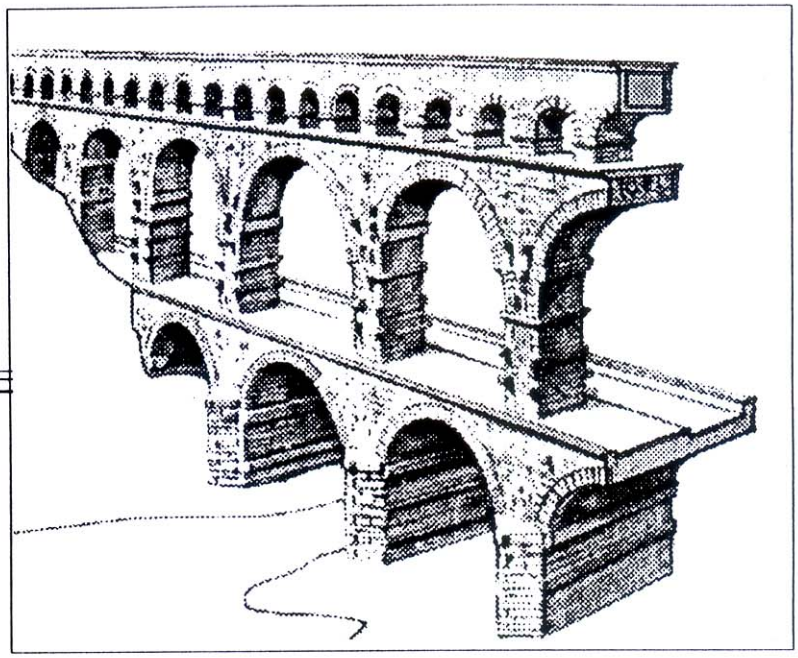
Gli articoli originali e altri contributi vanno inviati alla Redazione:
Rossella Azzoni Gastaldi, via Cola di Rienzo, 26 - 20144 Milano.

I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, saranno sottoposti a revisori per l'approvazione e non verranno restituiti, salvo specifica richiesta dell'Autore all'atto dell'invio del materiale.

Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del **C.I.S.B.A.**

Stampa ROTOPACK via Degola 7/A, REGGIO EMILIA

EDITORIALE



All'improvviso, attraversando un qualsivoglia lembo di terra colonizzato dalla Roma imperiale, capita di trovarsi davanti agli occhi delle vestigia con grandi arcate sovrapposte di pietra o laterizio, spesso in un sorprendente buono stato di conservazione nonostante l'apparenza leggera ed aerea.

L'acquedotto, insieme alla strada, è stato lo strumento che ha permesso la nascita e lo sviluppo di città grandi e fiorenti, il passaggio da un'economia di sussistenza di tipo agro-pastorale ad un modello di sviluppo organizzato e ben strutturato.

Nelle grandi civiltà classiche si nota una sostanziale differenza nella risoluzione del problema del trasporto dell'acqua: i Greci tendenzialmente preferirono le tecniche sotterranee e scavarono cunicoli anche di considerevole lunghezza, mentre i Romani privilegiarono le condotte in superficie e svilupparono sempre più nel tempo gli acquedotti su arcate.

Tutti gli acquedotti dell'antichità partivano da una presa di sorgente: solo l'acqua sorgiva, infatti, veniva considerata di qualità tale da meritare lo sforzo ingegneristico che la costruzione dell'acquedotto richiedeva. La presa di sorgente consisteva in una sala, dalle pareti solitamente rivestite di pietra o di laterizio, dove l'acqua della fonte veniva raccolta e protetta, e da questo locale si dipartiva la condotta; la distribuzione dell'acqua era sempre e solamente basata sulla legge di gravità e sul

principio dei vasi comunicanti, che sia Greci che Romani conoscevano ed applicavano molto bene.

*Gli acquedotti erano di due tipi fondamentali: a conduttura forzata oppure a cielo aperto; in entrambi i casi era fondamentale che la presa d'acqua (il "carico") fosse ad un'altezza superiore al punto d'arrivo. Il calcolo della pendenza diventava perciò un punto cruciale, che doveva tener conto anche delle lunghissime distanze che a volte la linea dell'acquedotto doveva coprire: a titolo di curiosità basti ricordare che la pendenza minima riscontrata in un acquedotto greco o romano è quella dell'*Aqua Virgo, *a Roma, che raggiunge appena lo 0,0025%.*

Per motivi difensivi, le città dell'antichità erano molto spesso costruite sulle alture e per questo motivo la condotta forzata diventava indispensabile per permettere all'acqua di risalire dalla pianura sottostante; fortunatamente, non era necessario che tutta la conduttura fosse in pressione: le condutture dell'epoca erano infatti di terracotta ed erano sottoposte a pressioni altissime, quindi soggette a frequenti rotture.

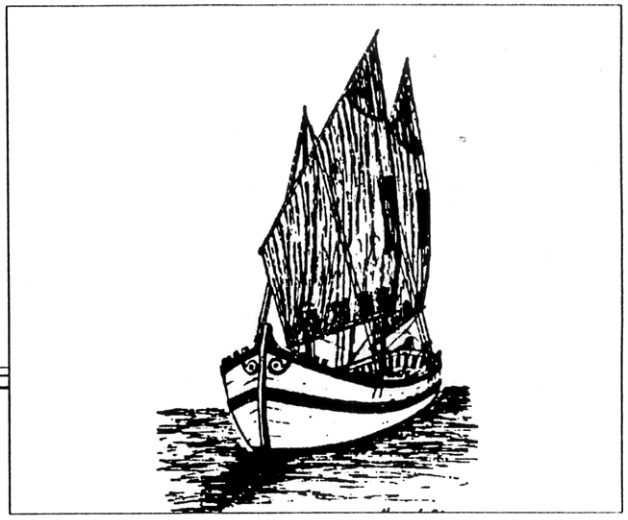
Con molta intelligenza, si provvedeva a differenziare il percorso lasciandone lunghi tratti a cielo aperto e provvedendo ad incanalare l'acqua solo qualora si rendesse necessario oltrepassare un ostacolo o sollevarla. Queste interruzioni venivano effettuate costruendo delle "torri d'acqua", con serbatoi intermedi che servivano da scarico per il tratto precedente e da carico per quello successivo; il tratto da una torre all'altra poteva essere incanalato e sottoposto a pressione.

L'acquedotto su arcate della Roma antica cominciò a diffondersi a partire dal I secolo d.C.; l'impostazione ad arcate presenta il grandissimo vantaggio di poter ignorare il profilo del terreno, facendo correre la condotta su una linea ideale con la pendenza necessaria, ed alternando se necessario i tratti a condotta forzata con quelli a condotta libera.

Vitruvio –massimo architetto dell'antichità romana– ha lasciato il trattato "De Architectura", *testo che è rimasto fondamentale per gli architetti addirittura fino all'epoca rinascimentale.*

Ma anche venti secoli fa imperversavano i furbastri: nelle città romane, infatti, le condutture che portavano l'acqua alle fontane, alle "insule" (gli odierni condomini) ed alle ville patrizie erano di piombo; eppure negli scavi sono stati trovati molti collegamenti volanti, in rame, che portavano l'acqua a piccole abitazioni private. Si trattava di collegamenti abusivi, fatti nottetempo da qualche cittadino che aveva imparato l'arte di arrangiarsi!

INDICI BIOTICI



QUALITÀ BIOLOGICA DEL NAVIGLIO GRANDE A VALLE DI ALCUNI SCARICHI IN DUE DIVERSE CONDIZIONI DI PORTATA

Pietro Genoni[1], Davide Cerana[2]

Introduzione

Nell'ambito della rete idrica della provincia di Milano, il Naviglio Grande rappresenta una delle principali derivazioni, attraverso il Canale Industriale da cui è alimentato in modo pressoché completo, del fiume Ticino. Esso percorre un tratto di circa 45 km, da Turbigo a Milano, dove termina nel Naviglio Pavese. L'alveo, la cui larghezza media è di circa 20 metri, è caratterizzato da sponde ripide e substrato ciottoloso-ghiaioso nel tratto medio-superiore, limoso in quello inferiore; la vegetazione sommersa è in genere abbondante.

Nell'area attraversata, tramite numerose bocche da presa, il Naviglio Grande dà origine ad un'intricata rete irrigua nel cui ambito anche le risorgive rivestono un ruolo non secondario.

La portata di questo corso d'acqua, che si aggira normalmente attorno ai 64 mc/s, viene ridotta all'inizio della primavera e dell'autunno, a 2-5 mc/s, al fine di eseguire le necessarie operazioni di manutenzione degli argini.

È noto che dal punto di vista della qualità ambientale il controllo della portata di un corso d'acqua riveste particolare importanza poiché, oltre a condizionare la conservazione di habitat idonei alla comunità biologica originaria (HELLAWELL, 1988), determina il rapporto di diluizione degli scarichi che vi sono immessi e quindi la concentrazione di inquinanti nel recettore.

Nel presente studio è stato considerato un tratto di circa 1,5 km lungo il quale il Naviglio Grande riceve le acque di scarico provenienti da due insediamenti produttivi, dai rispettivi servizi igienici e da un collettore fognario.

Lo scopo dell'indagine era quello di verificare l'effetto degli scarichi considerati sulla qualità biologica del corso d'acqua nelle due diverse condizioni di

[1] Sezione Biologia Ambientale, U.O. Fisica e Tutela dell'Ambiente, P.M.I.P. Parabiago (MI)

[2] Sezione Ecologia, Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Milano

portata. Si è proceduto pertanto all'analisi della comunità dei macroinvertebrati bentonici i quali, oltre a rappresentare degli efficaci indicatori delle condizioni ambientali di un corso d'acqua (HAWKES, 1979; GHETTI e BONAZZI, 1981; HELLAWELL, 1986), possono essere utilizzati con successo per valutare l'impatto prodotto dalle diverse cause di alterazione dell'ambiente (GHETTI, 1986).

L'indagine è stata condotta utilizzando due tecniche di prelievo alternative (GUZZINI *et al.*, 1994): retino immanicato durante il periodo di portata ridotta e substrati artificiali durante il periodo di massima portata.

Metodi d'indagine

La disposizione degli scarichi, che si immettono tutti sulla sponda sinistra, è mostrata in figura 1. Le stazioni di campionamento individuate sono tre: la Stazione 1 è posta a monte degli scarichi, la Stazione 2 circa 100 metri a valle del primo scarico e la Stazione 3 circa 500 metri a valle dell'ultimo scarico.

Prelievi di macrobenthos sono stati eseguiti, nelle tre stazioni e per tre successivi periodi di portata ridotta, facendo uso di un retino immanicato con maglie di 500 µm, secondo il protocollo di campionamento descritto in GHETTI (1986). I prelievi non hanno riguardato l'intero transetto trasversale, ma solo la sezione di alveo corrispondente alla zona di influenza delle acque di scarico (circa metà transetto).

Durante il periodo di massima portata successivo all'ultimo campionamento primaverile, sono stati collocati, lungo la sponda sinistra, 5 substrati artificiali per ciascuna stazione. I substrati prescelti erano del tipo Hester-Dendy a lamelle di masonite (HESTER e DENDY, 1962). Dopo circa 5 settimane gli organismi bentonici venivano raccolti dai substrati, conservati con etanolo al 70% e, successivamente, determinati e conteggiati. Il grado di adeguatezza del campionamento effettuato tramite substrati artificiali è stato valutato verificando la crescita asintotica della curva cumulativa delle unità sistematiche raccolte.

In occasione di ogni prelievo di macrobenthos venivano eseguite, in corrispondenza delle due sponde, misure di temperatura, ossigeno disciolto, percentuale di saturazione di ossigeno, $B.O.D._5$.

I seguenti indici biotici sono stati calcolati per tutti i campionamenti: Indice Biotico Esteso (E.B.I., WOODIWISS, 1978; GHETTI, 1986), Biological Monitoring Working Party score system (B.M.W.P., CHESTERS, 1980) e Average Score Per Taxon (A.S.P.T., ARMITAGE *et al.*, 1983). Poiché alcune famiglie di ditteri, odonati, gasteropodi, tricladi e irudinei non vengono considerate nell'indice B.M.W.P., a questi gruppi è stato assegnato il punteggio utilizzato da ALBA-TERCEDOR e SANCHEZ-ORTEGA (1988) per i corsi d'acqua spagnoli.

Le Classi di Qualità biologica (C.Q.) in cui vengono raggruppati i valori degli indici biotici considerati ed i relativi giudizi di qualità, vengono riportate in tabella 1.

Risultati e Discussione

I parametri chimico-fisici misurati in occasione dei periodi di minima portata lungo la sponda sinistra mostrano marcate alterazioni della qualità delle acque a valle degli scarichi (tabella 2). Oltre ad un decremento dell'ossigeno disciolto, conseguente all'aumento del carico organico ($B.O.D._5$), si osserva uno sbalzo termico di +3,6 °C dopo il primo scarico. Le differenze monte-valle rispetto ai punti di scarico in corrispondenza della sponda sinistra sono rilevabili anche tra le sponde opposte delle stazioni 2 e 3, segno di un incompleto rimescolamento tra le acque di scarico e quelle del recettore, fenomeno peraltro già riscontrabile visivamente.

Durante il periodo di massima portata, grazie alla diluizione operata dal recettore, non è più possibile apprezzare alcuna variazione significativa di temperatura, ossigeno disciolto e carico organico, tra i punti di prelievo e tra le sponde opposte di una stessa stazione (tabella 3).

Le C.Q. risultanti dalle 3 serie di campionamenti eseguiti con il retino in condizioni di portata ridotta, individuano, a monte degli scarichi, un ambiente non alterato o poco alterato dal punto di vista della qualità biologica. Al contrario, nelle due stazioni successive, esse subiscono un netto calo, fino ad una III-IV C.Q., indicando un ambiente decisamente compromesso già a valle del primo scarico (tabella 4).

In figura 2 sono riportate le curve cumulative delle unità sistematiche raccolte tramite i substrati artificiali. Per ogni stazione è stato calcolato il numero di unità sistematiche aggiuntive dovute all'aumento del numero di substrati utilizzati. L'andamento di tipo

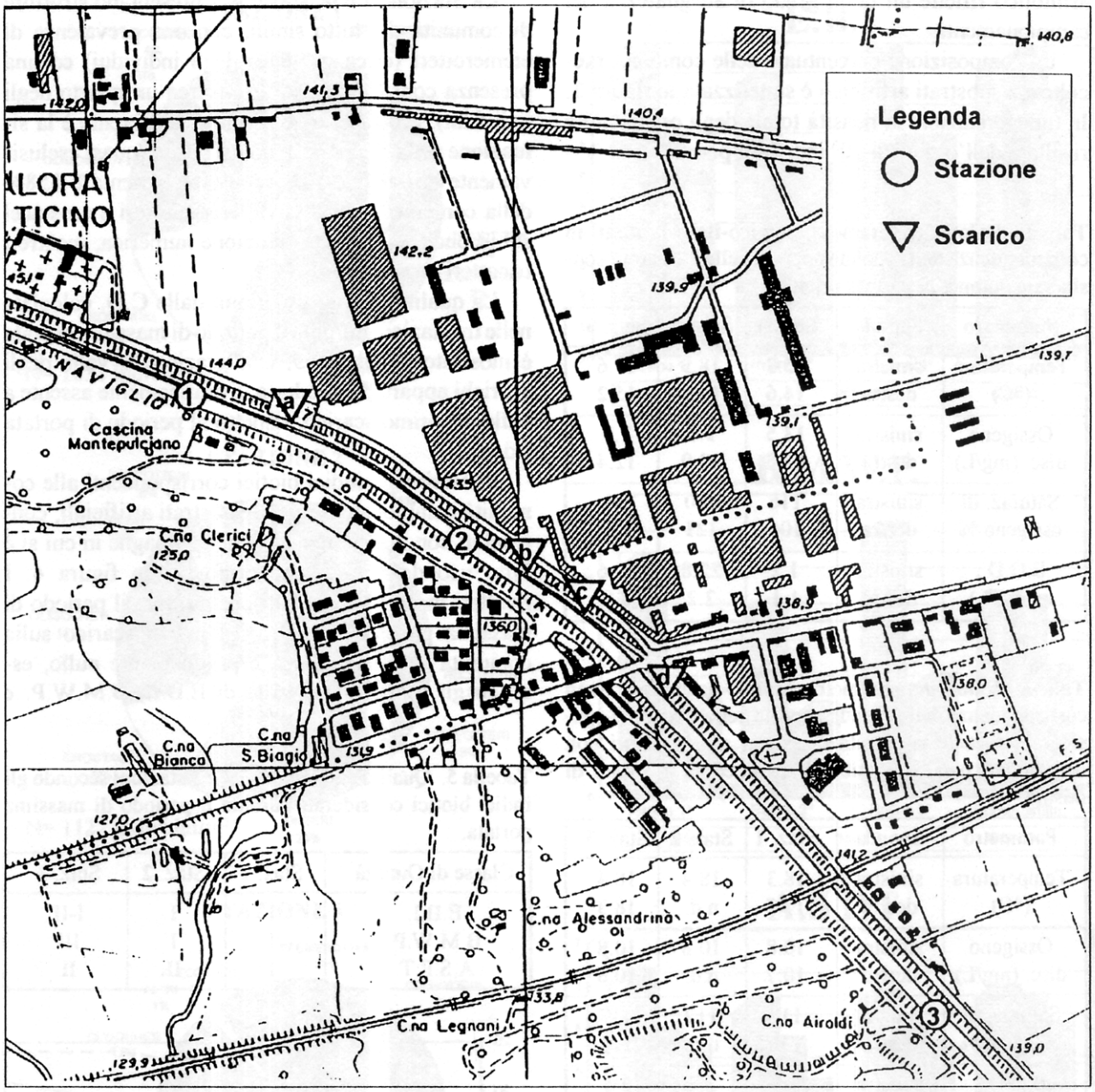


Fig. 1 - Localizzazione degli scarichi e delle stazioni di campionamento

Tab. 1 - Classi di qualità biologica secondo i valori degli indici biotici considerati.

Qualità ambientale	Classe di Qualità	E.B.I.	B.M.W.P.	A.S.P.T.
Ottima	I	≥ 10	> 100	> 5,5
Buona	II	8 - 9	76 - 100	4,6 - 5,5
Discreta	III	6 - 7	51 - 75	3,6 - 4,5
Scarsa	IV	4 - 5	26 - 50	2,6 - 3,5
Molto scarsa	V	0 - 3	0 - 25	0 - 2,5

asintotico riflette un buon grado di adeguatezza dei campionamenti.

La composizione percentuale delle comunità raccolte sui substrati artificiali è sintetizzata in figura 3. In tutte le stazioni la densità totale degli organismi è risultata dell'ordine di 10^3 individui per m^2.

Tab. 2 - Valori dei parametri chimico-fisici misurati in corrispondenza delle sponde opposte nelle 3 stazioni considerate durante la portata ridotta.

Parametro	Sponda	Staz. 1	Staz. 2	Staz. 3
Temperatura (°C)	sinistra destra	15.3 14.6	18.9 16.3	17.6 15.2
Ossigeno disc. (mg/L)	sinistra destra	13.5 12.5	9.6 13.9	7.9 12.4
Saturaz. di ossigeno %	sinistra destra	116 106	100 121	78 109
B.O.D.$_5$ mg O_2/L)	sinistra destra	1.2 1.1	22.8 2.2	21.6 3.9

Tab. 3 - Valori dei parametri chimico-fisici misurati in corrispondenza delle sponde opposte nelle 3 stazioni considerate durante la portata massima; n.d. = valori non determinati per l'impossibilità di accedere al punto di misura.

Parametro	Sponda	Staz. 1	Staz. 2	Staz. 3
Temperatura (°C)	sinistra destra	18.3 17.7	18.4 n.d.	18.4 18.3
Ossigeno disc. (mg/L)	sinistra destra	10.8 10.7	10.8 n.d.	10.8 10.6
Saturaz. di ossigeno %	sinistra destra	117 115	117 n.d.	117 113
B.O.D.$_5$ mg O_2/L)	sinistra destra	1.8 1.6	2.8 n.d.	2.5 2

Tab. 4 - Qualità ambientale delle 3 stazioni secondo gli indici biotici considerati durante il periodo di portata ridotta.

Classe di Qualità	Staz. 1	Staz. 2	Staz. 3
E.B.I.	I-II	III	III
B.M.W.P.	I	III-IV	III-IV
A.S.P.T.	I-II	II-III	III-IV

La Stazione 1 e la Stazione 2 presentano strutture di comunità del tutto simili, con una prevalenza di efemerotteri (circa un terzo degli individui) ed una presenza consistente di ditteri (circa un quarto degli individui), crostacei ed oligocheti. Differente è la situazione nella Stazione 3, dove i ditteri (quasi esclusivamente chironomidi) arrivano a rappresentare il 58% della comunità complessiva, efemerotteri e crostacei subiscono una discreta riduzione numerica, mentre i tricotteri scompaiono.

La qualità biologica definita dalle C.Q. calcolate nelle tre stazioni durante il periodo di massima portata è mostrato in tabella 5. L'alterazione a valle degli scarichi appare più modesta, e praticamente assente a valle del primo scarico, rispetto al periodo di portata ridotta.

I valori degli indici biotici corrispondenti alle comunità campionate tramite i substrati artificiali, confrontati con quelli ottenuti nelle campagne in cui si è fatto uso del retino, sono riportati in figura 4. I risultati mostrano in effetti che durante il periodo di massima portata l'impatto del primo scarico sulla comunità macrobentonica è praticamente nullo, essendo gli scarti monte-valle di E.B.I., B.M.W.P. e

Tabella 5. Qualità ambientale delle 3 stazioni secondo gli indici biotici considerati durante il periodo di massima portata.

Classe di Qualità	Staz. 1	Staz. 2	Staz. 3
E.B.I.	I	I	I-II
B.M.W.P.	I	I	III
A.S.P.T.	I	II	II

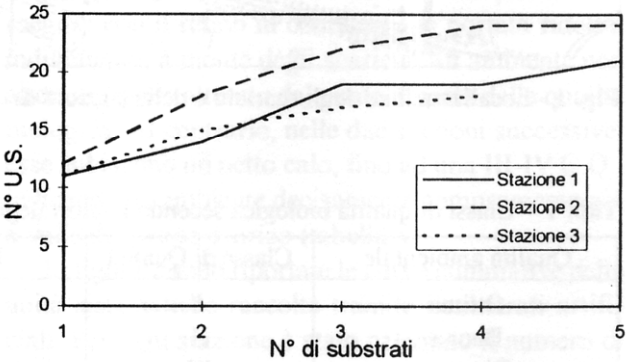
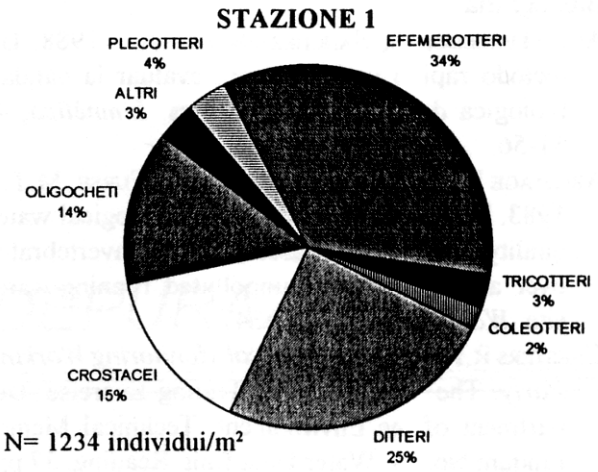
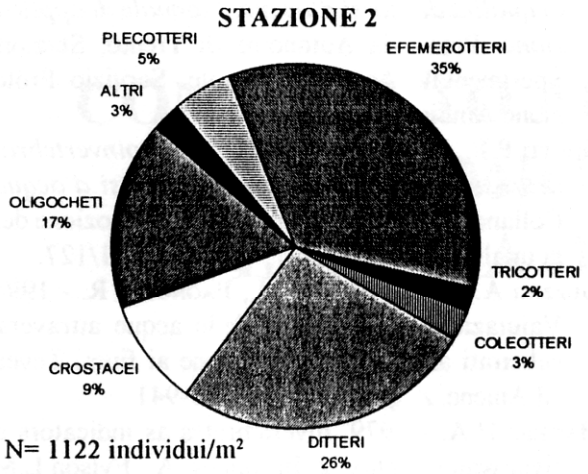


Fig. 2 - Andamento del numero cumulativo di Unità Sistematiche catturate su 5 unità di substrati artificiali.





