

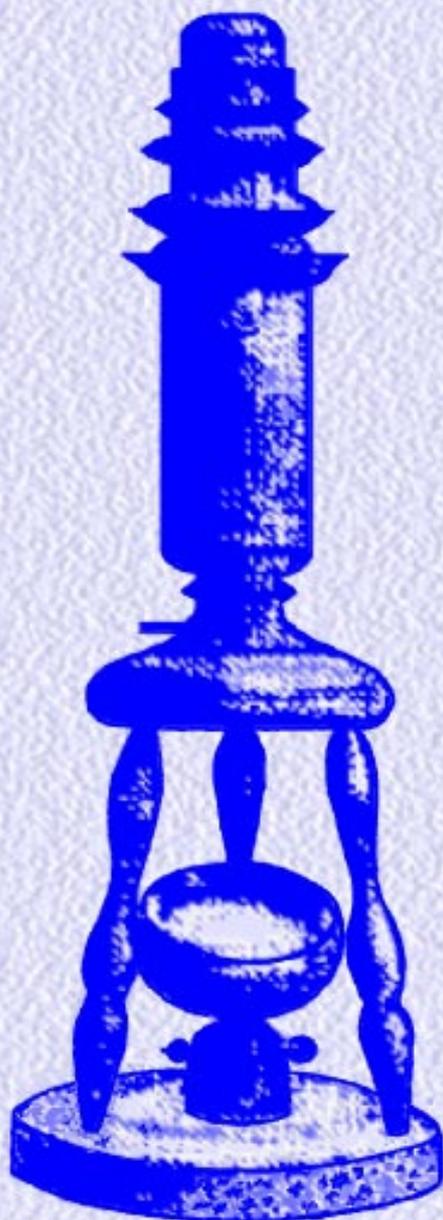
BIOLOGIA AMBIENTALE

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

Volume 14

Numero 2

Dicembre 2000



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 14, n. 2/2000

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

PROPRIETÀ: Rossella Azzoni

Presidente del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

DIRETTORE RESPONSABILE: Rossella Azzoni

REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni g.sansoni@arpat.toscana.it resp. di redazione

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

Gilberto N. Baldaccini gn.baldaccini@arpat.toscana.it redattore

Pietro Genoni pmipfis@tin.it redattore

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

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

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

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

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

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

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

Nuovi recapiti del segretario *Roberto Spaggiari*:
tel. 0522 336060 - 0335 7712847; fax 0522 330546
e-mail: rspaggiari@re.arpa.emr.it

Tipografia NUOVA FUTURGRAF, Via Soglia 1, REGGIO EMILIA

Procedure di calcolo dello stato ecologico dei corsi d'acqua e di rappresentazione grafica delle informazioni

Roberto Spaggiari¹, Silvia Franceschini^{1*}

¹ ARPA Emilia-Romagna, Sezione provinciale di Reggio Emilia, via Amendola 2, 42100 RE

* Autore referente per la corrispondenza (fax 0522 330546; e-mail sfranceschini@re.arpa.emr.it)

Pervenuto l'8.10.2000, accettato il 7.11.2000

Riassunto

L'applicazione preliminare della nuova metodologia di classificazione della qualità delle acque superficiali introdotta dal D. Lgs. 152/99 ha permesso di effettuare le prime osservazioni e di rilevare alcune criticità che caratterizzano le procedure di calcolo. Si propongono quindi alcune considerazioni ed integrazioni al metodo, alcune delle quali già recepite dal successivo D. Lgs. 258/00, nel tentativo di facilitarne l'utilizzo e la corretta applicazione da parte degli operatori e di contribuire ad una standardizzazione che consenta di ottenere risultati congruenti e confrontabili.

PAROLE CHIAVE: classificazione delle acque / Livello Inquinamento Macrodescrittori / Indice Biotico Esteso / Stato Ecologico

Abstract

Procedures of calculation of Streams Ecological State and representation of informations

The preliminary application of the new methodology of surface fresh water classification introduced by the D. Lgs. 152/99 has brought to the first considerations and to notice some difficulties in calculation procedures. The aim of this work is to suggest some directions and integrations in order to make use easier for operators and to get to a standardized method producing comparable results.

KEY WORDS: freshwater classification / Pollution Level Indicators / Extended Biotic Index / Ecological State

PREMESSA

Per la prima volta in una normativa italiana di settore, il Decreto Legislativo 152/99 sulla "Tutela delle acque dall'inquinamento" come modificato dal D.Lgs. 258/2000, è stato introdotto il concetto di *stato ecologico* dei corpi idrici superficiali inteso come "L'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici, e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico e della struttura fisica del corpo idrico, considerando comunque prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema" (punto 2.1.1 dell'Allegato1). Per la definizione dello stato ecologico, a sua volta necessario per caratterizzare lo stato di qualità ambientale di un corpo idrico, la normativa prende in considerazione i parametri chimici e fisici di base relativi al bilancio dell'ossigeno ed allo stato trofico e l'utilizzo dell'indice biotico esteso (I.B.E.). Al fine di una valutazione più completa dello stato ecologico, la stessa normativa prevede la necessità di

utilizzare metodi per la rilevazione e la valutazione della qualità degli elementi biologici e morfologici dei corpi idrici, che dovranno essere definiti con apposito decreto ministeriale su proposta dell'ANPA.

La combinazione quindi di diversi indicatori di stato, parametri chimico-fisici e microbiologici e composizione della comunità macrobentonica delle acque correnti, consente di calcolare indici sintetici come il Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM) e l'Indice Biotico Esteso (IBE) dal cui raffronto si esprime il giudizio di qualità sotto forma di Classe dello Stato Ecologico.

Il livello quali-quantitativo dei dati raccolti nel monitoraggio dei corsi d'acqua emiliano-romagnoli ha consentito di sperimentare l'applicazione del sistema di calcolo previsto dalla norma per saggiarne l'affidabilità e la rispondenza dei risultati alla realtà locale tenuto conto che, al nostro interno, era già maturato, *ante*

legem, un concetto ecosistemico di valutazione dei corsi d'acqua.

Al primo approccio è seguita una serie di affinamenti ed accorgimenti nella manipolazione dei dati che consentono oggi di promuovere una prima riflessione sulle procedure di trattamento dei dati.

CALCOLO DEL LIVELLO DI INQUINAMENTO MACRODESCRITTORI (LIM)

Il livello di qualità relativa ai Macrodescrittori viene attribuito utilizzando la tabella 7 e le relative linee guida dell'Allegato 1 al D.Lgs. 152/99 seguendo il procedimento di seguito descritto:

- sull'insieme dei risultati ottenuti dalla fase analitica bisogna calcolare, per ciascuno dei parametri riportati in tabella, il 75° percentile della serie annua;
- si individua la colonna in cui ricade il risultato ottenuto e si determina così il punteggio da attribuire a ciascun parametro;
- si ripete tale operazione di calcolo per ciascun parametro della tabella e si sommano tutti i punteggi ottenuti;
- si individua il Livello di Inquinamento espresso dai Macrodescrittori (LIM) in base all'intervallo in cui ricade il valore della somma dei punteggi ottenuti dai diversi parametri, come indicato nell'ultima riga della tabella 7.

Ai fini della classificazione deve essere disponibile almeno il 75% dei risultati delle misure da eseguire nel periodo considerato.

La procedura sopra descritta è quella prevista dalla norma, mentre di seguito si riportano gli accorgimenti introdotti per agevolare l'ottenimento di un corretto risultato finale. La prima operazione, una volta validati i risultati del monitoraggio, è quella di:

- per il parametro OD, calcolare il valore assoluto della differenza ($100 - O_2$) per ogni misura disponibile nell'anno considerato, accertandosi di non includere eventuali dati mancanti che produrrebbero una differenza pari a 100; solo dopo questa fase, calcolare il 75° percentile della serie ottenuta;
- utilizzare convenzionalmente, dove le misure ottenute risultassero inferiori al limite di rilevabilità, la metà del limite stesso;
- per il calcolo del LIM in riferimento agli anni passati, ove disponibili tutti i parametri, occorre prestare attenzione, ove necessario, alla trasformazione dei valori di Azoto nitrico NO_3 ed Ammoniacale NH_4 in $N-NO_3$ e $N-NH_4$; mentre se non è disponibile la misura di *E. coli* si può ipotizzare di utilizzare convenzionalmente un valore pari al 90% dei Coliformi Fecali.

Quindi si procede al calcolo del 75° percentile della serie dei dati. È importante però specificare che:

1) Esistono diversi algoritmi (almeno 3) per il calcolo del 75° percentile, che non risulta dunque un valore univocamente definito ma dipende dal programma di calcolo utilizzato. Per esempio Excel fornisce risultati diversi da SPSS per Windows; non essendo a priori possibile definire quale possa essere il metodo migliore, la scelta risulta arbitraria.

Considerando però che Excel è un programma universalmente utilizzato dagli utenti di PC e che l'algoritmo da esso utilizzato è lo stesso adottato da pacchetti statistici ampiamente condivisi come S-Plus, si propone l'utilizzo standard di questa procedura di calcolo al fine di ottenere risultati confrontabili tra le diverse sorgenti di informazioni.

2) La tabella 7 dell'Allegato 1 al D.Lgs. 152/99 è stata, su nostra segnalazione, modificata dal D.Lgs. 18 agosto 2000 n.258 "Disposizioni correttive e integrative del D.Lgs. 152/99 in materia di tutela delle acque dall'inquinamento a norma dell'art. 1, comma 4, della Legge 24 aprile 1998 n.128" pubblicato sul S.O. G.U. n.218 del 18 settembre 2000, in quanto la stesura precedente non definiva un univoco numero di decimali da considerare per ogni parametro.

In realtà nella prima fase di applicazione del metodo è emerso che il grado di approssimazione (ad uno o due decimali, ecc.) con cui valutare il valore di soglia tra un livello e il successivo assume un ruolo fondamentale nel processo di classificazione della qualità delle acque. Ad esempio: il parametro azoto ammoniacale presentava un primo valore soglia di 0,03 mg/L ed un secondo di 0,1 mg/L. Supponendo di dover classificare un valore di 0,14 mg/L, il punteggio da attribuire risultava pari a 40 (2° livello) considerando una approssimazione ad un solo decimale, mentre due decimali comportavano il superamento della soglia di 0,10 mg/L riducendo il punteggio a 20 (3° livello).

Nella tabella I è riportata la tab. 7 modificata con un univoco numero di decimali per parametro.

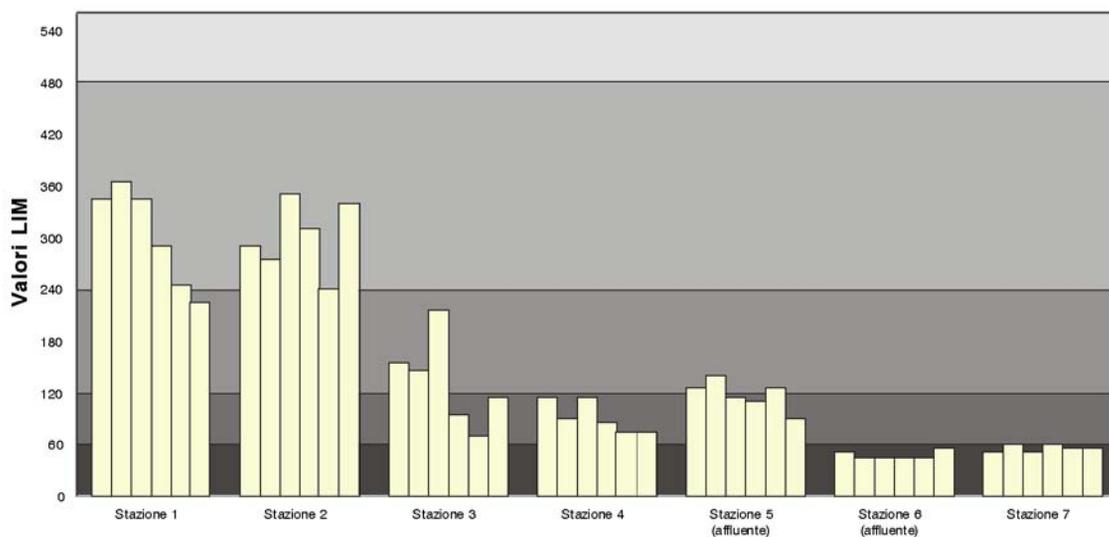
3. Si propone infine l'adozione di un modello di rappresentazione grafica dei valori di LIM (Fig. 1) che rispecchi, oltre al livello complessivamente ottenuto, le differenze relative tra i punti di campionamento e la loro prossimità al raggiungimento dell'obiettivo. L'associazione di colori alle classi di qualità è riportata nella Direttiva del Consiglio della Unione Europea sul "Quadro per la politica comunitaria in materia di acque" in fase di pubblicazione.

CALCOLO DELLA MEDIA DEI VALORI DI INDICE BIOTICO ESTESO (IBE)

Per il calcolo del valore di IBE da inserire nella tabella di intersezione con il LIM, il decreto prevede di effettuare la media dei singoli valori rilevati durante

Tab. I. Tab. 7 dell'Allegato 1 del D. Lgs. 258/2000 (modificata)

Parametro	<i>Livello 1</i>	<i>Livello 2</i>	<i>Livello 3</i>	<i>Livello 4</i>	<i>Livello 5</i>
100-OD (% sat.)	≤ 10	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	$< 2,5$	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O ₂ mg/L)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/L)	$< 0,03$	$\leq 0,10$	$\leq 0,50$	$\leq 1,50$	$> 1,50$
NO ₃ (N mg/L)	$< 0,3$	$\leq 1,5$	$\leq 5,0$	$\leq 10,0$	$> 10,0$
Fosforo t. (P mg/L)	$< 0,07$	$\leq 0,15$	$\leq 0,30$	$\leq 0,60$	$> 0,60$
<i>E.coli</i> (UFC/100 mL)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio	80	40	20	10	5
L.I.M.	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60



Torrente	VALORI LIM					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Staz 1	345	365	345	290	245	225
Staz 2	290	275	350	310	240	340
Staz 3	155	145	215	95	70	115
Staz 4	115	90	115	85	75	65
Staz 5 (affluente)	125	140	115	110	125	90
Staz 6 (affluente)	45	45	45	45	45	55
Staz 7	60	60	50	60	55	55

Fig. 1. Rappresentazione grafica spazio-temporale dei valori LIM (7 stazioni, ciascuna con 6 anni di controlli, riportati in altrettante colonne)

l'anno nelle quattro campagne di misura che, come buona prassi, possono essere distribuite stagionalmente o rapportate ai regimi idrologici più appropriati per il corso d'acqua indagato.

Pur condividendo la critica avanzata a questa metodologia da chi sostiene che, quando un singolo valore di IBE rileva la sofferenza del corpo idrico, il calcolo della media può mascherare il significato intrinseco della singola informazione, a nostro parere il valore biotico di sintesi introdotto dal D.Lgs. 152/99 tende ad esprimere una condizione media del corpo idrico significativo con un livello di approssimazione pari a quello espresso dalla elaborazione delle analisi chimiche. Crediamo invece nella necessità, caratterizzante di un attento approccio ecosistemico, di evidenziare la singola circostanza rilevata nel contesto di un commento complessivo ai dati.

Una possibile rappresentazione grafica dei dati IBE ottenuti dalle singole campagne di monitoraggio e della media da questi risultante è riportata in tabella II.

Per agevolare il compito di chi deve cimentarsi con l'elaborazione dei dati, nelle tabelle III e IV, si riportano gli elementi di transcodifica dei valori di IBE.

Il Decreto prevede che per classi intermedie (es. 8/9 o 9/8) si esegua il seguente procedimento:

- per la classe 10/9 si attribuisce il valore 9,6; per quella 9/10 il valore 9,4; per 9/8 il valore 8,6; per 8/9 il valore 8,4; ed a seguire per gli altri valori;
- per ritrasformare la media in valori di I.B.E. si procederà in modo contrario (tabella IV), avendo cura di assegnare la classe più bassa nel caso di frazione di 0,5: esempio $8,5 = 8/9$, $6,5 = 6/7$ ecc.

Resta inteso che frazioni da 8,0 a 8,3 e da 8,7 a 9,0 corrispondono rispettivamente a IBE di 8 e 9.

Tab. III. Transcodifica dei valori intermedi di IBE

IBE	Valore	IBE	Valore
12/11	11,6	6/7	6,4
11/12	11,4	6/5	5,6
11/10	10,6	5/6	5,4
10/11	10,4	5/4	4,6
10/9	9,6	4/5	4,4
9/10	9,4	4/3	3,6
9/8	8,6	3/4	3,4
8/9	8,4	3/2	2,6
8/7	7,6	2/3	2,4
7/8	7,4	2/1	1,6
7/6	6,6	1/2	1,4

Siccome i punteggi da inserire nelle classi di stato ecologico non prevedono valori di IBE intermedio, per convenzione si adotta il criterio di assumere come IBE il valore di sorgente: $7/8 = 7$; $8/7 = 8$; ecc.

Una commissione insediata dall'ANPA –alla quale hanno partecipato il prof. Pier Francesco Ghetti ed istruttori del CISBA che hanno collaborato all'originaria calibrazione del metodo– è stata investita del compito di riesaminare la metodologia IBE alla luce del D. Lgs., onde inserirla nella prossima edizione dei metodi di analisi per le acque coordinata da IRSA-CNR. In quel contesto, oltre che confermare il livello di definizione tassonomica previsto dal Manuale Ghetti 1997, è stato concordato di proporre una nuova declaratoria dei giudizi di qualità degli ambienti indagati –anticipata in questa sede in tabella V– ed una più coerente metodologia di rappresentazione grafica dei risultati.

Tab. II. Rappresentazione dei dati IBE

Torrente	Anno.....								
	Feb.		Mag.		Ago.		Nov.		MEDIA per SECA
	IBE	CQ	IBE	CQ	IBE	CQ	IBE	CQ	
1	7		6		7-8		7-8		7
2	8		6-7		9-8		10		8
3	5		3		6		7-8		5
4	7		5		6		6		6
5 affluente	4		5-4		7-6		6		5
6 affluente	7		7		7-8		7		7
7	2		3-2		6		2		3
AZZURRO	VERDE		GIALLO		ARANCIO		ROSSO		
classe I	classe II		classe III		classe IV		classe V		

Tab. IV. Riconversione delle frazioni decimali in valori di IBE

Valore	IBE	Valore	IBE	Valore	IBE
1,0÷1,3	1	4,6	5/4	8,4÷8,5	8/9
1,4÷1,5	1/2	4,7÷5,3	5	8,6	9/8
1,6	2/1	5,4÷5,5	5/6	8,7÷9,3	9
1,7÷2,3	2	5,6	6/5	9,4÷9,5	9/10
2,4÷2,5	2/3	5,7÷6,3	6	9,6	10/9
2,6	3/2	6,4÷6,5	6/7	9,7÷10,3	10
2,7÷3,3	3	6,6	7/6	10,4÷10,5	10/11
3,4÷3,5	3/4	6,7÷7,3	7	10,6	11/10
3,6	4/3	7,4÷7,5	7/8	10,7÷11,3	11
3,7÷4,3	4	7,6	8/7	11,4÷11,5	11/12
4,4÷4,5	4/5	7,7÷8,3	8	11,6	12/11

Tab. V. Conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità.

Classi di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio di qualità	Colore relativo alla classe di qualità	
Classe I	10-11-12- ...	Ambiente non alterato in modo sensibile	Azzurro	
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	Verde	
Classe III	6-7	Ambiente alterato	Giallo	
Classe IV	4-5	Ambiente molto alterato	Arancione	
Classe V	1-2-3	Ambiente fortemente degradato	Rosso	

Tab. VI. Stato ecologico dei corsi d'acqua (calcolo)

	CLASSE 1 (azzurro)	CLASSE 2 (verde)	CLASSE 3 (giallo)	CLASSE 4 (arancio)	CLASSE 5 (rosso)
I.B.E.	$\geq 10 \div 10/9$	8/7-8-8/9 9-9/10	6/5-6-6/7 7-7/8	4/3-4-4/5 5-5/6	1, 2, 3
L.I.M.	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

Tab. VII. Stato ecologico (rappresentazione)

Stazioni	LIM	IBE	SECA
1	325	7/8	Classe 3
2	360	8	Classe 2
3	145	6	Classe 3
4	85	4	Classe 4
5 (affluente)	115	6	Classe 4
6 (affluente)	45	4/3	Classe 5
7	55	4	Classe 5

Il metodo di rappresentazione dei dati proposto in figura 2 contempla l'assegnazione della classe di qualità, sia essa biologica, chimica o ecologica, relativamente ai singoli punti di campionamento e non all'intero tratto di asta fluviale sotteso ad ogni stazione di misura dal momento che il decreto, per il livello nazionale, prevede un numero di stazioni limitate per areale di bacino significativo. Solo nel caso in cui il numero di stazioni si dovesse elevare a tal punto da contemplare il continuum delle situazioni ambientali rilevabili sull'intera asta, sarà possibile ritornare alla stesura di mappe in cui l'informazione viene estesa all'intero tratto che separa due transetti.

CALCOLO DELLO STATO ECOLOGICO

Per definire lo Stato Ecologico di un corpo idrico superficiale (SECA) si utilizza la tabella VI; il risultato peggiore tra quelli di LIM e di IBE determina la classe di *stato ecologico*.

Una possibile rappresentazione schematica è mostrata nella tabella VII, nella quale il dato di sintesi SECA è arricchito dai valori sorgente dei due indici LIM e IBE.

CONCLUSIONI

Si auspica che la presentazione di queste brevi note possa, da un lato, facilitare il compito degli operatori nelle pratiche di calcolo dei nuovi indici ambientali perseguendo, dall'altro, il principale obiettivo di armonizzazione della metodologia per la rappresentazione dei dati che, seppur schematica e non rappresentativa dell'intero universo fiume, si presenta ad un tempo ricca di informazioni per gli addetti ai lavori e di immediata comprensione per il mondo dei non esperti.

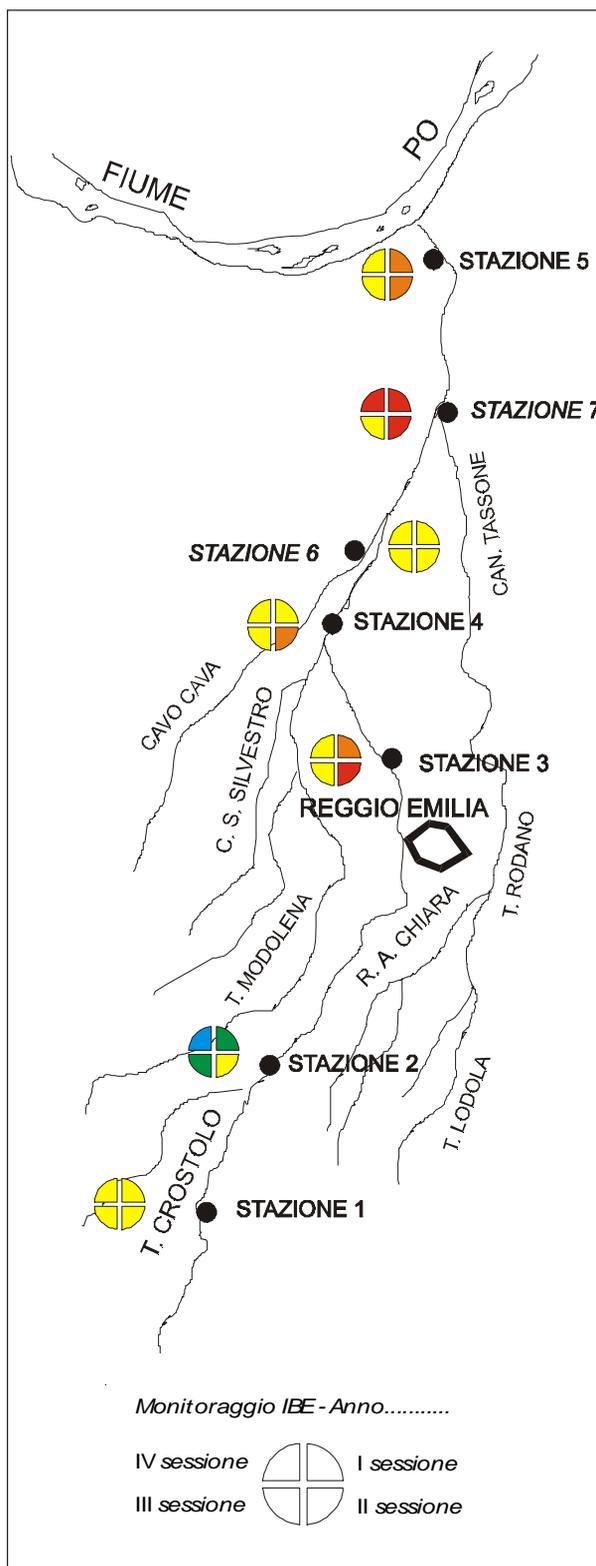


Fig. 2. Rappresentazione spazio-temporale dei dati di IBE.