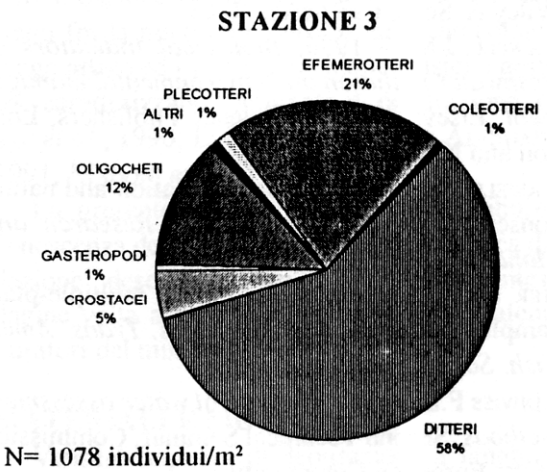
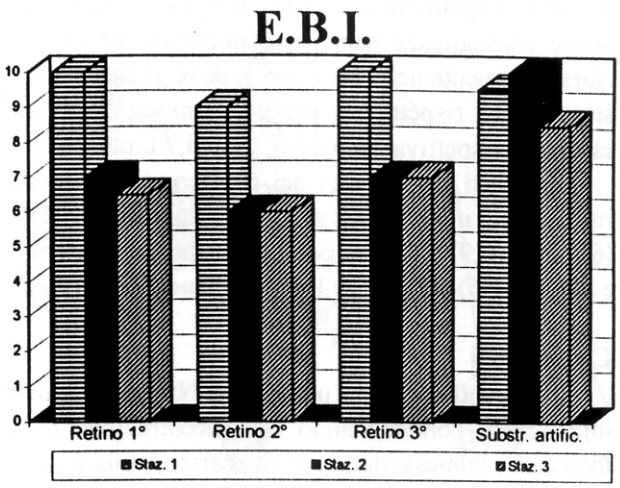
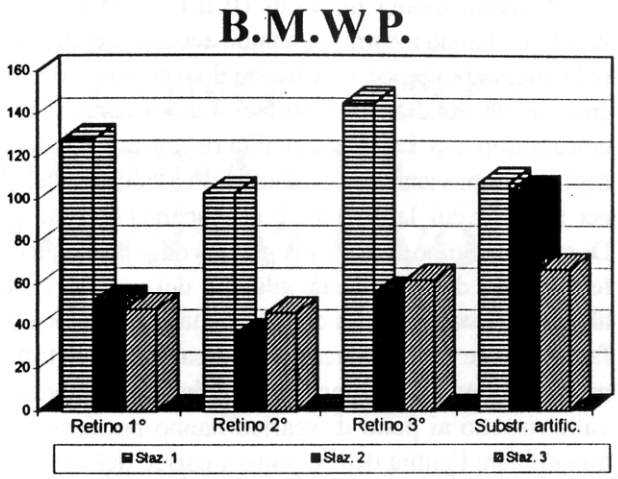


Fig. 3 - Struttura delle comunità di macroinvertebrati presenti sui substrati artificiali dopo 5 settimane di esposizione. (N= densità totali degli individui).





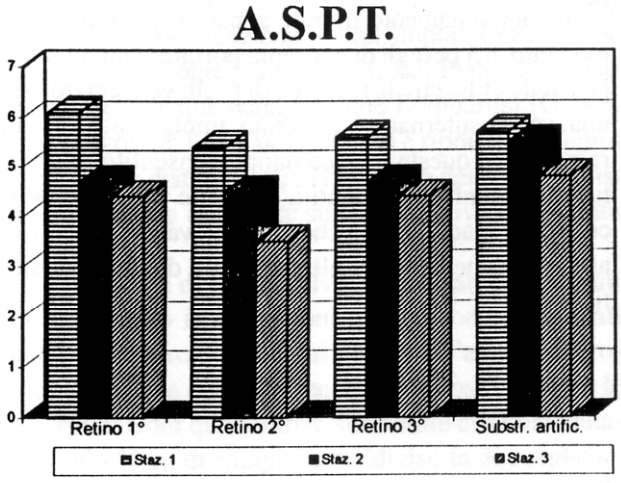


Fig. 4 - Andamento degli indici biotici nelle tre stazioni di campionamento in condizioni di portata ridotta (tre campionamenti col retino) e di portata normale (substrati artificiali)

A.S.P.T. rispettivamente pari a 0,5, 4 e 0,2 unità. Le prime conseguenze negative cominciano ad evidenziarsi solamente nella Stazione 3, dove gli scarti degli stessi indici, rispetto alla stazione a monte, risultano essere di, rispettivamente, 1,5, 37 e 0,7 unità.

Gli scarti degli indici nei tre periodi di portata ridotta sono invece risultati pari a, rispettivamente, 3, (67) 89 e (0,9) 1,4 unità per il primo punto di scarico, e (0) 0,5, (-6) 10 e (0,3) 1 per i rimanenti scarichi.

Conclusioni

I differenti regimi di portata del Naviglio Grande influiscono, condizionando la concentrazione degli inquinanti immessi dai punti di scarico, sulla qualità biologica del tratto indagato nel presente studio.

Gli indici biotici utilizzati (E.B.I., B.M.W.P. e A.S.P.T.) hanno mostrato un buon accordo nel definire la qualità biologica delle tre stazioni considerate, in entrambe le condizioni di portata a cui il corso d'acqua è sottoposto. La buona qualità riscontrata a monte degli scarichi viene compromessa a valle degli stessi nei mesi in cui la portata è drasticamente ridotta. Durante il regime di massima portata ed il conseguente aumento della capacità diluente del recettore, le alterazioni a carico della comunità macrobentonica si fanno invece meno marcate, scomparendo del tutto nella Stazione 2. Le differenze degli indici tra monte e valle rispetto ai punti di scarico hanno permesso di quantificare l'entità dell'impatto a carico del recettore.

Il campionamento tramite substrati artificiali si è mostrato, nei periodi di massima portata quando non è possibile utilizzare le tecniche di prelievo tradizionali, una valida alternativa al retino immanicato. I dati raccolti con questa tecnica hanno consentito di effettuare un confronto quantitativo delle strutture delle comunità macrobentoniche e di rilevare elementi di approfondimento dei risultati ottenuti dagli indici biotici.

Bibliografia

ALBA-TERCEDOR J., SANCHEZ-ORTEGA A. - 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes. *Limnética*, **4**: 51-56.

ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE, M.T. - 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water site. *Water Res.*, **17**: 333-347.

CHESTERS R.K. - 1980. *Biological Monitoring Working Party*. The 1978 National Testing Exercise. Department of the Environment. Technical Memorandum No. 19. Water Data Unit. Reading. 37 pp.

GHETTI P.F. - 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Stazione Sperimentale Agraria Forestale, Servizio Protezione Ambiente, 111 pp.

GHETTI P.F., BONAZZI G. - 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", C.N.R. AQ/1/127.

GUZZINI A., BATTEGAZZORE M., PAGNOTTA R. - 1994. Valutazione della qualità delle acque attraverso substrati artificiali: applicazione ai fiumi Tevere ed Aniene. *Acqua-Aria*, **10**: 933-941.

HAWKES H.A. - 1979. Invertebrates as indicators of river water quality, 2. In: James, A., Evison L.M. (eds.). *Biological indicators of water quality*. John Wiley & Sons, Chichester: 1-45.

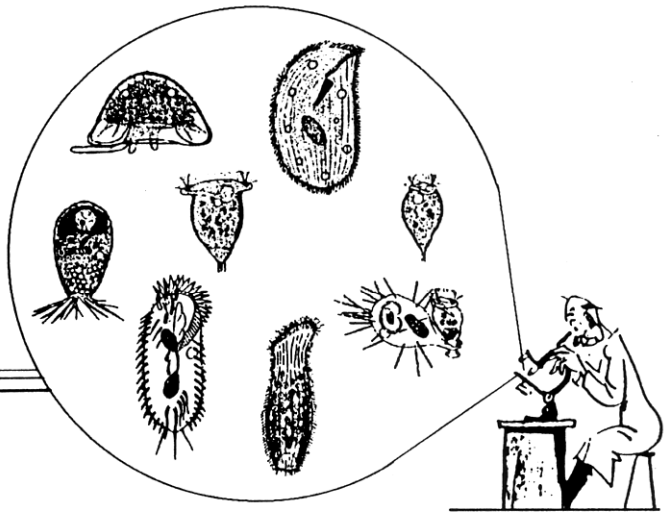
HELLAWELL J.M. - 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

HELLAWELL J.M. - 1988. River regulation and nature conservation. *Regulated Rivers: Research and Management*, **2**: 425-443.

HESTER F.E., DENDY J.B. - 1962. A multiple-plate sampler for acquatic invertebrates. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **91**: 420-431.

WOODIWISS F.S. - 1978. *Biological water assessment methods*. Second Technical Seminar, Commission of the European Communities.

DEPURAZIONE



CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA MICROFAUNA CHE COLONIZZA IL FANGO ATTIVO

Rossella Azzoni*

In tempi recenti numerosi Autori hanno dedicato la loro attenzione all'individuazione delle relazioni esistenti fra la microfauna protozoaria che colonizza il fango attivo ed i parametri chimico-fisici e gestionali che caratterizzano l'impianto di depurazione. (ESTEBAN *et al.*, 1990; ESTEBAN *et al.*, 1991; AL-SHAHWANI, 1991; MADONI *et al.*, 1993).

La presente nota si propone di contribuire alla conoscenza dell'ecosistema artificiale "vasca di ossidazione" descrivendo quanto osservato durante un'indagine volta a valutare la funzionalità di alcuni depuratori del milanese.

MATERIALI E METODI

Ventitré impianti di depurazione a fanghi attivi, alimentati da acque reflue di tipo civile o misto, sono stati oggetto di studio durante un'indagine che si è protratta dall'inizio del 1990 al primo trimestre del 1995. La classificazione di tali impianti secondo le categorie tipologiche individuate dal Piano di risanamento delle acque della Regione Lombardia (GIUNTA DELLA REGIONE LOMBARDIA, 1985) è riportata in figura 1, mentre la distibuzione di frequenza delle 149 analisi microscopiche effettuate sul fango attivo è illustrata in figura 2.

I campioni di fango attivo, trasportati e mantenuti in laboratorio in condizioni di aerazione, sono stati analizzati entro 3-4 ore dal prelievo; l'analisi microscopica è stata condotta secondo MADONI (1988), e le determinazioni quantitative sono state effettuate analizzando 50 µl di campione suddiviso in due repliche.

I campioni d'acqua utilizzati per il computo delle rese depurative sono stati prelevati l'uno nell'affluente, e l'altro nell'effluente dopo un numero di ore pari ad una stima del tempo medio di ritenzione dell'im-

* P.M.I.P., via Juvara 22, Milano

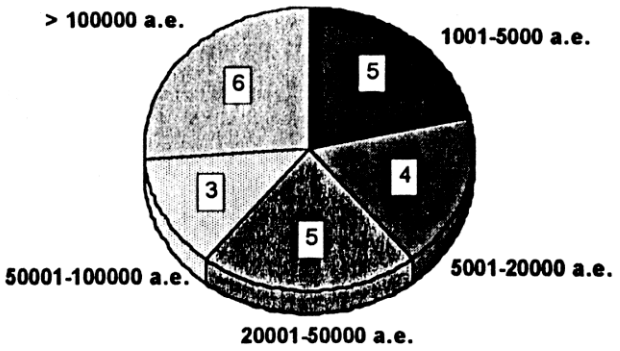


Fig. 1 - Impianti indagati: suddivisione per categorie tipologiche secondo il P.R.R.A. lombardo

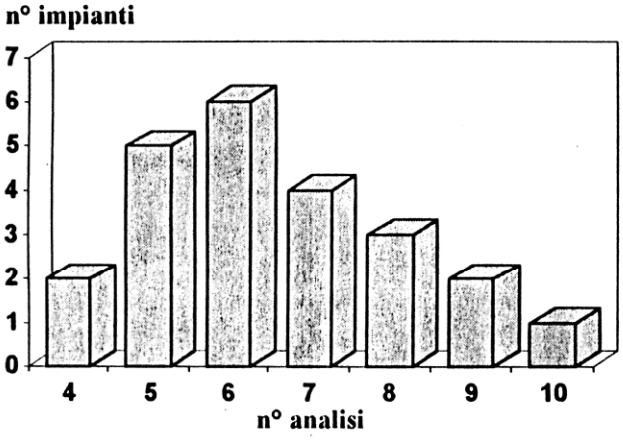


Fig. 2 - Distribuzione di frequenza delle analisi microscopiche effettuate

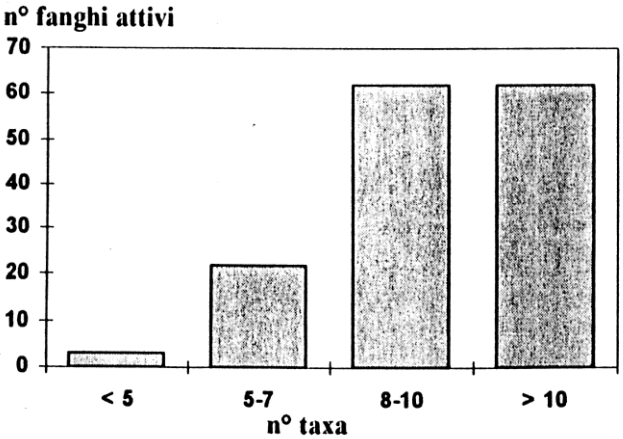


Fig. 3 - Ripartizione della ricchezza in taxa dei fanghi attivi analizzati

pianto; le determinazioni analitiche sono state svolte secondo i metodi I.R.S.A.-C.N.R. (1978).

Con il termine "frequenza relativa percentuale" di un taxon si intende il numero di presenze di quel taxon in un certo impianto rispetto alle analisi effettuate sul fango attivo di quell'impianto, espresso in percentuale (Dalmiglio *et al.*, 1994); con il termine "frequenza totale percentuale" di un taxon si intende il numero di presenze di quel taxon rispetto alle analisi eseguite sui 149 campioni di fango attivo, espresso in percentuale.

Il termine "abbondanza percentuale" di un gruppo funzionale o di un taxon indica la presenza numerica percentuale di quel gruppo o taxon rispetto al numero totale di individui della microfauna conteggiato in ogni analisi microscopica.

Il rendimento depurativo è inteso come rapporto fra la differenza di concentrazione del parametro fra ingresso e uscita dell'impianto e la concentrazione all'ingresso (Masotti, 1987).

RISULTATI

Nel corso dell'indagine sono stati rinvenuti 43 taxa, di cui 39 appartenenti al phylum *Ciliophora*; le frequenze relative percentuali riscontrate nei ventitré impianti indagati sono state codificate attraverso un raggruppamento arbitrario in classi e riportate in tabella 1. Le frequenze totali percentuali, invece, sono riportate in tabella 2.

La figura 3 descrive la ricchezza in taxa dei fanghi attivi analizzati mentre la figura 4 illustra la ripartizione per classi del numero di individui della microfauna totale e del numero dei soli Protozoi Ciliati rinvenibili in 1 litro di mixed-liquor. La tabella 3 riporta l'efficienza depurativa, in termini di BOD_5, e la densità di Protozoi Ciliati registrate in 90 campionamenti appaiati di acqua e fango attivo.

La tabella 4 riporta le abbondanze percentuali minime, medie e massime dei principali gruppi funzionali registrate in ognuno dei ventitré impianti indagati.

La figura 5 propone la distribuzione in classi logaritmiche del rapporto d'abbondanza fra Ciliati mobili di fondo (MF) e Ciliati sessili (S) calcolato sui campioni di fango attivo analizzati.

La tabella 5 propone la distribuzione per classi dei valori medi di sostanze ammoniacali misurate nell'effluente, di abbattimento medio delle medesime e di abbondanza percentuale di tecamebe nel fango attivo.

Tab. 1 - Frequenze relative percentuali B, C, D, E, F: categorie tipologiche P.R.R.A.
CLASSI: 0 - 20,0% = 1; 20,1 - 40,0% = 2; 40,1 - 60,0% = 3; 60,1 - 80,0% = 4; 80,1 - 100% = 5

		B					C				D					E			F					
⇩TAXA \ IMPIANTO⇨		Cas	Bin	Gli	Cis	Mul	Mot	San	Ang	Mel	Abb	Pus	Par	Lod	Sal	Tru	Vim	Roz	Mon	Var	Ass	Pes	Rob	Bre
Cinetochilum margaritaceum												3												
Colpidium campylum													5											
Colpidium colpoda	N																		1				3	
Colpoda cucullus	A																	1		4				
Dexiotrichides centralis	T	1																						
Dexiotricha colpidiopsis	A	3		2															3				1	4
Glaucoma scintillans	N	1																	1				3	
Microthorax sulcatus	T	3																						
Paramecium caudatum	I					2																		
Spirostomum teres		2																						
Tetrahymena pyriformis		2											1						1		1			
Aspidisca cicada			5	5	3	3	5	5	5	5	5	5	2	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5	5
Aspidisca lynceus	M				2		5				3				2	5	5				1			
Aspidisca turrita	O	3										1												
Euplotes patella	B	2	5	1			2	2	2	4		3		5	2	5	5	2	1	4	1	4	2	3
Chilodonella cucullulus	I	2	3	1	3	2		5	4	3	4	1			1	3	4	2		2	3	1	2	
Chilodonella uncinata	L		2	2			5			2	2	4			2	3				1				
Trachelophyllum pusillum	I	1	5	5	4	2	5	5	4	5	5	4	4	5	5	5	5	5	4	4	5	5	5	5
Trochilia minuta			5				5	5	1	3	4				3	5					2		1	1
Carchesium polypinum				1		2		3	3		1			1	1	2				1		1	1	1
Epistylis urceolata				3				5	5	3	5	1	2		5	3	1	2	2	1		5	2	1
Epystilis plicatilis	S				3	2					2	3	4	4				4	2	1	5	1		
Epistylis polenici	E			3									3						1			1		
Opercularia coarctata	S	1	3			4		2	3	1	4		5		2	4	5	5	3	5	1	1	5	3
Opercularia microdiscum	S			1						2					1				4					1
Vaginicola cristallina	I	2		1											2								4	
Vorticella sp.	L	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Vorticella striata octava	I			3						3			2						2	4		4	1	
Vorticella microstoma			5	3		4	2	5	2	5	5					4	4	3	3		1	5		5
Zoothamnium sp.					2	2	1				4		1	5	1	3	4	4				2	2	2
Coleps hirtus	P	1													1								3	
Hemiophrys pleurosigma	R	1	2	3	2		1					1		1					1			2		
Hemiophrys fusidens	E	1		1							2		2	1					1	1				
Litonotus fasciola	D	3	1	3		2	1				2		1		1	3		2	3	3	1	2		
Lionotus lamella	A		1															1	1					
Loxophillum meleagris	T			1																				
Spathidium opimum	O													1				1						
Trachelius ovum	R	2	1																					
SUTTORI	I	4	2	2	3		4	5	5	3	3	3	2	2	3	4	2	4	1	5		1	4	4
AMEBE		4	3	5	3		5	1	2	5	4	4	3	3	3	4	2		3	4	5	4	5	5
AMEBE CON TECA		5	5	5	4	2	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	3	4	5	1	5	5	5
METAZOI		5	4	4	5		5	3	5	5	4	5	5	5	5	4	5	2	2	1	5	4	5	3
GRANDI FLAGELLATI				3	4	3	5		1		4	5	5	3	4	2	2	3			3	5	5	5

Tab. 2 - Frequenze totali percentuali

taxa	%
Vorticella sp.	96,64
AMEBE CON TECA	86,58
Aspidisca cicada	86,58
Trachelophyllum pusillum	83,89
METAZOI	70,47
AMEBE	65,77
GRANDI FLAGELLATI	49,66
SUTTORI	48,99
Vorticella microstoma	46,98
Opercularia coarctata	44,97
Epistylis urceolata	39,60
Euplotes patella	38,93
Chilodonella cucullulus	32,21
Trochilia minuta	27,52
Zoothamnium sp.	23,49
Epystilis plicatilis	22,82
Litonotus fasciola	20,13
Chilodonella uncinata	17,45
Aspidisca lynceus	16,78
Vorticella striata octava	16,78
Dexiotricha colpidiopsis	12,08
Carchesium polypinum	11,41
Hemiophrys pleurosigma	10,07
Opercularia microdiscum	8,05
Hemiophrys fusidens	8,05
Colpidium campylum	5,37
Vaginicola cristallina	5,37
Epistylis polenici	5,37
Tetrahymena pyriformis	3,36
Coleps hirtus	3,36
Glaucoma scintillans	3,36
Colpoda cucullus	3,36
Colpidium colpoda	2,68
Microthorax sulcatus	2,68
Aspidisca turrita	2,68
Trachelius ovum	2,01
Cinetochilum margaritaceum	2,01
Lionotus lamella	2,01
Spirostomum teres	1,34
Spathidium opimum	1,34
Dexiotrichides centralis	0,67
Paramecium caudatum	0,67
Loxophillum meleagris	0,67

DISCUSSIONE

L'osservazione della tabella 1 consente di effettuare alcune considerazioni di carattere descrittivo relative alla presenza dei vari taxa. Innanzitutto, si osserva come *Aspidisca cicada*, *Trachelophyllum pusillum*, *Vorticella* sp., le Tecamebe ed i Metazoi siano sostanzialmente risultati sempre presenti in tutti i fanghi

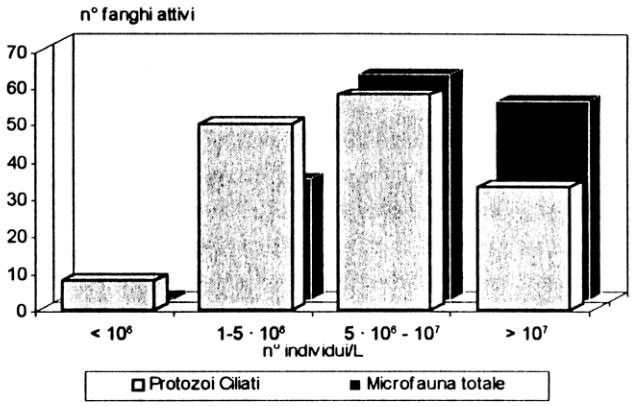


Fig. 4 - Densità della microfauna totale e dei soli Protozoi Ciliati: ripartizione per classi arbitrarie.

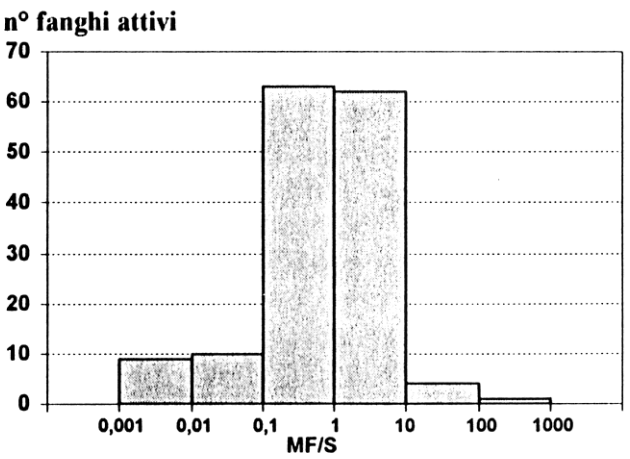


Fig. 5 - Ripartizione per classi logaritmiche del rapporto di abbondanza Mobili di Fondo/Sessili

Tab. 3 - Ripartizione della resa di rimozione del BOD_5 e della densità di Protozoi Ciliati

RESA BOD_5	< 85%	85% - 90%	90% - 95%	> 95%
N = 90	29	22	21	18
DENSITÀ	$< 10^6$	1-5 x 10^6	5x10^6-10^7	> 10^7
N = 90	4	30	35	21

Tab. 4 - Abbondanze percentuali

ABBONDANZA PERCENTUALE										
Impianto		**Ciliati Natanti**	**C. Mobili di fondo**	**Ciliati sessili**	**Ciliati predatori**	**Amebe nude**	**Amebe tecate**	**Grandi Flagellati**	**Metazoi**	**P.R.R.A.**
CAS	min	2,3	0,4	6,6	2,6	9,4	6,1			
	media	9,3	2,3	28,6	9,9	27,7	21,9			
	max	14,7	5,1	38,3	16,9	42,9	76,6			
BIN	min		13,1	32,4	1,4	0,4	3,0		<0,1	
	media		33,6	52,6	2,2	0,8	11,7		0,4	
	max		57,8	83,1	3,1	1,0	29,0		0,9	
GLI	min	0,5	2,2	7,8	<0,1	<0,1	3,5	<0,1	<0,1	
	media		25,3	36,3	1,6	11,0	21,6	0,3	4,6	B
	max	5,0	53,7	67,6	2,5	43,9	37,7	0,6	19,3	
CIS	min		0,4	15,2	0,3	0,3	7,1	3,2	0,4	
	media		26,2	54,6	2,8		10,6	15,0	3,8	
	max		66,7	99,1	5,4	5,4	13,1	33,9	10,7	
MUL	min	1,1	<0,1	75,8				1,7		
	media		2,4	90,7	0,9		1,1			
	max	23,2	5,2	97,8				1,9		
MOT	min		42,99	1,22	0,13	1,17	11,40	2,05	0,12	
	media		49,38	13,77	0,51	6,43	19,27	10,02	0,61	
	max		59,88	34,21	0,93	21,78	26,83	19,43	1,75	
SAN	min		26,4	14,0	0,3		0,5		0,1	
	media		57,3	36,1	1,8	0,9	4,5		0,2	
	max		83,7	62,8	4,3		8,7		0,4	
ANG	min		1,3	14,7	<0,1	<0,1	27,0		0,4	C
	media		8,3	27,6	0,9		56,3	0,3	8,3	
	max		25,0	43,9	2,2	0,6	83,3		29,5	
MEL	min		20,0	12,3	0,6	0,7	1,1		0,7	
	media		47,2	28,5	1,3	5,7	16,5		2,4	
	max		77,3	75,0	2,3	15,4	61,2		7,0	
ABB	min		2,4	8,2	0,3	0,4	2,8	0,2	0,4	
	media		34,0	32,6	1,0	0,7	29,0	1,5	2,7	
	max		71,3	46,3	3,3	1,5	85,7	2,3	7,3	
PUS	min	0,3	32,4	8,8	0,2	0,8	0,4	0,2	1,5	
	media	0,7	48,3	37,5	2,5	1,6	3,6	1,7	5,7	
	max	0,9	68,1	62,7	6,2	2,8	10,3	3,7	17,5	
PAR	min	0,6	0,6	59,8	<0,1	0,6	<0,1	<0,1	0,6	
	media	3,0	5,8	82,3	1,4	0,9	7,3	4,0	1,3	D
	max	5,2	18,5	95,1	3,5	1,5	14,8	8,8	1,9	
LOD	min		21,2	36,4	0,1	0,6	1,2	O,4	0,3	
	media		34,5	56,5	0,9	2,5	4,1	3,1	1,1	
	max		58,8	73,9	1,5	5,7	12,5	8,0	3,4	
SAL	min		5,20	5,45	0,17	0,26	14,64	1,84	0,37	
	media		21,68	29,13	0,49	1,41	35,04	11,85	3,91	
	max		47,83	65,74	0,91	2,60	57,72	28,86	21,82	

(Tab. 4: segue)

Impianto		Ciliati Natanti	C. Mobili di fondo	Ciliati sessili	Ciliati predatori	Amebe nude	Amebe tecate	Grandi Flagellati	Metazoi	P.R.R.A.
	min		31,86	14,58	0,16	0,19	4,74	0,12	0,32	
TRU	media		48,08	40,34	0,91	5,63	7,13	0,54	0,70	
	max		75,89	68,14	2,31	23,87	9,12	0,97	1,37	
	min		33,18	19,93	0,12	0,22	11,38	0,08	0,01	
VIM	media		48,32	29,05	0,29	0,35	22,28	0,08	0,12	E
	max		57,05	38,01	0,45	0,48	42,54	0,09	0,22	
	min		16,2	41,0	0,2	0,4	0,5	0,2	<0,1	
ROZ	media	8,3	31,6	58,2	1,0	2,1	10,5	3,4	0,8	
	max		55,5	79,3	3,0	4,6	26,0	13,6	1,6	
	min	2,3	8,8	21,9	<0,1	<0,1	0,9		0,2	
MON	media	8,2	25,6	63,4	1,8	0,2	6,8		0,3	
	max	24,3	51,3	87,5	5,3	0,4	18,2		0,6	
	min	0,1	50,2	30,8	0,5	0,1	0,4			
VAR	media	1,7	55,6	37,7	1,0	0,5	3,9		0,3	
	max	3,3	64,5	45,8	2,4	0,9	10,6			
	min		10,9	32,9		0,7		0,3	0,1	
ASS	media	0,7	28,2	66,8	0,5	3,0	1,3	2,4	1,0	
	max		65,0	82,8		7,1		5,7	3,5	
	min		5,8	15,6	<0,1	0,2	0,9	0,7	0,9	F
PES	media	0,2	27,7	41,6	0,5	1,4	21,1	7,3	1,4	
	max		41,4	67,8	1,0	3,0	76,7	36,6	2,5	
	min	1,92	1,27	6,54	0,21	0,41	41,04	0,36	0,18	
ROB	media	5,44	17,11	17,33	1,74	3,07	i50,30	1,53	4,54	
	max	12,98	31,92	33,82	4,02	6,70	65,94	2,69	11,27	
	min	0,17	59,15	0,78	0,23	0,78	6,31	0,24	0,22	
BRE	media	0,86	69,20	15,57	0,66	1,87	10,52	1,67	0,31	
	max	2,08	79,59	27,58	1,22	4,00	17,90	3,95	0,47	

Tab. 5 - Ripartizione delle sostanze ammoniacali nell'effluente, della resa di rimozione delle sostanze ammoniacali e dell'abbondanza percentuale di Tecamebe nel fango attivo

NH_4 finale	< 5 mg/l	5-10 mg/l	10-15 mg/l	> 15 mg/l
N = 101	36 (35,6%)	24 (23,8%)	20 (19,8%)	21 (20,8%)
NH_4 resa	< 50%	50 - 70%	70 - 90%	> 90%
N = 85	39 (45,9%)	16 (18,8%)	11 (12,9%)	19 (22,3%)
Abb. Tecamebe	0 - 10%	10 - 20%	20 - 40%	> 40%
N = 101	54 (53,5%)	19 (18,8%)	15 (14,8%)	13 (12,9%)

attivi analizzati. Altri taxa –quali ad esempio *Euplotes patella*, *Chilodonella cucullulus*, *Epystilis urceolata*, *Opercularia coarctata*, *Vorticella microstoma*, i Suttori, le Amebe nude ed i grandi Flagellati– sono risultati spesso presenti. La tabella sembra inoltre indicare come il gruppo funzionale dei Natanti risulti maggiormente presente in fanghi attivi di impianti appartenenti alle categorie tipologiche B (1001-5000 a.e.) ed F (oltre 100000 a.e.), mentre taxa quali *Trochilia minuta* e *Chilodonella* sp. risultino più rappresentati in impianti di categoria tipologica C (5001-20000 a.e.).

La disamina della tabella 2 conferma le osservazioni di Poole (1984) relative al fatto che l'olotrico *Trachelophyllum*, il peritrico *Vorticella* e l'ipotrico *Aspidisca* si rinvengono comunemente ed in relazione ad un ampio spettro di condizioni operative e di qualità dell'effluente; mette in luce, viceversa, una discrepanza per quanto concerne le Tecamebe. A tale proposito, è necessario segnalare che i generi di Tecamebe normalmente indicati come ospiti del fango attivo sono risultati molto spesso accompagnati dal genere *Cochliopodium*, che tendeva a prevalere numericamente.

Come in ogni altro ecosistema, anche nella vasca a fanghi attivi le poche specie comuni sono quelle che contribuiscono maggiormente agli scambi energetici mentre le specie rare determinano la diversità di specie dell'intera comunità. La ricchezza in specie registrata nei campioni sottoposti ad analisi microscopica è rappresentata in figura 3, ove i valori relativi al numero di taxa rinvenuti sono stati classificati secondo la classi previste dallo S.B.I. (Madoni, 1994). Il computo è stato effettuato considerando come una unità sistematica ognuna delle 36 specie indicate in tabella I; sono state altresì considerate unità sistematiche sia l'insieme delle specie di *Vorticella* diverse da quelle specificatamente indicate in tabella sia il genere *Zoothamnium*; Suttori, Tecamebe, Metazoi e grandi Flagellati sono stati conteggiati ognuno come una unità sistematica mentre eventuali presenze di Amebe nude sono state stornate dal computo.

Come si nota in figura 3, nel 41,6% dei fanghi analizzati la microfauna è risultata composta da più di 10 taxa, mentre nell'83% circa dei casi il numero di taxa presenti è risultato superiore a 8.

La figura 4 rappresenta un altro aspetto importante della struttura della microfauna: poiché numerosi Autori hanno dimostrato che il numero di Protozoi Ciliati che vivono in un impianto funzionante in modo normale è dell'ordine di 10^6 individui per litro e che il calo di tale numero al di sotto di 10^4 per litro indica insufficiente depurazione (Madoni, 1993), le densità registrate nei fanghi attivi analizzati sono state classificate secondo quattro classi arbitrarie. Come si desume dalla figura, solo nel 5,4% dei 149 casi esaminati il numero di Protozoi Ciliati per litro è risultato inferiore a 10^6 mentre nel 22% circa dei casi esso è risultato superiore a 10^7; prendendo come discriminante il valore di densità "$> 5x10^6$", si nota che la maggior parte dei valori registrati supera tale limite. In tal caso, la differenza fra il 61,07% dei casi, relativo ai soli Protozoi Ciliati, ed il 77,18% dei casi, relativo alla microfauna totale, è attribuibile spesso alla presenza di Tecamebe o, meno frequentemente, di grandi Flagellati.

Per 90 dei 149 casi esaminati si dispone sia dell'analisi microscopica che del valore del rendimento depurativo dell'impianto; la distribuzione per classi arbitrarie dei riscontri registrati è presentata in tabella 3. Il tentativo di individuare una dipendenza funzionale fra la densità degli organismi che colonizzano il fango attivo e l'efficienza di rimozione del BOD_5 non ha evidenziato correlazione lineare né fra il numero dei soli Protozoi Ciliati e la resa depurativa ($r = -0,062$), né fra il numero di individui della microfauna totale e la resa depurativa ($r = -0,011$).

Come noto, la microfauna che vive negli impianti di depurazione è costituita prevalentemente da Protozoi e da alcuni Metazoi; sulla base del loro comportamento nella vasca di ossidazione, i Ciliati vengono suddivisi in quattro gruppi funzionali: natanti, natanti predatori, sessili e mobili di fondo. Lo studio del ruolo della microfauna come indicatore dell'efficienza di depurazione basato sull'analisi semplificata della struttura della microfauna richiede, inoltre, la distinzione di almeno altri quattro grandi gruppi: Amebe nude, Amebe tecate, grandi Flagellati e Metazoi (Madoni, 1988). A scopo conoscitivo, nella tabella 4 sono state pertanto riportate le abbondanze percentuali minime, medie e massime registrate nei ventitré impianti indagati, a loro volta riaccorpati per categoria tipologica. Ragionando sui valori medi, la disamina della tabella indica per tutte le categorie tipologiche una tendenzia-

le prolungata permanenza del fango attivo in vasca ed una ben più marcata tendenza al basso carico in ingresso, spesso costituito anche da aliquote scarsamente biodegradabili; gli impianti di maggiori dimensioni sembrano tendenzialmente afflitti dalla presenza di Ciliati natanti. Sebbene le maggiori abbondanze medie siano equamente ripartite fra i Ciliati mobili di fondo ed i Ciliati sessili, va rilevato che in tre casi sono le Amebe tecate a risultare mediamente più abbondanti.

Ciliati mobili di fondo e Ciliati sessili, grazie al fatto che occupano una differente nicchia ecologica, normalmente codominano la microfauna dei fanghi attivi; tuttavia, il rapporto di abbondanza tra i due gruppi funzionali tende a variare in relazione ad alcune condizioni operative dell'impianto (MADONI, 1993).

BEDOGNI *et al.* (1991) suggeriscono un'associazione fra il rapporto di abbondanza tra mobili di fondo e sessili e la *performance* dell'impianto, avendo registrato la migliore qualità dell'effluente finale in occasione di valori del rapporto Ciliati mobili di fondo/ sessili superiori a 0,5.

Per confermare tale osservazione, é stato pertanto calcolato il rapporto fra l'abbondanza di mobili di fondo (MF) e l'abbondanza di sessili (S) in ogni campione di fango attivo analizzato ed i valori ricavati sono stati raggruppati in classi logaritmiche e rappresentati in figura 5. Rammentando che per MF/S < 0,1 si ha dominanza dei Ciliati sessili e per MF/S > 10 si ha dominanza dei Ciliati mobili di fondo, la figura suggerisce l'esistenza di un generalizzato buon equilibrio fra i due gruppi funzionali. I valori di MF/S ricompresi fra 0,1 e 10 sono infatti pari a circa l'84% dei casi, e la prevalenza di un gruppo funzionale rispetto all'altro è praticamente equivalente. La tendenza di MF/S e di parametri indicatori della *performance* a variare congiuntamente è stata saggiata ricercando il coefficiente di correlazione lineare: non sono purtroppo risultati correlati né MF/S ed il BOD_5 nell'effluente ($r = - 0,017$; $n = 100$) né MF/S e la percentuale di rimozione del BOD_5 ($r = 0,022$; $n = 90$).

Altra osservazione ricorrente in letteratura è quella relativa alla presenza delle Tecambe in fanghi caratterizzati da basso carico, lungo tempo di ritenzione e alta concentrazione di ossigeno disciolto in vasca, condizioni che permettono una completa nitrificazione (DRAKIDES, 1978; CHIERICI *et al.*, 1991). A causa della strutturazione dell'indagine cui si riferisce la presente nota, non sono disponibili dati relativi alla nitrificazione bensì solo misure relative al contenuto di sostanze ammoniacali nell'effluente finale e misure relative all'abbattimento in/out delle medesime. I valori medi di tali misure, e l'abbondanza percentuale di tecamebe nei corrispondenti fanghi attivi, sono classificati secondo classi arbitrarie in tabella 5. L'esame di questa consente di verificare come il contenuto in sostanze ammoniacali dell'acqua depurata superi il valore di 10 mg/l nel 40% circa dei casi, ed ecceda il limite di legge nel 20% circa dei casi; consente inoltre di constatare che l'abbattimento delle sostanze ammoniacali non supera mediamente la resa del 50% nel 46% circa dei casi.

Il tentativo di individuare una dipendenza funzionale fra l'abbondanza di Tecamebe nel fango attivo e la concentrazione di sostanze ammoniacali nell'effluente ha evidenziato una significativa, seppur debolissima, correlazione lineare ($r = - 0,270$; $n = 400$); meno debole e sempre significativa la correlazione lineare fra abbondanza di Tecamebe nel fango attivo ed efficienza di rimozione delle sostanze ammoniacali ($r = 0,429$; $n = 332$).

CONCLUSIONI

Sulla scorta delle osservazioni effettuate è possibile confermare l'ubiquitarietà di *Trachelophyllum*, *Aspidisca* e *Vorticella* e segnalare come ricchezza in specie e densità della microfauna risultino spesso piuttosto elevate.

Mentre le variazioni congiunte della *performance* dell'impianto, della densità della microfauna e del rapporto MF/S sembrano richiedere approfondimenti, la correlazione fra Tecamebe ed ossidazione delle molecole azotate ridotte risulta confermata.

BIBLIOGRAFIA

AL-SHAHWANI S.M. & HORAN N.J. - 1991
The use of Protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants. *Water Research*, **25**: 633-638.

BEDOGNI G., FALANELLI A. & PEDRAZZI R. - 1991
Evaluation of the abundance ratio between crawling and attached ciliates in the management of an activated sludge sewage-treatment plant.
In: Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives (Madoni P., Ed.), p. 229-233. *Centro Bazzucchi*, Perugia.

CHIERICI E. & MADONI P. - 1991
Analisi comparata della microfauna del fango attivo di piccoli impianti municipali.
In: Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives (Madoni P., Ed.), p. 83-87. *Centro Bazzucchi*, Perugia .

DALMIGLIO A. & ZANARDINI A. - 1994
Efficienza depurativa e struttura della microfauna in un impianto municipale a fanghi attivi. Calcolo dell'efficienza di depurazione mediante S.B.I. (sludge biotic index). *Acqua-Aria*, **8**: 735-742.

DRAKIDES C. - 1978
L'observation microscopique des boues activées appliquée à la surveillance des installations d'épuration: Technique d'étude et d'interprétation. *T.S.M. - L'Eau*, **73**: 85-98.

ESTEBAN G., TÉLLEZ C. & BAUTISTA L.M. - 1990
Effects of habitat quality on Ciliated Protozoa communities in sewage treatment plants. *Environmental Technology*, **12**: 381-386.

ESTEBAN G., TÉLLEZ C. & BAUTISTA L.M. - 1991
Dynamics of Ciliated Protozoa communities in activated-sludge process. *Water Research*, **25**: 967-972.

GIUNTA DELLA REGIONE LOMBARDIA, SETTORE AMBIENTE ED ECOLOGIA - 1985
Piano regionale di risanamento delle acque. *Ecologia Ambiente Documenti*, 10 - 11 - 12.

ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE DEL C.N.R. - 1978
Metodi analitici per le acque. *Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque* n. 11.

MADONI P. - 1988
I Protozoi Ciliati nel controllo di efficienza dei fanghi attivi. Manuale di applicazione. *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale*, Reggio Emilia. 82 pp.

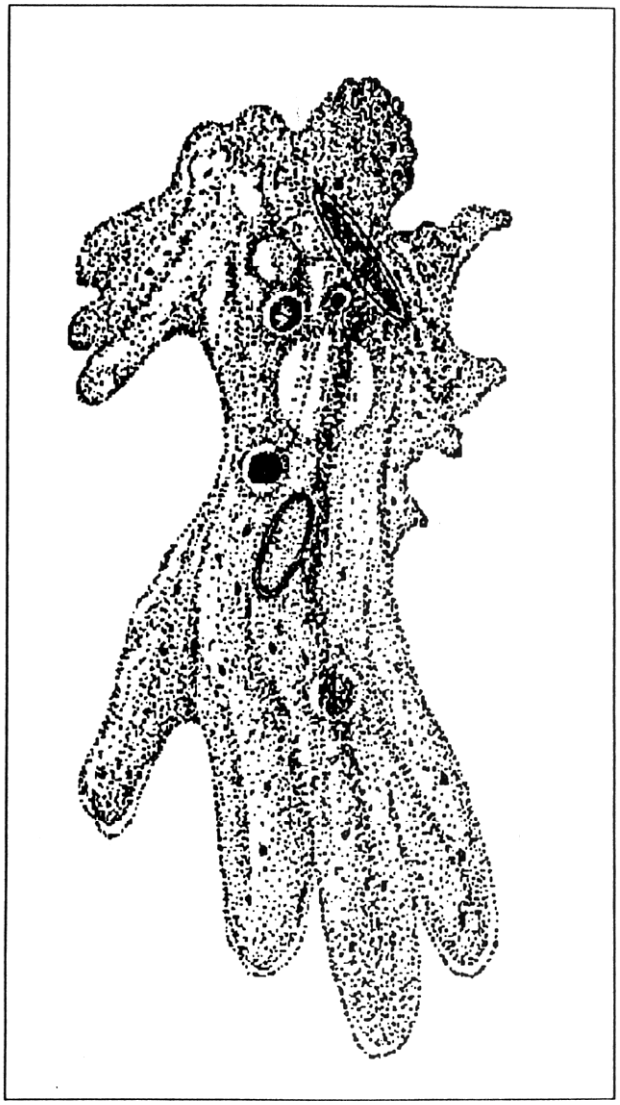
MADONI P. - 1993
Microfauna dei fanghi attivi e indice Biotico del Fango SBI. *Corso di Formazione e Aggiornamento. Università degli Studi di Parma*, 24-28 maggio.

MADONI P., DAVOLI D. & CHIERICI E. - 1993
Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works. *Water Research*, **27**: 1485-1491.

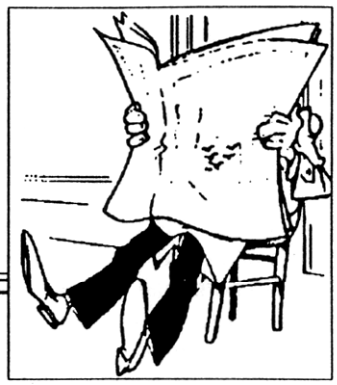
MADONI P. - 1994
A Sludge Biotic Index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research*, **28**: 67-75.

MASOTTI L. - 1987
Depurazione delle acque. Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto. *Calderini*, Firenze. 1144 pp.

POOLE J.E.P. - 1984
A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment works. *Water Research*, **18**: 281-287.



ABSTRACTS



DEPURAZIONE

[348] 1- Acido Peracetico-Oxymaster: disinfezione acque reflue urbane di un depuratore cittadino. Esperienze industriali all'impianto di Cesena

[349] 2- Dispersione nell'ambiente di aerosols microbici generati da impianti di depurazione a fanghi attivi

[350] 3- A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge system

[351] 4- Analisi di fosforo e boro in alcuni impianti di depurazione urbani. Apporto pro-capite, capacità di rimozione e concentrazione nei fanghi.

GESTIONE AMBIENTALE

[352] 1- Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia

[353] 2- Agrifug: previsione della contaminazione di acque superficiali con un modello sequenziale di fugacità

[354] 3- Criteri per la classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili

[355] 4- Diversificazione degli habitat fluviali e perifluviali

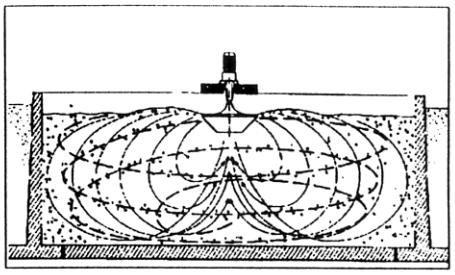
IGIENE AMBIENTALE

[356] 1- La qualità dell'acqua potabile in un periodo di emergenza idrica: valutazione dei principali inconvenienti igienici

[357] 2- Impiantistica e sistemi di trattamento per la sicurezza igienica della risorsa acqua

[358] 3- Limited versus unlimited membership in microbial communities: evaluation and experimental tests of same paradigms

CAVADORE A., MASSA G., BIENTINESI P., MARTIGNONI P. - 1993



Acido Peracetico-Oxymaster: disinfezione acque reflue urbane di un depuratore cittadino. Esperienze industriali all'impianto di Cesena

Ingegn. sanitaria-ambientale, gen.-feb.: 23-27. [348]

Nell'impianto di depurazione di Cesena (circa 10.000 m³/die) è stata sperimentata nell'estate '92 la disinfezione dell'effluente finale con una miscela stabilizzata a base di acido peracetico (principio attivo), perossido di idrogeno e ac. acetico. I vantaggi dell'ac. peracetico rispetto ai tradizionali trattamenti di clorazione sono:

- energica azione disinfettante, con ampio spettro biocida;
- prodotti di decomposizione innocui dal punto di vista ambientale;
- mancata formazione di sottoprodotti indesiderabili o tossici (clorammine, trialometani);
- assenza di fitotossicità e di ittiotossicità ai dosaggi impiegati (1-3 ppm).

Nell'arco di una settimana sono state sperimentate diverse concentrazioni di ac. peracetico (1,3-2,7 ppm) e diversi tempi di contatto (25-70 minuti). L'installazione del sistema di dosaggio dell'ac. peracetico non ha comportato sostanziali modifiche al disegno dell'impianto: è stato sufficiente collegare due pompe dosatrici regolate manualmente.