Studio sulla capacità di ritenzione a breve termine in un corso d'acqua alpino

Maurizio Siligardi^{1*}, Francesca Ciutti², Cristina Cappelletti², Catia Monauni²

¹ Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente - Provincia Autonoma di Trento. Via Mantova, 14 - 38100 Trento.

² Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Dip. Risorse Naturali ed Ambiente, U.O. Biologia e Chimica Ambientale e Acquacoltura. Via E. Mach, 2 - 38010 S. Michele all'Adige (Trento)

* Autore referente per la corrispondenza (Fax: 0461 497759; e-mail: ctm.appa@provincia.tn.it, msilig@tin.it)

Pervenuto il 15.9.2000, accettato il 3.11.2000

Riassunto

Misure della capacità ritenitiva a breve termine sono state effettuate in quattro stazioni del T. Fersina (Trentino, Italia), rilasciando in alveo 1000 foglie di *Ginkgo biloba*. 100 metri più a valle, ad intervalli prestabiliti di tempo, sono state contate le foglie transitate (quindi non trattenute). È stato effettuato il rilievo delle foglie intrappolate lungo il tratto, in ciascuna delle principali strutture morfologiche fluviali (raschi, pozze, ecc.). L'elaborazione dei dati ha consentito di descrivere la capacità ritenitiva del corso d'acqua secondo un modello di tipo esponenziale.

Tale approccio metodologico, di semplice esecuzione ed interpretazione, può risultare uno strumento efficace nella valutazione dell'efficienza di ritenzione di un corso d'acqua, utile per una migliore comprensione delle dinamiche ecologiche che regolano gli ecosistemi fluviali e per la gestione degli stessi.

PAROLE CHIAVE: Ritenzione / CPOM / Torrente Fersina (Trentino)

Abstract

Short term retention assessment in freshwater ecosystems

Retention mechanisms, which retain CPOM in freshwater ecosystems, are very important because they allow it to be processed rather than transported downstream in a coarse particulate form. Short term retention measurements were applied in an alpine stream in Trentino (Italy) releasing 1000 leaves of *Ginkgo biloba* at the top of a 100 m stretch in four selected stations. Leaves not retained at the end of the stretch were counted after pre-established intervals of time. The location and type of retention structures were also investigated. Results based on non-trapped leaves showed that short term retention is related to the hydrology and the substrate typology and can be described by exponential curves.

This kind of investigation seems to be a useful method for evaluating the ecological aspects of alpine streams and furnishes necessary information for river management and rehabilitation.

KEY WORDS: Retention / CPOM / Fersina stream (Trentino - Italy).

INTRODUZIONE

Il metabolismo dei tratti iniziali dei corsi d'acqua, situati in aree forestate, è di tipo eterotrofico, dipende cioè in larga misura dagli apporti di materiale organico (CPOM, Coarse Particulate Organic Matter: materiale organico di grosse dimensioni, come ad es. foglie, rametti, frutti, ecc.) provenienti dal sistema terrestre circostante, che funge da sorgente di energia (VANNO-

TE *et al.* 1980). Il livello di spiralizzazione e, di conseguenza, l'efficienza di utilizzo di tale risorsa energetica dipendono innanzi tutto dalla capacità del corso d'acqua di trattenere la sostanza organica (NEWBOLD *et al.*, 1981; NEWBOLD, 1992; WALLACE *et al.*, 1977). I meccanismi di ritenzione in un corso d'acqua svolgono quindi una funzione fondamentale nel processo di ci-

clizzazione della sostanza organica, in quanto permettono al materiale organico di grosse dimensioni (CPOM) di essere intrappolato ed elaborato dalle comunità biologiche. In particolare, la densità di macroinvertebrati trituratori è ampiamente condizionata dalla disponibilità del CPOM intrappolato attraverso i meccanismi di ritenzione (TOWNSEND e HILDREW, 1988; VANNOTE *et al.*, 1980; ROEDING e SMOCK, 1989).

Il processo di ritenzione è basato sull'intrappolamento del CPOM, sotto forma di foglie, rametti o detrito organico caduti o trasportati in alveo, e sul suo successivo immagazzinamento *in situ*. In generale, la ritenzione delle foglie in un corso d'acqua dipende dalle sue caratteristiche idrologiche e morfologiche: il grado di diversità morfologica, la velocità della corrente e la scabrezza del substrato contribuiscono a determinare una varietà di situazioni che aumenta l'efficacia di ritenzione (HILDREW *et al.*, 1991; TOWNSEND *et al.*, 1983; TOWNSEND *et al.*, 1987).

La misura della capacità di ritenzione in un corso d'acqua rappresenta quindi un passo importante nella comprensione delle dinamiche che regolano la composizione della comunità macrobentonica (PETERSEN e PETERSEN, 1991).

L'efficienza di ritenzione può essere valutata computando la quantità di foglie (o di strisce di plastica colorata) sequestrate in un tratto di lunghezza nota di un corso d'acqua, rispetto alla quantità di foglie rilasciate all'inizio del tratto stesso. Dal punto di vista matematico, il modello di ritenzione è stato descritto come una curva esponenziale negativa, in cui il numero di foglie trattenute lungo un tratto noto di un corso d'acqua diminuisce nel tempo (SPEAKER *et al.*, 1984; PETERSEN e PETERSEN, 1991). Il tasso istantaneo di ritenzione può essere rappresentato come l'inverso della distanza media percorsa dalle foglie (NEWBOLD *et al.*, 1981).

Le metodologie per la misura della ritenzione, basate sull'analisi delle foglie trattenute, sono di difficile applicabilità nei corsi d'acqua alpini, in quanto la particolare morfologia dell'alveo ostacola il rinvenimento e il recupero delle foglie intrappolate in zone di difficile accessibilità (tratti a forte turbolenza, raschi, pozze profonde, etc.); per tale motivo, può essere più utile e immediata l'analisi delle foglie non trattenute.

Scopo del presente studio è quello di proporre un metodo semplice e facilmente applicabile per la determinazione dell'efficienza di ritenzione di un corso d'acqua, attraverso l'analisi delle foglie non trattenute. I dati ottenuti, migliorando la comprensione dei processi di ritenzione, possono risultare utili sia nella fase di progettazione sia in quella di gestione degli interventi di riqualificazione degli ambienti fluviali.

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato effettuato nel giugno 1993, in quattro tratti (Tab. I) selezionati sul torrente Fersina, situato in Val dei Mocheni (Trentino) e rappresentati dalle seguenti tipologie:

- PALÙ (PAL): caratterizzato da una serie di briglie, distanti 25 metri, presenta un alveo con successione irregolare di buche e raschi e un substrato costituito prevalentemente da ciottoli e ghiaia;
- DRAZZERI (DRA): tratto in condizioni d'elevata naturalità, con substrato composto essenzialmente da massi e ciottoli, e con un'alternanza di piccoli raschi, pozze e cascatelle;
- MOLINI (MOL): la presenza di una briglia di grandi dimensioni, seguita da una pozza con elevata turbolenza è l'elemento predominante in questo tratto; l'alveo è costituito prevalentemente da ciottoli e ghiaia;
- CANEZZA (CAN): tratto omogeneo caratterizzato da un alveo costituito da ciottoli e ghiaia, bassa pendenza e modesta velocità di corrente, pressoché totale assenza di raschi e pozze.

Per la misura della capacità ritenitiva, all'inizio di ogni tratto considerato, della lunghezza di 100 m, sono state rilasciate 1000 foglie di *Gingko biloba* L.

Rispetto all'uso di altre specie vegetali, l'utilizzo di foglie di *G. biloba*, raccolte nel periodo dell'abscissione ed essiccate, è particolarmente vantaggioso. Infatti, trattandosi di una specie esotica ornamentale, diffusa solo in zone urbanizzate (giardini), i corsi d'acqua sono privi di apporti naturali delle sue foglie. Ciò esclude la possibilità di confusione tra apporti naturali e sperimentali, mentre l'inconfondibile forma flabellata delle foglie e il loro caratteristico e intenso colore giallo autunnale ne facilitano grandemente l'individuazione visiva.

Prima del rilascio in corrente, le foglie sono state poste in acqua per circa un'ora, al fine di reidratarle ed evitarne il trasporto a valle per galleggiamento sulla superficie, assicurandone, invece, il loro transito nell'intero volume fluitante.

Dal momento del rilascio sono stati misurati il tem-

Tab. 1. Principali caratteristiche fisiche e idrauliche dei tratti indagati.

Parametri fisici	PALÙ	DRAZZERI	MOLINI	CANEZZA
Altitudine (m s.l.m.)	1350	690	640	580
Pendenza (%)	1	3	1	1
Portata (L/s)	-	120	110	330
Profondità media (cm)	25	40	20	30
Ampiezza media (m)	6	4	6	5

Tab. II. Percentuale di foglie non trattenute (FNT) e trattenute totali (FTT), queste ultime suddivise in rinvenute (FTR) e non rinvenute, cioè “perse” (FTP)*.

	PALÙ	DRAZZERI	MOLINI	CANEZZA
Foglie non trattenute in 1 ora (FNT)	19,2	19,7	7,3	37,2
Foglie trattenute totali (FTT), di cui:	80,8	80,3	92,7	62,8
Foglie trattenute rinvenute (FTR)	35,8	44,5	70,3	41,4
Foglie trattenute ma non rinvenute (FTP)	45,0	35,8	22,4	21,4

* FNT e FTR sono dati rilevati; FTT e FTP, invece, sono calcolati per differenza.

po di percorrenza della prima foglia giunta alla fine del tratto ed il numero di foglie transitate (FNT: foglie non trattenute) dopo 1, 2, 3, 4, 7, 10, 15, 20, 40 e 60 minuti. Lungo il tratto di 100 metri sono state inoltre censite le strutture di ritenzione, rilevandone la localizzazione, il tipo, nonché il numero di foglie in esse trattenute e rinvenute (FTR).

Sono stati quindi confrontati i risultati rilevati nei quattro tratti sperimentali ed è stata elaborata un'ipotesi di modello di ritenzione. L'indagine è stata eseguita in un periodo di regime di flusso regolare con portata costante.

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'analisi del numero di foglie non trattenute (FNT) al termine dei 60 minuti previsti dal metodo, può essere considerata una valida misura sintetica dei processi di ritenzione, in quanto si è osservato che l'intrappolamento di un'elevata porzione delle foglie utilizzate per l'indagine avviene nei momenti immediatamente successivi al rilascio. In generale, infatti, è stato osservato (SPEAKER *et al.*, 1984; PETERSEN e PETERSEN, 1991) che, per periodi superiori alle 2-3 ore, non si rilevano variazioni sostanziali nel numero delle FTR, poiché il passaggio di foglie ritenute inizialmente in maniera blanda e poi trasportate a valle è molto ridotto.

Sulla base del numero di foglie transitate e quindi non trattenute (FNT) al termine dei 60 minuti, è pertanto possibile affermare che i tratti oggetto di indagine possiedono differente capacità di ritenzione: la percentuale di foglie trattenute totali (FTT) è, infatti, 80,8 % in PALÙ, 80,2 in DRAZZERI, 92,7 in MOLINI e 62,8 in CANEZZA (Tab. II).

Nel corso dell'indagine si è osservata l'impossibilità di recuperare tutte le foglie trattenute e, di conseguenza, si è constatato un numero considerevole di foglie trattenute perse (FTP), variabile dal 21% nel tratto di CANEZZA al 45% in quello di PALÙ. Tale fenomeno va sicuramente ricondotto alla variabilità riscontrata nei caratteri ambientali dei tratti indagati: se consideriamo ad esempio i tratti esaminati, rileviamo in PALÙ la presenza di numerose zone con elevata turbolenza e zone con pozze piuttosto profonde, che hanno reso

difficoltoso il rinvenimento di tutte le foglie trattenute, mentre, nel caso di CANEZZA, la banalizzazione morfologica, con la pressoché totale assenza di sequenze buca-raschio e la modesta velocità della corrente, ha reso più omogenei e lineari i risultati ottenuti nella prova.

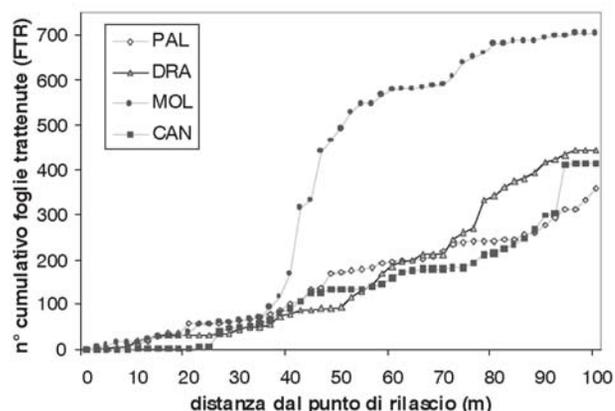


Fig. 1. Numero cumulativo di foglie trattenute rinvenute (FTR), delle 1000 immesse all'inizio di ciascun tratto di 100 metri. PAL= PALÙ, DRA= DRAZZERI, MOL= MOLINI, CAN= CANEZZA.

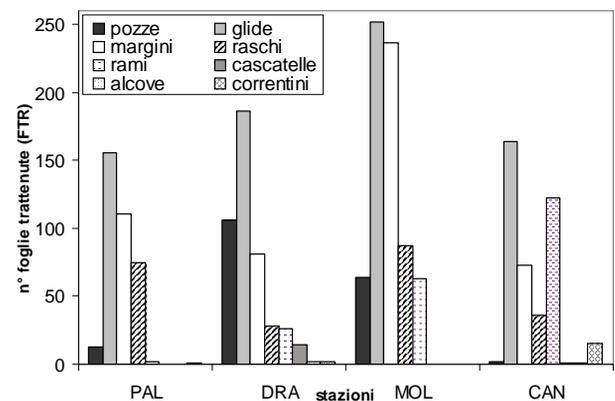


Fig. 2. Foglie rinvenute (FTR) in ciascuna tipologia di struttura di ritenzione. PAL= PALÙ, DRA= DRAZZERI, MOL= MOLINI, CAN= CANEZZA.

Sembra inoltre accertato il ruolo che assumono grosse strutture, come la briglia presente nel tratto di MOLINI (Fig. 1), nell'influenzare i modelli di ritenzione lungo un corso d'acqua, in accordo con quanto osservato da SPEAKER *et al.* (1984), che recuperava un numero elevato di foglie in prossimità delle briglie, e più precisamente nei bordi delle pozze formate immediatamente a valle delle stesse. Nei tratti considerati, una serie variabile di strutture morfologiche ha contribuito con diversa capacità di ritenzione all'intrappolamento delle foglie rilasciate nella prova (Fig. 2).

La figura 3 mostra il numero cumulativo di foglie non trattenute (FNT) contate negli intervalli di tempo prestabiliti in transito al termine del tratto di 100 metri. CANEZZA mostra la minore efficienza ritentiva, per l'uniformità delle strutture morfologiche, con alveo costituito prevalentemente da ciottoli e ghiaia, bassa

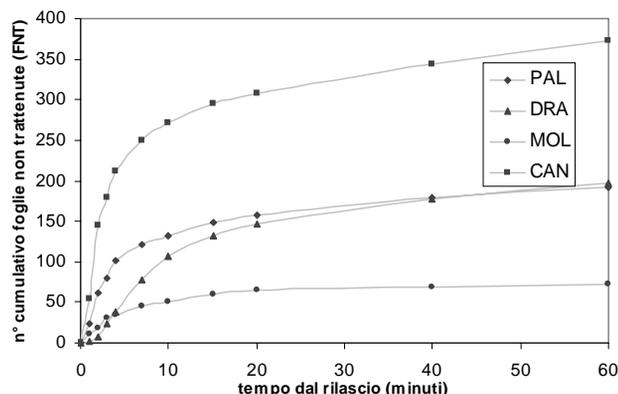


Fig. 3. Numero cumulativo delle foglie non trattenute (FNT) nei quattro tratti in studio, all'inizio di ciascuno dei quali sono state immerse 1000 foglie. PAL= PALÙ, DRA= DRAZZERI, MOL= MOLINI, CAN= CANEZZA.

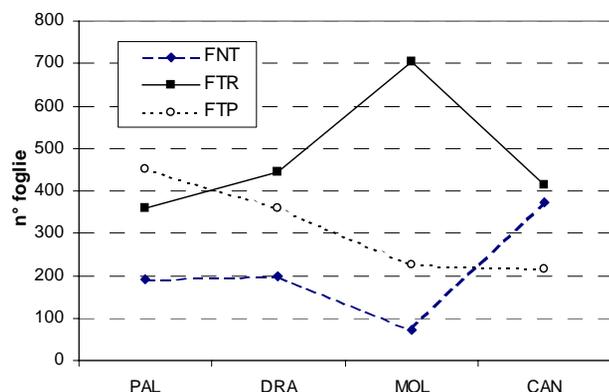


Fig. 4. Foglie non trattenute (FNT), trattenute rinvenute (FTR) e perse (FTP) nei quattro tratti in studio all'inizio di ciascuno dei quali sono state immerse 1000 foglie. PAL= PALÙ, DRA= DRAZZERI, MOL= MOLINI, CAN= CANEZZA.

turbolenza e velocità di corrente ed assenza di sequenze buca-raschio.

Pur essendo logico attendersi che il numero di foglie trattenute rinvenute (FTR) sia strettamente legato a quello delle foglie non trattenute (FNT), la figura 4 mostra che, a causa dell'elevata e variabile percentuale di foglie "perse" (FTP), l'analisi delle foglie intrappolate rinvenute nel tratto di 100 m avrebbe fornito risultati poco affidabili.

Pertanto la proposta di valutazione della capacità ritentiva attraverso l'analisi delle foglie non trattenute (FNT) in un intervallo di tempo noto, potrebbe risultare la metodologia più corretta nell'ambito degli ecosistemi dei corsi d'acqua montani.

Si osservi in figura 3 come il numero di foglie non trattenute in MOLINI dopo 60 minuti sia minore di quello delle foglie non trattenute dopo 2 minuti a CANEZZA. PALÙ e DRAZZERI mostrano curve piuttosto simili: nel complesso, infatti, la capacità di ritenzione delle briglie a PALÙ è equivalente a quella dovuta alla presenza di grossi massi e ciottoli a DRAZZERI.

Al fine di descrivere tali curve è stato utilizzato un algoritmo, la cui forma generale è:

dove $f(x)$ è il numero di foglie osservate alla fine del tratto (FNT), e x corrisponde al tempo dopo il rilascio iniziale; b_1 e b_2 sono coefficienti.

In un modello teorico asintotico, l'asintoto di ogni curva indica la capacità di ritenzione di ogni tratto, contraddistinto da differenti caratteristiche idrologiche e morfologiche. Una bassa efficienza di ritenzione è descritta da un asintoto alto, mentre un asintoto basso è sinonimo di elevata ritenzione.

I coefficienti b_1 e b_2 sono stati calcolati attraverso il metodo dei minimi quadrati per ogni gruppo di risultati, ottenendo i seguenti algoritmi per ogni tratto indagato:

$$f(x) = \frac{42,24x}{1 + 0,21x} \quad \text{per PALÙ;}$$

$$f(x) = \frac{14,88x}{1 + 0,057x} \quad \text{per DRAZZERI;}$$

$$f(x) = \frac{14,44x}{1 + 0,18x} \quad \text{per MOLINI;}$$

$$f(x) = \frac{104,48x}{1 + 0,277x} \quad \text{per CANEZZA.}$$

Su questa base, sono stati calcolati i nuovi valori del numero di foglie transitate nella stessa sequenza d'in-

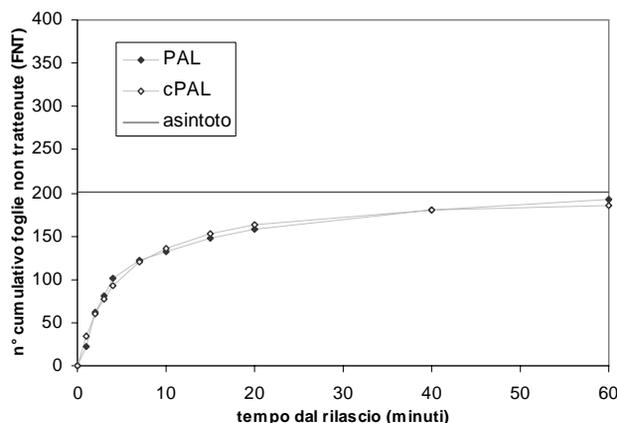


Fig. 5. Confronto tra curve osservate (PAL) e calcolate (cPAL) del numero cumulativo di foglie non trattenute per il tratto PALÙ.

tervalli di tempo, ottenendo in tal modo i “dati attesi”.

Sono state quindi disegnate le curve “calcolate”: esse risultano molto simili a quelle osservate, come mostra l’esempio del tratto PALÙ (Fig. 5).

Per ciascun algoritmo, il coefficiente asintotico è ottenuto dal calcolo del rapporto

$$\vartheta = \frac{b_1}{b_2}.$$

Nella stazione PALÙ il valore di ϑ è pari a 201.1, per DRAZZERI è di 261.1, per MOLINI è di 80.2 ed infine per CANEZZA è pari a 377.2.

Il tratto con il valore di ϑ più alto corrisponde a

quello con minor efficienza di ritenzione, mentre quello con il rapporto più basso presenta la migliore capacità ritentiva.

I meccanismi di ritenzione dei raschi sono diversi da quelli delle pozze: queste ultime inducono la deposizione delle foglie per la riduzione della velocità di corrente, mentre nei raschi la ritenzione è dovuta all’intrappolamento fisico delle foglie sotto i massi ed i ciottoli. Nel caso oggetto di studio, si è osservato che la turbolenza presente a valle delle briglie ha determinato l’intrappolamento di un numero elevato di foglie; va comunque osservato che tale meccanismo ritentivo è piuttosto instabile, permettendo lo scorrimento a valle del materiale accumulato anche in presenza di lievi variazioni della portata. A tale proposito è utile notare che la portata, insieme alla scabrezza, influisce sulla ritenzione; si rende perciò necessario anche uno studio in condizioni di variabilità di portata in uno stesso fiume.

CONCLUSIONI

Il presente studio vuole proporre un metodo semplice di determinazione della capacità ritentiva dei corsi d’acqua. Il modello matematico proposto può essere utilizzato nell’ambito dello studio delle dinamiche fluviali, con applicazioni nel campo della gestione dei corsi d’acqua e della riqualificazione ambientale. L’approccio metodologico descritto dovrà essere saggiato sperimentalmente in altre tipologie di corsi d’acqua ed in diverse condizioni di regime idraulico, al fine di ottenere un più ampio ventaglio di rette asintotiche, in grado di descrivere differenti modalità ed efficienze di ritenzione della sostanza organica.

BIBLIOGRAFIA

- HILDREW A.G., DOBSON M.K., GROOM A., IBBOTSON A., LANCASTER J., RINDLE, S.D., 1991. Flow and retention in the ecology of stream invertebrates. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **24**: 1742–1747.
- NEWBOLD J.D., ELWOOD J.W., O’NEILL R.V., VANWINKLE W., 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**: 860-863.
- NEWBOLD J.D., 1992. Cycles and Spirals of Nutrients. In: P. Callows and G.E. Petts (eds.), *The River Handbook vol. 1*. Blackwell Scient. Publications, Oxford, 379-408.
- PETERSEN L.B.M., PETERSEN, R.C., 1991. Short term retention properties of channelized and natural streams. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **3**: 1756-1759.
- SPEAKER R., MOORE K., GREGORY S., 1984. Analysis of process of retention of organic matter in stream ecosystems. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **22**: 1835-1841
- ROEDING C.E., SMOCK L.A., 1989. Ecology of macroinvertebrate shredders in low-gradient sandy-bottomed stream. *J. NABS.*, **8**: 149-161
- TOWNSEND C.R., HILDREW A.G., FRANCIS J.E., 1983. Community structure in some southern English streams: influence of physicochemical factors. *Freshwat. Biol.*, **13**: 521-544
- TOWNSEND C.R., HILDREW A.G., SCHOFIELD K., 1987. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. *J. anim. Ecol.*, **56**: 597-613.
- TOWNSEND C.R., HILDREW A.G., 1988. Pattern and process in low order acid streams. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **23**: 1267-1271.
- VANNOTE R L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **37**: 130 – 137
- WALLACE J.B., WEBSTER J.R., WOODALL W.R., 1977. The Role of Filters Feeders in Flowing Waters. *Archives in Hydrobiologie*, **79**: 506-532.

***Daphnia magna* nel monitoraggio ambientale[§]**

[§] Relazione presentata al workshop "Test di tossicità con *Daphnia magna* per il controllo di acque reflue e corpi recettori. Milano, 29 ottobre 1999.

Miria Amodei¹ & Rossella Azzoni^{1*}, Marina Pocar²

¹ P.M.I.P. - A.S.L. Città di Milano, via Juvara 22 - 20129 Milano

² Piazzale Gorini 20 - 20133 Milano

* Autore referente per la corrispondenza (fax 02 70124857; e-mail margastaldi@yahoo.it)

Pervenuto il 2.5.2000, accettato il 12.7.2000

Riassunto

Il nuovo sistema normativo a tutela delle acque dall'inquinamento attribuisce ai saggi per la ricerca della tossicità nei confronti del biota acquatico un ruolo piuttosto rilevante. Nel presente lavoro vengono individuati alcuni temi di discussione basati su esperienze applicative del saggio di tossicità con *Daphnia magna*.

Per quanto attiene al controllo degli effluenti, si dimostra che l'adozione del saggio legale –che comporta l'esposizione degli organismi al campione tal quale– è una garanzia di salvaguardia del patrimonio idrico più potente del saggio che utilizza il campione diluito.

In relazione al tema dell'impatto degli effluenti depurati sui rispettivi recettori si osserva che, in generale, tali effluenti non rappresentano una matrice tossica e non peggiorano la compatibilità delle acque del recettore con la vita acquatica.

Per quanto concerne la valutazione degli effetti della disinfezione sulla tossicità degli effluenti depurati si nota come il processo della disinfezione, se mal condotto, peggiori la qualità degli effluenti sotto il profilo tossicologico acuto.

Per quanto riguarda il monitoraggio tossicologico dei corpi idrici superficiali, infine, mediante saggi per la ricerca di effetti acuti, si evidenzia la qualità del reticolo idrografico indagato e si discutono i risultati del prolungamento del tempo di esposizione degli organismi di saggio.

PAROLE CHIAVE: saggio tossicologico legale / impatto sul recettore / disinfezione / saggio acuto protratto

Abstract

TITOLO INGLESE

We examine some experiences concerning *Daphnia magna* test relating to a new Italian law against water pollution that puts much emphasis in toxicological tests to protect aquatic biota.

To control effluent toxicity, acute tests conducted with full sample result to protect receiving waters better than tests conducted with diluted sample.

The experience conducted to assessing the impact of Waste Water Treatment Plants effluents on receiving waters demonstrates that this kind of source isn't generally toxic and doesn't contribute to the flowing water's toxicity.

We verify harmful effects of chlorination on the acute toxicity of WWTPs effluent probably due to chlorine residues.

We finally demonstrate that acute toxicological monitoring of flowing waters provides better results if the exposure time is prolonged till seven days.

KEY WORDS: effluent toxicological test / impact on receiving water / chlorination / seven days acute toxicological test

INTRODUZIONE

L'ultimo decennio del secolo si configura come un periodo di gran fermento normativo in campo ambientale sia per ciò che riguarda l'assetto delle istituzioni, sia per quanto riguarda la tutela propriamente detta.

I due nuovi sistemi normativi d'interesse sono la Legge 61/94, istitutiva delle Agenzie Ambientali, ed il Decreto legislativo 152/99 recante disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento.

Il sistema delle Agenzie ambientali nasce dalla legge di riordino del settore del monitoraggio e del controllo ambientale e attribuisce la massima importanza allo sviluppo di un approccio conoscitivo dell'ambiente moderno ed efficace.

Il Decreto legislativo 152/99 definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali, marine e sotterranee perseguendo alcuni obiettivi fra cui quello

di prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati, e quello di mantenere la capacità naturale d'autodepurazione dei corpi idrici nonché la loro capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate.

Il Decreto legislativo 152/99 attribuisce un ruolo piuttosto rilevante ai saggi per la ricerca della tossicità nei confronti del biota acquatico e definisce con una certa precisione i contorni entro cui dovrà muoversi la sperimentazione tossicologica nei prossimi anni.

In particolare, il Decreto riconosce la necessità dell'adozione di saggi tossicologici nell'azione di monitoraggio e classificazione delle acque superficiali laddove prevede analisi supplementari non obbligatorie sulla matrice acquosa e sui sedimenti, finalizzate all'evidenziazione di effetti a breve o lungo termine per un'analisi più approfondita delle cause di degrado del corpo idrico.

L'impegno operativo in tal senso potrebbe rivelarsi particolarmente impegnativo in alcune zone del territorio nazionale poiché il Decreto prevede che, qualora lo stato ambientale attribuito alla sezione di corpo idrico risulti inferiore a "buono", vengano effettuati accertamenti finalizzati all'individuazione delle cause del degrado e alla definizione delle azioni di risanamento. Tali accertamenti devono includere analisi supplementari volte a verificare la presenza di sostanze pericolose non ricercate in precedenza oppure l'esistenza di eventuali effetti di tipo tossico su organismi acquatici, oppure di fenomeni di accumulo di contaminanti nei sedimenti e nel biota.

Il Decreto legislativo, inoltre, riconosce il ruolo dei saggi tossicologici nel controllo degli scarichi nei corpi d'acqua superficiali: sia le acque reflue da impianti che trattano fognature miste, sia le acque reflue industriali devono essere conformi ai limiti di emissione indicati nella tabella 3 dell'Allegato 5 per il parametro 51.

L'esecuzione del saggio di tossicità è obbligatoria, anche se il risultato positivo della prova non determina l'applicazione diretta delle sanzioni, bensì l'obbligo d'approfondimento delle indagini analitiche, la ricerca delle cause di tossicità e la loro rimozione.

Da circa 10 anni il Presidio Multizonale di Igiene e Prevenzione (P.M.I.P.) di Milano ha adottato nella normale attività di controllo delle acque di scarico e di sorveglianza delle acque superficiali il saggio con *Daphnia magna*, applicandolo per differenti finalità e ricavandone alcuni temi di discussione definibili come:

- controllo degli effluenti e confronto dei protocolli operativi
- valutazione degli effetti degli scarichi sui recettori
- valutazione degli effetti della disinfezione sulla tossicità degli effluenti depurati
- monitoraggio dei corpi idrici superficiali

Alla luce di quanto precedentemente esposto queste esperienze risulteranno probabilmente obsolete, ma la loro disamina potrebbe essere utilizzata per orientare al meglio i programmi di monitoraggio futuri in funzione della nuova realtà normativa nazionale.

CONTROLLO DEGLI EFFLUENTI CONFRONTO DEI PROTOCOLLI OPERATIVI

Nel periodo 1990-1999 sono stati sottoposti ad analisi 898 campioni di acque reflue derivanti sia da impianti di depurazione che da insediamenti industriali ed ogni campione è stato saggiato utilizzando diversi approcci operativi.

La finalità di tale sperimentazione era quella di determinare non solo la tossicità del refluo in esame, ma anche il protocollo operativo in grado di assicurare il maggior livello di protezione ambientale.

La conduzione dell'allevamento e la ricerca degli effetti tossici acuti in 24 ore sono state realizzate secondo la metodica IRSA 1991, utilizzando sia il campione tal quale sia il campione diluito in parti uguali; per la definizione di assenza di tossicità sono stati adottati due criteri, l'uno che richiede la mobilità di almeno il 50% degli animali utilizzati e l'altro che richiede la mobilità di almeno il 90% degli organismi esposti (MARCHETTI e VIGANÒ, 1991).

Si possono distinguere, pertanto, quattro protocolli operativi codificati come: DIL-50 (diluito 1:1, mobilità $\geq 50\%$), TQ-50 (tal quale, mobilità $\geq 50\%$), DIL-90 (diluito 1:1, mobilità $\geq 90\%$) e TQ-90 (tal quale, mobilità $\geq 90\%$).

Oggi il Decreto legislativo 152/99 definisce il saggio di tossicità acuta come la sperimentazione in cui il campione non risulta accettabile se dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o superiore al 50% del totale.

Ne derivano tre osservazioni immediate:

- nel caso di mobilità pari al 50% degli organismi esposti, il decreto legislativo considera il campione tossico mentre il metodo IRSA 1991 lo riteneva accettabile;
- i protocolli operativi DIL-90 e TQ-90 perdono ogni significato legale, in quanto il decreto indica un solo criterio di lettura;
- nel decreto permangono dubbi interpretativi circa la diluizione del campione su cui effettuare il saggio di tossicità; i risultati ottenuti con i protocolli operativi DIL-50 e TQ-50 meritano quindi di essere discussi.

I risultati complessivi della sperimentazione sono riportati in tabella I in cui si nota come, procedendo verso condizioni di saggio e chiavi di lettura sempre più restrittive, aumenta il numero di campioni che

Tab. I. Protocolli operativi applicati al controllo degli effluenti e relative percentuali d'incidenza.

Saggio <i>Daphnia magna</i>	n. saggi eseguiti	n. campioni tossici	% incidenza
diluito 1:1 mobilità ≥ 50%	898	60	6,7
diluito 1:1 mobilità ≥ 90%	898	89	9,9
tal quale mobilità ≥ 50%	898	111	12,4
tal quale mobilità ≥ 90%	898	154	17,1

risultano inidonei ad essere riversati in acque superficiali; si nota, inoltre, che l'efficacia del test con dafnia cresce maggiormente nel passaggio dall'uso del campione diluito a quello tal quale, più di quanto non faccia nel passare dal criterio di lettura meno restrittivo a quello più restrittivo.

In particolare, a parità di richiesta di mobilità del 50% degli organismi esposti, l'utilizzo del campione indiluito fa quasi raddoppiare la percentuale d'incidenza di campioni inaccettabili rispetto all'utilizzo del campione diluito 1:1.

Quest'osservazione rende ancor più interessante la discussione riguardo ai dubbi interpretativi lasciati dal decreto legislativo.

I risultati ottenuti nei dieci anni d'attività sono stati pertanto elaborati statisticamente mediante il metodo del χ^2 -che ha evidenziato differenze significative fra i risultati dei diversi protocolli operativi- ed indagando a quale protocollo fosse in prevalenza imputabile il risultato complessivo; ferme restando le regole di scelta gerarchica dei confronti da effettuare, la scomposizione dei gradi di libertà del χ^2 ha privilegiato le comparazioni in grado di dare informazioni utili per la discussione (SOLIANI, 1998).

Da un lato, perciò, è stato ritenuto importante capire se l'utilizzo del campione tal quale comporti l'individuazione di un numero di matrici inaccettabili, significativamente superiore rispetto al campione diluito 1:1. Dall'altro, considerando valida l'effettuazione del saggio sul campione diluito 1:1 -essendo l'indicazione riportata nel più recente Metodo IRSA 1994- è stato valutato se l'eventuale adozione supplementare del criterio d'accettabilità più restrittivo comporti un aumento significativo nel numero di campioni da ritenere non accettabili (IRSA, 1996).

I confronti fra protocolli operativi ritenuti più interessanti sono quindi: DIL-50 vs. TQ-50 e DIL-50 vs. DIL-90.

I risultati dell'analisi statistica sono riportati in tabella II: essa evidenzia una differenza altamente significativa fra il numero di valori registrati con il protocollo DIL-50 e quelli ottenuti con il protocollo TQ-50 ed una differenza significativa fra i protocolli DIL-50 e DIL-90. Il protocollo DIL-50 è quindi meno efficace sia del protocollo TQ-50 sia di quello DIL-90.

Ciò premesso -e considerato che ai sensi del Decreto legislativo 152/99 il risultato positivo della prova non determina l'applicazione diretta delle sanzioni bensì l'obbligo di approfondimento delle indagini analitiche e la ricerca delle cause di tossicità- si ritiene opportuno suggerire l'applicazione del parametro 51 della tabella 3, Allegato 5 del D. Lgs. 152/99 mediante l'utilizzo di un saggio di tossicità con *Daphnia magna* che comporti l'esposizione degli organismi di saggio al campione tal quale, poiché esso risulterebbe un mezzo più potente per salvaguardare il patrimonio idrico nazionale.

VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DEGLI SCARICHI SUI RECETTORI

Il Decreto legislativo 152/99, a recepimento della direttiva 91/271/CEE, ribadisce il principio per cui tutti gli scarichi sono disciplinati in funzione del rispetto degli obiettivi di qualità dei corpi idrici e richiede che l'autorizzazione allo scarico contenga prescrizioni tecniche volte a garantire che gli scarichi siano effettuati senza pregiudizio per il corpo ricettore e per la salute pubblica.

Nell'ambito di un programma di lavoro relativo alla sorveglianza degli impianti di depurazione a fanghi attivi, ed in relazione alla problematica dell'impatto sul recettore, il P.M.I.P. di Milano ha avviato un programma di lavoro teso all'individuazione delle variazioni qualitative di alcuni corpi idrici nell'intorno del punto in cui essi ricevono le acque depurate (AZZONI, 1997a).

Il programma, ancora in corso, studia i corpi idrici recettori di 15 depuratori e si avvale di campionamenti in sequenza di acqua prelevata a monte e a valle

Tab. II. Protocolli operativi applicati al controllo degli effluenti: confronto statistico.

CONFRONTO	g.d.l.	χ^2	P
DIL-50 vs DIL-90 Vs TQ-50 vs TQ-90	3	51,424	3,97E-11
DIL-50 vs DIL-90 +TQ-50+TQ90	1	27,552	1,55E-7
DIL-50 vs TQ-50	1	16,811	4,13E-5
DIL-50 vs DIL-90	1	6,155	0,013

Tab. III. Effetti degli scarichi sui recettori: risultati complessivi.

	monte TQ 90	effluente 1	effluente 2	valle TQ 90	DIL 50		TQ 50	
					casi	% inc.	casi	% incid.
PRESENZA DI TOSSICITÀ	NO	NO	NO	NO	130	87,2	127	85,2
	SI	NO	NO	NO	1	0,7	1	0,7
	SI	NO	NO	SI	3	2,0	3	2,0
	NO	SI	SI	NO	6	4,0	11	7,4
	NO	NO	SI	NO	2	1,3	1	0,7
	NO	SI	NO	NO	7	4,7	6	4,0
T O T A L E					149	100,0	149	100,0

dell'immissione dell'effluente depurato, garantendo nel punto a valle la completa miscelazione delle acque.

Attualmente sono disponibili 149 serie di campioni; ogni serie è composta da due campioni istantanei d'effluente depurato prelevati in un ambito temporale di 30-60 minuti, e dai due campioni prelevati nel corpo idrico recettore.

La fase tossicologica dell'indagine è stata organizzata allestendo saggi per la ricerca di effetti tossici in 24 ore sia con i campioni indiluiti del recettore, sia con i campioni -indiluiti e diluiti 1:1- dell'effluente depurato.

Sui campioni di recettore è stato pertanto applicato il protocollo operativo TQ-90 mentre su quelli di effluente i protocolli TQ-50 e DIL-50 precedentemente descritti.

I risultati dell'esperienza sono riportati in tabella III.

Dall'osservazione della tabella si evince che solitamente né il corpo idrico recettore né l'effluente dell'impianto si dimostrano tossici nei confronti di *Daphnia magna*: in più dell'85% dei casi, infatti, nessuno dei campioni delle serie analizzate risulta incompatibile con la vita acquatica.

Si nota poi la presenza di quattro casi nei quali le acque depurate presentano una buona qualità, ma vengono riversate in un corpo idrico degradato; in un caso l'effluente depurato risulta in grado di diluire le acque del recettore al punto da renderle tossicologicamente compatibili con la vita acquatica mentre negli altri tre casi l'effluente non è in grado di ristabilire condizioni di compatibilità delle acque superficiali in cui viene riversato. Si osserva, inoltre, la presenza di alcuni casi in cui si è riscontrata tossicità in uno o in entrambi gli effluenti prelevati; indipendentemente dalle piccole differenze registrate con l'applicazione dei due protocolli TQ-50 e DIL-50, si può notare che nel corpo idrico a valle dell'immissione dello scarico non si è mai registrata tossicità per dafnia, e questo potrebbe indicare che l'immissione di acque di scarsa qualità non sembra in grado di peggiorare significativamente la qualità del corso d'acqua recettore, almeno dal punto di vista della ricerca di fattori tossici acuti (POCAR, 1998).

Si nota infine che, in alcuni casi, i due effluenti prelevati in modo istantaneo nell'ambito temporale di 30-60 minuti presentano tossicità differente: la giustificazione di questi riscontri può essere parzialmente ricercata nella disinfezione degli effluenti poiché il processo, già di per sé di difficile regolazione, a volte sembra gestito in modo saltuario ed occasionale.

Alla luce del fatto che il Decreto legislativo 152/99 richiede la raccolta di campioni d'effluente medi ponderati sulle 24 ore, il programma di lavoro per la sorveglianza degli impianti di depurazione dovrà essere totalmente riconsiderato.

I risultati di questa esperienza sembrano comunque indicare che le acque reflue depurate rappresentano una matrice in cui andrebbero più consistentemente ricercati fattori tossici a medio o lungo termine.

VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLA DISINFEZIONE SULLA TOSSICITÀ DEGLI EFFLUENTI DEPURATI

A seguito di provvedimenti emessi dall'autorità competente per il rilascio dell'autorizzazione allo scarico, quattro dei quindici impianti sorvegliati attraverso il programma di lavoro descritto precedentemente operano la disinfezione delle acque trattate prima dell'immissione in acque superficiali, ed il processo utilizza generalmente sostanze a base di cloro.

Per valutare se il processo di disinfezione è in grado di influenzare la compatibilità ambientale delle acque depurate, campioni di effluente sono stati prelevati contemporaneamente sia prima che dopo la disinfezione.

Nel periodo 1998-1999 sono state raccolte 28 coppie di campioni d'effluente, per saggiare i quali è stato adottato il test tossicologico acuto a 24 ore con *Daphnia magna* effettuato per entrambi i componenti della coppia sia sul campione tal quale che sul campione diluito 1:1.

Tutti i componenti, diluiti ed indiluiti, delle 28 coppie prelevati prima della disinfezione sono risultati innocui; nel caso dei campioni diluiti, 13 componenti delle 28

coppie prelevati dopo il processo di disinfezione si sono mantenuti innocui mentre nei rimanenti 15 casi si è registrata mobilità inferiore al 50% degli organismi esposti.

Analogamente, 10 componenti si sono mantenuti innocui e 18 si sono rivelati tossici nel caso dei saggi effettuati con campioni indiluiti.

Ne deriva che più della metà dei campioni di effluente che sono stati disinfettati prima della loro immissione nel recettore ha subito un netto peggioramento sotto il profilo tossicologico acuto.

Come noto, la consapevolezza della produzione di trialometani ed altri composti organici alogenati potenzialmente tossici quali sottoprodotti della clorazione delle acque ha stimolato l'approfondimento degli studi riguardanti i disinfettanti alternativi (MONARCA *et al.*, 1992).

Fra i composti alternativi all'uso del cloro possono essere citati l'ozono e l'acido peracetico, entrambi esitanti nella rottura della membrana cellulare e quindi nella morte dei batteri. A differenza del cloro, l'acido peracetico (nelle soluzioni commerciali sempre in equilibrio con il perossido d'idrogeno) non dovrebbe lasciare residui persistenti nelle acque trattate (CAVADORE *et al.*, 1993a).

Anche la gestione del processo di disinfezione con acido peracetico, comunque, richiede grande attenzione poiché la letteratura riporta valori prevalenti di acido peracetico residuo, per differenti dosaggi e differenti tempi di contatto, pari a 1,2-1,3 mg/l e questi valori sono molto vicini al dato di letteratura relativo alla tossicità acuta in 24 h del composto nei confronti di *Daphnia magna*, indicato come 1,38 mg/l (CAVADORE *et al.*, 1993b; CICCARELLI *et al.*, 1994).

Pur nella consapevolezza del fatto che il Decreto legislativo 152/99 affida all'autorità competente l'individuazione del limite più opportuno per il parametro *Escherichia coli* in relazione alla situazione ambientale ed igienico-sanitaria del corpo idrico recettore, si ritiene che lo studio degli effetti sulla vita acquatica dei prodotti per la disinfezione dei reflui vada approfondito.

MONITORAGGIO DEI CORPI IDRICI SUPERFICIALI

L'esperienza relativa all'uso del saggio *Daphnia magna* per classificare le acque superficiali deriva da alcune indicazioni del Piano Regionale di Risanamento delle Acque della Regione Lombardia, ormai superato dall'emanando Piano di Tutela delle acque previsto dal Decreto legislativo 152/99. In realtà, il protocollo operativo del P.M.I.P. di Milano sostituiva il saggio acuto statico a 96 ore con trota con il saggio *Daphnia magna*

a 48 ore, ritenuto di potenza paragonabile (EPA, 1989). Tale scelta trova oggi parziale conferma nel Decreto 152/99, che indica *Daphnia magna* come organismo di saggio per l'effettuazione di analisi supplementari per una conoscenza più approfondita delle cause di degrado del corpo idrico, richiedendo però la concentrazione dei campioni acquosi.

È importante notare che, per il vigente sistema a tutela delle acque, l'eventuale evidenziazione di situazioni di tossicità per gli organismi saggiati porta comunque ad attribuire al corpo idrico lo stato ambientale "scadente".

Ben consci del fatto che i danni arrecati dagli inquinanti agli organismi che popolano un corso d'acqua spesso non sono di tipo acuto ma si manifestano a medio-lungo termine, nel piano di monitoraggio per il P.R.R.A. è stato adottato anche un saggio acuto protratto per ampliare l'informazione tossicologica (AMODEI *et al.* 1993).

Il saggio acuto protratto consiste nell'esposizione di *Daphnia magna* ad acqua di fiume indiluita per 7 giorni, e nella rilevazione a tempi determinati del numero di dafnie immobili, del numero di dafnie che presentano uova nella camera di incubazione e del peso secco degli organismi al settimo giorno; la definizione di assenza di tossicità nei campioni corrisponde a mobilità superiore al 20% degli organismi esposti in 7 giorni (protocollo TQ-80 7gg.).

Per la discussione relativa al monitoraggio dei corpi idrici sono disponibili 748 dati di tossicità acuta a 48 ore con esposizione al campione tal quale, e 297 dati di tossicità acuta protratta; i dati relativi ai parametri di maturazione dei dafnidi sono stati esclusi perché scarsamente elaborabili.

La percentuale d'incidenza di campioni d'acque correnti risultati tossici per un tempo d'esposizione di 48 ore corrisponde al valore di 8,2.

Questo risultato, pur se ottenuto su campioni ripetuti in tempi diversi nelle stesse stazioni di campionamento, conferma ancora una volta che la qualità del patrimonio idrico del territorio milanese, o almeno di una sua parte, è decisamente scadente: il dato, infatti, indica la presenza di fattori tossici acuti nelle acque superficiali.