Sono stati determinati coliformi totali e fecali e streptococchi fecali prima e dopo la disinfezione, l'ac. peracetico residuo, il pH e il potenziale redox.

I risultati mostrano elevati abbattimenti dei parametri batteriologici che rientrano sempre entro i limiti della tab. A della L. 319/76, anche a bassi dosaggi; l'efficacia del trattamento è ulteriormente esaltata anche solo con modesti incrementi del dosaggio.

Gli Autori, rilevate le eccellenti prestazioni della disinfezione, concludono evidenziando come la tecnica Oxymaster, per la fitocompatibilità del prodotto, sia particolarmente indicata per il reimpiego dei reflui nella fertirrigazione impiegando opportuni dosaggi e adeguate soluzioni tecniche integrative (vasche di contatto, bacini di lagunaggio, ecc.).

P. R.

BRANDI G., SELVAGGI L., SISTI M., SCHIAVANO G.F., BAFFONE W., ALBANO A. - 1993

Dispersione nell'ambiente di aerosols microbici generati da impianti di depurazione a fanghi attivi

Ingegneria Ambientale, **XXII** (11/12) [349]

La notevole diffusione, negli ultimi anni, degli impianti a fanghi attivi per la depurazione dei liquami urbani ha fatto emergere il problema del potenziale rischio per la salute dell'uomo legato alla dispersione nell'ambiente di aerosols che possono veicolare microrganismi e/o loro prodotti.

Lo scopo degli autori del presente lavoro è stato quello di studiare il grado di contaminazione microbica dell'aria circostante tre depuratori a fanghi attivi della costa marchigiana e romagnola (due dei quali lavorano a pieno regime solo nel periodo estivo), valutando l'influenza delle condizioni atmosferiche e del regime di attività dell'impianto.

I risultati ottenuti da questa indagine hanno evidenziato che la contaminazione dell'aria è strettamente associata al regime di attività dell'impianto; infatti le

cariche batteriche più elevate corrispondono ai periodi di massima attività dei depuratori.

La diffusione degli aerosol è influenzata dalla velocità e direzione del vento, mentre la dispersione e sopravvivenza dei microrganismi aerosolizzati sembrano essere favorite da umidità elevate.

Negli aerosol è stata costantemente evidenziata la presenza di batteri di origine fecale; i miceti sono stati riscontrati con cariche molto elevate durante la stagione estiva anche nei punti di prelievo più lontani (30 m), mentre gli stafilococchi coagulasi positivi sono stati rilevati specialmente nel periodo primaverile. Non sono mai state riscontrate *Salmonelle* o *Shigelle* negli aerosol dei tre depuratori sotto indagine.

In conclusione, anche se risulta difficile stabilire il rischio reale di tipo sanitario per gli individui sottoposti ad aerosol, gli autori suggeriscono, come misura preventiva, di promuovere l'impiego di aeratori sommersi in sostituzione delle turbine, di realizzare barriere arboree attorno agli impianti e di tenere presente la realtà locale del vento nella costruzione di nuovi depuratori.

D. D.

CASEY T.G., WENTZEL M.C., LOEWENTHAL R.E., EKAMA G.A., MARAIS G.v.R. - 1992

A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge system

Wat. Res., **26** (6): 867-869. [350]

Esperimenti condotti da alcuni Autori hanno messo in evidenza che il fattore che influenza maggiormente la proliferazione dei batteri da basso F/M (basso rapporto cibo-microrganismi), è la condizione di aerazione intermittente. Questi organismi, come il tipo 0092, il tipo 0041, il tipo 1851, *M. parvicella* e il tipo 0675, infatti, non proliferano in condizioni completamente aerobiche o completamente anossiche.

In condizioni di aerazione intermittente gli organismi sono esposti alternativamente a condizioni aerobiche, dove l'ossigeno funge da accettore terminale di elettroni, e a condizioni anossiche, dove sono i nitrati e i nitriti gli accettori finali degli elettroni; il passaggio tra vie metaboliche aerobiche e vie metaboliche anossiche potrebbe, perciò, essere la causa della proliferazione dei filamentosi da basso F/M.

In ambiente anossico avviene il processo di denitrificazione che, partendo da NO_3^- ,porta alla formazione di azoto gassoso attraverso alcune tappe:

$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$

Alcuni anni fa si pensava che la denitrificazione fosse un processo strettamente anossico, che avveniva cioè in totale assenza di ossigeno; è stato dimostrato, invece, che la denitrificazione può continuare in condizioni aerobiche sebbene con una velocità inferiore. È stato anche accertato che alcuni intermedi della denitrificazione, in particolare l'NO, hanno un effetto inibitorio sull'utilizzazione di substrato in condizioni aerobiche.

Gli autori attraverso tests di laboratorio hanno messo in evidenza che i batteri filamentosi sono in grado di effettuare solo la prima tappa della denitrificazione, da NO_3^- a NO_2^-; gli organismi fiocco-formatori, invece, denitrificano completamente fino ad azoto gassoso, e in questo processo accumulano NO. L'NO eserciterebbe un effetto inibitorio sull'utilizzazione dell'ossigeno misurabile come diminuzione di OUR.

Questi risultati spiegherebbero la proliferazione di batteri filamentosi da basso F/M in impianti che operano rimozione biologica dei nutrienti, dotati quindi di comparti anossici per la rimozione dell'azoto o anossici ed anaerobici per la rimozione combinata di azoto e fosforo. I fiocco formatori in condizioni anossiche accumulano NO che esercita un effetto inibitorio sull'utilizzazione dell'ossigeno nella successiva fase aerobica; questa inibizione dei fiocco-formatori si traduce di fatto in un vantaggio dei batteri filamentosi che riescono, durante la fase aerobica, ad accrescersi più velocemente.

D. D.

MEZZANOTTE V., ARCADIPANE M., FANIUOLO L., SIVIERO R. - 1995

Analisi di fosforo e boro in alcuni impianti di depurazione urbani. Apporto pro-capite, capacità di rimozione e concentrazione nei fanghi.

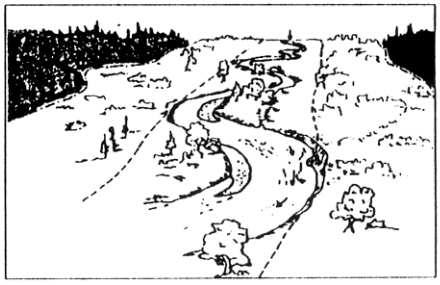
Inquinamento, 7: 40-45 [351]

Dall'84 ad oggi, parallelamente alla riduzione dell'uso di fosforo, si è assistito ad una nuova diffusione di prodotti a base di perborati ed il boro presente negli effluenti può avere effetti tossici sulle colture agrarie nel caso in cui il liquame venga utilizzato per l'irrigazione. Gli Autori si propongono, pertanto, di verificare il contributo pro-capite attuale di fosforo e di boro e di fornire indicazioni sulla rimozione di questi elementi con trattamenti convenzionali.

Studiando sette impianti del milanese, gli Autori hanno stimato che l'apporto medio pro-capite giornaliero di fosforo totale varia –su scala annua– da un minimo di 0,5 g/ab ad un massimo di 2,8 g/ab presentandosi con maggior frequenza nell'intervallo 0,9-1,3 g/ab; l'apporto pro-capite di boro si mantiene in ambiti più ristretti con valori mediamente compresi fra 0,2 e 0,3 g/ab·giorno. Hanno verificato che l'abbattimento del fosforo segue un andamento piuttosto regolare all'interno di ogni singolo depuratore, mentre tra i diversi impianti vi sono differenze anche sostanziali; hanno osservato che l'abbattimento del boro segue un andamento del tutto irregolare sia tra i diversi impianti, sia all'interno di ogni singolo impianto. Infine hanno evidenziato che la concentrazione del boro nei fanghi è piuttosto bassa e molto incostante, comunque tale da non pregiudicare l'utilizzo agricolo dei fanghi medesimi.

M. G.

BRACCO F., SARTORI F. - 1993



Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia

Acqua-Aria, (7): 761-765. [352]

Il confronto tra due carte fisionomico-strutturali della vegetazione golenale del Po in provincia di Pavia, relative all'anno 1980 e 1990, ha permesso di stendere una terza carta in cui ogni area risulta identificata in base al tipo di vegetazione esistente in entrambi gli anni, così da rappresentare separatamente aree soggette ad andamenti dinamici differenti. Sono stati cartografati i seguenti tipi di vegetazione:

- saliceti arborei a *Salix alba*;
- ontaneti arborei ad *Alnus glutinosa*;
- robinieti arborei a *Robinia pseudoacacia*;
- boscaglie di *Populus canadensis*;
- saliceti arbustivi a *Salix alba, S. eleagnos*;
- arbusteti ad *Alnus glutinosa, Salix cinerea*;
- arbusteti ad *Amorpha fruticosa*;
- arbusteti termofili del mantello (*Prunetalia spinosae*);
- vegetazione erbacea perenne dei greti stabilizzati (*Artemisietea vulgaris*);
- vegetazione erbacea annuale dei greti (*Bidentetea*);
- vegetazione erbacea dei gerbidi (*Festuco-Brometea*);
- vegetazione erbacea annuale a *Sicyos angulatus*.

La misura mediante planimetro di tutte la campiture ha consentito la creazione della base dati per la successiva elaborazione. Questa è stata effettuata separatamente per le aree che nel 1990 risultavano

definitivamente sottratte all'azione del fiume e per quelle a diretto contatto con la corrente, esposte quindi agli eventi morfogenetici fluviali.

Vengono riportati i risultati di dettaglio dello studio. In sintesi, in 10 anni si è avuto un saldo negativo di 200 ha delle superfici occupate da vegetazione naturale, risultante dalla scomparsa di 400 ha nella golena oggi sottratta all'attività morfologica fluviale a seguito della costruzione di difese spondali e dalla comparsa di 200 ha di vegetazione nell'alveo attuale.

I dati evidenziano quindi due tendenze ben differenziate. Nell'ambito dell'alveo attuale è aumentata la superficie occupata dalla vegetazione a scapito del corso del fiume e a vantaggio di saliceti, boscaglie di pioppo ibrido, arbusteti a salici, vegetazione erbacea perenne e vegetazione erbacea dei gerbidi. Questi incrementi, in quanto soggetti alla dinamica naturale dei processi morfogenetici fluviali, sono potenzialmente reversibili.

Fuori dell'alveo attuale, invece, si è registrata una sottrazione progressiva di superficie a tutte le formazioni vegetali spontanee, a vantaggio dell'espansione delle colture (in primo luogo pioppicoltura). Questa perdita, non compensata attualmente da alcun meccanismo, è da considerarsi non ripianabile. Le cause vengono individuate in più processi concorrenti. La costruzione di difese spondali ha permesso la messa a coltura di nuovi terreni ed ha favorito la "razionalizzazione" della superficie agraria, il che ha comportato la scomparsa di gran parte dei frammenti di vegetazione spontanea già presenti tra le colture; va notato che l'espansione della superficie coltivata pare innescata più dall'esecuzione dei lavori di regimazione che da motivazioni economiche in quanto concomitante con un decennio caratterizzato da produzioni eccedenti e con andamento sfavorevole dei prezzi agricoli.

La tendenza fortemente espansiva della vegetazione spontanea nell'alveo attuale viene spiegata con la fertilizzazione marcata dei terreni bagnati dal Po (che avvantaggia i consorzi vegetali di greto, in gran parte composti da specie nitrofile) e con la diminuzione della superficie bagnata, dovuta all'abbassamento dei fondali e/o ad un decremento delle portate che ha favorito la colonizzazione dei greti sollevati.

Gli Autori concludono osservando che la stabilità del paesaggio vegetale naturale è legato alla instabilità e al continuo rinnovo dei biotopi operato dal fiume, attivo agente geomorfologico e distruttore/creatore di habitat. L'interruzione di questi processi, sottraendo terreni all'azione morfologica fluviale, porta alla canalizzazione del fiume, alla semplificazione degli habitat e alla sparizione dei biotopi naturali relitti. La perdita degli ultimi serbatoi di specie naturali (stagni, lanche, zone umide in genere, cenosi arbustive, piccole formazioni forestali, pratelli aridi, ecc.) comporterebbe la scomparsa di gran parte del materiale biologico sul quale fare affidamento in caso di azioni di riqualificazione ambientale.

P. R.

DI GUARDO A., CALAMARI D., ZANIN G., CEREJEIRA M.J., CONSALTER A. - 1993

Agrifug: previsione della contaminazione di acque superficiali con un modello sequenziale di fugacità

Ingegneria Ambientale, 7/8 [353]

L'uso di antiparassitari in agricoltura può provocare la contaminazione delle acque superficiali e di falda a causa della migrazione di tali molecole in comparti ambientali differenti rispetto a quelli ove sono state applicate.

La necessità di prevedere il comportamento ambientale di queste molecole organiche ha portato allo sviluppo di vari modelli previsionali.

Nel presente lavoro gli Autori propongono un modello di previsione della contaminazione di acque superficiali basato sul calcolo della ripartizione ambientale di antiparassitari applicati in bacini agricoli.

Questo modello, chiamato Agrifug, è stato testato e validato attraverso uno studio effettuato sul bacino

Fossà nei pressi di San Donà di Piave (Ve) utilizzando due diversi erbicidi: il linuron e il metolacloro.

Si tratta di un modello sequenziale o più precisamente un modello *unsteady-state* (stato non stazionario), che permette di calcolare la ripartizione di un antiparassitario o altra molecola organica nei sei comparti ambientali aria, acqua, suolo, radici, fusti e foglie. Calcola anche la quantità di antiparassitario persa per degradazione, scorrimento e volatilizzazione; dalle quantità perse per scorrimento si può risalire alla concentrazione dell'antiparassitario nell'acqua all'uscita dal bacino.

Per applicare il modello è necessario conoscere:

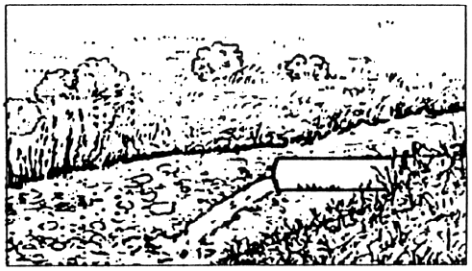
- le caratteristiche chimico-fisiche di base della molecola (peso molecolare, solubilità in acqua, tensione di vapore, coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua, emivita nel suolo)
- le caratteristiche del bacino (area del bacino, carbonio organico nel suolo, volumi dei differenti comparti ambientali)
- le condizioni climatiche (temperatura, n° degli eventi piovosi)
- il numero di moli di antiparassitario immesse nel bacino.

I risultati ottenuti con questa sperimentazione hanno confermato che si tratta di un modello che unisce semplicità e realismo ambientale riuscendo a prevedere concentrazioni raggiungibili nelle acque superficiali con una accuratezza entro l'ordine di grandezza.

D. D.

PAGNOTTA R. - 1993

Criteri per la classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili



Ing. Sanit.-Amb., (mag.-giu.): 11-17. [354]

Le classificazioni delle acque per i vari usi si basano su valori limite diversi per ciascun uso, fissati da precise normative o, in mancanza di queste (es. uso agricolo, uso zootecnico), ricavati dagli orientamenti scientifici più accreditati. Il lavoro riporta in specifiche tabelle i limiti di qualità raccomandati per le acque superficiali da classificare ad uso potabile (DPR 515/82), per la vita acquatica (DL 130/92), per l'uso agricolo, industriale e ricreativo ed estetico.

Nell'ambito di un progetto per la definizione di un sistema informativo per la gestione della qualità delle acque fluviali italiane è stato proposto un tentativo di accorpare i diversi criteri relativi a ciascun utilizzo in un unico criterio, ottenuto gerarchizzando i valori limite richiesti per i singoli usi. Viene presentata la tabella con i valori limite di tale proposta, che individua sei classi di qualità decrescenti, ciascuna con i rispettivi usi che è in grado di soddisfare.

Una classificazione corretta ed univoca delle acque superficiali riveste carattere di urgenza anche alla luce della Direttiva CEE 271/91 che stabilisce diversi tipi di trattamento delle acque reflue urbane in base alla sensibilità delle aree nelle quali vengono recapitate. L'applicazione di tale direttiva richiede quindi la fissazione di criteri di classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili.

Le attuali normative italiane stabiliscono criteri di controllo disomogenei e mirati ad usi particolari (es. acque destinate a molluschicoltura, balneazione, ecc.); mancano criteri di sensibilità applicabili alle acque fluviali e a quelle costiere. Viene presentata una proposta di classificazione del livello trofico che stabilisce limiti diversi per le acque costiere, per quelle lacustri e per quelle fluviali.

Viene infine posta con forza l'esigenza di una riorganizzazione organica delle procedure di rilevamento delle caratteristiche di qualità dei corpi idrici che consenta di poter disporre del quadro conoscitivo ambientale al fine di individuare le priorità di intervento e valutarne l'efficacia.

P. P.

VITALI R. - 1993

Diversificazione degli habitat fluviali e perifluviali

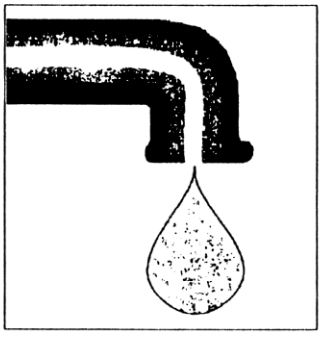
Acqua-Aria (7): 731-733. [355]

Il livello di funzionalità degli ecosistemi fluviali non dipende solo dalla qualità dell'acqua, ma anche dalla disponibilità in alveo di un corredo di microhabitat acquatici diversificato e dalla naturalità della fascia perifluviale, con particolare riguardo alla sua componente vegetazionale. Da qui il convincimento di molti ricercatori che la diversificazione degli habitat nei sistemi fluviali sia uno degli obiettivi più importanti per ottimizzare la compatibilità dello sfruttamento delle risorse idriche con le esigenze di tutela delle comunità acquatiche.

In questo quadro l'Autore propone una serie di interventi sugli habitat fluviali e perifluviali che dovrebbe divenire parte integrante di un piano di gestione del bacino del Po:

- la rivegetazione delle sponde con specie autoctone per ricreare gli ecosistemi-filtro (che proteggono la qualità delle acque dalla torbidità e dal dilavamento di nutrienti dai terreni agricoli) e gli habitat-rifugio necessari alla fauna acquatica e perifluviale; contributi tecnici per questa azione possono venire dall'ingegneria naturalistica;
- la rivegetazione delle aree spondali sommerse sostituendo le opere in pietra o cemento -ove non strettamente necessarie- con idrofite che costituiscono gli habitat indispensabili per la riproduzione e l'accrescimento di gran parte della fauna acquatica;
- l'allontanamento delle colture dalle fasce periarginali, eventualmente risarcendo gli agricoltori del mancato reddito;
- il recupero dei fontanili e la loro protezione dall'inquinamento e da altri disturbi antropici;
- il recupero e/o la protezione di ambienti peculiari, quali ghiaieti, sabbioni, "riffles", "pools", zone a flusso laminare, ecc., con funzioni ecologiche specifiche per la fauna acquatica o legata al fiume;
- una rigorosa disciplina delle attività estrattive in alveo;
- il controllo dei deflussi minimi vitali lungo le intere aste fluviali;
- la realizzazione di passaggi per pesci sulle briglie e sugli sbarramenti in alveo.

P. R.



CONTU A., SUCCU G., DEPLANO L., SARRITZU L., SCHINTU M. - 1993

La qualità dell'acqua potabile in un periodo di emergenza idrica: valutazione dei principali inconvenienti igienici

L'Igiene Moderna, 99: 694-705. [356]

Negli anni recenti la Sardegna è stata colpita da lunghi periodi di siccità che ne hanno modificato la situazione idrogeologica. Se si osserva l'andamento della portata del fiume Tirso (il principale della Sardegna) nel lungo periodo 1922-91 si vede che le magre più accentuate si sono verificate nell'ultimo decennio, con punte alla fine degli anni '80. L'emergenza idrica ha indotto ad utilizzare fonti alternative.

Vengono riportati i dati di un'indagine condotta a Cagliari nel 1990. La città viene rifornita da laghi-serbatoi (Mulargia e Simbrizzi) ubicati lontano da centri abitati e da industrie, ma ove si verificano frequenti fioriture algali che ne alterano le caratteristiche organolettiche.

Ad un campione di popolazione (1159 famiglie degli allievi delle scuole medie inferiori della città) è stato distribuito un questionario con domande riguardanti le alterazioni nella qualità dell'acqua distribuita dall'acquedotto, l'uso che ne viene fatto, l'uso di acque alternative, l'eventuale presenza di serbatoi installati privatamente nelle abitazioni, il materiale col quale sono costruiti e la periodicità della loro sanitizzazione.

I risultati mostrano che solo il 13,4% delle famiglie utilizza l'acqua di rete come bevanda mentre il restante 86,6% la sostituisce con altre acque, sia sorgive (17,9%) che "minerali" acquistate (82,1%). L'86,4% delle famiglie utilizza l'acqua di rete per cucinare, il 97,7% per le pulizie domestiche, il 92,8% per l'igiene personale ed il 7,1% per l'auto.

Il 60,1% delle famiglie rileva nelle acque di rete odore di cloro, il 13,8% altri odori sgradevoli e il 22,2% sapore di terriccio (attribuibili presumibilmente a sostanze di origine algale); il 23% non rileva alcun odore.

La torbidità viene segnalata dal 37,8% delle famiglie, una colorazione dal 20,4% ed un sapore metallico dal 15,3%; queste anomalie sono presumibilmente attribuibili alla corrosione delle tubazioni e ai depositi nei serbatoi.

È stata rilevata inoltre nelle acque di rete la presenza di alghe (provenienti dai laghi eutrofici). La discontinuità dell'erogazione idropotabile, dovuta alla siccità, ha indotto molte famiglie (55,9%) ad installare serbatoi di accumulo, il 30,1% dei quali in eternit; il 50,4% dei serbatoi viene sanitizzato ogni 6 mesi e il 20,3% saltuariamente; solo lo 0,2% non viene mai sanitizzato.

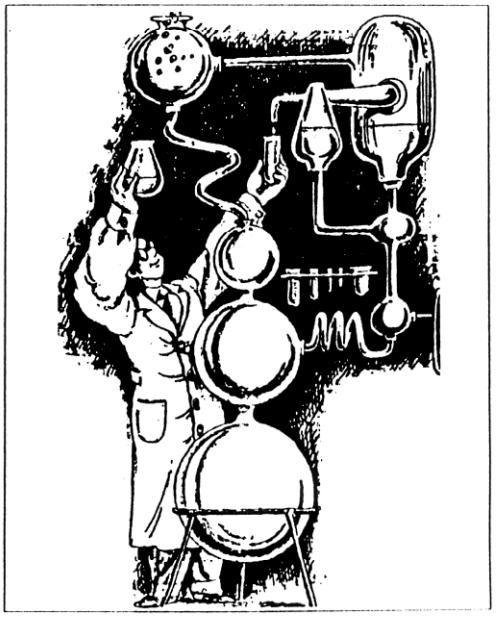
Gli Autori concludono osservando che il questionario si è rivelato un eccellente metodo di valutazione della qualità dell'acqua potabile, complementare ai metodi tradizionali di controllo: le acque erogate sono risultate sgradite all'utenza e la situazione rilevata comporta rischi per la salute umana.

P. P.

NAVAZIO G., ALBERTIN P., RAGAZZO P., BABATO F. - 1993

Impiantistica e sistemi di trattamento per la sicurezza igienica della risorsa acqua

IA - Ingegn. Amb., XXII (6): 320-326. [357]



L'ipoclorito usato come disinfettante-ossidante nella potabilizzazione di acque superficiali contaminate da microinquinanti reagisce con il substrato organico dando luogo ad un centinaio di composti organoalogenati (COA), numerosi dei quali sono potenziali cancerogeni ed altri potenti mutageni. Per tale motivo, nella predisinfezione, il trattamento con Cl_2 o con HClO è stato sostituito con ossidanti alternativi (biossido di cloro od ozono). Tuttavia questi ultimi, oltre a produrre composti secondari indesiderabili, non sono in grado, al contrario del cloro, di abbattere l'ammoniaca. Di conseguenza, il trattamento potabilizzante si differenzia a seconda che l'acqua sia contaminata o meno da ammoniaca.

Per acque non contaminate da ammoniaca si utilizza il biossido di cloro a concentrazioni di 0,1-0,5 mg/L. Energico ossidante, esso elimina numerose sostanze che alterano i caratteri organolettici dell'acqua (aldeidi, fenoli, clorofenoli, ferro, manganese, solfuri,

tioderivati, ecc.). Il principale inconveniente è la formazione di ioni clorito e clorato, per dismutazione:

$$2\ ClO_2 + 2\ OH^- \rightarrow ClO_2^- + ClO_2^- + H_2O$$

o per ossidoriduzione:

$$ClO_2 + e^- \rightarrow ClO_2^-.$$

Il 50% del biossido di cloro aggiunto si trasforma in clorito, il 30% in cloruro e il 20% in clorato. Oltre agli ioni clorito e clorato, ritenuti, a concentrazioni elevate, potenzialmente pericolosi per la salute, possono formarsi altri composti indesiderabili: benzochinone (dai fenoli) e COA dagli acidi umici (anziché trialometani prodotti con ipoclorito). I possibili effetti ematologici di questi composti e dello stesso biossido di cloro suggeriscono l'opportunità di contenerne al minimo le concentrazioni.

A tale scopo viene proposto il seguente trattamento: predisinfezione con biossido di cloro in quantità controllata (conc. residua 0,2-0,4 mg/L) per contenere la formazione di composti indesiderati; chiariflocculazione, filtrazione su sabbia silicea e affinazione su carboni attivi granulari (GAC) per 18-20' allo scopo di eliminare il 50% di tali composti e lo ione clorito (ridotto a cloruro nei GAC); disinfezione finale –con cloro, ipoclorito o biossido– dell'acqua ormai privata dei substrati organici.

Per le acque contaminate da ammoniaca possono essere usate varie tecniche (ossidazione biologica, scambio ionico su zeoliti, lagunaggio). Largamente usato è oggi il suo abbattimento mediante clorazione al break-point (B.P.) a valle della chiarificazione, cioè dopo aver notevolmente ridotto il contenuto di precursori aloformici.

Questo trattamento richiede energici dosaggi di ipoclorito, per ossidare completamente l'ammoniaca nel breve tempo (5-7') in cui l'acqua transita dalla sezione di decantazione a quella di filtrazione. Gli alti dosaggi di HClO comportano però la formazione di ioni clorato (lenta a temperatura ambiente, ma accelerata dalla luce solare) e –nel caso di acque con elevate concentrazioni di precursori aloformici– una notevole quantità di trialometani (THM) e di altri COA per reazione dell'ipoclorito residuo con le sostanze organiche accumulate nei filtri a sabbia. Mentre i COA altobollenti vengono ben adsorbiti nel successivo passaggio sui GAC, quelli bassobollenti (i THM) "perforano" in pochi giorni o settimane lo strato di GAC e possono superare in uscita il valore limite di 30 mg/L.

Per ridurre tali inconvenienti vengono suggeriti i seguenti accorgimenti: migliorare al massimo l'efficienza dei chiarificatori in modo da minimizzare la fuoriuscita di fiocchi di idrossido di alluminio (sulla cui superficie viene adsorbito il substrato organico); controlavare molto frequentemente i filtri a sabbia per evitare un eccessivo accumulo di materiale organico; non appena la concentrazione di ammoniaca è scesa sotto il valore desiderato (solitamente 0,2 mg/L) e prima che l'acqua raggiunga i filtri, operare un rapido abbattimento del cloro residuo mediante perossido di idrogeno o GAC o con un riducente (tiosolfato e/o solfito). Considerato che il riducente deve essere in eccesso, è preferibile ricorrere al perossido di idrogeno, per l'innocuità dei suoi sottoprodotti (H_2O e O_2).

La combinazione di clorazione controllata seguita da declorazione controllata consente di ridurre di oltre il 40% la formazione di THM. La declorazione con perossido di idrogeno consente una minore formazione di COA, ma richiede una gestione in continuo (automatizzata) dei parametri cinetici delle principali reazioni del processo. La declorazione con GAC (disposti sui filtri a sabbia) è più semplice, ma meno sicura perché può condurre a notevoli concentrazioni di COA.

Sulla base della sperimentazione di laboratorio effettuata, su impianto pilota e impianto reale, gli Autori propongono il seguente schema di trattamento: clorazione oltre il B.P. all'uscita dei decantatori; prima declorazione con H_2O_2, poco oltre lo stechiometrico, prima dei filtri; seconda declorazione con uno strato di 20-30 cm di GAC, disposto sui filtri a sabbia. Con tale accorgimento sia il cloro che l'H_2O_2 residui vengono pressoché completamente eliminati sui GAC, la formazione di COA nel letto filtrante è minima e l'ammoniaca viene abbattuta per circa il 60-70%.

Anche il trattamento di declorazione richiede grandi attenzioni per evitare inconvenienti dovuti a dosaggi eccessivi o insufficienti, troppo anticipati o posticipati, miscelazione inadeguata (consigliati sistemi turbo eiettori), tempi di contatto insufficienti. I trattamenti vanno quindi attentamente studiati in relazione alle caratteristiche dell'impianto e progettati per essere possibilmente automatizzati e regolati da un sistema esperto.

P. P.

McCormick P.V. & Cairns J. Ir. - 1991

Limited versus unlimited membership in microbial communities: evaluation and experimental tests of same paradigms

Hydrobiologia, 218: 77-91 [358]

Da lungo tempo gli ecologi discutono sulle forze strutturanti le comunità naturali. Il dibattito può essere riassunto nella domanda: le comunità naturali sono aperte a tutte le specie disponibili per la colonizzazione (modelli di associazioni illimitate) o solo alla frazione di esse capace di coesistenza (modelli di associazioni limitate)?

Le ricerche sull'ecologia delle comunità microbiche continuano a riferirsi a vecchi paradigmi, mai seriamente verificati. Ad esempio partendo dalla considerazione che molti protisti –per la loro elevata velocità di dispersione– sono cosmopoliti, si dà per scontato che queste specie siano disponibili per la maggior parte degli habitat, senza verificare il peso dei processi di trasporto di specie sull'organizzazione delle comunità.

Analogamente, il riscontro delle stesse specie in habitat molto dissimili ha condotto a considerare le condizioni abiotiche come fattori di scarsa importanza nella organizzazione delle comunità. Se l'importanza della dispersione e dei fattori abiotici viene messa in discussione, restano i soli modelli basati sulle interazioni biotiche come agenti strutturanti delle comunità.

Gli Autori discutono i dati disponibili a favore o contro i singoli assunti teorici e –limitatamente alle comunità di protisti acquatici bentonici– propongono disegni sperimentali per la loro verifica.

1° assunto: le specie microscopiche hanno velocità di dispersione talmente elevate che i processi di trasporto esterni non influenzano la struttura delle singole comunità.

Molte specie –grazie a stadi di quiescenza e/o alla capacità di aderire a micrositi esterni o interni di mammiferi o uccelli che le trasportano da un ambiente all'altro– hanno effettivamente una distribuzione cosmopolita; ne è un implicito riconoscimento l'uso delle stesse chiavi di determinazione morfologiche da parte di ricercatori di diversi continenti.

Tuttavia la cosmopoliticità della distribuzione non convalida automaticamente l'ipotesi che le velocità di dispersione locali non limitino la disponibilità di specie per le singole comunità acquatiche. A causa dei processi di speciazione e di estinzione cui va incontro una popolazione isolata, infatti, il suo mantenimento in un dato ambiente richiede velocità di dispersione locali piuttosto elevate. Il fatto che ecosistemi acquatici di recente formazione (circa un mese) raggiungano un numero di specie che è circa la metà di quelle capaci di coesistere in questi habitat indica che probabilmente molte specie non sono prontamente disponibili per la colonizzazione di molti habitat. L'osservazione che le comunità di protisti di piccoli stagni artificiali dopo 4 anni comprendono solo una frazione delle specie presenti nei –pur vicini– stagni naturali indica che molte specie richiedono tempi di colonizzazione molto più lunghi e depone per l'importanza dei processi di trasporto come fattori limitanti.

2° assunto: poiché molti protisti tollerano ampie variazioni ambientali, le loro comunità sono relativamente insensibili alle condizioni ambientali.

In effetti molti studi hanno riscontrato scarse relazioni tra cambiamenti in specie della comunità e cambiamenti dei parametri chimici e fisici; anche stagni adiacenti con differenze radicali di pH e durezza mostrano comunità di protisti simili.

Tuttavia va detto che i parametri ambientali vengono determinati di norma su volumi di acqua molto grandi (es. 50-100 mL), non rappresentativi pertanto delle reali condizioni alla superficie del substrato. Inoltre le tecniche statistiche per la ricerca di correlazioni sono di norma basate sull'assunto di relazioni lineari e possono pertanto fallire nell'individuare relazioni non lineari e complesse tra gli organismi e il loro ambiente. Un approccio rigoroso per verificare tali relazioni può essere rappresentato da esperimenti di manipolazione di specifici fattori ambientali.

3° assunto: le comunità microbiche non sono semplici collezioni di specie regolate da fattori autoecologici, ma hanno una struttura controllata da forze biotiche endogene.

I cambiamenti temporali della composizione in specie, in effetti, avvengono con modesti cambiamenti della ricchezza in specie; vari studi in laboratorio su "comunità" microbiche mostrano inoltre molti tipi di interazioni tra specie: inibizione intraspecifica, predazione, competizione, risposte allelopatiche e allelocatalitiche a secrezioni extracellulari, ecc. Tuttavia i risultati degli studi di laboratorio sono difficilmente estrapolabili agli ecosistemi naturali in quanto, ad es., solitamente eliminano le variazioni ambientali e sono basati su associazioni artificiali di specie (quelle più facilmente coltivabili) anziché su associazioni coevolute. I futuri esperimenti dovranno dunque incorporare condizioni ambientali molto più realistiche.

Per saggiare la validità di tali assunti, gli Autori propongono una serie di specifici disegni sperimentali controllati in mesocosmi (posti in pieno campo per incorporare la variabilità delle condizioni ambientali); l'aggiunta di schiume poliuretaniche consente, invece, di standardizzare il substrato di crescita delle comunità di protisti.

1. *Verifica dell'importanza relativa dei processi di dispersione*

Per la verifica viene proposta l'aggiunta a mesocosmi identici di piccole aliquote di nuove specie (effettuata a più riprese e con diversa frequenza). Se i processi di trasporto governano la struttura della comunità, questa deve riflettere le aggiunte effettuate; deviazioni da questo modello indicano l'esistenza di limitazioni da parte di fattori biotici o abiotici.

Aggiunte ripetute possono mostrare se, raggiunta una certa ricchezza in specie, la comunità diviene "satura" (quindi non recettiva all'introduzione di nuove specie) indicando il punto in cui diviene importante la limitazione da interazioni biotiche.

Il confronto tra mesocosmi inoculati una sola volta e quelli inoculati ripetutamente può consentire di verificare, per ciascuna specie, la velocità minima di trasporto necessaria per il mantenimento di una popolazione vitale. L'aggiunta di un inoculo a mesocosmi con comunità immature o mature può saggiare l'eventuale resistenza opposta da queste ultime alla colonizzazione di nuove specie.

2. *Verifica dell'importanza delle condizioni abiotiche*

L'insensibilità della struttura della comunità alle condizioni abiotiche può essere saggiata confrontando la composizione in specie di comunità sviluppatesi in mesocosmi diversi (ad es. con acqua standardizzata, diversa per la concentrazione di un solo elemento) inoculati con le stesse specie. Un approccio complementare è riempire i mesocosmi con acqua (sterilizzata per filtrazione) prelevata da ecosistemi naturali diversi, ad es. per il grado di trofia: l'importanza delle condizioni abiotiche è dimostrata dall'eventuale sviluppo di una comunità simile a quella del corrispondente ecosistema naturale; lo sviluppo di comunità indipendenti dal tipo di acqua utilizzata depone, invece, per la dominanza di altri fattori (es. processi di trasporto).

Considerato che lo sviluppo delle comunità comporta concomitanti cambiamenti chimici e fisici, una variante di notevole potenza del saggio è l'utilizzo di acque (sterilizzate per filtrazione e pasteurizzazione) provenienti da mesocosmi immaturi e maturi: se le condizioni abiotiche determinano lo stadio della successione, allora la comunità di ogni mesocosmo sarà simile a quella presente prima della manipolazione.

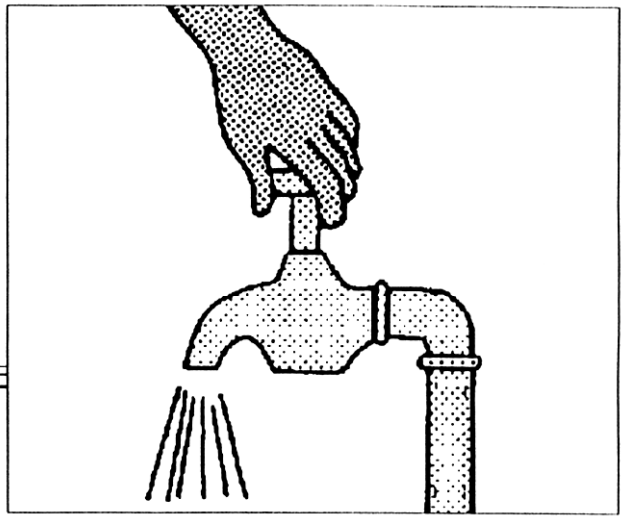
3. *Verifica dell'importanza delle interazioni biotiche*

Tale verifica può essere condotta con semplici test mirati ad individuare variazioni nelle velocità di crescita delle popolazioni e nelle dimensioni delle popolazioni all'equilibrio a seguito dell'aggiunta ad una comunità di una o più specie, preferibilmente di larga taglia (più facili da isolare e trasportare) e con bassa diffusività (per evitare la contaminazione dei mesocosmi di controllo). Anche gli esperimenti di addizione o rimozione per verificare se la struttura della comunità è controllata da interazioni tra livelli trofici sono relativamente semplici se tra i livelli trofici vi sono sensibili differenze di taglia.

Altri disegni sperimentali possono chiarire se sono attribuibili ad interazioni biotiche anche i cambiamenti nella struttura delle comunità che si verificano durante i vari stadi di successione. Un es. è l'aggiunta di una associazione di specie di un dato stadio ad un mesocosmo contenente un ambiente di un diverso stadio, in presenza e in assenza della sua comunità (rimovibile, ad es. per filtrazione).

Gli Autori concludono augurandosi che i disegni sperimentali suggeriti stimolino ricerche basate sulla chiarezza delle ipotesi da sottoporre a verifica e sulla adeguatezza del metodo a tale scopo. *P. P.*

SEGNALAZIONI



L'ACQUA IN CASA

come ridurre gli sprechi, smettere d'inquinarla e migliorarne la qualità

Consorzio Risorse Idriche, Servizio Tutela delle Acque, Firenze, 1995

Sebbene raccolga gli atti di un seminario di sette anni fa, il volume tratta –con un taglio tuttora innovativo– argomenti che sono ancora di pressante attualità.

La 1ª parte, relativa alla prima giornata del seminario, tratta del ciclo di utilizzo dell'acqua in casa, con particolare riguardo all'acqua dei gabinetti. Consuetudini profondamente radicate e l'intera tecnologia dei depuratori vengono scosse da considerazioni e proposte "eretiche": quanti sanno che il gabinetto a compostaggio che elimina totalmente l'impiego di acqua è più inodore del WC a sciacquone? Che il 70% del costo della depurazione in realtà viene speso in tubi e che potrebbe essere meglio impiegato per depurare localmente i liquami? Come far funzionare bene una fossa biologica? Come verificare se questa produce biogas?

La 2ª parte, dedicata all'acqua per lavare, ripercorre le tappe storiche delle tecniche di pulizia personale e del vestiario: mentre a Roma la biancheria veniva lavata dagli schiavi calpestandola in grandi vasche piene di urina, i Galli, usando una mistura di grasso di capra e di cenere, avevano in pratica già inventato il sapone. Le schiume nei fiumi e l'eutrofizzazione sono comparse solo dopo gli anni '60, con la massiccia introduzione dei detersivi.

Eppure tutto il nostro progresso igienico avrebbe potuto e potrebbe ancora essere ugualmente sostenuto dal sapone, rinunciando ai detersivi e con grandi vantaggi ecologici. Aumentando l'ammollo, i panni potrebbero essere lavati in lavatrice col sapone e a temperatura ambiente. Perché i timer delle lavatrici non consentono di programmare a piacere i tempi di ammollo e di lavaggio, obbligandoci così all'uso dei detersivi? La lavatrice "jet system", anziché smuovere i panni, fa circolare attraverso di essi un getto d'acqua ottenendo migliori risultati con minor consumo di acqua e di energia. L'installazione di un decalcificatore nelle lavatrici (già presente nelle lavastoviglie) ridurrebbe di oltre tre volte il consumo di detersivi. Insomma, tanti spunti interessanti per ridurre i consumi e l'inquinamento senza rinunciare al pulito.

La 3ª parte, dedicata all'acqua da bere, illustra i trattamenti sempre più spinti di potabilizzazione per

servire un'acqua "potabile" –che poi i cittadini non bevono per il sapore sgradevole– e discute le strategie di risanamento delle falde al fine di ottenere un'acqua che sia anche gradevole al gusto.

La 4ª parte, dedicata al riuso delle acque, illustra numerosi sistemi –adottabili anche nei condomini urbani– per il riutilizzo delle acque grigie, molti dei quali sfruttano la fitodepurazione (ad es. sulle "pareti verdi" dei palazzi).

La consistente appendice riporta le illustrazioni e i dettagli tecnici per la pratica realizzazione delle proposte presentate nelle quattro giornate di seminario e l'opuscolo "guida e consigli pratici per un miglior utilizzo dell'acqua in casa".

Lo stimolante volume può essere richiesto gratuitamente al *Consorzio Risorse Idriche Schema 23, Servizio Tutela delle Acque, Via della Scala 91, 50123 Firenze* (tel. 055/2302471, fax 055/289500).

P.R.

GIUSEPPE SANSONI

Idee per la difesa dai fiumi e dei fiumi

Il punto di vista ambientalista

Cooperativa centro di documentazione, Pistoia, 1995

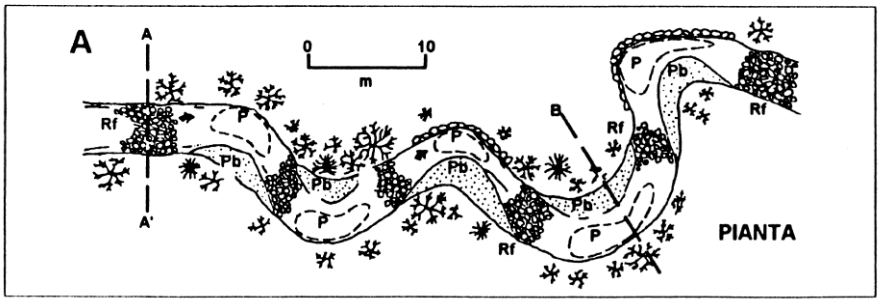
Come affrontare il crescente rischio alluvionale? Elevando argini, rettificando i fiumi, escavandone i letti ghiaiosi, ripulendoli dalla vegetazione "infestante", domandoli, imprigionandoli entro una camicia di forza di cemento? Non è forse più che giustificabile sacrificare la bellezza degli ambienti fluviali e la loro tutela ecologica –senza curarsi degli isterici strilli di ambientalisti utopici e sognatori– al fine di salvaguardare il bene supremo della vita umana?

Queste ed analoghe convinzioni diffuse –frutto di una profonda ignoranza– vengono impietosamente demolite in questo agile volumetto tanto che il lettore giunge a considerare incredibile e stupefacente che simili interventi siano non solo tollerati, ma addirittura richiesti a gran voce dalla popolazione colpita da alluvioni. I tradizionali interventi di ingegneria fluviale vengono infatti sottoposti ad una rigorosa, serrata e radicale critica non solo per il loro devastante impatto ambientale, ma soprattutto per i loro effetti controproducenti: anziché risolverlo, creano il rischio idraulico!

Uno stimolante concentrato di cultura ambientalista dunque, rigorosamente scientifico ma di facile lettura, ricco di idee, di illustrazioni, di esempi, di soluzioni tecniche innovative: concepito come strumento di lotta per la difesa dei fiumi e per una reale prevenzione delle alluvioni, il libro è al tempo stesso tanto critico quanto propositivo.

Il volumetto (100 pagine, £ 10.000) può essere ordinato alla *Cooperativa Centro di Documentazione, cas. post. 347 - 51100 Pistoia* (c.c.p. 12386512, tel. e fax 0573/367144).

B.B.



Perché un convegno sulla Gestione Naturalistica? ... perché i momenti d'incontro, di discussione e di dibattito sono necessari per individuare criteri e modalità di progettazione e d'intervento, in sincronia con la complessità attuale dello sviluppo sociale.

Il tema del convegno, proposto già in altre occasioni, è tuttora attuale: infatti, in una società come quella in cui viviamo, indirizzata verso una dimensione umanistica, con l'uomo e la qualità della vita al centro dei propri interessi, è necessario supportare tecnicamente e culturalmente la domanda di sviluppo del territorio, attraverso una politica di gestione mirata alla *ricostruzione delle condizioni naturali di vita* (Le Corbusier).

Il convegno rappresenta, quindi, un momento di dialogo e scambio tra le figure professionali e scientifiche che desiderano confrontarsi sui problemi della gestione secondo livelli diversificati: produttivistico, non produttivistico e naturalistico.

A margine del convegno verrà presentata l'Associazione Italiana "Foresta Mediterranea" (patrocinata dalla francese Foret Méditerranéenne), un'associazione culturale destinata alla realizzazione di un dibattito transdisciplinare sulle problematiche della pianificazione territoriale e sulla diffusione di una cultura ambientale rinnovata.

La dimensione europea sottolinea la volontà di creare finalmente un dialogo aperto, sia a livello nazionale che internazionale, tra gli enti pubblici e privati, le categorie professionali e scientifiche e chi sul territorio opera e da questo trova sostentamento.

Non è quindi casuale quale sede, per il convegno e per l'associazione, il Parco pisano, un Ente gestore di un'area parzialmente inurbata che è esempio di una realtà territoriale composita e, allo stesso tempo, chance per la creazione di un laboratorio culturale in sintonia con la domanda di sviluppo sostenibile.

Per informazioni:

Studio Progettazione Ambiente
Dr. Stefano Mengoli
Via S. Anna, 14 - 55100 Lucca
Tel/Fax 0583/587496

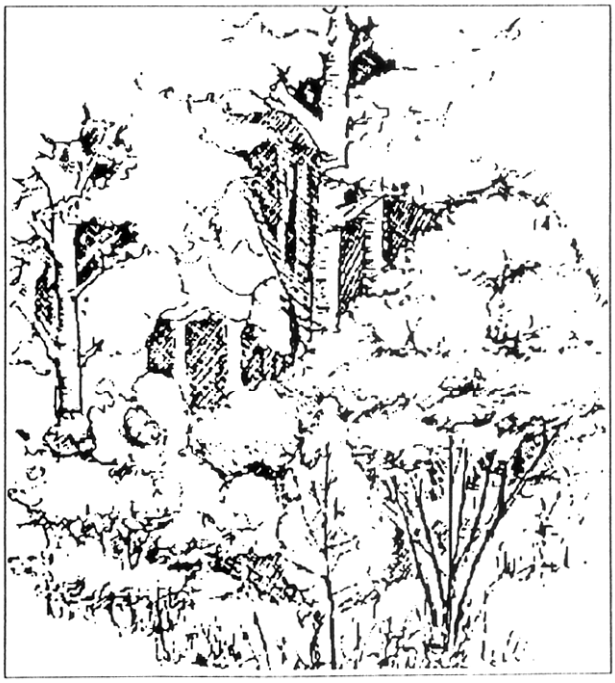
FORESTA MEDITERRANEA
Associazione culturale

Ente Parco Regionale Migliarino
San Rossore Massaciuccoli

Convegno:

GESTIONE NATURALISTICA DELLE AREE SILVESTRI

Sala Convegni Parco Regionale Migliarino
San Rossore Massaciuccoli
via Aurelia Nord 4, Pisa **15 marzo 1996**



Lo scorso mese di settembre il professor **Roberto Marchetti** ci ha lasciati.