La drammaticità di alcune situazioni territoriali è ancor più evidente confrontando i dati di tossicità acuta a 24 ore rilevati sui corsi d'acqua nelle varie esperienze realizzate con quelli analogamente rilevati sugli effluenti: come si nota dalla tabella IV, la percentuale d'incidenza di campioni d'effluente tossici in 24 ore è di 17,1 e quella di campioni di acque superficiali è di 5,5.

Ovviamente, la percentuale di campioni di acque superficiali incompatibili con la vita acquatica può

Tab. IV. Presenza di tossicità acuta in differenti matrici.

TQ-90 24h	n. saggi eseguiti	n. campioni tossici	% incidenza
effluenti	898	154	17,1
corpi idrici superficiali	748	41	5,5

Tab. V. Monitoraggio dei corpi idrici superficiali: risultati a differenti tempi d'esposizione. (* = spiegazione nel testo)

N° campioni	Presenza di tossicità		
	24 h	48 h	7 gg
22	SI	SI	SI
2*	SI	SI	NO
1*	NO	SI	NO
2	NO	SI	SI
13	NO	NO	SI

risultare anche molto diversa secondo l'asta indagata.

Utile esempio può essere il confronto dei risultati ottenuti attraverso indagini di approfondimento realizzate su due corsi d'acqua del milanese caratterizzati da regimi idrologici simili e da bacini di drenaggio totalmente differenti (AZZONI, 1997b, 1999).

Nel torrente Molgora è stata registrata una percentuale d'incidenza complessiva per il saggio TQ-90 24h pari a 1,9 e nel torrente Seveso pari a 10,6; questi risultati portano a concludere che, superata la fase della prima classificazione, il monitoraggio tossicologico dei corpi idrici superficiali ai sensi del Decreto legislativo 152 dovrà essere modulato nelle singole realtà territoriali in funzione delle esigenze conoscitive e dello stato qualitativo della risorsa.

In questo contesto va letta anche la tabella V che propone il quadro riassuntivo dell'ampliamento dell'informazione tossicologica ottenuta aumentando il tempo di esposizione fino a 7 giorni.

Innanzitutto occorre precisare che i valori contrassegnati in tabella con un asterisco corrispondono a casi in cui la percentuale d'immobilizzazione si è attestata su valori compresi fra 10 e 20: in tal modo i campioni risultano tossici secondo i protocolli TQ-90 24h e/o 48h, ma innocui secondo il protocollo TQ-80 7gg.

Il riscontro più interessante è quello che riguarda i 13 campioni per i quali, passando dal tempo d'esposizione di 48 ore a quello di 7 giorni, il giudizio di compatibilità con il biota passa da favorevole a sfavorevole perché indica che, pur rimanendo nel campo della ricerca della tossicità acuta, il semplice protrarsi del tempo d'esposizione consente di meglio individuare le problematiche del corpo idrico in studio.

È importante sottolineare che il saggio acuto protratto, grazie alla standardizzazione del metodo ad esso sotteso ed alla facilità d'esecuzione e nonostante il lavoro supplementare richiesto, è caratterizzato da buona applicabilità ed è in grado di apportare informazioni originali.

È evidente che, in un'applicazione routinaria e per coniugare al meglio costi e benefici, la scelta del test acuto protratto andrà effettuata perlomeno nei progetti di monitoraggio relativi a corsi d'acqua che –nelle indagini preliminari o passate– non hanno mostrato alte percentuali d'incidenza di effetti tossici a 48 ore.

Il suggerimento che deriva dalle presenti esperienze di monitoraggio tossicologico dei corsi d'acqua è quindi quello di aumentare la potenza del test riducendo i punti di prelievo nei casi in cui le indagini preliminari non abbiano mostrato incidenza significativa di fattori tossici acuti, e di utilizzare un saggio veloce nei casi in cui la tossicità acuta si sia mostrata presente frequentemente, aumentando i punti di prelievo per circoscrivere spazialmente le fonti inquinanti.

In alcune realtà territoriali, la prospettiva dell'utilizzo di campioni acquosi concentrati come previsto dal nuovo decreto a tutela delle acque è purtroppo ancora lontana perché il livello di contaminazione di alcuni corsi d'acqua è talmente pesante da manifestare effetti tossici acuti nella matrice tal quale.

La riflessione metodologica sulla concentrazione dei campioni acquosi è comunque urgente e deve divenire tema di studio e di lavoro fin da ora.

BIBLIOGRAFIA

AMODEI M. & AZZONI R., ARDEMAGNI A., PASQUINI P., 1993. *Daphnia magna* nel controllo tossicologico delle acque superficiali. Problemi relativi alla nutrizione degli organismi di saggio. *Biologia Ambientale*, 1:5-10.

AZZONI R., 1997a. Protocolli operativi per la sorveglianza degli impianti di depurazione. Atti della giornata di studio: *Analisi delle acque reflue dagli impianti industriali e dai depuratori. Tecnologia e aspetti legislativi*. Milano, 22 ottobre 1997.

- Associazione Italiana Strumentisti.
- AZZONI R. (ed.), 1997b. Corpi idrici superficiali. *Progetto Seveso*. Azienda U.S.S.L. n. 38, Milano.
- AZZONI R. (ed.), 1999. Corpi idrici superficiali. *Progetto Molgora*. Azienda Sanitaria Locale Città di Milano - Distretto 3.
- CAVADORE A., MASSA G., BIENTINESI P., MARTIGNONI P., 1993a. Acido Peracetico-Oxymaster: disinfezione acque reflue urbane di un depuratore cittadino - esperienze industriali all'impianto di Cesena. *Ingegneria sanitaria-ambientale*, genn.-febb.: 23-27.
- CAVADORE A., MASSA G., BIENTINESI P., 1993b. La disinfezione delle acque di scarico dell'impianto di depurazione di Cesenatico. *Inquinamento*, **3**: 74-77.
- CICCARELLI E., CINGOLANI L., SERGI A., MOROSI A., MINOTTI L., FELICIONI F., 1996. Studio ecotossicologico sull'impiego di acido peracetico come algicida in laghetti di irrigazione. In: Atti del Seminario di studi *Dalla tossicologia alla ecotossicologia*, Pordenone, 16-17 settembre 1994. U.S.L. Pordenonese & C.I.S.B.A.
- CNR - IRSA, 1994. *Metodi analitici per le acque. 8020*: metodi di valutazione della tossicità con *Daphnia*. Quaderno n. 100.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1989. Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants under the Clean Water Act. *Federal Register*, 54, 231, 50216-50224.
- MARCHETTI R. e VIGANÒ L., 1991. Metodi per la determinazione di effetti tossici acuti con *Daphnia magna*. Atti della Giornata di Studio "Saggio di tossicità con *Daphnia*". Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque, 93, 1-23.
- MONARCA S., NARDI G., FERETTI D., DORÉ F., FANCESCONI A., GROTTOLO M., 1992. Uso del biossido di cloro nella disinfezione delle acque reflue di depuratori civili: recenti esperienze. *Inquinamento*, **5**: 110-116.
- POCAR M., 1998. Depurazione biologica delle acque: esperienze di sorveglianza. Università degli Studi di Milano. *Tesi di laurea*.
- SOLIANI L., 1998. Fondamenti di statistica applicata all'analisi e alla gestione dell'ambiente. *Dispense Corso di Formazione C.I.S.B.A.*

Test acuto con Daphtoxkit F[®] magna per la valutazione della tossicità di un effluente industriale e l'individuazione dei composti tossici[§]

[§] Relazione presentata al workshop "Test di tossicità con *Daphnia magna* per il controllo di acque reflue e corpi recettori. Milano, 29 ottobre 1999.

Silvana Galassi^{1*} e Valeria Croce²

¹ Università degli Studi di Milano-Bicocca, Dipartimento di Biotecnologie e Bioscienze, Piazza della Scienza, 2 - 20126 Milano

² Università degli Studi di Milano, Dipartimento di Biologia, Via Celoria 26 - 20133 Milano

* Autore referente per la corrispondenza (fax: 02 64483565; e-mail: silvana.galassi@unimib.it)

Pervenuto il 18.4.2000, accettato il 22.7.2000

Riassunto

Viene valutata la tossicità di un effluente di industria tessile e delle sue frazioni, ottenute mediante tecniche cromatografiche, con il saggio acuto su *Daphnia magna*. Per il saggio ecotossicologico è stato adottato un biokit commerciale, che utilizza forme quiescenti del dafnide, dopo aver confrontato la sua sensibilità con quella del saggio tradizionale su dafnidi partenogenetici. La maggior parte degli effetti tossici riscontrati è stata attribuita a sostanze xenobiotiche, recuperate nella frazione meno polare ottenuta mediante HPLC preparativa. È stato possibile identificare il composto responsabile dell'effetto tossico di questa frazione mediante gas cromatografia-spettrometria di massa (GC-MS). Le procedure adottate, seppur complesse, rivelano aspetti innovativi dell'indagine che possono indirizzare le tecniche di depurazione e consentire la sostituzione di componenti tossiche presenti nei cicli produttivi.

PAROLE CHIAVE: Biokit / Acque di scarico / *Daphnia magna* / Saggi ecotossicologici

Abstract

Daphtoxkit F[®] magna acute test in waste water monitoring.

Toxicity of a textile effluent and of its fractions, obtained by chromatographic techniques, has been evaluated by *Daphnia magna* acute test. For the bioassays a commercial kit using *Daphnia magna* resting eggs was adopted after comparison of its sensitivity with the traditional test on parthenogenetic daphnids. Most toxicity was due to xenobiotics, recovered in the most hydrophobic HPLC fraction. The compound responsible of the observed toxicity was identified and quantified by GC-MS. The adopted procedures, notwithstanding their complexity, offer new useful tools to address effluent treatments and to replace dangerous chemicals in production cycles.

KEY WORDS: Biokit / wastewaters / *Daphnia magna* / ecotoxicological tests

INTRODUZIONE

L'impiego dei saggi ecotossicologici si sta sempre più affermando nell'ambito dei controlli ambientali volti alla prevenzione della contaminazione delle acque, grazie al fatto che offre la possibilità di valutare in modo rapido e integrato gli effetti complessivi di sostanze tossiche provenienti dalle varie attività antropiche presenti sul territorio.

Daphnia magna è l'organismo più ampiamente utilizzato in ecotossicologia acquatica per il controllo delle nuove sostanze da immettere sul mercato (diretti-

va della Comunità Economica Europea, CEE 831/79) e per le acque di scarico: il Testo Unico per la tutela delle Acque, recentemente approvato (D.Lgs. n. 152, 11 maggio 1999), prevede l'adozione del saggio acuto per gli effluenti e per gli estratti pre-concentrati di acque superficiali. Del resto, l'utilizzo di quest'organismo nei saggi di tossicità era stato proposto dall'IRSA (Istituto di Ricerca sulle Acque) fin dal 1991 (GUZZELLA e MARCHETTI, 1991) in alternativa o in aggiunta a quello d'ittiotossicità, previsto dalla legge Merli (319/76), che

era ampiamente disatteso per la difficoltà a reperire e mantenere in laboratorio la trota (*Oncorhynchus mykiss*) soprattutto nei periodi caldi dell'anno.

L'allevamento della dafnia è indubbiamente meno difficoltoso di quello della trota e questo organismo ha una sensibilità paragonabile a quella dei pesci (BACCI e MARCHETTI, 1993).

L'esecuzione di biotest sulle acque di scarico, pur presentando, come detto, il vantaggio di ottenere una valutazione globale della tossicità del campione, ha la limitazione di non consentire l'immediata determinazione degli agenti tossici. Per arrivare all'identificazione e quantificazione delle sostanze responsabili della tossicità in miscele complesse, quali sono le acque di scarico, è quindi necessario abbinare ad un controllo di tipo biologico un approccio di tipo analitico.

Una procedura che va in questa direzione è stata proposta negli USA alla fine degli anni '80 (U.S.EPA, 1989) e integra lo screening dell'effluente tramite test di tossicità con tecniche di frazionamento, allo scopo di separare le componenti tossiche di uno scarico da quelle non tossiche prima di eseguire le analisi strumentali, in modo che solo le prime vengano sottoposte alla fase analitica. Questa procedura, chiamata TIE (Toxicity Identification Evaluation), consente non solo di identificare i composti tossici di una miscela, ma anche di arrivare a questo risultato in modo relativamente rapido ed economico, in quanto i test condotti sulle frazioni consentono di avere un'idea sulla natura chimico-fisica dei tossici e di utilizzare la tecnica analitica più adeguata per la loro identificazione e quantificazione. La procedura TIE s'inserisce nel più ampio programma TRE (Toxicity Reduction Evaluation) per la riduzione della tossicità di scarichi non in regola con i limiti di legge, che prevede il TIE come seconda fase, preceduta da una fase di caratterizzazione chimico-fisica dei tossici mediante manipolazione dei campioni, (per esempio aggiunta di acido etilendiamminotetracetico [EDTA], aerazione, estrazione su fase solida) e saggi di tossicità sulle miscele così alterate.

Il progetto PERICLES (Protocol for the Evaluation of Residues in Industrial Contaminated Liquid Effluents), finanziato dall'Unione Europea, all'interno del quale si colloca questo lavoro, si propone di mettere a punto un protocollo per la valutazione del rischio ambientale delle acque di scarico rifacendosi a questi principi d'abbinamento di metodologie biologiche di screening, di frazionamento di miscele complesse e d'uso di biotest per la selezione delle componenti tossiche delle miscele. Poiché scopo del protocollo è anche quello di semplificare le procedure utilizzate, è sembrato di grande interesse valutare l'applicabilità di un biokit commerciale (Daphtoxkit® *magna*) che utilizza forme quiescenti di *Daphnia magna*, conservabili

per diversi mesi in frigorifero e attivabili successivamente, al momento dell'esecuzione dei saggi.

Il principale vantaggio di questo biokit è evitare l'allevamento dell'organismo test –che richiede di dedicare quotidianamente qualche ora di personale esperto– a quei laboratori che debbono eseguire saggi solo occasionalmente. Un ulteriore vantaggio è costituito dal fatto che la ripetibilità del test e la sensibilità degli organismi sono garantite dalla ditta fornitrice e che l'adeguatezza delle pratiche di laboratorio adottate nell'esecuzione del saggio può essere verificata per ogni serie di prove valutando semplicemente la sopravvivenza dei controlli e la tossicità ottenuta con una sostanza di riferimento.

MATERIALI E METODI

Preparazione delle frazioni

Come tipologia industriale è stato considerato un effluente di industria tessile, non sottoposto a trattamento di depurazione, proveniente dallo scarico di un impianto situato in Portogallo. I campioni sono stati raccolti in due occasioni (marzo e settembre '97), trasportati in recipienti di vetro e ricevuti entro 48 ore dalla spedizione. Successivamente sono stati conservati al buio alla temperatura di 4 °C in contenitori di vetro a chiusura ermetica fino al momento del primo frazionamento, che è stato eseguito entro 48 ore dal giorno di ricevimento.

Per il primo livello di frazionamento, che si proponeva di separare le sostanze inorganiche e quelle organiche molto polari dai microinquinanti organici a media e alta idrofobicità, un'aliquota di 50 mL di campione, filtrata su filtri in acetato di cellulosa con una porosità nominale di 0,45 µm (*filtrato*), è stata sottoposta ad estrazione su fase solida (SPE) utilizzando colonnine a perdere LiChrolut® EN (3 mL, Merck). In tal modo sono state ottenute due frazioni: il *passato*, che non viene trattenuto dalla colonnina, e l'*estratto* in solvente organico della matrice solida (Fig. 1). Il filtrato e il passato sono stati sottoposti al saggio di tossicità anche dopo aggiunta di EDTA per valutare il ruolo dei metalli pesanti e di altre sostanze che possono essere chelate e quindi rese non biodisponibili, mentre l'estratto è stato sottoposto ad un ulteriore frazionamento tramite HPLC preparativa in fase inversa con colonna del tipo C₁₈. Sono state ottenute 5 frazioni, caratterizzate da lipofilia crescente. Gli intervalli di lipofilia d'ogni frazione sono stati stimati in base ai tempi d'uscita di composti di riferimento a K_{ow} (coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua) noto (GALASSI e BENFENATI, 2000). L'intera procedura è schematizzata nella figura 1.

Esecuzione del saggio di tossicità

L'obiettivo dei test era la determinazione della tossicità acuta (IC50 a 24 e 48 h, dove IC50 indica la concentrazione che causa l'immobilizzazione del 50% degli individui esposti). Come organismo test è stato scelto *Daphnia magna* nella versione disponibile in commercio che utilizza le uova durature. Il Daphtoxkit F® *magna* (CREASEL, Belgio) è un kit commerciale per la conduzione di saggi biologici che impiega dafnidi (*Daphnia magna* Straus), sviluppato da Persoone e coll. presso l'Università di Ghent (Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution).

Gli organismi test sono forniti come uova dormienti, immerse in un mezzo di conservazione. Le uova sono racchiuse in un rivestimento chitinoso, l'efippio, che le protegge e le mantiene vitali per alcuni mesi, a

condizione che esse siano mantenute al buio e alla temperatura di 4°C.

Le forme quiescenti sono state attivate secondo la seguente procedura: gli efippi, posti in un microsetaccio, sono stati lavati con acqua corrente, in modo da eliminare ogni traccia del mezzo di conservazione, e sono stati quindi trasferiti in una capsula Petri contenente circa 50 mL del mezzo di conduzione dei test; la capsula coperta è stata incubata per 3-4 giorni a 21 °C sotto illuminazione continua a 7500 lux. I dafnidi di meno di 24 ore sono stati trasferiti in un recipiente di vetro, dove sono stati alimentati con l'alga unicellulare *Spirulina* sp. per integrare le loro riserve interne ed evitare così un'elevata mortalità nei controlli, dato che per tutta la durata del test non viene loro somministrato cibo.

Il kit è provvisto di soluzioni concentrate di sali da

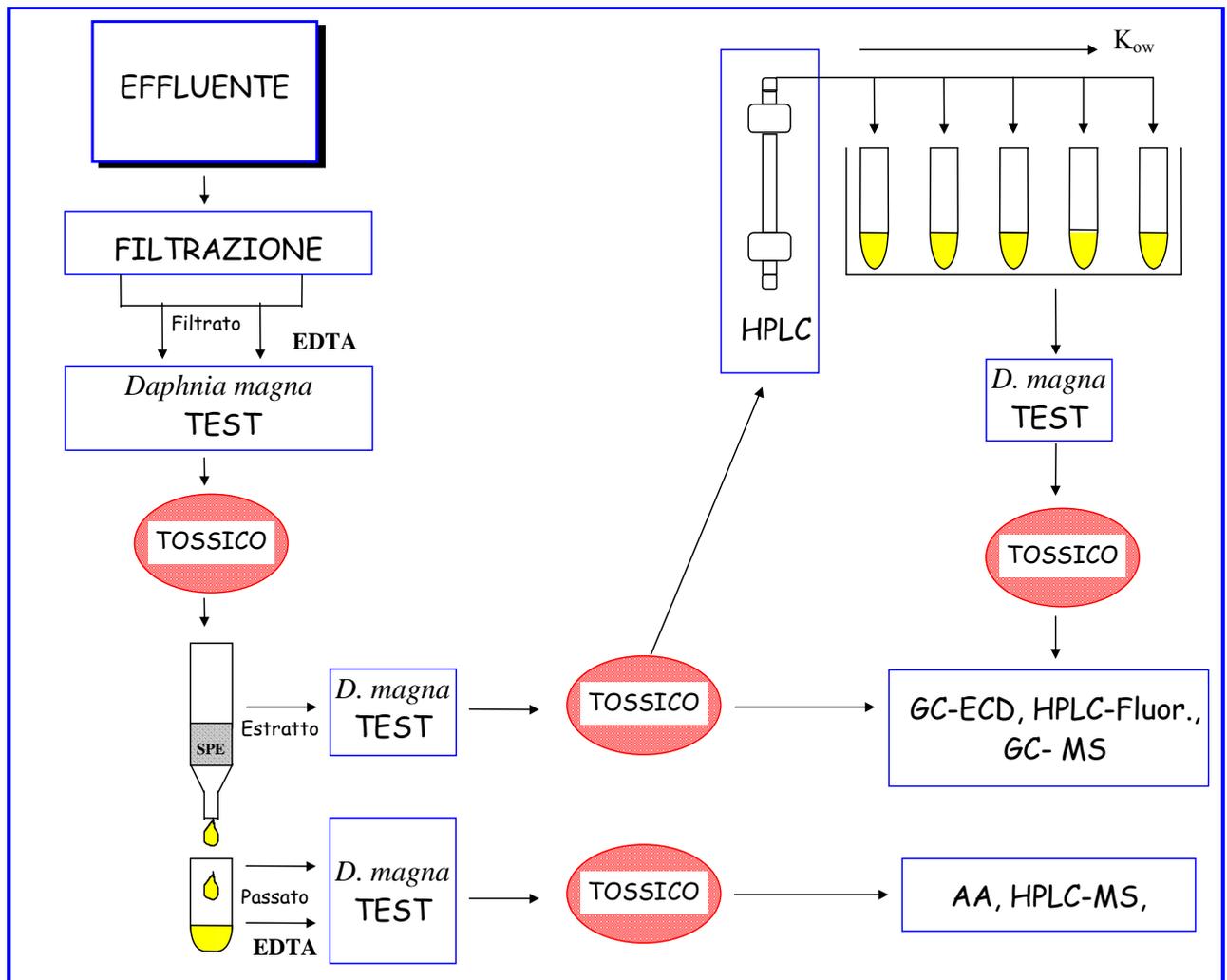


Fig. 1. Schema generale del frazionamento di un effluente per il bioscreening e la determinazione analitica delle componenti tossiche.

aggiungere all'acqua deionizzata in adeguate proporzioni, in modo da preparare un mezzo per l'attivazione degli efippi e la conduzione dei test con caratteristiche simili a quelle proposte dall'ISO (International Organization for Standardization).

In questo lavoro, tuttavia, abbiamo preferito utilizzare un mezzo acquoso con composizione analoga a quella proposta dall'IRSA (MARCHETTI e VIGANÒ, 1991) per confrontare la sensibilità di dafnidi schiusi da efippi con quelli partenogenetici. Come sostanza di riferimento è stato utilizzato il $K_2Cr_2O_7$, precedentemente impiegato in un esercizio di intercalibrazione su *Daphnia magna* (MARCHETTI e VIGANÒ, 1991) e proposto come sostanza di riferimento anche dalla ditta che fornisce il kit.

Per l'esecuzione dei saggi di tossicità acuta l'effluente filtrato, o le sue frazioni, dalle quali era stato eliminato l'eventuale solvente per evaporazione, sono stati diluiti con lo stesso mezzo acquoso utilizzato per i saggi col bicromato, nelle proporzioni previste dal saggio (nel caso dei test definitivi sono state utilizzate 5 concentrazioni prese a intervalli logaritmici tra le due concentrazioni estreme, cioè la più bassa che dà il 100% di immobilizzazione e la più alta che dà il 100% di non effetto). 40 mL di ogni diluizione venivano versati in beaker di vetro da 50 mL. L'aumento del volume e l'adozione di vetreria invece dei pozzetti monouso in plastica è l'altra variante da noi utilizzata nella procedura di saggio, in quanto era stato osservato precedentemente che i controlli eseguiti nei pozzetti di plastica da 10 mL presentavano un'alta percentuale di immobilizzazione (RUSSO, 1997).

In ciascun recipiente sono stati introdotti 5 dafnidi e per ogni concentrazione sono state allestite due repliche. Per ogni saggio di tossicità sono stati allestiti due beaker di controllo contenenti 40 mL del solo mezzo acquoso e 5 animali per ogni replica. I beaker, coperti con un vetrino da orologio, sono stati mantenuti al buio e alla temperatura di 20 °C per tutta la durata del test.

A 24 e 48 ore dall'inizio del test sono stati contati gli organismi immobili ed è stata calcolata la IC50 con i rispettivi limiti fiduciali. L'analisi statistica dei dati è stata condotta tramite il programma PROBIT (U.S.EPA, versione 1.4).

Determinazioni analitiche

L'analisi chimica della quinta frazione ottenuta tramite HPLC preparativa, per la quale è stata osservata la massima tossicità, è stata condotta mediante GC-MS dall'Istituto di Ricerche farmacologiche Mario Negri di Milano (GALASSI e BENFENATI, 2000), che ha fornito anche le sostanze pure sulle quali sono stati successivamente eseguiti i saggi di tossicità acuta.

Preparazione delle soluzioni test per sostanze poco solubili

Alcuni dei composti organici identificati analiticamente nella quinta frazione HPLC (bis-2-etilesil-ftalato, 4-nonilfenolo) sono stati giudicati potenzialmente tossici per *Daphnia* in base alla loro struttura chimica e ai dati di letteratura su organismi affini. Per questi composti è stata determinata la 24h e 48h IC50 controllando analiticamente le concentrazioni di esposizione. Per ciascuno di questi due composti sono state preparate soluzioni sature, sospendendo il composto puro nel mezzo acquoso in forte eccesso rispetto alla concentrazione corrispondente alla solubilità acquosa e tenendolo in agitazione a 20 °C per 24 h. Tali soluzioni sono state filtrate su filtri in acetato di cellulosa con una porosità nominale di 0,45 µm e titolate analiticamente. Le successive diluizioni sono state preparate a partire dalla soluzione satura filtrata.

Per l'analisi delle soluzioni concentrate di bis-2-etilesilftalato e delle diluizioni successive, usate per il saggio di tossicità, le soluzioni acquose sono state estratte con esano, nel rapporto campione/solvente 10:1, e analizzate tramite GC-ECD nelle seguenti condizioni: gas cromatografo C. Erba Top 8000 con rivelatore a cattura di elettroni ^{63}Ni , colonna tipo CP/Sil. 8 CB (50 m X 0,25 mm d.i., spessore del film 0,25 µm), gas di trasporto elio, 1 mL/min, gas ausiliario per il rivelatore azoto, 30 mL/min. Programmazione della temperatura del forno: 1 min a 100 °C, da 100 °C a 180 °C in 20 °C/min, da 180 °C a 200 °C in 1,5 °C/min, da 200 °C a 270 °C in 3 °C/min, 13 min isoterma finale. Temperatura rivelatore 320 °C. Sistema di integrazione Chrom-card per Windows (Fisons Instruments).

Le soluzioni acquose di 4-nonilfenolo sono state analizzate direttamente mediante HPLC-fluorescenza con uno strumento Jasco, LC 900, nelle seguenti condizioni: colonna Lichrospher® 100 RP-18 (5 µm), Merck (125 mm X 4 mm d.i.), loop di iniezione da 20 µL, fase mobile, acqua-metanolo, 0,5 mL min⁻¹ in gradiente da 20:80 a 0:100 in 11 min. Il rivelatore fluorimetrico (Jasco FP920) è stato impostato a 230 nm di λ_{ex} e 290 nm di λ_{em} .

I dati di tossicità sono riferiti alle concentrazioni rilevate analiticamente nelle stesse condizioni delle soluzioni di partenza.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I dati relativi ai saggi di tossicità della sostanza di riferimento ($K_2Cr_2O_7$) eseguiti con Daphtoxkit F® *magna* sono riportati nella tabella I insieme ai valori forniti dalla ditta produttrice e alla media dei valori ottenuti in

Tab. I. IC₅₀ su *Daphnia magna* del cromo VI ($\mu\text{g Cr L}^{-1}$) con Daphtoxkit F® magna (valori trovati nel nostro laboratorio e forniti dalla ditta produttrice) e con dafnidi partenogenetici (dati di letteratura).

		IC ₅₀ 24h	Lim. Fid. 95%	IC ₅₀ 48h	Lim. Fid. 95%
Saggi con Daphtoxkit®	15/04/97	291,7	208,6-421,4	191,0	122,9-261,2
	09/06/97	298,9	185,8- 1286,2	134,2	93,6-200,8
	28/10/97	412,8	334,9-528,9	302,3	246,7-371,2
	28/10/97	383,0	326,8-451,0	249,5	200,0-313,1
	23/03/98	377,7	313,9-475,9	254,0	213,3-302,0
	media	352,8	328,6-377	226,2	197,2-255,2
	produttore, 1996	530,2	424,2-636,3	282,8	212,1-353,5
produttore, 1998	354	247,5-459,6	n.d.*	n.d.*	
Saggi con dafnidi partenogenetici	Marchetti e Viganò, 1991	456,9	398,9-514,9	n.d.*	n.d.*
	Guilhermino, 1997	262,1	260,9-263,3	229,1	227,9-230,4

un esercizio di intercalibrazione eseguito con dafnidi partenogenetici (MARCHETTI e VIGANÒ, 1991).

I primi kit, acquistati nel 1996, avevano una sensibilità al bicromato inferiore a quella dei dafnidi partenogenetici. Successivamente i valori di IC50 sono diminuiti, indicando che erano stati evidentemente selezionati ceppi più sensibili. I valori di IC50 da noi ottenuti con differenti lotti di efippi, acquistati nell'arco di un anno, dal marzo 1997 al marzo 1998, sono risultati sempre nell'ambito di variabilità considerato accettabile e mediamente inferiori a quelli riportati per l'esercizio di intercalibrazione con il saggio tradizionale su dafnidi partenogenetici (MARCHETTI e VIGANÒ, 1991).

È stato riportato anche il valore di tossicità più basso tra quelli reperiti in letteratura (GUILHERMINO *et al.*, 1997) per evidenziare che la sensibilità dei cloni di dafnia partenogenetica può essere molto ampia, tanto da rendere difficile il confronto dei risultati ottenuti in diversi laboratori.

Anche nel caso dell'effluente di industria tessile e delle frazioni ottenute mediante estrazione su fase solida (SPE) è stato fatto un confronto delle risposte del kit commerciale e del saggio tradizionale (Tab. II). Nella tabella è indicata la data di esecuzione del saggio nell'ipotesi che si possa avere un calo di tossicità dei campioni nel tempo. Nella maggior parte dei casi il kit

Tab. II. 48h IC50 su *Daphnia magna* espressi come % dell'effluente.

		Daphtoxkit F® magna	Data	Test tradizionale (dafnidi partenogenetici)	Data
Marzo 97	Effluente filtrato	3.10 (2.65-3.63)	21/4/97	3 (1-5)	21/5/97
	passato	6.82 (5.88-8.11)	2/6/97	17.9 (10-32)	21/5/97
	estratto			17.9 (10-32)	21/5/97
Settembre 97	Effluente filtrato	1.64 (1.22-2.13)	27/10/97	6 (3.2-9)	25/9/97
	passato	2.68 (2.03-3.50)	27/10/97	> 20%	20/1/98
	estratto	2.64 (2.20-3.10)	3/11/97	< 10%	20/1/98

si è dimostrato altrettanto o maggiormente sensibile dei dafnidi partenogenetici anche quando il saggio con dafnidi schiusi da effipi era stato leggermente posticipato rispetto al test con dafnie d'allevamento. Solo nel caso del passato e dell'estratto del campione di settembre è da ritenere che la minor tossicità misurata con il test tradizionale sia dovuta ad un'alterazione dei campioni per i lunghi tempi di conservazione.

Ritenendo, a questo punto, che la risposta dei biokit potesse essere considerata soddisfacente, tutte le prove successive sono state eseguite unicamente con Daphtoxkit F® *magna*.

Innanzitutto si è cercato di evidenziare il contributo di metalli pesanti e di altre sostanze complessabili con EDTA alla tossicità dei due effluenti d'industria tessile e alle relative frazioni polari cioè quelle non trattenute dalle colonnine LiChrolut® EN (Tab. III). L'aggiunta del complessante non ha modificato visibilmente l'effetto tossico dell'effluente tal quale saggiato alla concentrazione minima che provocava completa immobilizzazione, mentre ha ridotto drasticamente la tossicità del passato. Questo comportamento è stato attribuito alla presenza, nel tal quale, di microinquinanti organici non complessabili con EDTA, che prevalgono sui metalli nel determinare la tossicità su dafnia. Questi microinquinanti sono quelli che vengono recuperati nella frazione denominata estratto.

In ogni caso il contributo dei metalli e di altre sostanze complessabili alla tossicità è indubbiamente rilevante in entrambi i campioni. Le indicazioni del saggio di tossicità con aggiunta di EDTA sono tali da rendere necessaria una caratterizzazione analitica di queste componenti.

Per agevolare l'individuazione degli agenti tossici nell'estratto, dal momento che i microinquinanti organici presenti in un effluente industriale potrebbero presentarsi come miscele molto complesse, si è proceduto ad un ulteriore frazionamento dell'estratto dell'effluente di settembre, dimostratosi maggiormente tossico, mediante HPLC preparativa. La fase stazionaria, del tipo C-18, separa in base alla polarità dei composti e, trattandosi di tecnica a fase inversa, eluisce prima i

Tab. III. Percentuale d'immobilizzazione di *Daphnia magna* da biokit a 24 h, senza aggiunta e con aggiunta di EDTA.

Campione	Senza EDTA	+ EDTA (150 µmoli/L)
Effluente (marzo 97) Conc. 10%	100 %	100 %
Passato (marzo 97) Conc. 10%	30 %	0 %
Effluente (sett. 97) Conc. 5,6 %	90 %	100 %
Passato (sett. 97) Conc. 5,6 %	80 %	40 %

composti più polari e successivamente i più lipofili. Gli ambiti di polarità delle cinque frazioni ottenute con questa procedura sono stati definiti come intervalli dei logaritmi dei coefficienti di ripartizione n-ottanolo/acqua ($\log K_{ow}$) (Tab. IV) e sono stati calcolati sulla base dei tempi di uscita di sostanze di riferimento a K_{ow} noto.

La maggior parte dell'effetto tossico è stato osservato nella frazione 5. La tossicità sembra decrescere al crescere della polarità indicando che gli agenti tossici esercitano prevalentemente una tossicità aspecifica di tipo narcotico.

Disponendo di una piccola aliquota della frazione 5, è stata provata una ulteriore diluizione, corrispondente al 10% del campione originario, che ha causato il 45% di immobilizzazione a 48 ore.

Le analisi gascromatografiche della frazione 5 e l'identificazione delle singole componenti mediante spettrometria di massa hanno consentito di individuare una serie di composti che sono stati successivamente quantificati mediante l'uso di standard puri disponibili in commercio e, in qualche caso, sintetizzati ad hoc. Le concentrazioni sono state rapportate alla diluizione del 10%, che ha dato valori di tossicità della frazione 5 vicini all'IC50 e confrontate con le IC50 dei composti puri determinate nel nostro laboratorio (Tab. V).

Tab. IV. Percentuale d'immobilizzazione di *Daphnia magna* causata dalle frazioni HPLC saggiate a una diluizione corrispondente al 20% del volume originario di campione.

	Frazione 1	Frazione 2	Frazione 3	Frazione 4	Frazione 5
Intervallo di Log K_{ow}	- 0,59 ↓ - 0,28	- 0,28 ↓ 0,52	0,52 ↓ 1,7	1,7 ↓ 2,81	2,81 ↓ 5,16
Immobilizzazione % 24h	0	0	0	20	100
Immobilizzazione % 48h	0	10	10	30	100

Tab. V. Confronto tra le concentrazioni dei composti presenti nella quinta frazione dell'effluente di industria tessile diluito al 10% e le rispettive IC₅₀ su *Daphnia magna*.

composto	IC50 48h (µg L ⁻¹)	concentrazione (µg L ⁻¹) presente nella diluizione della frazione 5 che dà il 45% di immobilizzazione a 48h
dibutilftalato	3953,2	4,5
nonilfenolo	50,4	51
bis-2-etilesilftalato	237,1	25,4

Tab. VI. Tossicità su *Daphnia magna* a 48 ore della miscela ricostruita dei composti presenti nella frazione 5 dell'effluente di industria tessile.

diluizione %	n° individui esposti	n° individui immobili	% d'immobilizzazione
controllo	20	1	5
5	20	1	5
10	20	2	10
20	20	18	90

Come si può osservare l'effetto tossico è attribuibile al solo nonilfenolo, un metabolita del nonilfenolo polietossilato, utilizzato come detergente non ionico in questo tipo di lavorazioni industriali.

La frazione 5 è stata successivamente ricostruita sulla base delle concentrazioni determinate analiticamente, sottoposta al confronto analitico con quella originale e saggiata per la tossicità su dafnia (Tab. VI).

La tossicità della frazione ricostruita è debolmente inferiore a quella della frazione preparata con HPLC, ma si può ritenere che le differenze siano nell'ambito della normale variabilità dei saggi ecotossicologici.

CONCLUSIONI

Il Daphtoxkit F® *magna* si è dimostrato un valido strumento diagnostico per la ricerca delle componenti

tossiche in miscele acquose complesse quali sono gli effluenti industriali.

La sensibilità del kit è paragonabile, se non superiore, a quella dei dafnidi partenogenetici abitualmente utilizzati per il saggio acuto. Questo risultato è abbastanza sorprendente, dal momento che ci aspetteremmo una maggior resistenza dalle dafnie schiuse da uova durature e nate quindi da una riproduzione di tipo sessuale, piuttosto che da quelle derivanti da cloni partenogenetici.

La riproduzione sessuale in ecosistemi naturali è una strategia che aumenta la variabilità genetica e quindi la capacità di sopravvivere in condizioni avverse; essa è in grado comunque di generare anche individui più sensibili che possono essere selezionati allo scopo di produrre organismi adatti all'esecuzione dei saggi. I biokit da noi utilizzati sia per la loro buona ripetibilità (risultati molto simili con diversi lotti di efippi) sia per l'elevata sensibilità, sembrerebbero indicare che la produzione avvenga con un controllo del patrimonio genetico.

Le tecniche di frazionamento si sono dimostrate efficaci per evidenziare le componenti tossiche sia a livello di classi di composti (polari, non polari, metalli), sia come singole specie chimiche. In particolare la componente maggiormente tossica nel caso dell'effluente d'industria tessile considerato in questo studio è risultata la frazione meno polare dei microinquinanti organici e per la prima volta in studi di questo tipo è stato individuato il composto responsabile della tossicità: il 4-nonilfenolo, principale metabolita dei nonilfenoli polietossilati.

Sebbene una procedura di questo tipo sia difficilmente applicabile a tutti gli scarichi, tuttavia, essa può rivelarsi un valido strumento per la caratterizzazione di diverse tipologie d'effluente. L'individuazione delle componenti tossiche potrebbe aprire la via sia all'adozione della più appropriata tecnologia di depurazione, sia alla sostituzione di componenti tossiche con altre meno pericolose in alcune lavorazioni industriali. Non a caso i nonilfenoli polietossilati sono già proibiti per usi industriali in alcuni Paesi Europei, sia per i loro effetti tossici sulla vita acquatica, sia perché hanno dimostrato un'azione estrogeno simile, rientrando quindi nella categoria dei "modificatori endocrini".

BIBLIOGRAFIA

- BACCI E., MARCHETTI R., 1993. Misura della tossicità in acqua. In: Marchetti R., *Ecologia applicata*. Città Studi, Torino: 773-801.
- GALASSI S., BENFENATI E., 2000. Fractionation and toxicity identification of waste waters. *J. Chromatogr., A*, **889**: 149-154.

- GUILHERMINO L., DIAMANTINO T.C., RIBEIRO R., GONÇALVES F., SOARES A.M.V.M., 1997. Suitability of test media containing EDTA for the evaluation of acute metal toxicity to *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **38**: 292-295.
- GUZZELLA L., MARCHETTI R., 1991. Il saggio di tossicità della 319/

- 76: pregi, difetti e alternative. In: Atti Giornata di Studio "Saggio di tossicità con *Daphnia*", Milano, 29 ottobre 1991. Quad. Ist. Ric. Acque, **93**: 2.1-2.23.
- MARCHETTI R., VIGANÒ L., 1991. Metodi per la determinazione di effetti tossici acuti con *Daphnia magna*. In: Atti Giornata di Studio "Saggio di tossicità con *Daphnia*", Milano, 29 ottobre 1991. Quad. Ist. Ric. Acque, **93**: 2.1-2.23.
- RUSO G., 1997. Valutazione delle acque di scarico con Daphtoxkit® *magna*. Tesi di laurea in Scienze Biologiche, 1996-1997.
- U.S.EPA.1989. Generalized methodology for conducting industrial Toxicity Reduction Evaluation. EPA/600-2-88070.

I saggi tossicologici nella normativa per il controllo delle acque[§]

[§] *Relazione presentata al workshop "Test di tossicità con Daphnia magna per il controllo di acque reflue e corpi recettori", Milano, 29 ottobre 1999. Modificata in relazione alle modifiche introdotte con l'emanazione del D.lgs 258 del 18 agosto 2000.*

Giancarlo Sbrilli^{1*}

¹ *ARPA Toscana, Servizio Sub-Provinciale di Piombino, Loc. Montegemoli, 57025 Piombino (LI)*

* *Per la corrispondenza: fax 0565 277308; e-mail biologia.pb@arpat.toscana.it*

Pervenuto il 22.6.2000, accettato il 28.7.2000

Riassunto

Sono commentati in maniera sintetica i passaggi della nuova normativa sulle acque (D. Lgs 152/99) che richiamano i metodi tossicologici, evidenziandone gli aspetti innovativi, ma anche i limiti e le imprecisioni.

È sottolineato il ruolo esercitato dalla tossicologia ambientale nella valutazione dei criteri di qualità e nel controllo dei valori limite.

È illustrata sommariamente una procedura di valutazione ecotossicologica, su basi previsionali, del pericolo potenziale relativo all'immissione di scarichi industriali con attività tossica in acque costiere.

PAROLE CHIAVE: tossicologia ambientale / limiti / criteri

Summary

Toxicological tests in the national water protection act.

Ecotoxicological approach have been considered in a critical evaluation of the national water protection act. The water quality criteria assessment and the wastewater limit values determination have been examined.

The third section contains an ecotoxicological evaluation procedure for predicting the likely impact of toxic effluents on sea waters.

KEY WORDS: environmental toxicology / standards / criteria

INTRODUZIONE

In questi ultimi anni abbiamo assistito ad un incremento dell'utilizzo dei sistemi biologici rivolti alla determinazione della tossicità nelle varie matrici ambientali. Sono sempre più numerosi i dati raccolti dalle strutture di controllo riguardanti la tossicità delle acque di scarico e dei corpi idrici superficiali. Di fronte alla crescente consapevolezza che le problematiche legate alla tossicologia ambientale rappresentano una realtà non più trascurabile, la legislazione italiana risulta carente, rispetto alle normative internazionali (VOLTERRA, 1996; GILLI, 1998; PANTANI, 1999), nel ricomporre in adeguate cornici normative i sistemi di valutazione ecotossicologica. L'emanazione del D. Lgs. 152/99 rappresenta in tal senso un'interessante eccezione. Per

questo motivo ha attirato l'immediato interesse di coloro che operano nella tossicologia ambientale.

Il primo punto della presente nota commenta in maniera sintetica i passaggi della nuova normativa che richiamano i metodi tossicologici, evidenziandone gli aspetti innovativi, ma anche i limiti e le imprecisioni.

Il secondo punto prende in esame il ruolo esercitato dalla tossicologia ambientale nella valutazione dei criteri di qualità e nel controllo dei valori limite.

Nel terzo punto è illustrata sinteticamente una procedura di valutazione ecotossicologica, su basi previsionali, del pericolo potenziale relativo all'immissione di scarichi industriali con attività tossica in acque marine costiere.

1. IL DECRETO LEGISLATIVO 152/1999 MODIFICATO DAL D. LGS. 258/2000

Il Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n. 152, modificato con il D. Lgs. 258/2000, introduce importanti novità nel sistema di controllo e tutela della qualità delle acque. Il Decreto prevede l'utilizzo della tossicologia per il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici e per il controllo delle acque di scarico. Di seguito verranno esaminati criticamente i passaggi della normativa che contemplano l'utilizzo delle prove di tossicità.

D. Lgs. 152/99, Allegato 5

I limiti di emissione degli scarichi

La tabella 3 dell'allegato 5 contiene i limiti di emissione in acque superficiali e in fognatura. Il parametro n. 51 della tabella 3 è definito "saggio di tossicità acuta" (Tab. I); i valori limite della tossicità, diversi a seconda che lo scarico si immetta in acque superficiali o in pubblica fognatura, sono definiti in termini descrittivi con evidente riferimento, sebbene non esplicitato, alla prova di tossicità acuta eseguita con il crostaceo *Daphnia magna*.

I suddetti valori limite, dei quali non è indicata l'unità di misura, tradotti in termini numerici e nelle unità di misura correntemente utilizzate in tossicologia ambientale, corrispondono ai seguenti valori:

- scarico in acque superficiali: $EC50^{24h} = 100\%$ (Unità

Tossiche = 1);

- scarico in pubblica fognatura: $EC80^{24h} = 100\%$.
in cui $EC50^{24h}$ è la Concentrazione Efficace dello scarico capace di provocare l'effetto tossico nel 50% della popolazione esposta nel periodo di 24 ore, mentre $EC80^{24h}$ è la Concentrazione Efficace dello scarico capace di provocare l'effetto tossico nell'80% della popolazione esposta nel periodo di 24 ore.

Il valore limite per la tossicità contenuto nella precedente normativa, ovvero nella tabella A allegata alla L. 319/76, risultava il seguente: "...Il campione diluito 1:1 con acqua standard deve permettere, in condizioni di aerazione, la sopravvivenza di almeno il 50% degli animali usati per il saggio, per un periodo di 24 ore, alla temperatura di 15°C..." e corrispondeva, in termini correnti, ad un valore di $EC50^{24h} = 50\%$ (Unità Tossiche = 2).

Il valore limite indicato nel D. Lgs 152/99, relativo agli scarichi in acque superficiali, risulta quindi maggiormente cautelativo rispetto al valore limite riportato nella L. 319/76 e succ. mod.

La forma descrittiva mediante la quale sono riportati i valori limite deve essere intesa esclusivamente come riferimento tabellare ai fini dell'accettabilità dello scarico e non deve essere utilizzata come riferimento metodologico, per il quale è necessario ricorrere alle pubblicazioni IRSA o di altre istituzioni scientifiche.

È importante sottolineare che la nota n. 7 alla tabella

Tab. I. D.Lgs. n. 152, 11 maggio 1999, allegato n. 5. Descrizione del parametro "test di tossicità" nelle tabelle 3 e 4 (il valore limite è riportato in corsivo; le aggiunte dell'autore in grassetto).

Tabella 3			
Valori limite di emissione per le acque reflue urbane ed industriali che recapitano in acque superficiali e in fognatura			
Sostanze	Unità di misura	Scarico in acque superficiali	Scarico in pubblica fognatura
Saggio di tossicità acuta (Parametro n. 51)		<i>Il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 50% del totale.</i>	<i>Il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 80% del totale.</i>
	?	$EC50^{24h} = 100\%$; U.T.=1	$EC80^{24h} = 100\%$

Tabella 4		
Limiti di emissione per le acque reflue urbane ed industriali che recapitano sul suolo		
Sostanze	Unità di misura	
Saggio di tossicità su <i>Daphnia magna</i> (Parametro n. 38)	$LC50^{24h}$	<i>Il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 50% del totale.</i>
		$EC50^{24h} = 100\%$; U.T. = 1

Nota n.7:

Il saggio di tossicità è obbligatorio.

Oltre al saggio di tossicità con *Daphnia magna*, possono essere eseguiti saggi di tossicità acuta su *Ceriodaphnia dubia*, *Selenastrum capricornutum*, batteri luminescenti, e organismi quali *Artemia salina* per scarichi di acqua salata o altri organismi tra quelli che saranno indicati ai sensi del punto 4 del presente allegato (*).

In caso di esecuzione di più test di tossicità si consideri il risultato peggiore.

Il risultato positivo della prova di tossicità non determina l'applicazione diretta delle sanzioni di cui al Titolo V, determina altresì l'obbligo di approfondimento delle indagini analitiche, la ricerca delle cause di tossicità e la loro rimozione.