Penso che tutti conoscano la sua figura professionale, i suoi innumerevoli scritti ed il ruolo trainante da lui svolto a livello nazionale per l'ecologia applicata.

L'inizio della sua avventura scientifica è stato ben descritto dal prof. Silvio Ranzi nella presentazione di un testo che risale all'inizio degli anni '60: "Per quistioni contingenti, Marchetti cominciò ad interessarsi dei metodi biologici atti a riconoscere la tossicità delle acque; ben presto però il problema apparve davanti alla sua mente in tutta la sua essenza e, dopo aver messo a punto un metodo perfettamente rispondente alle necessità delle Autorità preposte alla sorveglianza delle acque, volle approfondire lo studio delle risposte degli animali di acqua dolce alle condizioni abnormi. Per prima cosa si avventurò, mettendo a punto un ingegnoso apparecchio, nello studio dei movimenti respiratori dei Teleostei di acqua dolce, passando successivamente allo studio degli elettrocardiogrammi dei diversi Vertebrati acquatici a sangue freddo. Non contento di questo, prese ad esaminare l'effetto delle polluzioni sull'ambiente naturale considerato nel suo insieme, nei suoi viventi e nelle sue proprietà fisiche. Si cimentò così nello studio di fiumi, partendo con ricerche sul fiume Olona, ora estese al Seveso."

Nei successivi trent'anni l'evoluzione del suo pensiero l'aveva portato ad interessarsi di numerosissimi problemi, per la soluzione dei quali si era spesso avvalso di discipline diverse; solo negli ultimi anni si era riaccostato con rinnovato entusiasmo ai metodi biologici per lo studio dei problemi ambientali.

Ma il professor Marchetti che voglio ricordare in queste poche righe è quello che generazioni di studenti hanno conosciuto durante l'internato per la tesi, in un rapporto che molto spesso era molto più di una conoscenza da aula universitaria. Per molti di noi, soprattutto per quelli che hanno avuto la fortuna di poter trovare lavoro in un mondo in qualche modo vicino al suo, Marchetti ha rappresentato un punto di riferimento costante, un amico disponibile cui chiedere consiglio in ogni momento, un interlocutore severo e giusto. Di Marchetti voglio ricordare gli occhi sorridenti nel viso serio, la voce pacata e profonda, i lapis sempre ben temperati, la scrittura un po' antica sui fogli da computisteria, la gentilezza dell'accompagnarti sempre fino all'uscita dell'Istituto come l'ospite che ti ha aperto la sua casa. Ci mancherà.

Rossella Azzoni

Un altro lutto ha colpito la nostra Associazione. Il 24 dicembre 1995, a seguito di un grave incidente automobilistico, è deceduto il socio **Mario Ranzani**, dirigente presso il Servizio Laboratorio del Consorzio di depurazione Po Sangone di Torino.

A tutti coloro che lo conobbero vorrei ricordare prima di tutto l'amico, e poi il collega. Il collega che, nonostante fosse un chimico, aveva saputo riconoscere nell'approccio biologico alle problematiche della depurazione la chiave di interpretazione di molti fenomeni.

Ricordo il nostro primo incontro a Reggio Emilia in occasione del primo corso di formazione sull'utilizzo dei Protozoi Ciliati nella gestione degli impianti di depurazione, nell'ormai lontano 1985, quando il CISBA non era ancora una entità organizzata ma si muovevano, in maniera del tutto spontaneistica, i primi "amici" della biologia ambientale. La cosa che più mi colpì di lui fu la sua capacità di lasciarsi affascinare dal mondo microscopico di un fiocco di fango, per poi divenire subito dopo pronto al confronto ed alla critica costruttiva.

Mario era sempre disposto a seguire le iniziative del CISBA nel campo delle acque e portava in ogni occasione il suo contributo che risultava sempre autorevole proprio per l'Azienda che rappresentava e per l'esperienza che aveva maturato in questi anni di lavoro. Lavoro che amava intensamente.

Lo ricorderemo anche come uomo di mondo, pronto alla battuta nel momento giusto, ma altrettanto scrupoloso ed attento quando si doveva produrre cultura.

Roberto Spaggiari

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

Supplemento al n. 6/95 di Biologia Ambientale

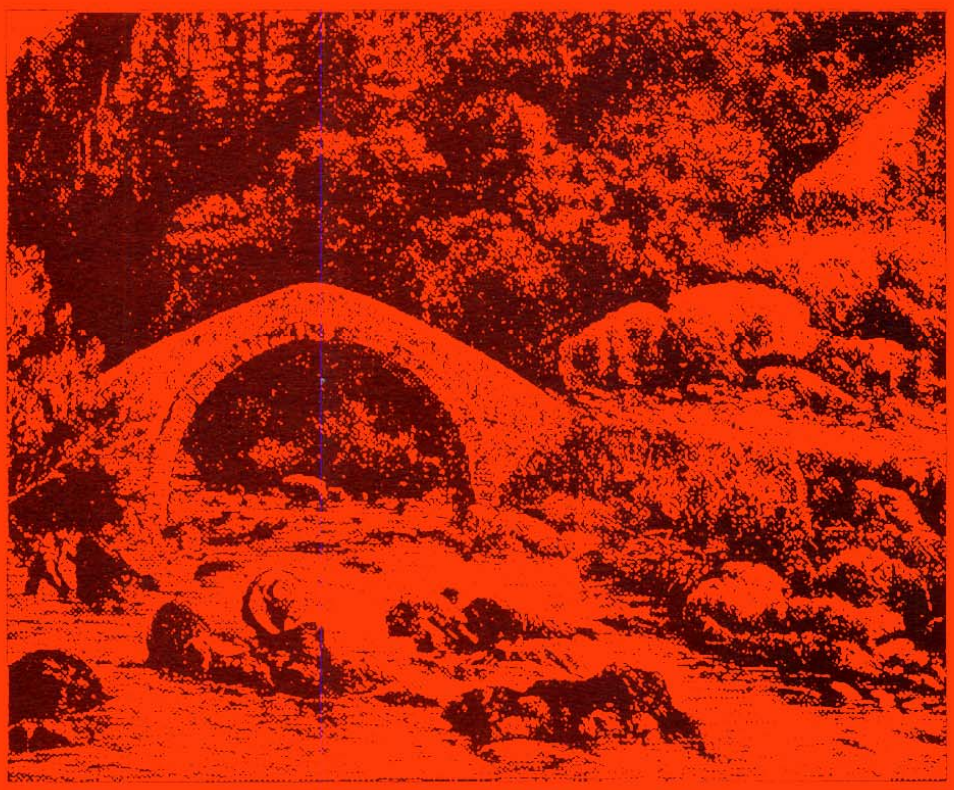
INDICE BIOTICO ESTESO

I. B. E.

(metodi di analisi per ambienti di acque correnti)

Istituto di Ricerca Sulle Acque - CNR

Notiziario dei metodi analitici, Suppl. al Quaderno n. 100



Riproduzione del Notiziario dei metodi analitici IRSA - CNR, suppl. al Quaderno n° 100

Editoriale

Nell'ambito delle attività promosse dall'Istituto di Ricerca sulle Acque nel settore delle metodologie analitiche è stato recentemente istituito un Gruppo di Lavoro incaricato di predisporre metodi biologici per il controllo della qualità delle acque.

Tale Gruppo di Lavoro, costituito da rappresentanti di istituzioni scientifiche e di operatori preposti al controllo ambientale, ha il compito di definire metodi per il rilevamento:

a) delle caratteristiche degli scarichi attraverso la messa a punto di test di tossicità per batteri, alghe, crostacei e pesci, nonché di test di potenzialità trofica;

b) della qualità dei corpi idrici attraverso l'analisi della struttura attuale e potenziale delle comunità macrobentoniche e la stima delle modifiche funzionali cui vanno incontro le comunità biologiche sottoposte a situazioni di stress.

Un primo risultato dell'attività di tale Gruppo di Lavoro è rappresentato dalla messa a punto del metodo e dei criteri di applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE, conosciuto anche con l'acronimo inglese EBI - Extended Biotic Index), che viene presentato in questo numero del Notiziario sotto forma di proposta di metodo.

La proposta ha lo scopo di fornire una base di discussione tra gli operatori del settore, cui il Notiziario è indirizzato, per una verifica e per una ulteriore definizione della metodologia che consenta alla stessa di essere pubblicata sul Manuale dei metodi analitici per le acque e di essere quindi adottata come riferimento nazionale ufficiale per l'applicazione dell'IBE.

La pubblicazione di una metodologia ufficiale da parte dell'IRSA si rende necessaria a seguito della entrata in vigore di norme che prevedono l'utilizzo dell'IBE (D. Lgs. 25 gennaio 1992, n. 130 - "Attuazione della Direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per la vita dei pesci").

Va però rilevato come il metodo proposto, peraltro già ampiamente utilizzato da numerosi laboratori responsabili del controllo della qualità delle acque, non sempre consenta di individuare lo scarto esistente tra la "comunità di riferimento", costituita da quella comunità che dovrebbe risultare naturalmente presente, e quella evidenziata dall'applicazione dell'indice. Ciò richiede ulteriori ricerche al fine di ricostruire le strutture delle comunità di riferimento sulle quali valutare l'entità dello stress ambientale nei confronti delle caratteristiche strutturali dell'ecosistema acquatico.

È pertanto necessario che, accanto alla indispensabile verifica da parte degli operatori del metodo proposto, vengano promosse dalla comunità scientifica nazionale ricerche che possano condurre alla definizione, per le diverse tipologie di corpi idrici, delle caratteristiche naturali delle comunità macrobentoniche, sulla falsariga di quanto già realizzato in altri paesi (ad esempio in Gran Bretagna con il RIVPACS) consentendo così un miglioramento della metodologia proposta.

Prof. Roberto Passino
Direttore dell'Istituto di Ricerca sulle Acque

Roma, 7 luglio 1995

INDICE BIOTICO ESTESO (I.B.E.)(*)

(Metodi di analisi per ambienti di acque correnti)

P.F. GHETTI, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Cà Foscari, Venezia.
Con la collaborazione del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

1 - GENERALITÀ

Finalità

Scopo dell'indice è quello di formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento o da significative alterazioni fisiche dell'ambiente fluviale.

Origine

Deriva dal "Trent Biotic Index" (Woodiwiss, 1964), rielaborato come "Extended Biotic Index - E.B.I." (Woodiwiss, 1978) e adattato per una applicazione standardizzata ai corsi d'acqua italiani (Ghetti e Bonazzi, 1980 e 1981; Ghetti 1986 e 1995).

Standardizzazione e applicazione dell'indice

Le peculiarità del metodo e delle procedure di applicazione rendono difficile una sua riduzione sotto forma di "Standard Method". La descrizione riportata in questa pubblicazione va quindi integrata con le nozioni contenute nel "Manuale di Applicazione - Indice Biotico Esteso: i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti" (Ghetti, 1995) e con le guide per la classificazione dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani (Campaioli et al., 1994; Sansoni, 1988; Ruffo ed., 1977-85).

Comunità da analizzare

Questo indice si basa sull'analisi delle comunità di macroinvertebrati di acque dolci che colonizzano le differenti tipologie fluviali. I taxa considerati e il livello di determinazione tassonomica richiesto dall'indice sono definiti in Tab. 1 e nell'Allegato 1.

Caratteristiche dell'indice

Essendo i macroinvertebrati delle acque correnti legati ai substrati, composti da numerose popolazioni con differenti livelli di sensibilità alle modificazioni ambientali e con differenti ruoli ecologici e avendo cicli vitali relativamente lunghi, l'indice è particolarmente adatto a rilevare nel tempo gli effetti legati al complesso dei fattori di stress sull'ambiente. L'indice rileva quindi lo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua integrando nel tempo gli effetti di differenti cause di turbativa (fisiche, chimiche, biologiche). Questo indice è quindi dotato di una buona capacità di "sintesi".

Nel contempo esso non consente di quantificare e risalire, secondo una relazione biunivoca di causa-effetto, ai vari fattori che hanno indotto queste modi-

Tab. 1 - Limiti obbligati per la definizione delle unità sistematiche (U.S.)

Gruppi Faunistici da considerare	Livelli di determinazione tassonomica per definire le "Unità Sistematiche"
Plecotteri	genere
Tricotteri	famiglia
Efemerotteri	genere
Coleotteri	famiglia
Odonati	famiglia
Ditteri	famiglia
Eterotteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia
Tricladi	famiglia
Irudinei	famiglia
Oligocheti	famiglia
Altri gruppi meno comuni	
Megalotteri	famiglia
Planipenni	famiglia
Nematomorfi	famiglia
Briozoari	famiglia
Poriferi	famiglia

(*) Il metodo è stato discusso ed approvato da un sottogruppo composto da: Bambacigno F., Battegazzore M., Bielli E., Buffagni A., Fornara G., Ghetti P.F., Malcevschi S., Marchetti R., Pagnotta R., Rossaro B. e Spaggiari R.

ficazioni. Questo indice possiede quindi una bassa capacità "analitica".

Esso segnala una condizione di "qualità ecologica" relativamente all'alveo bagnato e, solo indirettamente, una "qualità chimica e fisica" delle acque e dei sedimenti. Nel monitoraggio di qualità delle acque correnti esso deve quindi considerarsi un metodo "complementare" al controllo chimico e fisico, in particolare per la definizione della qualità delle acque in funzione degli usi civili, agricoli, industriali e per la balneazione. L'indice biotico assume invece un ruolo "centrale" nella definizione della qualità dei corsi d'acqua in funzione della "protezione della vita acquatica" (D.L. 130/92; Proposta di Direttiva della Commissione delle Comunità Europee relativa alla qualità ecologica delle acque, 8/7/94).

Per le sue caratteristiche esso si dimostra inoltre di grande utilità nelle diagnosi preliminari di qualità di interi reticoli idrografici, per il controllo nel tempo dell'evoluzione di questa qualità, per stimare l'impatto prodotto da scarichi inquinanti puntiformi e diffusi, continui e accidentali, per valutare l'impatto di trasformazioni fisiche dell'alveo, nella predisposizione di carte ittiche, per valutare le capacità autoregolative di un corso d'acqua.

Principi generali su cui si fonda il calcolo del valore di indice

I valori decrescenti dell'indice vanno intesi come un progressivo allontanamento da una condizione "ottimale o attesa", definita dalla composizione della comunità che, in condizioni di "buona efficienza dell'ecosistema", dovrebbe colonizzare quella determinata tipologia fluviale. La composizione "attesa" varia ovviamente a seconda della tipologia fluviale considerata. Tuttavia le principali biotipologie di riferimento, al livello tassonomico richiesto dall' indice, si possono ricondurre a pochi modelli generali.

Condizione essenziale per una corretta applicazione dell'indice è quindi la possibilità e la capacità di ricostruire, mediante idonee tecniche di campionamento, la reale composizione della comunità di una determinata sezione di un corso d'acqua. Di conseguenza, quando non sussistono queste condizioni, il metodo non può essere applicato.

Altre condizioni essenziali per l'applicazione riguardano la corretta procedura di separazione degli organismi dal substrato, la capacità di classificare i vari taxa, una adeguata capacità critica nella formulazione delle diagnosi, acquisita mediante corsi di formazione teorico-pratica e successive esperienze guidate.

Il metodo si fonda quindi concettualmente su di un confronto fra la composizione di una comunità "attesa" e la composizione della comunità "presente" in un determinato tratto di fiume.

Per le esigenze proprie di un indice, di praticità, generalizzabilità, riproducibilità, il metodo prevede l'ausilio di una tabella a due entrate (Tab. 2). Questa tabella costituisce una "guida" necessaria per trasformare le informazioni racchiuse nelle liste di taxa in un giudizio espresso mediante un valore numerico (indice biotico). In questo modo è possibile tradurre con criteri uniformi una informazione specialistica in una scala di valori universalmente comprensibile.

La definizione del valore di indice è fondata su due tipi di indicatori: la presenza dei taxa più esigenti in termini di qualità e la ricchezza totale in taxa della comunità.

La tabella è stata tarata per consentire il calcolo dell'indice, in modo omogeneo e comparabile, su differenti tipologie di acque correnti. In ogni tipologia analizzata la scala dei valori di indice rileva in modo armonico tutti i livelli dello stato di qualità, da una condizione "ottimale" ad una condizione di "massimo degrado".

La struttura di questa tabella riflette la necessità, propria di un indice pratico, di contemperare le esigenze di una applicazione del metodo su larga scala, con costi accettabili, adottando procedure uniformi su tutto il territorio nazionale, con quelle della precisione e della finezza della scala di giudizio.

La procedura prevede inoltre alcuni accorgimenti che servono a ridurre l'intervallo di errore ricorrente nel calcolo dell'indice (es. determinazione tassonomica ai livelli superiori alla specie, ampi intervalli nel numero totale di Unità Sistematiche campionate). Per contro non è consentito utilizzare questo indice per discriminare differenze di giudizio che si collochino entro l'intervallo di variabilità del metodo. In questo caso sarà necessario ricorrere ad altri metodi di indagine con maggiore potere discriminante e più mirati al problema specifico (es. analisi quantitativa della comunità, controllo di parametri indicatori dello stato trofico, saggi di tossicità, ecc.).

Il valore di indice, espresso per convenzione con un numero intero entro una scala discreta, riassume quindi un giudizio di qualità basato sulla modificazione qualitativa della comunità campionata, rispetto ad una comunità di riferimento. Questo valore non può quindi essere considerato alla stregua del dato risultante da una misura fisica (es. grado centigrado) e chimica (es. mg/L).

I macroinvertebrati sono stati preferiti ad altri gruppi sistematici, perché sono rappresentati da nu-

Tab. 2 - Tabella per il calcolo del valore di I.B.E.

Gruppi faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella		Numero totale delle Unità Sistematiche (US) costituenti la comunità (secondo ingresso)								
	(primo ingresso)	0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecotteri (*Leuctra*°)	Più di una US	--	--	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una sola US	--	--	7	8	9	10	11	12	13*
Efemerotteri (BAËTIDAE, CAENIDAE°°)	Più di una US	--	--	7	8	9	10	11	12	--
	Una sola US	--	--	6	7	8	9	10	11	--
Tricotteri	Più di una US	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	Una sola US	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridi, Atiidi e Palemonidi	Tutte le US sopra assenti	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Asellidi	Tutte le US sopra assenti	--	3	4	5	6	7	8	9	--
Oligocheti o Chironomidi	Tutte le US sopra assenti	1	2	3	4	5	--	--	--	--
Tutti i taxa precedenti assenti	Possono essere presenti organismi a respirazione aerea	0	1	--	--	--	--	--	--	--

Legenda:

° : nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (tranne BAËTIDAE o CAENIDAE), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri al fine dell'entrata orizzontale in tabella;

°° : nelle comunità in cui sono assenti i Plecotteri (tranne eventualmente *Leuctra*) e fra gli Efemerotteri sono presenti solo BAËTIDAE e CAENIDAE l'ingresso orizzontale in tabella avviene al livello dei Tricotteri;

-- : giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di drift erroneamente considerati nel computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologie non valutabili con l'I.B.E. (es. sorgenti, acque di scioglimento di nevai, acque ferme, zone deltizie, salmastre, ecc.)

* : questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane. Si tratta in genere di ambienti ad elevata diversità, ma occorre evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa).

Tab. 3 - Tabella di conversione dei valori di IBE in classi di qualità, con relativo giudizio e colore standard per la rappresentazione in cartografia. I valori intermedi fra due classi vanno rappresentati mediante tratti alternati con colori o retinature corrispondenti alle due classi

Classi di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio di qualità	Colore e/o retinatura relativa alla classe di qualità
Classe I	10 - 11 - 12 - ...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	azzurro
Classe II	8 - 9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	verde
Classe III	6 - 7	Ambiente inquinato o comunque alterato	giallo
Classe IV	4 - 5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	arancione
Classe V	1 - 2 - 3	Ambiente eccezionalmente inquinato o alterato	rosso

merosi taxa con differenti livelli di sensibilità alle alterazioni dell'ambiente, sono adeguatamente campionabili, riconoscibili, classificabili, sono stabili e rappresentativi di una determinata sezione di corso d'acqua.

Ambienti in cui è possibile applicare l'indice

L'indice può essere applicato a tutti gli ambienti di acque dolci correnti e stabilmente colonizzati in cui il valore di indice "atteso" risulti maggiore o uguale a 10 (Tabb. 2 e 3). Possono esistere infatti alcuni ambienti di acque correnti in cui questo valore è "naturalmente" inferiore a 10: tratti prossimi a sorgenti oligotrofiche, acque di nevaio, ambienti di foce dove si verifichi risalita del cuneo salino, ambienti con acque ferme per lunghi periodi, tratti non completamente colonizzati dopo asciutte o piene rovinose (Allegato 1).

Il monitoraggio biologico non dovrebbe essere eseguito nel periodo immediatamente successivo ad una asciutta o ad una forte piena, in quanto devono essere rispettati i tempi di completa ricolonizzazione; tali tempi variano da stagione a stagione, a seconda dell'intensità e della durata della piena o dell'asciutta e in relazione alle dimensioni del corso d'acqua; il corretto rispetto dei tempi di ricolonizzazione deve far parte del bagaglio di conoscenze idrobiologico-ecologiche dell'operatore. Questo aspetto assume, ad esempio, un particolare rilievo nelle fiumare del sud Italia e delle isole.

I tratti di pianura dei grandi fiumi e i grandi canali artificiali sono a volte difficilmente campionabili in modo corretto, per l'altezza dell'acqua, la dispersione su ampi spazi dei microhabitat, le differenze di qualità fra sponda e sponda. In questi casi l'applicazione dell'indice è subordinata alla possibilità di dimostrare che il campionamento è stato eseguito con tecniche e in condizioni ambientali idonee e che è noto il valore di indice "atteso", definito sullo stesso ambiente o in tipologie analoghe.

Il campionamento per il calcolo dell'indice non dovrebbe essere eseguito immediatamente a valle dell'immissione di uno scarico o di un affluente, ma dovrebbe essere rispettata una distanza che garantisca il completo rimescolamento delle acque con quelle del corpo ricevente. Lo scopo è infatti quello di valutare la qualità del corpo recettore e non dello scarico.

Le attività di campo

Una corretta analisi delle comunità di macroinvertebrati non esaurisce il quadro degli indicatori da prendere in considerazione per arrivare ad una diagnosi attendibile. Una "lettura dei principali caratteri dell'ambiente" costituisce un corollario utile per capire i possibili fattori di alterazione, per fornire all'operatore una adeguata casistica e la capacità di associare differenti indicatori. Uno degli aspetti più innovativi dell'uso degli indici biotici, nell'ambito dei criteri di monitoraggio, consiste proprio nel portare l'operatore sul fiume e nell'abituarlo ad osservare e registrare l'insieme dei caratteri che definiscono lo stato di qualità di un ecosistema o di un mosaico di ecosistemi.

Le operazioni di sorveglianza ambientale non sono infatti rivolte esclusivamente al controllo della qualità dell'acqua, rispetto ad uno standard di utilizzo, ma richiedono una valutazione dello stato complessivo dell'ecosistema che garantisce la qualità di questa risorsa, delle cause di turbativa, dei fattori di rischio, dell'evoluzione nel tempo dello stato dei luoghi. La sorveglianza ambientale allarga la finalità dei controlli da una dimensione igienico-sanitaria dello stato della risorsa ad una dimensione ecologica dello stato del corpo recettore e degli ecosistemi confinanti.

Per guidare questo complesso di operazioni e abituare ad una osservazione secondo criteri il più possibile oggettivi, è opportuno adottare una scheda di campo che guidi nella registrazione dei caratteri ambientali (Tab. 4). Questi dati, registrando lo stato di fatto di un determinato ambiente in un determinato tempo, assumono quindi un importante valore documentario.