(* **il punto 4 riporta che le metodiche di campionamento ed analisi saranno aggiornate con apposito decreto ministeriale su proposta dell'ANPA.**

3 dell'Allegato 5 impone l'obbligatorietà del saggio di tossicità, anche se risulta privo di carattere sanzionatorio (vedi tabella I di questo lavoro). Un'attenzione particolare merita la lista degli organismi da utilizzare nelle prove, dalla quale si evidenzia quanto segue:

- il saggio algale con *Selenastrum capricornutum* (test di tossicità cronica a breve termine - EPA, 1985) è considerato erroneamente un test acuto;
- il valore limite descrittivo riportato in tabella è applicabile esclusivamente ai test acuti eseguiti su crostacei, dove la risposta consiste nell'immobilizzazione degli organismi. Il valore limite non è applicabile ad altri saggi con risposte diverse come, ad esempio, il saggio algale, dove la risposta consiste nella riduzione della crescita della popolazione algale rispetto ad un controllo;
- tra i 5 saggi consigliati ben 4 sono utilizzabili per le acque dolci mentre soltanto 2 (batteri luminescenti e *Artemia salina*) sono indicati per le acque marine o salmastre;
- è riportato il saggio algale per le acque dolci (*S. capricornutum*) ma non è segnalato il corrispettivo saggio per le acque marine nonostante che da anni vengano utilizzati in ambito nazionale saggi algali con organismi marini quali *Dunaliella tertiolecta* e *Phaeodactylum tricornutum* (IRSA, 1978; SBRILLI *et al.*, 1998);
- il saggio con il crostaceo *A. salina* presenta scarsa sensibilità (SBRILLI *et al.*, 1995) e dovrebbe essere sostituito con un altro organismo più sensibile; a tal fine è opportuno ricordare le metodiche IRSA relative all'utilizzo del crostaceo *Mysidopsis bahia* (IRSA, 1996; IRSA, 1998).

La tabella 4 dell'allegato 5 contiene i limiti di emissione delle acque di scarico sul suolo (Tab. I). Il parametro n. 38 riporta il saggio di tossicità (che, a differenza della tabella 3, è definito "saggio di tossicità su *Daphnia magna*") e riporta l'unità di misura espressa come LC50^{24h} (nella tabella 3 l'unità di misura non è indicata). L'unità di misura, espressa correttamente in termini matematici (LC50^{24h}), non è confrontabile con il valore limite che è espresso in forma descrittiva e non prevede la determinazione della LC50^{24h}.

D. Lgs. 152/99, Allegato 1

Monitoraggio e classificazione delle acque superficiali

L'allegato 1 descrive le modalità per eseguire il monitoraggio dei corpi idrici, gli indicatori da adottare ed i parametri da determinare; esso contiene, inoltre, le tabelle da utilizzare per la classificazione delle acque sulla base dei parametri descrittivi. Di seguito, per ogni tipologia di corpo idrico, saranno richiamate le prove tossicologiche utilizzabili per la classificazione

delle acque e sarà valutato il peso esercitato dalla rilevazione dell'eventuale tossicità ambientale sull'attribuzione della classe di qualità ambientale.

Monitoraggio dei corsi d'acqua superficiali, dei laghi e dei sedimenti

Nella tabella II sono riportate le prove di tossicità indicate dal Decreto Legislativo per la valutazione della tossicità delle acque dolci superficiali. Il dettato normativo considera però le prove suddette come "...supplementari, non obbligatorie, da eseguire a giudizio dell'Autorità che effettua il monitoraggio, per un'analisi più approfondita delle cause del degrado del corpo idrico...".

Nella tabella II sono riportate anche le prove di tossicità indicate dal Decreto per la determinazione della eventuale presenza di tossicità nei sedimenti. Anche per quest'ultime il legislatore riserva la seguente precisazione "...si potranno effettuare soltanto qualora sia necessaria un'analisi più approfondita volta ad evidenziare gli effetti tossici a breve o a lungo termine...".

Per quanto riguarda la matrice acqua, l'allegato 1, punto 3.2.1 riporta le metodologie da adottare in maniera generica (ad eccezione dell'indicazione specifica di *D. magna*) mentre, per quanto riguarda la matrice sedimento, il suddetto allegato riporta una lista accurata di specie da utilizzare oltre ai batteri luminescenti.

Il Decreto sottovaluta l'importanza di eseguire le prove di tossicità durante le fasi iniziali del monitoraggio, ignorando l'importanza delle informazioni che, ad esempio, il saggio algale consentirebbe di ottenere qualora fosse utilizzato nel monitoraggio dei corpi idrici. La prova di crescita algale non si limita a rilevare l'eventuale presenza di tossicità cronica, ma permette anche di determinare il fattore limitante la crescita algale, le concentrazioni di nutrienti biodisponibili e una classificazione dello stato trofico delle acque (EPA, 1978, IRSA, 1978; SBRILLI *et al.*, 1999).

Classificazione dei corsi d'acqua superficiali e dei laghi

Nell'allegato 1, ai punti 3.2.3. e 3.3.3. sono descritti i sistemi per la classificazione dei corsi d'acqua e dei laghi. Il primo passaggio della classificazione è la determinazione dello "stato ecologico" (Tab. II); l'eventuale determinazione della concentrazione degli inquinanti chimici consente di ottenere la definizione dello "stato ambientale".

Se lo stato ambientale risulta inferiore a *buono*, devono essere effettuati accertamenti successivi rivolti alla individuazione delle cause del degrado; in questo contesto si inserisce la ricerca di eventuali effetti di tipo tossico.

Tab. II. D. Lgs. n. 152, 11 maggio 1999, allegato n. 1, punto n. 3. Monitoraggio e classificazione delle acque superficiali (gli organismi indicati dalla normativa sono riportati in *corsivo*; le aggiunte dell'autore sono riportate in **grassetto**).

punto 3.4.1 Indicatori di qualità e analisi da effettuare per corsi d'acqua e laghi	
Prove di tossicità per le ACQUE	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Test di tossicità su campioni acquosi concentrati su Daphnia magna;</i> • <i>Test di mutagenicità e teratogenesi su campioni acquosi concentrati;</i> • <i>Test di crescita algale;</i> • <i>Test su campioni acquosi concentrati con batteri luminescenti.</i>
Prove di tossicità per i SEDIMENTI	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oncorhynchus mykiss,</i> • <i>Daphnia magna;</i> • <i>Ceriodaphnia dubia;</i> • <i>Chironomus tentans e C. riparius;</i> • <i>Selenastrum capricornutum</i> • Batteri luminescenti

punti 3.2.3 e 3.3.3. Classificazione corsi d'acqua e laghi Determinazione dello stato ambientale					
Stato ecologico	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Concentrazione inquinanti chimici di cui alla tab. 1					
≤ Valore soglia	ELEVATO	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE	PESSIMO
≥ Valore soglia	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO
Presenza di Tossicità			SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO

L'evidenziazione di situazioni di tossicità nelle acque o nei sedimenti determina l'attribuzione dello stato ambientale SCADENTE. Di conseguenza la rilevazione della tossicità determina il passaggio dallo stato di SUFFICIENTE a quello di SCADENTE

L'evidenziazione di situazioni di tossicità nelle acque o nei sedimenti determina l'attribuzione dello stato ambientale *scadente*.

In sintesi la rilevazione della tossicità determina il passaggio dallo stato di *sufficiente* a quello di *scadente* (Tab. II).

Monitoraggio e classificazione delle acque costiere e dei sedimenti marini

Nella tabella III sono riportate le prove indicate dal Decreto Legislativo per la valutazione della tossicità delle acque costiere e dei sedimenti marini. Anche in questo caso il legislatore considera le prove suddette subordinate ed integrative rispetto ai parametri chimici necessari per la classificazione delle acque.

L'individuazione delle specie è omessa; è indicata una generica preferenza all'uso di metodi standardizzati o specie autoctone.

I saggi biologici sui sedimenti sono considerati *non prioritari* nel testo della normativa (allegato 1, punto 3.4.1.3); tale affermazione risulta in evidente contrasto con la tabella 15 dell'allegato 1 che, riportando le analisi considerate prioritarie nei sedimenti, comprende "i saggi biologici su diversi gruppi tassonomici".

Nella tabella III è riportato il sistema di classificazione delle acque marine, secondo le indicazioni riportate

nel punto 3.4.3 dell'allegato 1; la rilevazione di tossicità nelle acque o nei sedimenti determina il passaggio allo stato di *scadente*. Per quanto riguarda il monitoraggio biologico delle acque marine-costiere è opportuno tenere presente la notevole quantità di informazioni ottenibile mediante l'utilizzo del saggio algale. La metodologia è stata sperimentata nel controllo delle acque costiere della Regione Toscana, fornendo utili indicazioni relative allo stato trofico delle acque e all'eventuale presenza di tossicità (Sbrilli *et al.* (1999). La metodologia di saggio algale si presenta anche come semplice e sensibile strumento di classificazione delle acque (SBRILLI *et al.*, 2000).

Monitoraggio e classificazione delle acque di transizione

Per acque di transizione s'intendono gli ambienti acquatici costieri dove avviene il mescolamento delle acque dolci provenienti da terra e l'acqua di mare. Oltre alle zone d'estuario, le acque di transizione possono essere presenti in lagune, golfi, porti, canali artificiali.

Nella tabella IV sono riportate le prove indicate dal Decreto Legislativo per la valutazione della tossicità delle acque di transizione. L'allegato 1, punto 3.5, non indica alcuna prova di tossicità utilizzabile per il moni-

toraggio della matrice acqua; considerando che le aree di transizione sono spesso soggette ad un debole ricambio idrico e, quindi, particolarmente sensibili agli effetti tossici, questa carenza risulta particolarmente grave. Il punto 3.5.2 richiama, per i sedimenti, gli indicatori riportati nella tabella 15 la quale include anche i saggi biologici. Per il controllo della tossicità

dei sedimenti delle aree di transizione sono utilizzati gli organismi di ambienti salmastri già indicati per il monitoraggio dei sedimenti marini.

Secondo quanto riportato nel punto 3.5.4 la rilevazione della tossicità nei sedimenti delle zone di transizione determina il passaggio allo stato di *scadente*.

Tab. III. D. Lgs. n. 152, 11 maggio 1999, allegato n. 1, punto n. 3. Monitoraggio e classificazione delle acque marine costiere (gli organismi indicati dalla normativa sono riportati in *corsivo*; le aggiunte dell'autore sono riportate in **grassetto**).

punto 3.4.1 Indicatori di qualità e analisi da effettuare per acque marine costiere	
Prove di tossicità per le ACQUE	<i>Opportuni saggi a breve o lungo termine, su specie selezionate appartenenti a diversi gruppi tassonomici, privilegiando le specie autoctone o quelle per le quali esistano dei protocolli standardizzati</i>
Prove di tossicità per i SEDIMENTI	<i>Saggi biologici su diversi gruppi tassonomici</i>

punto 3.4.3 Classificazione acque marine costiere Determinazione dello stato ambientale				
Stato ambientale	Stato ELEVATO	Stato BUONO	Stato MEDIocre	Stato SCADENTE
Indice di trofia	2 - 4	4 - 5	5 - 6	6 - 8
Presenza di Tossicità		Stato SCADENTE	Stato SCADENTE	Stato SCADENTE

La rilevazione di tossicità nelle acque o nei sedimenti determina il passaggio dallo stato di BUONO o MEDIocre a quello di SCADENTE.

Tab. IV. D. Lgs. n. 152, 11 maggio 1999, allegato n. 1, punto n. 3. Monitoraggio e classificazione delle acque di transizione (gli organismi indicati dalla normativa sono riportati in *corsivo*; le aggiunte dell'autore sono riportate in **grassetto**).

punto 3.5.2 Indicatori di qualità e analisi da effettuare nei sedimenti delle acque di transizione	
ACQUE	<i>Non specificato</i>
SEDIMENTI	<i>Saggi biologici su diversi gruppi tassonomici</i>

punto 3.5.4 Classificazione acque di transizione Determinazione dello stato ambientale			
	Stato BUONO	Stato SUFFICIENTE	Stato SCADENTE
Giorni di anossia/anno per oltre il 30% della superficie	≤ 1	≤ 10	> 10
Presenza di Tossicità		Stato SCADENTE	Stato SCADENTE

La rilevazione di tossicità nelle acque o nei sedimenti determina il passaggio dallo stato di SUFFICIENTE a quello di SCADENTE.

Tab. V. D. Lgs. n. 152, 11 maggio 1999, allegato 1, punto 2.1.2 - Monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale (il testo della normativa è riportato in *corsivo*).

- Capitolo 2.1.2
L'aggiornamento dei valori soglia per i principali inquinanti chimici riportati in tabella 1 e la definizione di quelli relativi ad altri composti non inclusi nella tabella, pubblicato con successivi decreti, sarà effettuato sulla base dei risultati relativi alle LC50 o EC50, risultanti dai test tossicologici su ognuno dei tre livelli trofici, ridotti con opportuni fattori di sicurezza e in base alle indicazioni fornite dall'Unione Europea

2. I CRITERI DI QUALITÀ ED I VALORI LIMITE

I valori limite per i principali contaminanti chimici contenuti nelle norme rivolte alla tutela delle acque sono dedotti da criteri di qualità stabiliti da istituzioni scientifiche di riferimento.

I criteri di qualità sono, di regola, valori espressi in concentrazione definiti con lo scopo di proteggere la vita acquatica e la salute umana. I valori limite differiscono dai criteri di qualità perché rappresentano un'entità legale.

La definizione dei criteri di qualità si basa essenzialmente sulle caratteristiche tossicologiche, sulla capacità di bioaccumulo e sulla persistenza dei composti chimici presi in esame (VIGHI, 1998; SCHROEDER J. *et al.*, 1998). L'importanza del ruolo affidato alla tossicologia nella definizione dei criteri di qualità è deducibile anche dalla lettura dell'Allegato 1 del D. Lgs. 152/99 (Tab. V).

Il controllo dei valori limite (come quelli riportati nelle numerose tabelle allegate al D. Lgs.), è invece prevalentemente effettuato per mezzo della determinazione chimico-analitica delle singole sostanze.

La prova di tossicità, strumento fondamentale per la definizione dei criteri, perde quindi importanza nelle successive fasi di controllo previste dal Decreto.

Le complesse risposte biologiche che un effluente può provocare negli ecosistemi acquatici dipendono dalle interazioni chimiche che la miscela di sostanze presenti nello scarico produce a contatto con le acque del ricettore. Le suddette risposte non sono prevedibili dalla sola conoscenza delle caratteristiche chimiche dello scarico, mentre possono essere evidenziate mediante le prove di tossicità.

Quest'ultima affermazione è confermata dal numero dei controlli, eseguiti dall'ARPAT-Servizio di Piombino in alcune aree industriali presenti sulla costa toscana, che rilevano la presenza di effetto tossico in acque di scarico il cui profilo chimico risulta compreso entro i limiti tabellari (Fig. 1).

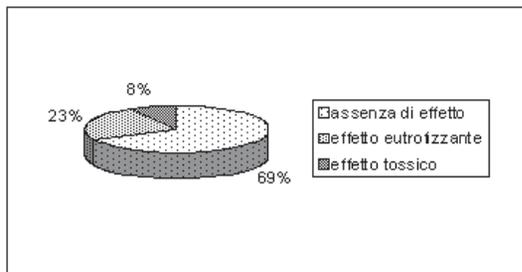


Fig. 1. Risultati del controllo tossicologico eseguito da ARPAT, Servizio di Piombino, e riguardante gli scarichi terminali di alcune aree industriali presenti nella costa toscana. Numero di controlli: 488; periodo di controllo: 1993-1998.

3. IL CONTROLLO ECOTOSSICOLOGICO DEGLI SCARICHI INDUSTRIALI

Considerare la prova di tossicità alla stregua di un qualsiasi parametro chimico-fisico per il controllo delle acque di scarico costituisce un modo improprio e riduttivo di utilizzare questo strumento d'indagine ambientale.

Tenendo presente l'importanza della tossicologia nell'individuare i criteri di qualità per singole sostanze, la caratterizzazione tossicologica di uno scarico potrebbe costituire la base per tutelare le acque riceventi individuando un criterio di qualità rivolto alla concentrazione massima ammissibile dello scarico nelle acque del ricettore (MACEK, 1985). In tal caso lo scarico sarebbe inteso come entità unitaria e, come tale, sottoposto ad essere diluito nel corpo idrico ricettore.

Conoscendo la tossicità globale di uno scarico potrebbe essere individuato un criterio sito-specifico, espresso come la concentrazione massima ammissibile del refluo nelle acque del corpo idrico ricettore in funzione della salvaguardia della vita acquatica.

Una regolamentazione delle acque di scarico rivolta a scongiurare il pericolo di effetti tossici nelle acque riceventi potrebbe comprendere, in fase di autorizzazione allo scarico, i seguenti passaggi:

1. *caratterizzazione tossicologica delle acque di scarico* - misura dell'eventuale effetto tossico riportata come valore di Concentrazione Efficace dello scarico (EC50);
2. *determinazione del criterio di qualità* - determinazione della concentrazione dello scarico nelle acque del ricettore che non deve essere superata per evitare il pericolo potenziale di effetti tossici sugli organismi del corpo idrico; tale valore potrebbe essere calcolato in base alle seguenti indicazioni (VIGHI, 1998):
 - disponendo di dati di tossicità acuta per un solo gruppo di organismi il valore di EC50 dovrà essere ridotto di un fattore 1000;
 - disponendo di dati di tossicità acuta per almeno 3 gruppi tassonomici relativi ai principali livelli trofici (ad esempio batteri, alghe, crostacei, pesci) il valore di EC50 dovrà essere ridotto di un fattore 100;
 - disponendo di dati di tossicità cronica per almeno 3 gruppi tassonomici relativi ai principali livelli trofici (ad esempio batteri, alghe, crostacei, pesci) il valore di EC50 dovrà essere ridotto di un fattore 10;
3. *individuazione della zona di mescolamento delle acque reflue nelle acque del ricettore* - la zona di mescolamento (mixing-zone) rappresenta un'area limitata del corpo idrico prossima allo scarico dove non saranno rispettati i criteri di qualità stabiliti per il resto del ricettore (EPA, 1991); la sua estensione dovrebbe essere stabilita dall'Autorità che esercita il controllo;
4. *individuazione della concentrazione dello sca-*

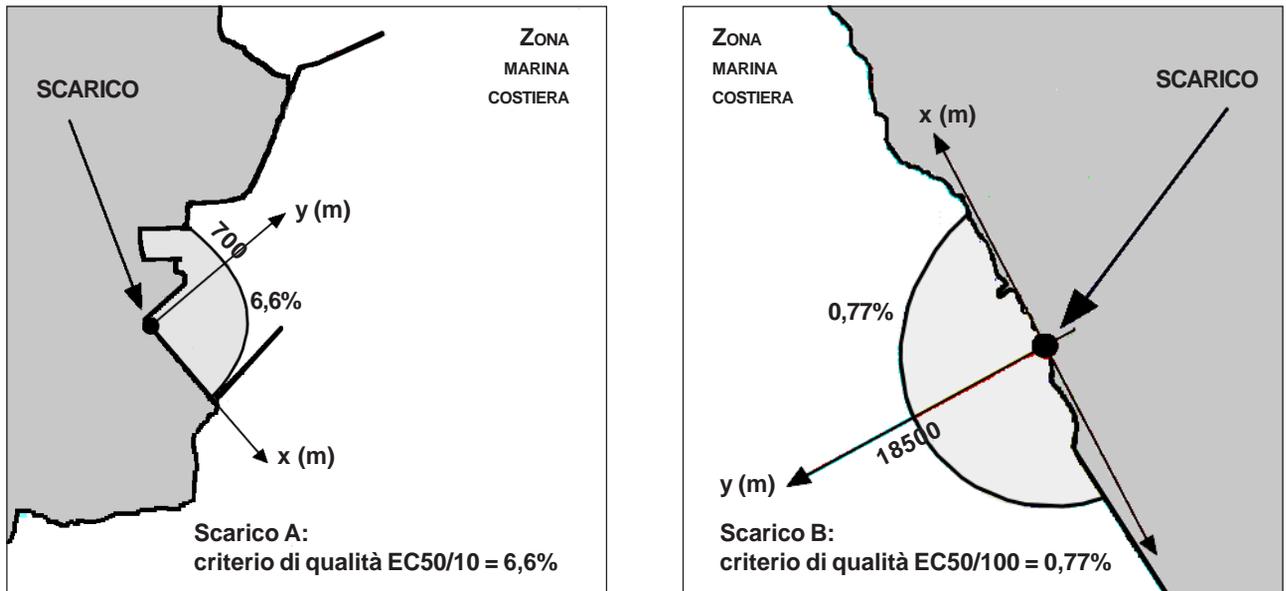


Fig. 2. Individuazione di un'area delimitata dalla concentrazione dello scarico corrispondente al criterio di qualità; all'interno gli organismi viventi sono sottoposti a pericolo potenziale dovuto alla tossicità dello scarico. Tale area dovrebbe essere confrontata con una predefinita zona di mescolamento. **A:** scarico con attività tossica di tipo cronico; **B:** scarico con attività tossica di tipo acuto.

rico nel corpo idrico ricettore - negli ambienti fluviali la concentrazione finale dello scarico nel corpo idrico è calcolata mediante il rapporto espresso in termini percentuali tra la portata dello scarico e la portata minima del fiume (PARKHURST and MOUNT, 1991); per le acque marine costiere l'uso di modelli fisico-matematici (JONES, *et al.*, 1996) consente di individuare, in via previsionale, la concentrazione del refluo in aree concentriche circostanti lo scarico;

5. confronto tra la concentrazione dello scarico nel ricettore ed il criterio di qualità - la concentrazione dello scarico nelle acque del ricettore che deve essere presa in considerazione ai fini della valutazione del pericolo potenziale è quella presente immediatamente all'esterno della zona di mescolamento. Tale concentrazione, espressa in termini percentuali, non dovrà superare il valore di concentrazione stabilito come criterio di qualità. Se la concentrazione dello scarico tende ad essere superiore al criterio di qualità dovranno essere applicati appropriati sistemi di abbattimento della tossicità con lo scopo di poter aumentare la concentrazione dello scarico massima ammissibile (corrispondente al criterio di qualità), oppure dovrà essere ridotta la portata dello scarico;

6. individuazione di limiti alla tossicità dello scarico - stabilita la portata massima dello scarico e individuata la zona di mescolamento, il valore di tossicità dello scarico - che costituisce la base per il calcolo della concentrazione massima ammissibile al limite esterno della zona di mescolamento (criterio di quali-

tà) - rappresenta il valore limite della tossicità (BUCCI e SBRILLI, 1994).

La procedura rivolta alla determinazione del criterio di qualità per gli scarichi industriali con attività tossica è stata messa in opera, in via sperimentale, dalla Provincia di Livorno e dall'ARPAT (PROVINCIA DI LIVORNO, ARPAT, 1999). A titolo di esempio nella figura 2 sono riportate due cartografie, in ciascuna delle quali è stata individuata un'area concentrica, a partire dal punto di scarico, delimitata dalla concentrazione dell'affluente corrispondente al criterio di qualità adottato. Lo specchio di mare compreso nell'area suddetta, dove la concentrazione dello scarico supera il criterio di qualità, è sottoposto al pericolo potenziale dovuto alla tossicità dello scarico. Tale zona dovrebbe essere confrontata con una zona di mescolamento preventivamente definita e, nel caso risultasse più estesa, dovrebbe essere ricondotta all'interno della zona di mescolamento mediante provvedimenti rivolti a ridurre la tossicità dello scarico oppure la sua portata.

CONCLUSIONI

L'obbligatorietà del controllo tossicologico delle acque di scarico, anche se non legato a provvedimenti sanzionatori, determinerà un notevole incremento dei controlli; questi ultimi prevedibilmente avranno, come unica conseguenza, la consapevolezza che, su scala nazionale, una certa percentuale degli scarichi idrici presenterà un effetto tossico (Fig. 1). Nessuna risposta potrà essere fornita riguardo alla presenza e al-

l'eventuale estensione del danno esercitato da tali scarichi sui rispettivi corpi idrici ricettori. Il problema, per le autorità che esercitano il controllo, di prendere seriamente in considerazione gli effetti che gli scarichi con attività tossica possono provocare nei corpi idrici ricettori risulterà, dunque, non più trascurabile.