La struttura di questa scheda e il suo dettaglio potranno ovviamente variare in relazione agli scopi dell'indagine. Si deve, ad esempio, passare dalla scheda base, utilizzabile per indagini di monitoraggio a largo raggio, ad una scheda di maggiore dettaglio per indagini mirate (es. studi di impatto ambientale, carte ittiche, monitoraggio di aree protette, ecc.). Alla scheda dovranno sempre essere allegati i metodi con cui vengono rilevati i vari caratteri ambientali, in modo che il dato venga registrato e sia interpretato correttamente anche da operatori diversi.

Le attività di laboratorio

L'applicazione dell'I.B.E. richiede una fase preliminare di studio dell'ambiente e delle cause potenziali di inquinamento e di alterazione e di organizzazione delle campagne di campionamento. Richiede inoltre una fase successiva di controllo in laboratorio delle comunità campionate, di verifica delle diagnosi formulate in campo, di organizzazione, registrazione ed elaborazione delle informazioni raccolte. Esistono

tuttavia ampi margini di adeguamento dei criteri e delle procedure da seguire a seconda delle peculiarità degli ambienti studiati e delle differenti finalità dell'indagine.

Le competenze degli operatori

L'applicazione dell'Indice Biotico Esteso per la sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua richiede una adeguata formazione in campo ecologico, idrobiologico e tassonomico, oltre ad un periodo di applicazione sotto la guida di personale qualificato. L'operatore che firma una diagnosi basata sulla applicazione dell'Indice Biotico Esteso dovrebbe certificare di aver seguito con profitto un corso teorico pratico di formazione per l'applicazione dell'I.B.E. e segnalare le precedenti esperienze di applicazione, il titolo di studio e la professione.

2 - LA TABELLA A DUE ENTRATE PER IL CALCOLO DELL'I.B.E.

La definizione del valore di indice da assegnare ad una determinata sezione di corso d'acqua si basa su di una tabella a due entrate (Tab. 2).

In ordinata sono riportati alcuni gruppi di macroinvertebrati che, dall'alto verso il basso, riflettono, di massima, una sempre minore sensibilità agli effetti di alterazione della qualità dell'ambiente. In ascissa sono riportati degli intervalli numerici che fanno riferimento al numero totale di Unità Sistematiche (taxa al livello di classificazione previsto in Tab. 1) rinvenute nella stazione di campionamento.

Il metodo tiene conto del fatto che, non essendo possibile in una indagine con finalità pratiche classificare gli organismi di queste comunità a livello di specie, è stato stabilito un livello superiore di classificazione (famiglia o genere).

Il calcolo dell'I.B.E. richiede quindi che vengano rispettati rigorosamente questi limiti di definizione tassonomica per i vari gruppi, altrimenti la "ricchezza in taxa" delle comunità potrebbe variare a seconda del grado di approfondimento della classificazione dei vari gruppi.

Il totale delle "Unità sistematiche o taxa" rinvenute in una determinata stazione determina la "ricchezza in U.S. o taxa" della stessa.

La tabella dell'I.B.E. presenta quindi:

- una entrata orizzontale (primo ingresso in tabella), che deve essere utilizzata in corrispondenza delle U.S. più sensibili presenti nella comunità della stazione in esame. Ad es. se in una stazione si rinvengono 3 U.S. di Plecotteri (ritenute più sensibili), assieme ad altre U.S., si deve entrare alla prima riga orizzontale ("Plecotteri presenti"), al livello superiore ("più di una sola U.S."). Nel caso invece nella comunità non fossero rinvenuti Plecotteri, e nemmeno Efemerotteri e Tricotteri, ma il taxon più sensibile presente fosse quello dei Gammaridi, si entra a livello della riga corrispondente a questi ultimi;
- una entrata verticale, che va utilizzata in corrispondenza della colonna che comprende il numero totale di U.S. che formano la comunità in esame; se ad es. le U.S. presenti sono complessivamente 9, si entra a livello della 3ª colonna, con l'indicazione dell'intervallo 6-10.

A questo punto il valore di indice è dato dal valore corrispondente alla casella che si trova all'incrocio della riga di entrata orizzontale con la colonna di entrata verticale.

Particolare attenzione va posta all'entrata orizzontale, essendo quella che può determinare il maggior intervallo di errore. Per questo è necessario verificare in modo rigoroso attraverso il campionamento la reale presenza dei taxa più sensibili.

La procedura si avvale di due tipi di indicatori: la diversa sensibilità di alcuni gruppi di organismi alle alterazioni della qualità dell'ambiente (ordinata) e l'effetto prodotto da questa alterazione sulla "ricchezza in taxa" della comunità (ascissa).

Dal momento che i valori decrescenti di questo indice vanno intesi come una misura progressiva dell'allontanamento da una condizione "ottimale" è possibile che la scala dei valori di qualità, essendo discreta e non continua, tenda ad appiattire eccessivamente questi giudizi verso il valore superiore o inferiore. Si verifica a volte che il numero totale di unità sistematiche si trovi all'estremo inferiore o superiore degli intervalli stabiliti in tabella. Se ad es. in una stazione troviamo 2 U.S. di Plecotteri e 16 U.S. complessive, il valore di I.B.E. dovrebbe essere 10; in un'altra stazione troviamo 2 U.S. di Plecotteri e 15 U.S. complessive e il valore dovrebbe essere 9. Appare tuttavia evidente che in questi due casi è una sola U.S. di ingresso verticale che condiziona il passaggio fra un valore 10 e un valore 9. Quando ci si trova in casi analoghi, con un numero totale di U.S. agli estremi degli intervalli previsti in tabella, è necessario attribuire un valore intermedio di indice, che sarà 10-9 nel primo caso e 9-10 nel secondo. I valori intermedi di indice consentono così di rappresentare in modo più fedele la progressività del processo di allontanamento dalla condizione "ottimale".

Dai valori di indice alle classi di qualità

In Tab. 3 i valori di I.B.E. sono stati raggruppati in 5 Classi di Qualità (C.Q.), ciascuna individuata da un numero romano.

Le 5 Classi di Qualità possono essere facilmente visualizzate in cartografia mediante colori convenzionali (azzurro, verde, giallo, arancione e rosso) o altro simbolismo grafico (Tab. 3). I valori intermedi fra le classi vengono rappresentati mediante tratteggio formato dai colori corrispondenti delle due classi.

Progettando in modo adeguato la distribuzione delle stazioni di campionamento lungo un intero reticolo idrografico è possibile realizzare delle mappe di qualità, utili per l'analisi dello stato delle acque superficiali nel bacino, per organizzare i piani di monitoraggio e per valutare nel tempo l'efficacia degli interventi di risanamento (GHETTI, 1993).

Nelle mappe di qualità di un reticolo idrografico è opportuno utilizzare uno spessore crescente del tratto colorato a seconda della gerarchia idrologica del corso d'acqua.

3 - PROTOCOLLO DI APPLICAZIONE

Il complesso delle procedure da seguire per l'applicazione dell'indice costituisce parte integrante del metodo.

Le attività per l'applicazione dell'indice possono essere raggruppate in tre fasi:

- indagini preparatorie;
- attività di campo e compilazione della scheda di rilevamento;
- attività di laboratorio, compilazione e certificazione del verbale di analisi e della relazione a commento dei risultati e delle eventuali carte di qualità.

I FASE: indagini preparatorie alla applicazione dell'indice

a) Organizzazione del gruppo di lavoro: il gruppo che eseguirà i campionamenti sarà composto da un numero minimo di due persone in possesso delle competenze e dei requisiti sopra indicati, per esigenze di sicurezza e di reciproca collaborazione e controllo.

b) Predisposizione della cartografia relativa al reticolo da monitorare su scala adeguata all'estensione del territorio oggetto dell'indagine ed al dettaglio con cui si intende eseguire il monitoraggio.

c) Raccolta del materiale informativo utile per definire il numero e la posizione delle stazioni di campionamento: catasto degli scarichi, elenco e posizione delle attività idroinquinanti e dei centri abitati, elenco e posizione dei manufatti (dighe, traverse, prese, canalizzazioni, ecc.), e quant'altro sia ritenuto utile per la preparazione di una efficace campagna di monitoraggio.

d) Posizionamento delle stazioni di campionamento sulla carta ricordando che:

- la densità delle stazioni dipende strettamente dalla distribuzione e dalla importanza dal punto di vista del rischio di inquinamento delle attività che insistono sui corsi d'acqua e dagli scopi dell'indagine;
- qualora si posizioni una stazione a valle di un corso d'acqua affluente o a valle di uno scarico occorre posizionare la stazione a distanza opportuna dall'ingresso in questione in modo da essere garantiti che vi sia stato completo rimescolamento tra l'affluente o lo scarico e il corso d'acqua che si va a campionare;
- in prossimità di uno sbarramento che determina un invaso, anche di modeste dimensioni, è necessario posizionare la stazione ad opportuna distanza a valle dello sbarramento oppure a monte dell'invaso in un tratto di acque stabilmente correnti;
- nei tratti di foce è opportuno evitare il campionamento dove si può verificare una risalita del cuneo salino.

e) Sopralluogo nei siti individuati per il campionamento, con l'ausilio di una carta stradale di buon dettaglio, allo scopo di verificare la reale accessibilità al corso d'acqua (è utile una documentazione fotografica della stazione di campionamento).

f) Compilazione dell'elenco definitivo delle stazioni e codifica delle stesse. Le sezioni fluviali in cui viene effettuato il monitoraggio devono essere indicate con precisione affinché siano facilmente individuabili, per permettere che campionamenti successivi, eseguiti anche da persone diverse, possano essere ripetuti sul medesimo tratto fluviale. Per la individuazione delle stazioni dovranno essere adottati i seguenti criteri: ogni punto di prelievo deve essere indicato in modo univoco da una sigla e da una breve dicitura; le stazioni di campionamento vanno numerate da monte verso valle, ad esempio:

- staz. T1 - S. Maria (a monte) indica che la prima stazione di campionamento effettuata sul fiume Taro è posta a monte del paese di S. Maria del Taro;
- staz. T20 - (foce) indica che l'ultimo punto di prelievo individuato sul fiume Taro è in corrispondenza della sua confluenza nel Po (e che più a monte sono state monitorate altre 19 stazioni);
- staz. TA8 - (Rio Maillo-a valle) indica che l'ottava stazione di monitoraggio del torrente Tassob-

bio è posta poco a valle dell'immissione del Rio Maillo.

L'elenco delle stazioni monitorate dovrà contenere sia la sigla che la dicitura e dovrà sempre accompagnare la relazione di commento ai dati raccolti.

Andrà altresì predisposta, per ciascuna stazione di campionamento prescelta, una breve scheda contenente chiare e brevi indicazioni che consentano di raggiungere la sezione fluviale desiderata senza possibilità di errore; ad esempio:

- fiume Secchia stazione S1 - La Gabellina: una volta superato il paese di Collagna continuare per la S.S. 63 verso monte; dopo pochi chilometri nei pressi della località La Gabellina girare a destra nella strada sterrata che porta al punto di captazione AGAC sul Secchia. Campionare subito a monte della captazione;
- torrente Idice stazione I3 - S. Antonio: quando si arriva in località S. Antonio seguire la strada che conduce a Molinella e raggiungere il ponte sul torrente Idice; effettuare il campionamento a monte del ponte.

La suddetta scheda dovrà accompagnare la relazione di commento ai dati.

g) Allestimento del materiale necessario alla esecuzione della fase di campagna.

Il materiale necessario per eseguire i rilevamenti e i campionamenti dovrà necessariamente variare in funzione delle finalità dello studio, delle tipologie da campionare e delle modalità di accesso al corso d'acqua.

Una dotazione usuale comprende i seguenti materiali:

- 2 retini immanicati con prolunga e raccoglitori terminali di riserva (Fig. 1)
- stivali da pescatore (gambali o tuta in gomma)
- un tavolino da campeggio con sedie per la separazione in campo degli organismi
- 2 vasche in plastica bianca (dimensioni circa 50x30x15 cm)
- 2-3 vasche in plastica bianca (dimensioni circa 30x20x5 cm)
- 1-2 vaschette per la raccolta degli organismi separati (dimensioni circa 20x10x5 cm)
- 1 secchio di plastica con corda di recupero
- 4-5 pinze da entomologo morbide con punte sottili
- contenitori in plastica a bocca larga e tappo a vite ermetico da circa 100 cc
- alcool 70% (piccola scorta di formalina al 4%)
- etichette autoadesive
- schede per il rilevamento in campo
- matite
- guanti in gomma antinfortunistica (manica lunga e dita zigrinate)
- lenti da campo
- disinfettante
- boa o ciambella salvagente con cavo di recupero
- testi con le chiavi di classificazione e manuale del metodo
- macchina fotografica (consigliata).

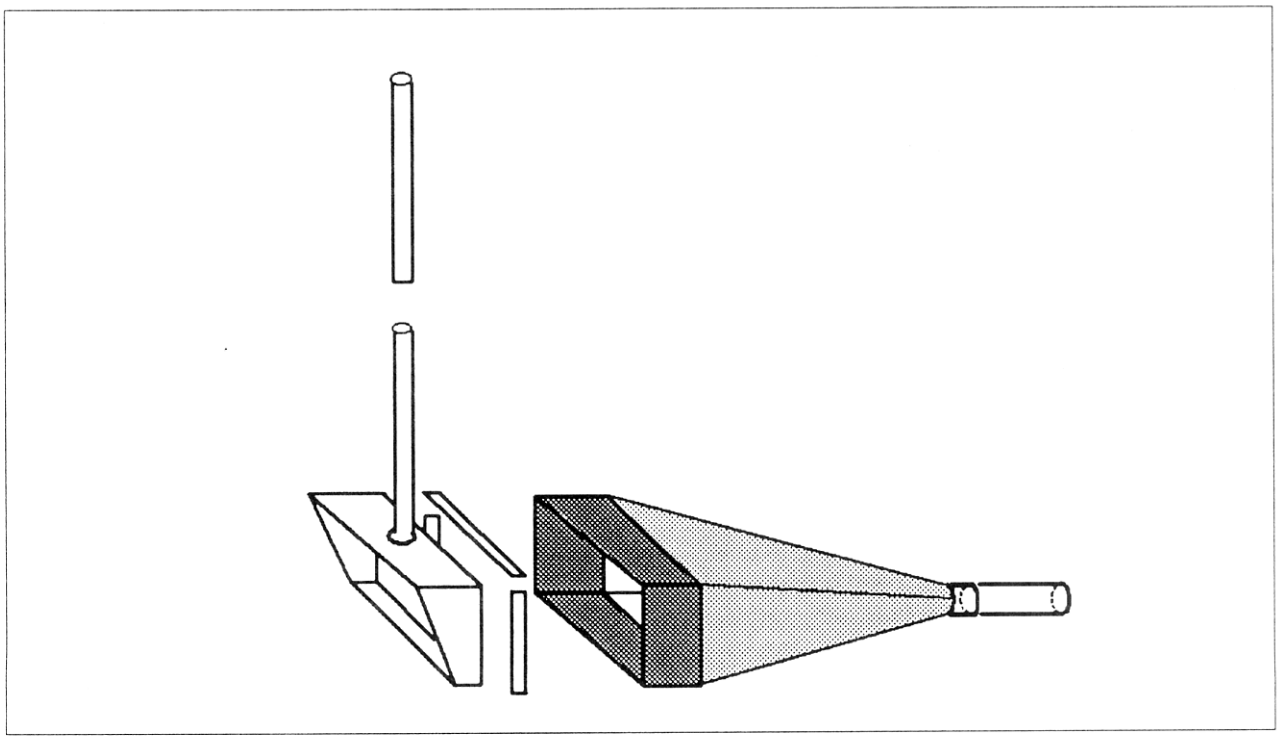


Fig. 1 - Retino montato su telaio in alluminio e con impugnatura prolungabile

II FASE: attività di campagna

Criteri da seguire per un corretto campionamento

Il campionamento per il calcolo dell'IBE richiede una precisa ricostruzione della composizione in taxa della comunità di macroinvertebrati. Per le esigenze di praticità proprie del metodo non è richiesto un campionamento quantitativo in grado di ricostruire anche le densità (numero di individui per unità di superficie colonizzata) per ogni taxon. Questo tipo di campionamento risulterebbe infatti estremamente laborioso, per la necessità di utilizzare diversi tipi di campionatori a seconda dei substrati e dell'altezza dell'acqua, di effettuare numerose repliche per ogni habitat, di separare, classificare e contare tutti gli organismi (HELAWELL, 1986). Per contro, il campionamento quantitativo deve essere adottato quando, per studi particolari, sia necessario definire gli effetti delle alterazioni ambientali, non solo sulla composizione della comunità, ma anche sulla densità e sulla produttività delle varie popolazioni o per il calcolo degli indici di diversità (GHETTI e BONAZZI, 1981).

Il ricorso ad un campionamento di tipo semiquantitativo (es. a tempo) è consigliabile per ottenere delle stime di abbondanza relativa, utili per integrare l'informazione sulla composizione della comunità.

In alcune tipologie ambientali, dove il campionamento dei substrati naturali non è sempre agevole (es. tratti potamali e canali con acque alte), può risultare conveniente integrare il campionamento qualitativo con l'uso di substrati artificiali (HELAWELL, 1986).

In questo lavoro vengono riportate unicamente alcune procedure minimali da seguire per l'esecuzione di un campionamento qualitativo o semiquantitativo, necessario per l'applicazione dell'IBE, rimandando ai lavori citati per le tecniche del campionamento quantitativo e per una serie di accorgimenti da adottare per la separazione, conservazione, conteggio e analisi del materiale.

L'obiettività della diagnosi, formulata sulla base dell'IBE, è condizionata dalla significatività del campionamento; non è quindi possibile applicare questo indice nelle situazioni in cui non vi sia la possibilità di effettuare una precisa ricostruzione della composizione reale della comunità.

- Lo strumento di campionamento più versatile è costituito da un retino (da 16 a 21 maglie per centimetro) montato su di un telaio rettangolare (25 cm x 20 cm) e immanicato con prolunghe a baionetta (Fig. 1). Esso consente di effettuare raccolte in acque a diversa profondità (preferibilmente fino a 70-80 cm, eccezionalmente fino a 3-4 m) e funziona da setaccio.
- Il retino immanicato va posizionato in contro corrente e ben appoggiato sul fondo, scavando leggermente.
- Le raccolte con il retino immanicato vanno a volte integrate con l'uso di altri campionatori e con raccolte dirette su substrati duri, a seconda delle tipologie ambientali (GHETTI, 1995).
- Si raccolgono una serie di campioni in ogni microhabitat che si riscontra lungo un transetto obliquo che attraversa completamente l'alveo bagnato, da sponda a sponda e in contro corrente. Laddove non è possibile attraversare completamente il corso d'acqua (ad es. a causa della profondità, per l'eccessiva forza della corrente o per altre cause) viene campionata solo una porzione di transetto, fin dove possibile, e si prosegue il campionamento risalendo per un breve tratto il corso d'acqua e ritornando quindi verso riva (in questo caso occorre prestare attenzione ad eventuali diversità fra le due sponde e, se del caso, si procede ad un analogo campionamento sull'altra sponda).
- Si deve prestare attenzione alle superfici inondate di recente e quindi parzialmente colonizzate (es. quando si formano più alvei bagnati occorre individuare quello più stabilmente colonizzato).
- La conoscenza della biotipologia di riferimento (comunità attesa) per un determinato tratto di corso d'acqua è di aiuto al campionamento e alla successiva analisi della comunità campionata.

Le operazioni in campo

Una volta giunti sulla stazione di campionamento va scelto il transetto ideale su cui effettuare il campionamento.

Si individua quindi il luogo più idoneo per le operazioni di separazione e prima classificazione; si monta il tavolo da campeggio e si predispone una vaschetta media di separazione per ciascun operatore ed una vasca piccola per riporvi gli organismi separati; si versa l'alcool al 70% nel contenitore in plastica che viene immediatamente contrassegnato da una etichetta sulla quale vanno scritte a matita le indicazioni per individuare la stazione. In questo contenitore verranno messi gli organismi della comunità di macroinvertebrati campionata, destinati ad essere trasportati in laboratorio per una ulteriore conferma sistematica al microscopio.

Viene quindi compilata con la massima cura la scheda di campo, nella parte relativa alle informazioni ambientali di corredo.

Si procede quindi al campionamento e tutto il

materiale raccolto viene accumulato in una vasca grande (50x30x15 cm) contenente sul fondo dell'acqua.

Terminato il campionamento si procede alla separazione analizzando piccole porzioni del campione misto, distese a formare un sottile strato in bacinelle bianche piatte (30x20x5 cm). Questa operazione, se ben condotta, consente una separazione efficace e abbastanza rapida degli organismi dal detrito (circa 1 ora). A volte può essere utile l'ausilio di una lente. Si procede sino all'esaurimento di tutto il campione raccolto.

La separazione e prima classificazione degli organismi in vivo presenta notevoli vantaggi dal momento che sono in genere ben visibili e facilmente classificabili sulla base di evidenti caratteri morfologici e comportamentali (usare l'atlante per il riconoscimento di Sansoni, 1988).

Gli organismi separati vengono raccolti senza detriti in una bacinella contenente un velo d'acqua. Solo alcuni taxa che possono danneggiarsi o possono essere persi vanno riposti direttamente nel recipiente finale, o in altro recipiente apposito, dopo essere stati registrati nella scheda.

Mano a mano che nuovi taxa vengono separati dal campione, vanno classificati e registrati in scheda. È necessaria la conferma reciproca dei due o più operatori che formano il gruppo di lavoro.

Alla fine della separazione si procede collegialmente all'analisi della comunità campionata con l'ausilio dell'Allegato 1 e si valuta la sua congruità e le differenze rispetto alla biotipologia di riferimento.

Si calcola quindi il valore preliminare di I.B.E., dopo aver individuato i taxa di drift e, se si verificano incertezze di giudizio o incongruenze, si procede ad ulteriori campionamenti.

Nella comunità campionata è possibile a volte rinvenire alcuni taxa presenti solo occasionalmente in quell'ambiente. Si tratta di una piccola quota di organismi che la corrente costantemente riesce a trascinare a valle per eventi accidentali o in relazione a particolari fasi dei cicli vitali (drift). Questi taxa, di norma rappresentati da pochi esemplari, provengono dai tratti a monte o da affluenti anche con condizioni ambientali molto diverse. Questi organismi, non facendo parte stabilmente della comunità campionata e potendo essere rappresentati da taxa con livelli di sensibilità diversi rispetto alla comunità autoctona, non vanno considerati nel calcolo dell'indice. Il criterio da seguire per stabilire la presenza nel campione di organismi di drift è riportato nell'Allegato 1 e si basa sul numero di individui presenti nel campione, in relazione alla predisposizione al drift dei vari taxa, al ruolo trofico e alla produttività.

Per facilitare questa valutazione, nella scheda di rilevamento (Tab. 4) viene riportata una stima numerica delle abbondanze solo per i taxa meno numerosi (rinvenuti con un numero di individui inferiore a 10). Un accurato controllo degli organismi di drift, in particolare per i taxa che determinano l'ingresso orizzontale in tabella, può evitare sensibili errori di sovravalutazione del giudizio.

Incertezze nella classificazione di alcuni taxa vanno invece rimandate al controllo in laboratorio, dopo averli registrati sulla scheda come U.S. da determinare.

III FASE: attività di laboratorio

In laboratorio si procede alla classificazione definitiva delle comunità campionate, con l'uso di strumenti ottici e guide tassonomiche adeguate.

Si procede quindi alla stesura della scheda definitiva e ad una ulteriore analisi critica della struttura della comunità, sulla base del complesso delle informazioni raccolte nella scheda di campo.

Il valore di I.B.E. viene quindi assegnato in modo definitivo e la scheda viene inserita e catalogata nell'ambito dello studio più generale.

Limiti di applicazione e casi particolari

La casistica relativa ai limiti di applicabilità del metodo e ai casi particolari che si possono incontrare nelle esperienze di applicazione dell'IBE non può essere esaurita in questa pubblicazione e si rimanda per questi approfondimenti allo specifico manuale (Ghetti, 1995) e alla letteratura scientifica (De Pauw et al., 1992; Helawell, 1986).