L'approccio ecotossicologico contenuto nel D. Lgs. 152/99 e successive modifiche appare, rispetto ad alcuni sistemi di controllo presenti nello scenario normativo internazionale (EPA, 1991), ancora rudimentale e incapace di regolamentare gli scarichi tossici in funzione del rischio potenziale cui è sottoposto il corpo idrico ricettore. Di conseguenza, l'imposizione a ridurre l'effetto tossico di uno scarico al di sotto del valore

limite indicato nell'allegato 5, potrebbe in certi casi risultare insufficiente a scongiurare un danno all'ambiente idrico ricettore ed in altri casi risultare superflua, imponendo alle aziende che producono gli scarichi spese aggiuntive rivolte all'eliminazione di un effetto tossico che non rappresenta un pericolo per l'ecosistema ricettore.

L'approccio proposto al punto 3 rappresenta un tentativo di dimostrare che il controllo ecotossicologico su basi previsionali costituisce uno strumento di indagine ambientale con potenzialità notevolmente superiori a quelle attualmente conferite dalla normativa vigente ai test di tossicità.

BIBLIOGRAFIA

- BUCCI, M., SBRILLI G., 1994. Tossicità degli scarichi idrici. Proposta di approccio al controllo e criteri di valutazione. In: Azzoni, R. De Marco N., Sansoni G. (Eds.), Atti del Convegno "Dalla Tossicologia alla Ecotossicologia", Pordenone 16-17 settembre 1994: 139-144.
- EPA, 1978. *The Selenastrum capricornutum PRINTZ Algal Assay Bottle Test: Experimental Design, Application, and Data Interpretation Protocol*. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory - Corvallis, Oregon. EPA-600/9-78-018: pp. 125.
- EPA, 1985. *Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*. Environmental Monitoring and Support Laboratory - Cincinnati, Ohio. EPA-600/4-85/014, 161 pp.
- EPA, 1991. *Technical support document for water quality-based toxics control*. Office of Water Enforcement and Permits. Office of Water Regulations and Standards. Washington. EPA/505/2/-90-001, 145 pp.
- IRSA, 1978. *Metodologia di saggio algale per lo studio della contaminazione delle acque marine*. IRSA-CNR, Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque n. 39 - IT ISSN 0390-6329. Milano, 104 pp.
- IRSA, 1996. *Metodo per la valutazione della tossicità acuta con Mysisopsis bahia*. Istituto di ricerca sulle acque - CNR: notiziario dei metodi analitici. Giugno 1996: 19-31.
- IRSA, 1998. *Metodo per test di tossicità cronica (7 giorni) con Mysisopsis bahia*. Notiziario dei metodi analitici. Istituto di Ricerca sulle Acque - CNR. Maggio 1998: 1-8.
- JONES, G.R., NASH J.D., JIRKA G.H., 1996. *Cormix3: an expert system for mixing zone analysis and prediction of buoyant surface discharges*. DeFrees Hydraulics Laboratory, School of Civil and Environmental Engineering-Cornel University-Ithaca, New York, 150 pp.
- GILLI G., 1998. L'inquinamento nei corpi idrici. *Verde Ambiente* 4: 28-32.
- MACEK K. J., 1985. Effluent evaluation. In: Rand G.M, Petrocelli S. R. (Eds.), *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere Publishing Corporation: 636-649.
- PANTANI C., 1999. Sulle procedure di controllo tecnico degli scarichi e dei corpi idrici nel decreto n. 152/99. *Ambiente* 10: 971-976.
- PARKHURST B. R., MOUNT D. I., 1991. Water-quality-based approach to toxics control. *Water Environment & Technology* 12: 45-47.
- PROVINCIA DI LIVORNO, ARPAT, 1999. *Progetto multiregionale MONITOR denominato "Carico Tossico Complessivo immesso nell'ambiente marino dai singoli scarichi industriali nella Provincia di Livorno e sua distribuzione nell'ambiente marino costiero. Individuazione di limiti sito-specifici."* Provincia di Livorno, ARPAT, 64 pp.
- SBRILLI G., BUCCI M., BRILLI L., GAMBASSI F., 1995. Utilizzazione di test di tossicità nel controllo degli scarichi industriali. *Acqua Aria* 5: 539-548.
- SBRILLI G., LIMBERTI A., CALDINI G., CORSINI A., 1998. *Metodologia di saggio algale per il controllo dei corpi idrici e delle acque di scarico*. ARPAT - CEDIF, Serie Ricerche e Formazione, Quaderno n. 8. Firenze, 191 pp.
- SBRILLI G., BRILLI L., MILANI S., 1999. Utilizzazione del saggio algale per la valutazione della qualità delle acque marine costiere. *Acqua Aria* 3: 95-102.
- SBRILLI G., BRILLI L., MILANI S., 2000. La metodologia di saggio algale nel monitoraggio marino costiero e nella classificazione delle acque marine. *Biologi Italiani*, in corso di stampa.
- SCHROEDER J., GILRON G., CERF J., 1998. "Quanto è tossico?" Ovvero l'importanza della armonizzazione delle classificazioni di tossicità ambientale. *Acqua Aria*. 5: 81-83.
- VOLTERRA L., 1996. L'ecotossicologia come strumento di salvaguardia ambientale. Normativa straniera ed italiana. *Acqua Aria* 4: 365-369.
- VIGHI M., 1998. I criteri di qualità ambientale. In: Vighi M., Bacci E. (Eds) *Ecotossicologia*. UTET: 94-114.



Università degli Studi di Trento
Dipartimento di Ingegneria
Civile e Ambientale



AGENZIA PROVINCIALE PER L'AMBIENTE



ISTITUTO AGRARIO DI SAN MICHELE

European Training Course
on
Water Quality Measurements

RESOCONTO DEL CORSO:

Use of Biotic Indexes to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different European methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)

22-27 giugno 1998
S. Michele all'Adige (Trento) - Italy

A TRAINING INITIATIVE SPONSORED BY EC-DG XII STANDARDS, MEASUREMENTS AND TESTING
Contract SMT 4-CT96-6501



Organizzato da

- Università di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale - Trento - Italy
- Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Dipartimento Risorse Naturali ed Ambiente - S. Michele all'Adige - Trento - Italy
- TECHWARE (TECHnology for Water Resources) - Brussels - Belgium

In collaborazione con



CISBA (Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale)



TECHWARE
Technology for water resources

Traduzione a cura di
Francesca Ciutti

INDICE

INTRODUZIONE

L'esperienza di un corso sul confronto fra indici biologici europei:
"A comparison among four different european biotic indexes (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS) for river quality evaluation" - M. SILICARDI, G. FLAIM, G. ZIGLIO, F. CIUTTI, C. MONAUNI, C. CAPPELLETTI

1. PARTE TEORICA

- 1.1 I macroinvertebrati acquatici - J. ALBA-TERCEDOR
- 1.2 Il monitoraggio biologico e la definizione della qualità dei corsi d'acqua - N. DE PAUW
- 1.3 L'importanza degli habitat acquatici e di sponda nella definizione della qualità ecologica e nella gestione dei corsi d'acqua - P. ARMITAGE
- 1.4 Caratteristiche idrodinamiche principali dei corsi d'acqua - P. SCOTTON

2. METODI

- 2.1 L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - P.F. GHETTI
- 2.2 BBI - Belgian Biotic Index - N. DE PAUW
- 2.3 BMWP', Un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System - J. ALBA-TERCEDOR
- 2.4 Introduzione a RIVPACS - P. ARMITAGE, J. WRIGHT
- 2.5 Gli indici biotici nei paesi dell'Unione Europea
Elementi comuni e differenze tra quattro indici biologici: IBE, BBI, BMWP', RIVPACS - L. MANCINI, R. SPAGGIARI

L'esperienza di un corso sul confronto fra indici biologici europei (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)

Maurizio Siligardi¹, Giovanna Flaim¹, Giuliano Ziglio², Francesca Ciutti¹, Catia Monauni¹, Cristina Cappelletti¹

¹ Istituto Agrario di San Michele, S. Michele all'Adige, Trento.

² Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale, Università di Trento, Trento.

Negli ultimi decenni si è assistito, a livello nazionale ed internazionale, ad un sempre più ampio riconoscimento dell'importanza dei metodi biologici nella determinazione della qualità dei corsi d'acqua (WOODIWISS, 1978; GHETTI, 1980).

Nel 1978 la Comunità Europea ha organizzato tre seminari tecnici con lo scopo di intercalibrare alcuni metodi biologici, fra cui il Chandler's Biotic Score, il Saprobien System, il metodo Verneaux-Tuffery e l'Extended Biotic Index di Woodiwiss.

Questi seminari hanno portato alla pubblicazione del rapporto "Biological Methods for the Evaluation of Water Quality" (GHETTI & BONAZZI, 1980), dove sono stati evidenziati alcuni punti fondamentali:

a) risultava indispensabile l'impiego di metodi biologici per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua europei;

b) i metodi biologici dovevano entrare come parte integrante nelle procedure ufficiali di monitoraggio;

c) le metodiche basate sullo studio della comunità dei macroinvertebrati, in particolare, risultavano le più adatte per un'applicazione su larga scala, in quanto gli organismi macrobentonici appartengono a taxa con differente sensibilità nei confronti di alterazioni ambientali, possono essere campionati e determinati con relativa facilità, sono stabili e quindi possono essere con-

siderati rappresentativi di un determinato tratto di un corso d'acqua.

Da allora si è assistito ad un proliferare di indici biologici, derivati principalmente dal Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964), che si basano sull'identificazione di alterazioni di tipo qualitativo e semi-quantitativo della composizione della comunità dei macroinvertebrati, variazioni determinate da fenomeni di inquinamento o da alterazioni significative dell'ambiente fisico.

Nel 1998 TECHWARE (ente senza scopo di lucro con l'obiettivo di organizzare a livello nazionale ed europeo i differenti approcci interdisciplinari di università, imprese ed enti pubblici nello studio dell'ambiente acquatico) ha coordinato un corso dal titolo "Use of biotic indexes to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different European methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)", con lo scopo di confrontare quattro metodi biologici ampiamente diffusi in Europa. L'iniziativa rientrava in una serie di cinque corsi nell'ambito del progetto "Water Quality Measurements - European Training Courses", approvato dalla direttiva europea EC-DG XII Standards, Measurements & Testing.

I metodi considerati (IBE - Italia, BBI - Belgio, BMWP' - Spagna, RIVPACS - Inghilterra) sono metodi biologici ufficiali nelle rispettive nazioni.

Scopi del corso erano:

- a) procedere allo studio dell'ambiente acquatico in modo globale e promuovere l'uso di metodi biologici per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua;
- b) fornire l'opportunità di stimolare un confronto tra differenti metodiche utilizzate nei paesi europei, con particolare riferimento per quelle basate sull'analisi qualitativa e semi-quantitativa della comunità macrobentonica;
- c) confrontare in particolare alcuni aspetti pratici ed alcune problematiche relative alla fase di campionamento ed alle procedure di identificazione degli organismi;
- d) offrire una occasione importante di scambio di conoscenze ed esperienze tra insegnanti e partecipanti al corso provenienti da vari paesi europei;
- e) discutere sulle somiglianze e sulle differenze tra i metodi e le modalità di applicazione degli stessi;
- f) fornire un forum per una eventuale standardizzazione dei metodi biologici di valutazione dei corsi d'acqua a livello europeo.

Il corso è stato rivolto a persone con una buona conoscenza delle problematiche di monitoraggio, con ruoli di responsabilità per i programmi di monitoraggio e/o operanti nell'ambito di enti preposti al controllo; in particolare è stato rivolto a laureati in scienze biologi-

che od affini che avessero, nel proprio paese di origine, la possibilità di decidere in merito all'impiego di indici biologici per determinare la qualità dei corsi d'acqua. Ogni partecipante doveva inoltre possedere esperienza pratica sull'impiego dei macroinvertebrati per la determinazione di indici biotici.

L'interesse per tale tipologia di corso è stato evidenziato dall'alto numero di richieste pervenute (96), tanto che il numero di partecipanti, inizialmente fissato in 24 unità, è stato in seguito aumentato a 31. La selezione dei partecipanti è stata effettuata in base al curriculum professionale, all'ente di appartenenza ed alla provenienza geografica, avvantaggiando i richiedenti coinvolti nelle fasi decisionali dei programmi di monitoraggio.

In particolare i partecipanti selezionati provenivano da: Belgio (2), Danimarca (2), Finlandia (2), Francia (1), Germania (1), Grecia (2), Irlanda (1), Italia (9), Olanda (1), Polonia (2), Romania (1), Russia (1), Scozia (1), Slovenia (2), Spagna (2) e Ungheria (1). I partecipanti, ad eccezione di un caso, provenivano tutti da istituzioni governative o da enti di ricerca.

Il corso, organizzato dall'Università di Trento (Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale) e dall'Istituto Agrario di S. Michele all'Adige (Dipartimento Risorse Naturali ed Ambiente), si è svolto a S. Michele all'Adige (TN) dal 22 al 27 giugno 1998. È stato impostato in modo da favorire lo scambio di conoscenze ed esperienze sull'applicazione degli indici biologici ed istruire i partecipanti all'impiego delle quattro metodiche, con applicazioni pratiche in alcuni ambienti tipo.

L'impostazione didattica si è basata su quella del corso "Metodi biologici pratici per il mappaggio

di qualità dei corsi d'acqua - Analisi della comunità di macroinvertebrati" che dai primi anni '80 si svolge annualmente a S. Michele. Il successo di questo corso, che ha preparato più di 200 tecnici provenienti dall'intero territorio nazionale, si fonda principalmente sulla possibilità di lavorare in campo e sull'ottimo rapporto numerico istruttore/allievi (1:2) che favorisce una stretta collaborazione fra istruttori e partecipanti durante l'intera settimana del corso e anche in seguito, favorendo l'instaurarsi di contatti professionali, utili per un continuo confronto ed aggiornamento (VITTORI *et al.*, in stampa).

La corretta applicazione degli indici biologici per la sorveglianza ambientale richiede innanzitutto il possesso di una adeguata conoscenza di base relativa all'ecologia, all'idrobiologia ed alla sistematica, oltre ad un periodo di pratica a fianco di personale qualificato. Con tale premessa, la prima fase del corso è stata dedicata all'esposizione dei concetti ecologici che stanno alla base del monitoraggio biologico. I docenti, figure di riferimento nel campo della valutazione della qualità biologica nei rispettivi paesi di provenienza, hanno contribuito al corso anche fornendo un'ampia bibliografia riguardante le esperienze di applicazione dei metodi biologici e l'ecologia fluviale; questo aspetto è stato molto apprezzato dai partecipanti.

La prima giornata del corso si è incentrata su relazioni riguardanti le caratteristiche generali dell'ambiente acquatico, l'idraulica e la morfologia fluviale, le generalità sugli indici biologici e la valutazione degli habitat acquatici e delle rive.

Durante la seconda giornata sono stati trattati in modo più specifico i metodi biologici oggetto del corso; ogni docente ha esposto nel

dettaglio la metodica utilizzata nel suo paese ed i principi su cui essa si basa:

- a) IBE - Indice Biotico Esteso - P. F. Ghetti, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia (Italia);
- b) BBI - Belgian Biotic Index - N. De Pauw, Dipartimento di Ecologia Applicata e Biologia Ambientale, Università di Ghent (Belgio);
- c) BMWP' - Biological Monitoring Working Party - J. Alba Tercedor, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Granada (Spagna);
- d) RIVPACS - River Invertebrate Prediction and Classification System - P. Armitage, Istituto di Ecologia delle Acque Correnti, The River Lab, Dorset (Gran Bretagna).

Dopo i primi due giorni di lezioni teoriche sono state effettuate tre giornate di attività in campo. Ad ogni partecipante è stata fornita l'attrezzatura necessaria per la fase di campo e di laboratorio ed i testi necessari per la determinazione tassonomica, compreso l'atlante fotografico utilizzato in Italia (SANSONI, 1988). Sono stati studiati tre ambienti fluviali con caratteristiche biologiche e morfologiche differenti.

Per le attività pratiche sono stati organizzati dei gruppi di lavoro, costituiti da un docente o un tutor e da cinque allievi; per ogni giornata i gruppi hanno valutato la qualità biologica del corso d'acqua con due metodiche; la rotazione degli allievi con i vari docenti ha permesso di utilizzare nei tre giorni tutte e quattro le metodiche. In particolare la metodica italiana (I.B.E.) è stata confrontata con gli altri metodi (Tab. 1).

Per ognuna delle tre giornate di attività pratica, la mattinata è stata dedicata alla fase di campionamento ed il pomeriggio all'analisi

Tab. 1. Schema della rotazione dei gruppi per le attività di campo e di laboratorio.

Gruppi	1° giorno	2° giorno	3° giorno
A	IBE - BBI	IBE- BMWP'	IBE - RIVPACS
B	BBI - IBE	BMWP' - IBE	RIVPACS - IBE
C	IBE - RIVPACS	IBE - BBI	IBE- BMWP'
D	RIVPACS - IBE	BBI - IBE	BMWP' - IBE
E	IBE- BMWP'	IBE - RIVPACS	IBE - BBI
F	BMWP' - IBE	RIVPACS - IBE	BBI - IBE

si dei campioni di macrobenthos raccolti (analisi sistematica) ed alla definizione della qualità biologica.

L'ultimo giorno del corso, Esa Koskeniemmi (West Finland Regional Environmental Center - Finlandia) ha esposto un aggiornamento in merito alla legislazione europea sui metodi di determinazione della qualità biologica dei corsi d'acqua.

È seguita una tavola rotonda durante la quale sono stati discussi i risultati rilevati e le difficoltà emerse durante la settimana. La discus-

sione ha sottolineato che le quattro metodiche utilizzate hanno portato ad un giudizio di qualità simile per ognuno dei tre ambienti oggetto di indagine. Tale considerazione ha portato a ritenere inutile un processo di standardizzazione delle metodiche al fine di ottenere un metodo unico per tutta l'Europa; al contrario, le peculiarità delle tipologie fluviali rilevabili e le differenze fra i metodi applicati dovrebbero essere rispettate e mantenute. È inoltre risultato che dovrebbe essere fatto uno sforzo verso l'unifor-

mazione delle procedure di presentazione dei risultati: si è infatti osservato che il numero ed il significato ecologico delle classi di qualità ed i relativi colori per la rappresentazione cartografica possono portare a confusione. La standardizzazione di queste fasi permetterebbe in breve tempo di procedere ad una mappatura biologica del sistema idrico europeo, con dati comparabili fra loro, seppur provenienti dall'utilizzo di metodiche differenti.

In generale è emerso che il corso ha contribuito anche ad instaurare contatti professionali fra allievi ed istruttori, utili soprattutto per quelle persone che lavorano in situazioni isolate; è stato sottolineato che una esperienza di questo tipo andrebbe ripetuta, ampliando il numero delle metodiche considerate, in modo da comprendere anche le metodiche con un approccio quantitativo, come ad es. il Saprobien System.

LETTURE CONSIGLIATE

- GHETTI, P. F. (1980). Biological indicators of the running waters quality. *Boll. Zool.* **47**: 381-390.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. (1980). *Biological water assessment methods*. 3rd Technical Seminar. Final Report, Vol. 2. Commission of the European Communities.
- SANSONI, G. (1988). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento. 191 pp.
- VAN DEN BERGHE, W. (1995). *Achieving*

Quality in Training: European Guide for Collaborative Training Projects. Tilkon bvba, Belgium.

- VAN DEN BERGHE, W. (1998). Summary evaluation of the five courses of Techware Water Quality Measurement Course Series. Final Report Techware, Belgium 7 September 1998. 5 pp.

VITTORI, A., SILIGARDI, M. e CIUTTI, F. L'attività formativa del corso sull'uso del metodo I.B.E. In Baldaccini, G. N & G. Sansoni (eds). *I biologi*

e l'ambiente oltre il duemila. Venezia 22-23 nov. 1996 (in stampa).

- 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. Summary Report. Commission of the European communities.

1.1 I macroinvertebrati acquatici

Javier ALBA-TERCEDOR

Dept. of Animal Biology and Ecology
University of Granada - 18071 Granada Spain

GENERALITÀ

Il termine "macroinvertebrati" non ha una precisa connotazione tassonomica, ma rappresenta un raggruppamento convenzionale di una parte degli invertebrati animali. In generale nelle acque correnti vengono definiti macroinvertebrati quegli organismi di dimensioni piuttosto elevate (la maggior parte di essi supera il millimetro), tali da poter essere catturati con una rete a maglia di 250 µm e visibili pertanto ad occhio nudo.

All'inizio del secolo KOLKWITZ & MARSSON (1902) individuarono chiaramente la relazione fra gli organismi acquatici e la purezza od il grado di inquinamento dell'acqua. Da allora si è assistito alla formulazione di molte metodiche per la definizione della qualità biologica dell'acqua sulla base dello studio di differenti organismi (virus, batteri, funghi, alghe, piante, protozoi, macroinvertebrati e pesci), anche se la maggior parte delle metodologie è stata basata sullo studio dei macroinvertebrati.

Esiste una vasta bibliografia che permette l'identificazione della fauna europea almeno fino al livello tassonomico di famiglia (ed in alcuni casi di genere), disponibile in diverse lingue, come ad es. danese (DALL & LINDEGAARD, 1995), inglese (DE PAUW, VAN DAMME & BIJ DE VAATE (1996), francese (TACHET *et al.*, 1980), tedesco (KOHMAN, 1988; NAGEL, 1989), italiano (CAMPALIOI *et al.*, 1994; SANSONI, 1988), olandese (DE PAUW & VANNEVEL, 1990).

La maggior parte dei macroinvertebrati appartiene al gruppo degli artropodi, ed in particolare gli insetti ne rappresentano la maggioranza. I due volumi editi da NILSSON (1996, 1997) e quello di ROZKOSNÝ (1980) risultano assai utili per l'identificazione delle famiglie e dei generi degli insetti acquatici europei così come la pubblicazione di MERRITT & CUMMINS (1996) e quelle di CLIFFORD (1991), LEHMKHUL (1976) e McCEFFERTY (1981) per il Nord America.

Molti sono gli studi riferiti alla caratterizzazione ecologica dei macroinvertebrati acquatici (ad es. HELLAWELL, 1986; HYNES, 1960, 1970; RESH & ROSENBERG, 1984; ROSENBERG & RESH, 1993). WALLACE & WEBSTER (1996) hanno pubblicato recentemente un aggiornamento sull'argomento.

ADATTAMENTI ALLA CORRENTE

La corrente rappresenta la caratteristica più importante degli ambienti fluviali, tanto che i macroinvertebrati acquatici hanno sviluppato adattamenti anatomici e strategie comportamentali per sopravvivere in condizioni di elevata velocità ed evitare di essere trascinati a valle. Secondo HYNES (1970) gli adattamenti anatomici più comuni possono essere sintetizzati come segue:

1. Appiattimento del corpo

Alcuni organismi come ad es. gli efemerotteri dei generi *Rhithrogena*, *Ecdyonurus* o *Epeorus* possie-

dono un corpo molto appiattito, che consente loro di vivere nello strato limite della corrente; anche le sanguisughe (*Hirudinea*) e le planarie (*Tricladida*) hanno un corpo appiattito e possono muoversi negli interstizi.

2. Forma idrodinamica

Il vantaggio di possedere una forma idrodinamica, che diminuisce la resistenza all'acqua, è ben conosciuto per i pesci; nell'ambito dei macroinvertebrati tale caratteristica si ritrova negli efemerotteri *Baëtidae*.

3. Riduzione delle strutture espanse

In generale la presenza di strutture espanse accresce la superficie esposta alla corrente e determina un aumento del rischio di trascinarsi a valle. In alcuni efemerotteri, come ad esempio *Epeorus*, *Baëtis* e *Acentrella*, che colonizzano in particolare zone ad alta velocità di corrente, la riduzione dei cerci diminuisce tale rischio.