Informazioni

Per ottenere informazioni relative ai corsi di formazione per l'applicazione dell'I.B.E., alla strumentazione, alla bibliografia, agli esperti che operano sul territorio nazionale, ci si può rivolgere al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, c/o Dott. Roberto Spaggiari, via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia (tel. 0522/295460-50; fax 0522/295446).

4 - BIBLIOGRAFIA

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & RUFFO S. (1994): *''Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane''* Provincia Autonoma di Trento, Museo di Storia Naturale di Trento.

DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI P. & SPAGGIARI R. (1992): *''Biological assessment methods for running waters''*. In: *''River water quality - Ecological assessment and control''*. C.C.E., Bruxelles, 217-248.

GHETTI P.F. & BONAZZI G. (1980): *''Biological water assessment methods: Torrente Parma, Torrente Stirone e Fiume Po''*, 3rd Technical Seminar. Final Report. Commission of the European Communities.

GHETTI P.F. & BONAZZI G. (1981): *''I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua''*, Collana del Progetto Finalizzato ''Promozione della qualità dell'ambiente'', CNR AQ/1/127.

GHETTI P.F. (1986): *''I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione - Indice Biotico E.B.I. modificato''*, Provincia Autonoma di Trento.

GHETTI P.F. (1993): *''Manuale per la difesa dei fiumi''*, Editrice della Fondazione ''Giovanni Agnelli'', Torino.

GHETTI P.F. (1995): *''Manuale di applicazione: Indice Biotico Esteso - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti''*, Provincia Autonoma di Trento, Servizio Protezione Ambiente.

HELAWELL J.M. (1986): *''Biological surveillance of rivers''*, Water Research Centre, Stevenage, England.

RUFFO S., ed. (1977-85): *''Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane''*. Collana del Progetto Finalizzato ''Promozione della qualità dell'ambiente'', CNR, Roma.

SANSONI G. (1988): *''Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani''*, Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

WOODIWISS F.S. (1964): ''The biological system of stream classification used by the Trent River Board'', *Chemistry and Industry*, **14**: 443-447.

WOODIWISS F.S. (1978): *''Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods''*, Second practical demonstration. Summary Report. Commission of the European Communities.

Tab. 4

SCHEDA DI RILEVAMENTO E REGISTRAZIONE DEI DATI DI CAMPO

LOCALIZZAZIONE DELLA STAZIONE

Ambiente ..... Stazione ..... Codice .....

Quota s.m. ..... m Regione ..... Provincia .....

Lungh. del corso d'acqua ..... km Distanza dalla sorgente ..... km Superficie bacino idrogr. ..... km^2

Corpi idrici recettori .....

RILEVAMENTO DELLE CARATTERISTICHE AMBIENTALI

Data ..... Ora ..... Condizioni meteo .....

DISEGNO IN SEZIONE dell'alveo di piena e bagnato con relative quote stimate

DISEGNO IN PIANTA dell'alveo bagnato con sito di campionamento ed emergenze ambientali

Granulometria substrati nell'alveo bagnato (ordine di prevalenza): roccia ..... massi .....
ciottoli ..... ghiaia ..... sabbia ..... limo .....

Manufatti artificiali: fondo .....
sponda dx .....
sponda sx .....

Ritenzione del detrito organico: sostenuta ..... moderata ..... scarsa .....

Stato di decomposizione della materia organica: dominano: strutture grossolane .....
frammenti fibrosi ..... frammenti polposi .....

Presenza di anaerobiosi sul fondo: ☐ assente ☐ tracce
☐ sensibile localizzata ☐ estesa

Organismi incrostanti: ☐ feltro rilevabile solo al tatto ☐ alghe crostose ☐ feltro sottile
☐ feltro spesso, anche con pseudofilamenti incoerenti ☐ alghe filamentose
batteri filamentosi: ☐ assenti ☐ scarsi ☐ diffusi

Vegetazione acquatica: ..... copertura alveo ..... %

Vegetazione riparia: .....

Larghezza dell'alveo bagnato (..... m) **rispetto all'alveo di piena** (..... m):

☐ 0-1% ☐ 1-10% ☐ 10-20% ☐ 20-30% ☐ 30-40% ☐ 40-50%
☐ 50-60% ☐ 60-70% ☐ 70-80% ☐ 80-90% ☐ 90-100%

Velocità media della corrente: ☐ impercettibile o molto lenta ☐ lenta
☐ media e laminare ☐ media e con limitata turbolenza ☐ elevata e quasi laminare
☐ elevata e turbolenta ☐ molto elevata e turbolenta
h media dell'acqua ..... cm h max ..... cm

Caratteri dell'ambiente naturale e costruito circostante:
in destra idrografica .....
in sinistra idrografica .....

Organismi		pres.	abb.		pres.	abb.
PLECOTTERI (genere)						
EFEMEROTTERI (genere)						
TRICOTTERI (famiglia)						
COLEOTTERI (famiglia)						
ODONATI (famiglia)						
DITTERI (famiglia)						

ETEROTTERI (famiglia)						
CROSTACEI (famiglia)						
GASTEROPODI (famiglia)						
BIVALVI (famiglia)						
TRICLADI (famiglia)						
IRUDINEI (famiglia)						
OLIGOCHETI (famiglia)						
ALTRI (famiglia)						
TOTALE U.S.						

Valore di I.B.E. (in campo) ..... (in laboratorio) ..... Classe di Qualità .....

Giudizio .....

Note .....

Responsabile dell'analisi e qualifica .....

ALLEGATO 1

Elenco dei macroinvertebrati delle acque correnti italiane con indicazioni sintetiche su ecologia, propensione al drift, sensibilità agli inquinanti

LEGENDA

- In questo allegato sono riportati gli elenchi dei taxa di macroinvertebrati delle acque correnti italiane, da considerare nel calcolo dell'IBE, sulla base della revisione tassonomica più recente (CAMPAIOLI, GHETTI, MINELLI, RUFFO, 1994).

- Per i vari taxa si riportano alcune informazioni utili ai fini di una corretta analisi delle strutture di comunità. Esse sono indicate come segue:

(A): Taxon a respirazione aerea e la cui presenza può essere, in genere, indipendente dalla qualità dell'ambiente acquatico: Questi taxa non vanno conteggiati per il calcolo dell'IBE (tranne il caso di un ingresso in ultima riga della Tab. 2).

(AM): Taxon a respirazione aerea, ma dipendente anche dalle condizioni complessive di qualità dell'ambiente acquatico. Vanno conteggiati per il calcolo dell'IBE.

R: Adattamento alla corrente: R= taxon tipicamente reofilo; L= taxon tipicamente limnofilo; ( )= taxon secondariamente R o L.

M.N.: Modo di Nutrizione prevalente: T= tagliuzzatori; A= collettori aspiratori; F= collettori filtratori; Fr= filtratori con rete; Ra= raschiatori; P= predatori; Pi= predatori succhiatori. ( )= Modo di nutrizione secondario.
I tagliuzzatori si nutrono di elementi grossolani di materia organica (CPOM) quali foglie cadute, rametti, organismi morti (riducono i detriti in particelle fecali con diametro < 1 mm).
I collettori si nutrono di particelle organiche di dimensioni < 1 mm (FPOM). Possono essere suddivisi in collettori aspiratori, che aspirano particolato organico deposto sul substrato di fondo, e in collettori filtratori che filtrano il particolato trasportato dalla corrente. Un caso particolare è costituito da alcuni Tricotteri che filtrano producendo reti con dimensioni di maglie variabili. Questi particolari filtratori (Fr) si nutrono mangiando la rete e il suo contenuto (animali e vegetali) periodicamente o rimuovendo le particelle dalle maglie.
I raschiatori si nutrono soprattutto di alghe e di altri organismi incrostanti i substrati duri.
I predatori catturano e si nutrono di prede vive mediante apparati boccali specializzati.
I predatori succhiatori succhiano i liquidi corporei di altri animali.

R.T.: Ruolo Trofico prevalente: E= erbivori; D= detritivori; C= carnivori; ( )= Ruolo Trofico secondario. Gli erbivori si nutrono di organismi autotrofi, i detritivori si nutrono di detrito animale o vegetale, mentre i carnivori si nutrono di altri animali. Per alcuni taxa è difficile definire un ruolo trofico preciso; in molti casi lo stesso taxon (o le sue diverse specie) svolge contemporaneamente diversi ruoli (es. D-C).

NUMERO MINIMO DI PRESENZE (DRIFT)
Per ciascun taxon viene riportato il numero minimo di presenze nel materiale campionato necessario per poter considerare l'organismo catturato come appartenente in modo stabile alla comunità. Al di sotto di questo valore di presenze si ritiene che l'organismo catturato sia di drift e quindi solo occasionalmente e temporaneamente presente. In questo caso il taxon non viene conteggiato per il calcolo dell'indice.
Questa indicazione può avere tuttavia solo un valore orientativo, dal momento che le abbondanze nel campione possono essere influenzate dall'intensità del drift in una fase particolare del ciclo vitale della specie, dal livello di trofia dell'ambiente, dalle modalità e dall'intensità del campionamento. Particolare attenzione va riservata ai taxa che definiscono l'ingresso orizzontale in Tab. 2 e la cui presenza stabile nella comunità deve essere sicura.
Nel calcolo dell'I.B.E. possono essere commessi errori anche sensibili di giudizio per una considerazione, nel calcolo dell'indice, di taxa di drift che vengono catturati anche se presenti solo occasionalmente (in particolare tenendo sommerso a lungo il retino in contro corrente).
Altri criteri per valutare se i taxa non appartengono alla comunità possono essere: effettuare sui substrati raccolte di conferma senza retino; valutare la congruità del taxon rispetto alla biotipologia e al resto della comunità campionata; considerare per ciascun taxon la propensione al drift rispetto alla tipologia ambientale, al periodo, alla presenza di affluenti a monte.

B.S.: Biotic Score, Indice proposto da Chandler, 1970. Questa indicazione viene riportata solo allo scopo di fornire uteriori informazioni per una valutazione sulla sensibilità dei vari taxa all'inquinamento. Altre informazioni possono essere tratte dalle liste sul valore saprobico dei vari taxa.

PLECOTTERI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze[1]	B.S.
Capniidae	*Capnia*	5 - 9	R	T	D	4-6	84-98
	Capnioneura	3-5	R	T	D	4-6	84-98
	Capnopsis	5-7	R	T	P	4-6	84-98
Chloroperlidae	*Chloroperla*	6-8	R	P(T)	C(D)	2-3	90-100
	Siphonoperla	9-12	R	P	C	2-3	
	Xanthoperla	5-7	R	P	C	2-3	
Leuctridae	*Leuctra*	5-16	R(L)	T	D	6-8	84-98
	Tyrrenoleuctra	6	R	T	D		
Nemouridae	*Amphinemura*	4-7	R(L)	T	D	4-6	47-63
	Nemoura	5-10	R(L)	T	D	4-6	47-63
	Nemurella	5-10	R(L)	T	D	4-6	47-63
	Protonemura	5-11	R(L)	T	D	4-6	47-63
Perlidae	*Dinocras*	20-31	R	P	C	2-3	90-100
	Perla	12-33	R	P	C	2-3	90-100
Perlodidae	Dictyogenus	15-25	R	P	C	2-3	90-100
	Isogenus°	15-21	R	P	C		90-100
	Isoperla	10-16	R	P	C	2-4	90-100
	Perlodes	15-25	R	P	D	2-3	90-100
Taeniopterigidae	*Brachyptera*	8-13	R	Ra	E-D	4-6	90-100
	Rhabdiopteryx	8-13	R	Ra	E-D	4-6	90-100
	Taeniopteryx	9-12	L(R)	T	E-D	4-6	90-100

(1) considerare il valore più alto nel caso non siano presenti altri taxa di Plecotteri

° si ritiene estinta in Italia

TRICOTTERI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Beraeidae		4-10	L(R)	Ra(T)	E-D	2	75-94
Brachycentridae		6-12	R	Ra-T(F)	E-D	2	75-94
Ecnomidae		8	L	F	E-D	2	75-94
Glossosomatidae		5-8	R	Ra(P)	E(C-D)	2	75-94
Goeridae		6-12	R	Ra	E-D	2	75-94
Helichopsychidae		5-6	R	Ra	E	2	75-94
Hydropsychidae		10-20	R(L)	Ra	C-E-D	6	38-75
Hydroptilidae		< 5	L	Si(Ra)	E(D)	2	75-94
Lepidostomatidae		7-11	R	T	E-D	2	75-94
Leptoceridae		9-15	L(R)	Ra-T(P)	E-D(C)	2	75-94
Limnephilidae		7-38	R	T(P)	D(E-C)	2	75-94
Odontoceridae		18	R	Ra(P)	C-E(D)	2	75-94
Philopotamidae		6-22	R	Fr	D(E)	2	75-94
Phryganeidae		20-40	L	T(P)	D-E(C)	2	75-94
Polycentropodidae		10-25	R(L)	Fr	C(D-E)	2	75-94
Psychomyidae		4-11	R(L)	F	D-E	2	75-94
Rhyacophilidae		10-30	R	P	C	2	65-88
Sericostomatidae		12	R(L)	T(Ra)	T(R)	2	75-94
Thremmatidae		5,5	R	R	E	2	75-94

EFEMEROTTERI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
BAËTIDAE	*Baëtis*	6-12	R	A(Ra-P)	D-E(C)	8	44-52
	Centroptilum	8-	R	A(Ra-P)	D-E(C)	6	79-97
	Cloëon	8-10	R(L)	A(Ra-P)	D-E(C)	6	79-97
	Pseudocentroptilum	8-10		A(Ra-P)	D-E(C)	6	79-97
	Procloëon	9	R(L)	A(Ra-P)	D-E(C)	6	79-97
CAENIDAE	*Brachycercus*	9		A	D	6	
	Caenis	4-9	R-L	A	D	6	79-97
EPHEMERELLIDAE	*Ephemerella*	5-7	R(L)	A(Ra-P)	D(E-C)	6	79-97
	Torleya	9	R	A(Ra-P)	D(E-C)	6	79-97
EPHEMERIDAE	*Ephemera*	20-30	R-L	A(P)	D(C)	4	79-97
HEPTAGENIIDAE	*Ecdyonurus*	7-15	R	Ra-A	D-E	4-6	79-97
	Electrogena	< 13	R	Ra-A	D-E	4-6	79-97
	Epeorus	11-14	R	Ra-A	D-E	4-6	79-97
	Heptagenia	9-12	R(L)	Ra-A	D-E	4-6	79-97
	Rhitrogena	6-9	R	Ra-A	D-E	4-6	79-97
LEPTOPHLEBIIDAE	*Choroterpes*	8	R(L)	A	D(E)	4-6	79-97
	Habroleptoides	7-11		A	D(E)	4-6	79-97
	Habrophlebia	7-8	R	A	D(E)	4-6	79-97
	Paraleptophlebia	8-12	L	A	D(E)	4-6	79-97
	Thraulus	9	L	A	D(E)	4-6	79-97
OLIGONEURIIDAE	*Oligoneuriella*	15	R	Ra-A-T	D-E	4-6	79-97
POLYMITARCIDAE	*Ephoron*	17	L(R)	A(P)	D(C)	3	79-97
POTAMANTHIDAE	*Potamanthus*	14	R	A(P)	D(C-E)	3	79-97
SIPHLONURIDAE	*Siphlonurus*	16	L	F(P)	D(C-E)	3	79-97

(1) considerare il valore più alto nel caso non siano presenti altri taxa di Efemerotteri

COLEOTTERI[1]

FAMIGLIA	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Chrysomelidae (A.M.)	5	L		E	2	51-72
Dryopidae (A.M. da adulti)	3-6	L(R)	T	E-D	2	19-1
Dytiscidae (A.M.)	1-50	L(R)	a = P l = Pi	C	2	19-1
Elmidae (A.M. da adulti)	1,2-8,3	R	A(Ra-T)	E	3	19-1
Eubriidae		R	Ra	E	2	51-72
Gyrinidae (A.M. da adulti)	3-8	L(R)	a = P l = Pi	C	1	19-1
Haliplidae (A.M. da adulti)	2,2-4,3	L-R	T	E	3	51-72
Helodidae (A.M.)		L-R	A-T	E	2	19-1
Helophoridae (spesso ripicoli) (A)	2,2-9		a = T l = P-T	a = E(D) l = E(D-C)		
Hydraenidae (A.M.)	< 3	R-L	Ra	E	3	1-48
Hydrochidae*	2,4-5	L-R	T	E		51-72
Hydrophilidae (A.M.)	1-48	L	a = T(P) l = Pi	a = E(D-C) l = C	2	19-1
Hydroscaphidae	1			E	2	
Hygrobiidae (A.M. da adulti)	8-11	L	P	C	1	19-1
Limnebiidae	0,6-3	R	Ra	E	2	51-72
Spercheidae*	7			E		
Sphaeridiidae	3,5-5		P	C		

(1) Costituiscono i soli insetti olometaboli che vivono negli ambienti acquatici sia in forma larvale che imaginale (alcune famiglie presentano un solo stadio acquatico). Alcune di queste famiglie presentano poche specie acquatiche.

* = vivono prevalentemente in acque stagnanti

a = adulti; l = larve

ODONATI[1]

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze[1]	B.S.
AESCHNIDAE		30-60	L	P	C	1	
CALOPTERYGIDAE		25-35	L(R)	P	C	1	
COENAGRIONIDAE		20-35	L	P	C	1	
CORDULEGASTERIDAE		< 45	L-R	P	C	1	
CORDULIIDAE		20-30	L	P	C	1	
GOMPHIDAE		20-35	L	P	C	1	
LESTIDAE		25-30	L	P	C	1	
LIBELLULIDAE		15-30	L	P	C	1	
PLATYCNEMIDIDAE		15-20	L	P	C	1	

(1) I rappresentanti di questo gruppo sistematico vivono prevalentemente nei tratti di corsi d'acqua con acque lente o ferme.

DITTERI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
ANTHOMYIDAE		8-17	R	Pi	C	2	
ATHERICIDAE		16-30	R(L)	Pi	C	2	
BLEPHARICERIDAE		5-12	R	Ra	E	2	
CERATOPOGONIDAE		3-18	L	P(A-Ra)	C(D)	2	
CHAOBORIDAE (A)*		9-14		P	C		
CHIRONOMIDAE		3-30	L-R	P(A-Ra)	C(E-D)	8	28-15
CYLINDROTOMIDAE		25			E?	2	
CORDYLURIDAE		8-14		P-?	C-E	2	
CULICIDAE (A)*		5-10	L	Ra-A(P)	D-E(C)		19-1
DIXIDAE (A.M.)		8-13	R	F-Ra	D	2	

Dolichopodidae		9-15	R	Pi	C	1	
Empididae		5-7	R	Pi	C	1	
Ephydridae		6-13	L(R)	Ra(P)	E(D-C)	2	
Limoniidae		6-15	R(L)	P(T)	C(E-D)	2	
Psychodidae		4-12	L	Ra	D-E	2	
Ptychopteridae (A)		15-20	L	A	D(E)		
Rhagionidae		< 22		Pi( )	C(D)	1	
Sciomyzidae		2-7	L	Pi	C	1	
Simuliidae		4-12	R	F	E-D	8	56-75
Stratiomyidae (A)		10-15	L	F(Pi)	E(D-C)		
Syrphidae (A)		5-20	L	F	D		19-1
Tabanidae		10-20	R	Pi	C	2	
Thaumaleidae		6-11				2	
Tipulidae		6-40	L	T(P)	D(E-C)	2	

* = vivono in acque ferme

ETEROTTERI[1]

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze[1]	B.S.
Corixidae (A.M.)		7-9,5		Ra-Pi	E-C	2	19-1
Gerridae (A)		5,5-17	L(R)	Pi	C		19-1
Hebridae (A)		1,6-2,3	L	T(Pi)	E(C)		19-1
Hydrometridae (A)		7,5-13	L	Pi	C		19-1
Mesoveliidae (A)		3-3,5	L	Pi	C		19-1
Naucoridae (A.M.)		8-16	L-R	Pi	C	2	19-1
Nepidae (A.M.)		14-35	L	Pi	C	2	19-1
Notonectidae (A.M.)		7-16	L	Pi	C	2	19-1

Ochteridae (A)		4-6		Pi	C		
Pleidae (A.M.)		2,5-3	L	T(Pi)	E(C)	2	19-1
Veliidae (A)		1,4-9,4	L	Pi	C		19-1

(1) Mentre i Gerromorfi hanno una tipica respirazione aerea e vivono sopra l'acqua sfruttando la tensione superficiale, i Nepomorfi hanno dei sistemi respiratori più complessi che variano da genere a genere e spesso tra forme giovanili e adulti (a volte con dipendenza sia dall'ossigeno atmosferico che da quello disciolto nelle acque).

CROSTACEI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Asellidae		< 15	L	T	D	6	25-10
Astacidae		< 110	L-R	T(P)	D-E(C)	1	
Atyidae		< 40	L	T(P)	D-E(C)	4	
Crangonyctidae*				T	D		
Gammaridae		< 15	R(L)	T	D	6	40-40
Niphargidae**				T	D	6	
Palaemonidae		< 45	L	T(P)	D(C)	4	
Potamidae		< 200	L	T(P)	D(C)	1	

* = vivono in acque ferme; da non considerare nel calcolo dell'IBE
** = da considerare a livello degli Asellidi in Tab. 2

GASTEROPODI(1)

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Acroloxidae			L	R	E	1	30-18
Ancylidae			R	R	E(D)	1	70-91
Bythiniidae			L(R)	T-R	D-E	1	30-18
Emmericiidae						1	
Hydrobioidea			R(L)	R 1	E(D)	1	30-18
Lymnaeidae			L(R)	R-T(P)	E(C)	1	30-18

Neritidae			R	R	E	1	30-18
Physidae			L(R)	R(T)	E(D)	1	30-18
Planorbidae			L	R-T	E-D	1	30-18
Pyrgulidae			L				
Valvatidae			L(R)	R-T	E-D	1	30-18
Viviparidae			L(R)	R-T	E-D	1	30-18

(1) Per l'applicazione dell'I.B.E. non vanno considerati i gusci vuoti.

BIVALVI(1)

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Dreissenidae		l: < 28	L(R)	F	E-D	1	30-18
Pisidiidae		l: < 4 h: 3-4	R-L	F	E-D	1	30-18
Sphaeriidae		l: < 14 h: 11	R(L)	F	E-D	1	30-18
Unionidae		l: < 200 h: 100	L	F	E-D	1	30-18

(1) Per l'applicazione dell'IBE non vanno considerati i gusci vuoti
l = lunghezza; h = altezza

TRICLADI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Dendrocoelidae		15-25	R-L	Pi	C	1	35-25
Dugesiidae		20-35	L-R	Pi	C	1	35-25
Planariidae		7-20	R(L)	Pi	C	1	90-100

IRUDINEI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Erpobdellidae		75-100	L-R	P	C	1	24-8
Glossiphoniidae		5-70	L-R	Pi	C	1	24-8
Haemopidae			L	P	C	1	23-7
Hirudinidae		100-150	L	Pi	C	1	
Piscicolidae		20-50	L-R	Pi	C	1	24-8

OLIGOCHETI

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
Haplotaxidae		200-250	L	A	D	1	
Lumbricidae		< 150	L(R)	A	D	1	
Lumbriculidae		10-40	R(L)	A	D	1	
Naididae		< 20-30	L(R)	A(P)	C(D-E)	1	20-2
Tubificidae		> 20-30	L(R)	A	D(E)	1	22-9

ALTRI GRUPPI DA CONSIDERARE NEL CALCOLO DELL'IBE

FAMIGLIA	Genere	Dimensioni (mm)	R	M.N.	R.T.	N° minimo di presenze	B.S.
MEGALOTTERI Sialidae		< 26	L(R)	P	C	1	75-94
PLANIPENNI Osmylidae		< 15	L(R)	P	C	1	
NEMATOMORFI Gordiidae		< 160	R	Pi	C	1	
BRIOZOARI Plumatellidae			L	F	E(D)		
PORIFERI Spongillidae			L	F	E(D)		