4. Strutture di ancoraggio

a) *Ventose*

Nelle sanguisughe (*Hirudinea*) e nei Ditteri *Blephariceridae* è possibile osservare la presenza di strutture simili a ventose; il piede dei gasteropodi ha la stessa funzione: gli *Ancylidae* vengono infatti rinvenuti sui substrati ciottolosi.

b) *Uncini*

La maggior parte degli orga-

nismi che vivono nei corsi d'acqua ha sviluppato artigli tarsali che permettono loro di aggrapparsi alla superficie ruvida dei sassi; i Tricotteri possiedono ad esempio dei forti uncini posteriori. Altri possiedono corone di uncini che permettono loro di fissarsi ai substrati: è il caso di alcune famiglie di Ditteri, come i Simuliidae ed i Blephariceridae. Anche alcune pupe presentano strutture ad uncino: *Limnophora* ha, infatti, gli pseudopodi posteriori trasformati in uncini.

Alcuni organismi (es: larve di tricoteri, simulidi e chironomidi) secernono dei filamenti di seta che contribuiscono a mantenere il corpo adeso al substrato, aumentando così l'efficienza degli uncini.

c) *Aumento di peso (zavorra)*

Molti tricoteri costruiscono i loro astucci con granuli di sabbia di grandi dimensioni, che li rendono più pesanti e quindi più difficilmente trasportabili a valle.

Fra i molluschi, le specie lotiche della famiglia Unionidae (*Anodonta*, *Unio*) sono spesso più grandi di quelle tipiche di ambienti lentici.

d) *Aumento delle superfici di contatto*

In molti insetti la superficie ventrale appiattita o alcune strutture sui bordi dell'animale aiutano a mantenere il corpo a diretto contatto con il substrato. Ad esempio il *periostracum* morbido e flessibile degli Ancyliidae si adatta bene alle irregolarità del fondo. Le larve del coleottero *Elmis* sono appiattite e possiedono una serie periferica di setole che sigilla il lato ventrale della larva. Le branchie ventrali delle ninfe di alcuni efemerotteri Heptageniidae (*Rhithrogena* e *Epeorus*) formano un anello ventrale che, a contatto con il substrato, determina un aumento dell'area di contatto marginale e riduce lo scor-

rimento dell'acqua al di sotto dell'animale.

5. Dimensioni ridotte

È chiaro che individui di piccole dimensioni possono occupare in maniera più efficace lo strato limite dell'acqua a contatto con il substrato, evitando di essere trasportati a valle dalla corrente. Esempi di ciò si osservano nei primi stadi di sviluppo di molti insetti, coleotteri della famiglia Elmidae, Hydracarina, ecc.

IL DRIFT

Nonostante i loro adattamenti, gli organismi che vivono nei corsi d'acqua presentano alte probabilità di essere trasportati a valle dalla corrente durante i loro movimenti. Tale fenomeno è conosciuto come "drift". Esiste un drift "normale" che agisce giornalmente su un numero relativamente elevato di organismi ed un drift "catastrofico", determinato da diversi fattori di disturbo.

Al fine di compensare il drift, in molti macroinvertebrati è stata osservata una reotassi positiva, in quanto essi sono in grado di muoversi controcorrente.

MECCANISMI RESPIRATORI

La maggior parte dei macroinvertebrati acquatici è in grado di effettuare un interscambio gassoso attraverso la cute (respirazione cutanea), come si osserva in molti stadi iniziali di sviluppo e nei gruppi di piccole dimensioni. Gli individui relativamente grandi, che non hanno sviluppato sistemi di respirazione, devono abitare in acque correnti ben ossigenate (ad es. alcune larve di Tricotteri o Plecotteri privi di branchie). Alcuni taxa, come i Chironomidae, i Notonectidae o gli Oligochaeta, possiedono pigmenti respiratori (emoglobina) che aumentano l'efficienza di scambio dell'os-

sigeno e pertanto sono abbondanti nei siti localizzati a valle di scarichi organici.

La maggior parte dei macroinvertebrati ha sviluppato branchie. Tale adattamento alle acque correnti rappresenta però uno svantaggio nel momento in cui vi sia inquinamento organico ed il contenuto di ossigeno diminuisca.

Gli insetti con un sistema respiratorio terrestre con trachee hanno bolle di aria che diminuiscono la necessità di rifornimento in superficie. Talvolta le bolle agiscono come strutture di scambio gassoso con il ricircolo dell'acqua.

In diverse famiglie di insetti (Chrysomelidae, Curculionidae, Culicidae, Ephydriidae, Syrphidae) vi sono specie considerate "fitorespiratrici" che, vivendo attaccate alle macrofite, sono in grado di utilizzare direttamente l'ossigeno prodotto dalle piante. In presenza di riduzione d'ossigeno, causato da inquinamento organico, tali organismi, che non dipendono direttamente dall'ossigeno disciolto in acqua, risulteranno poco influenzati dall'inquinamento stesso e quindi saranno più tolleranti.

MECCANISMI ALIMENTARI E RUOLI TROFICI IN UN ECOSISTEMA ACQUATICO LOTICO

Per caratterizzare la fonte alimentare dei macroinvertebrati deve essere effettuata l'analisi del contenuto gastrico. In tal modo però è difficile stabilire se un organismo è erbivoro, detritivoro o se si nutre in maniera indifferenziata di particelle di piccole dimensioni. Di conseguenza l'associazione dei taxa in gruppi funzionali viene effettuata non sul tipo di alimento, ma sulla base della modalità di assunzione dello stesso.

I macroinvertebrati acquatici costituiscono un importante anello della catena alimentare degli am-

bienti lotici, giocando un ruolo importante nei processi di decomposizione ed elaborazione degli apporti di sostanza organica.

I trituratori di particelle di grandi dimensioni sono comuni nei tratti iniziali dei corsi d'acqua, dove la maggior parte dell'energia deriva dalla "coarse particulate organic matter" (CPOM, dimensioni > 1 mm; es.: foglie, ramoscelli, legno) che arriva al fiume dal territorio circostante, ma sono meno abbondanti nei corsi d'acqua di ordine superiore, dove la sostanza organica è costituita da particelle di più piccole dimensioni ed il periphyton assume un'importanza maggiore come fonte di cibo. Questi processi biologici, associati all'abrasione meccanica, riducono le dimensioni della sostanza organica lungo il senso longitudinale del fiume durante il processo di trasporto e di immagazzinamento. Di conseguenza le dimensioni delle particelle organiche diminuiscono con il crescere dell'ordine del fiume.

IMACROINVERTEBRATI E L'INQUINAMENTO

I diversi gruppi di macroinvertebrati reagiscono in maniera differente alle alterazioni. In generale Plecotteri, Tricotteri ed Efemerotteri vengono considerati non tolleranti, mentre i Tubificidi o i Chironomidi "rossi" sono considerati tolleranti. L'utilizzo dei macroinvertebrati per la definizione della qualità dell'acqua è basato infatti sul concetto di *organismo indicatore* che si è mantenuto in alcune metodologie di monitoraggio. Tale approccio è comunque assai semplicistico. Se infatti è vero che in generale gli Efemerotteri si trovano in acque di buona qualità e che il loro numero diminuisce in quelle inquinate, alcune specie possono vivere anche in queste ultime. Di conseguenza, anziché utilizzare la presenza/assenza degli organismi indicatori, il concetto è stato allargato fino a comprendere le *comunità indicatrici*.

In conclusione i macroinvertebrati vengono ritenuti buoni bioindicatori perché:

- Costituiscono un insieme etero-

rogeneo di phyla di organismi e, di conseguenza, reagiscono in modo differenziato agli stress.

- Molti di essi sono sedentari, e ciò facilita l'individuazione precisa delle fonti di inquinamento; hanno cicli vitali relativamente lunghi (anni), fattore che permette di esaminare i cambiamenti nel tempo e di integrare gli effetti dell'esposizione prolungata a scarichi intermittenti od a concentrazioni variabili degli inquinanti. Ciò giustifica il campionamento periodico, non utilizzabile per quei gruppi che presentano un ciclo vitale breve.

- Il campionamento qualitativo è relativamente facile; la metodologia è piuttosto sviluppata e si basa sull'impiego di attrezzatura poco complessa.

- Esistono chiavi tassonomiche per la maggior parte dei gruppi, sebbene esistano taxa di più difficile riconoscimento.

- La caratteristica più utile consiste forse nel fatto che sono stati sviluppati numerosi metodi di analisi dei dati, compresi gli indici di inquinazione e gli indici di diversità.

LETTURE CONSIGLIATE

ALLAN J.D., 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London.

BELFIORE C., 1983. *Efemerotteri (Ephemeroptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 24. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente" (S. Ruffo, coord.). Verona.

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & RUFFO S., 1994. *Manuali per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, vol. I.

CLIFFORD H.F., 1991. *Aquatic Inverte-*

brates of Alberta. The University of Alberta Press. Edmonton.

DALL P.C. & LINDEGAARD C. (Ed.), 1995. *En oversigt over danske fersvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forurenningen i soer og vandlob*. Ferskvandsbiologisk laboratorium. Kovenhvns Universitet.

DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI, P. & SPAGGIARI R., 1992. *Biological assessment methods for running water quality. Ecological assessment and control*. Newman, P.J. (De.). C.C.E., Brussels, 217-248.

DE PAUW N., VAN DAMME D. & BIJ DE VAATE A., 1996. *Manual for macroinvertebrate identification and water qual-*

ity assessment. Integrated training programme for implementation of the recommended trans-national monitoring strategy for the Danube River Basin, CEC PHARE/TACIS project. Lab. For biological research in aquatic pollution. University of Ghent.

DE PAUW N. & VANNEVEL R., 1990. *Macroinvertebraten en Waterkwaliteitk Stichting Leefmilien*. Antwerpen.

DESCARPENTRIES A. & VILLIERS A., 1973. *Petits animaux des eaux douces*. Nathan Ed., Paris.

ELLIOTT J.M., HUMPSCH U.H. & MACAN T.T., 1984. *Larvae of the British Ephemeroptera. A key with Ecologi-*

- cal Notes. Freshwater Biological Association, 49. Ambleside.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione indice biotico esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Prov. autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.
- HART C.W. & FULLERE S.L.H., 1974. *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press. New York.
- HELLAWELL J.M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier. London.
- HYNES H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- HYNES H.B.N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- KOLKOWITZ R. & MARSSON M., 1902. Grundzätze für die biologische Beurteilung der Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversog. Abwasserreinig.* 1: 33-72.
- KOHMANN F., 1988. *Bestimmungsschlüssel für angewandte Biologie und Ökologie*. Dornstadter, weg. 15. Jungingen.
- LEHMKUHL D.M., 1979. *How to Know the Aquatic Insects*. Wm. C. Brown., Dubuque, Iowa.
- MERRITT R.W. & CUMMINS K.W.(Eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd. Edition). Kendal/Hunt Publ., Dubuque, Iowa.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W. & BURTON, T.M., 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrient. In: Resh V.H. & D.M. Rosenberg (Eds.) *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York, pp. 134-163
- MÜLLER K., 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia*, 52: 202-207.
- NAGEL P., 1989. *Bill-bestimmings-schlüssel der Saprobien*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- NILSSON A., 1996. *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 1: Ephemeroptera - Plecoptera - Heteroptera - Neuroptera - Megaloptera - Coleoptera - Trichoptera - Lepidoptera*. Apollo Books. Stenstrup.
- NILSSON A., 1997. *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 2: Odonata - Diptera*. Apollo Books. Stenstrup.
- MCCAFFERTY W.P., 1981. *Aquatic Entomology*. Science Books International. Boston.
- PICAZO J. ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J., 1995. *Relationships between the distribution of mayfly nymphs and water quality in the Guadalquivir River basin (Southern Spain)*. In: Corkum L.D. & J.J.H. Ciborowski (Ed.) *Current Research on Ephemeroptera*. Canadian Scholar Press Toronto, pp. 41-54.
- RESH V.H. & ROSENBERG D.M., (Eds.), 1984. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger. New York.
- ROSENBERG D.M. & RESH V.H. (Eds.), 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall. New York & Oslo.
- ROZKOSNÝ R. (Ed.), 1980. *Klíč vodních larev hmyzu*. Československa Akademie ved. CSAV.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.
- TACHET H., BOURNAUD M. & RICHOUX P., 1980. *Introduction à l'étude des macroinvertebrées des eaux douces. (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Université Lyon I. Association française de Limnologie.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- WALLACE J.B. & WEBSTER J.R., 1996. The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139.
- WILLIAMS D.D. & FELTMATE B.W., 1992. *Aquatic Insects*. C.A.B. Int., Toronto.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos*, 27: 265-272

1.2 Il monitoraggio biologico e la definizione della qualità dei corsi d'acqua

Niels De Pauw

Department of Applied Ecology and Environmental Biology,
University of Ghent, J. Plateaustraat 22, B-9000 Ghent, Belgium

Il biomonitoraggio consiste in una raccolta di informazioni riferite a determinati siti, ad intervalli di tempo regolari, al fine di poter disporre di dati per la definizione della situazione corrente (funzione di allarme o di segnalazione), riconoscere tendenze (funzione trend), saggiare la conformità (funzione di controllo). La valutazione biologica, d'altro canto, fornisce un giudizio sulla qualità dell'ambiente acquatico, sugli effetti delle attività umane e sulla idoneità agli usi, in particolare a quelli che possono avere influenza sulla salute umana e sull'ecosistema acquatico stesso. La determinazione della qualità dell'acqua comprende quindi l'uso del biomonitoraggio.

A seconda dell'obiettivo, il monitoraggio biologico può comprendere il monitoraggio degli effetti di bioaccumulo (bio-concentrazione, bio-magnificazione), il monitoraggio della tossicità (saggi tossicologici, sistemi di allarme precoce) e il monitoraggio dell'ecosistema (valutazione biologica).

La sorveglianza dell'ecosistema può fornire un contributo insostituibile al monitoraggio della qualità dell'acqua per i seguenti motivi:

- le comunità biologiche si comportano come rilevatori in continuo dell'acqua, in contrapposizione alle informazioni puntiformi fornite dalle analisi chimiche;
- le comunità biologiche rispon-

dono (reagiscono in modo evidente) ad un'ampia varietà di parametri ed inquinanti dell'acqua, mentre il monitoraggio chimico è legato alla pre conoscenza del tipo di inquinante che dovrebbe essere presente;

- le comunità biologiche hanno la proprietà di integrare l'effetto di un insieme di inquinanti.

La maggior parte delle metodologie biologiche di determinazione della qualità dell'acqua è basata sul rilevamento di cambiamenti nella struttura della comunità: ricchezza in taxa, densità, rapporto di diversità tra gruppi di taxa e presenza/assenza di specie indicatrici caratteristiche dei differenti livelli di inquinamento. La conoscenza degli effetti ecologici dei diversi tipi di inquinamento, acquisita in seguito a numerosi studi effettuati negli anni passati, permette una interpretazione diretta dei dati relativi alla valutazione della qualità dei corsi d'acqua. La conoscenza delle esigenze ecologiche di una specie e la sua risposta ai diversi inquinanti fornisce il valore di indicatore come bioindicatore.

Gli indicatori biologici della qualità dell'acqua possono essere rappresentati da diversi gruppi tassonomici, comprendenti sia micro che macro organismi (batteri, alghe, protozoi, rotiferi, copepodi, cladoceri, nematodi, macroinvertebrati, macrofite, pesci ed anche uccelli acquatici e mammiferi). Le comu-

nità biologiche considerate più importanti per la definizione della qualità delle acque correnti sono il periphyton, il microperiphyton, il macrozoobenthos, la vegetazione acquatica ed il necton (pesci).

Per il campionamento di tali comunità sono stati sviluppati strumenti e procedimenti specifici. I vantaggi e gli svantaggi dell'uso di una di tali comunità sono riferibili principalmente alla facilità o difficoltà del loro campionamento e determinazione sistematica.

Tre esercitazioni di intercalibrazione, organizzate dalla Comunità Europea negli anni '70 in Germania, Gran Bretagna ed Italia, hanno dimostrato chiaramente che i macroinvertebrati sono la comunità più comunemente utilizzata come indicatore biologico.

I vantaggi dell'utilizzo dei macroinvertebrati come indicatori della qualità dei corsi d'acqua sono legati al fatto che tale gruppo è ubiquitario ed abbondante in tutti i sistemi fluviali, è relativamente facile da campionare e da identificare, è relativamente poco mobile e localizzato in un preciso tratto dell'alveo e quindi è indicativo dei cambiamenti della qualità dell'acqua.

I macroinvertebrati hanno cicli vitali lunghi e rappresentano un insieme eterogeneo di taxa differenti dal punto di vista dell'evoluzione e ciò fa pertanto supporre che almeno alcuni di essi possano

reagire a cambiamenti specifici della qualità dell'acqua.

Negli anni è stato effettuato un grande sforzo per tradurre le complesse informazioni biologiche fornite da tali organismi nella formulazione di indici o punteggi. Oggi gli indici biologici sono diventati uno strumento essenziale nella strategia di gestione delle acque. Negli ultimi cinquanta anni, in particolare, sono stati sviluppati più di cento indici per la qualità dell'acqua.

Sono state seguite in particolare tre tipologie di approccio: saprobico, biotico e di diversità. Ognuno di tali approcci ha specifici obiettivi e principi, oltre a possedere vantaggi e svantaggi rispetto agli altri. L'approccio saprobico si riferisce principalmente alla risposta delle specie in presenza di inquinamento organico. L'approccio basato sulla diversità d'altro canto utilizza tre componenti della struttura della comunità in esame: ricchezza di specie o taxa, presenza ed abbondanza. L'approccio biologico utilizza la risposta sia delle specie che dell'intera comunità. Sia gli indici biotici che gli *score systems* incorporano gli aspetti vantaggiosi propri degli approcci saprobici e di diversità, combinando in una singola espressione numerica la misura quantitativa della diversità di specie e l'informazione qualitativa fornita dalla sensibilità ecologica di ogni taxon.

Altri elementi che vanno considerati nei differenti approcci sono: il campionamento e l'analisi (per la determinazione dello stato biologico), la valutazione numerica (cal-

colo dell'indice, tenendo conto della situazione di riferimento), la classificazione (giudizio sul livello di qualità attraverso l'uso di classi di qualità), il test della conformità (confronto con gli standard) e la rappresentazione grafica (codifica dei colori).

In riferimento a tali elementi va sottolineato che le situazioni di riferimento vengono definite sulla base di informazioni scientifiche, mentre le classi di qualità vengono definite arbitrariamente e la codifica dei colori è soggettiva, ed infine gli standards sono definiti politicamente.

Nell'ambito dell'applicazione dei metodi di definizione della qualità delle acque correnti nei paesi europei, si osserva che gli indici basati sui macroinvertebrati bentonici sono quelli che hanno avuto più successo. Fra i 10 diversi sistemi utilizzati nell'Unione Europea, la maggior parte si basa o sul Sistema Saproibico o sul Sistema di Indici Biotici, mentre due -Gran Bretagna e Spagna- si basano sul Biotic Score System. In 7 dei 10 stati dell'Unione Europea il metodo saprobico o quello basato sugli Score System o indici biotici sono diventati metodi nazionali standard. A seconda del metodo, l'intervallo dei valori di indice varia da 1 a 4 per gli indici saprobici, da 0 a 20 per gli indici biotici e da 0 a più di 150 per i *biotic score*. La differenza più importante, oggetto di un acceso dibattito, è il livello di identificazione tassonomico richiesto per i taxa dei macroinvertebrati: livello di specie per l'approccio saprobico, livello di genere o famiglia per l'ap-

proccio biotico. La perdita di informazioni riferibile all'ultimo approccio viene però bilanciata da un guadagno nella praticità di applicazione del metodo di determinazione biologica.

Il vantaggio maggiore fornito dagli indici biotici consiste nella possibilità di convertire i valori di indice in classi di qualità, che possono essere rappresentate graficamente e riportate su mappa attraverso una codifica in colori, facilitando l'interpretazione ed il controllo della conformità. A tutt'oggi comunque in Europa la classificazione della qualità dell'acqua e la codifica dei colori non è uniforme.

I problemi principali dell'applicazione di tali indici è legata principalmente alla calibrazione delle scale in relazione ai differenti inquinamenti e tipologie di acqua. Anche la mancanza di ben definite comunità di riferimento con le quali la situazione in esame va comparata rimane un problema da risolvere. A tale riguardo un sistema come RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System), sviluppato in Gran Bretagna, sembra essere assai promettente e richiederebbe una maggior attenzione da parte delle altre nazioni europee. Un'altra strada da percorrere nel prossimo futuro potrebbe essere quella dell'utilizzo di tecniche di intelligenza artificiale (AI) per l'interpretazione più efficace dei dati biologici per la definizione della qualità dell'acqua. Infatti allo stato attuale dell'utilizzo degli indici, non viene utilizzata la gran parte delle informazioni raccolte.

LETTURE CONSIGLIATE

DE PAUW N., P.F. GHETTI, P. MANZINI & R. SPAGGIARI, 1992. Biological assessment methods for running wa-

ter. In: River water quality - ecological assessment and control. Commission of the European Com-

munities. EUR 14606 EN-FR, 1992-III, 751 pp.

DE PAUW N. & H.A. HAWKES, 1993. Bio-

- logical monitoring of river water quality. In: Walley W.J. and S. Judd (eds). River water quality monitoring and control. Aston University, UK. 249 pp.
- GHETTI P.F. & O. RAVERA, 1994. European perspective on biological monitoring. pp. 31-46. In: Loeb L. & A. Spacie (eds). Biological monitoring of aquatic systems.. Lewis Publishers. Boca Raton. 381 pp.
- HELAWELL J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers. London & New York. 546 pp.
- KNOBEN R.A.E., C. ROOS & M.C.M.VAN OIRSCHOT, 1995. Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE Task Force on Monitoring & Assessment. Vol. 3. RIZA, P.O. Box 17, 8200 AA Lelystad, The Netherlands. 86 pp.
- MASON C.F. 1981. Biology of freshwater pollution. Longman. London and New York. 250 pp.
- METCALFE-SMITH J.L., 1994. Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. Pp. 144-170. In: Calow P. & G.E.Petts (eds). The rivers handbook. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 523 pp.
- WRIGHT J.F., M.T. FURSE & P.D. ARMITAGE, 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, 3(4): 15-25.

1.3 L'importanza degli habitat di alveo e di sponda nella definizione della qualità ecologica e nella gestione dei corsi d'acqua

Patrick Armitage

Institute of Freshwater Ecology, River Laboratory
East Stoke, Wareham, Dorset, UK, BH20 6BB

Per tutta la prima metà del novecento l'attenzione dei gestori della risorsa idrica è stata rivolta principalmente all'approvvigionamento dell'acqua, all'inquinamento, alla produzione di energia ed alla difesa dalle piene. In seguito all'acquisizione di maggiori conoscenze sulla complessità dell'ambiente e sulle relazioni causa-effetto tra modifiche al bacino e alterazioni del corso d'acqua è maturata una cultura più olistica di gestione della risorsa idrica. Ci si è quindi resi conto che gli impatti e le alterazioni hanno effetti negativi non solo sulla qualità dell'acqua, ma anche sulle condizioni e sulla distribuzione degli habitat acquatici. L'interesse si è quindi spostato verso le relazioni esistenti fra la portata e gli habitat acquatici e sulla conseguente necessità di rinaturalizzare e riqualificare i corsi d'acqua. L'attenzione rivolta alla conservazione e il crescente sviluppo di una legislazione in materia di biodiversità hanno portato inevitabilmente alla necessità di acquisire nuove informazioni per conoscere le esigenze ambientali delle specie e delle comunità biotiche.

L'approccio olistico di gestione dei corsi d'acqua si è sviluppato a partire da studi geomorfologici e biologici, che sono stati integrati arrivando a stabilire che il fiume è un sistema tridimensionale che dipende dal trasporto di energia, materiale e biota nel senso verticale,

longitudinale e trasversale e nel tempo. Questo approccio fornisce uno strumento adeguato per l'analisi e per la gestione degli habitat.

Al fine di semplificare la sua complessa struttura, il fiume può essere suddiviso in sezioni.

- in una prima fase il corso d'acqua viene classificato in *settori funzionali* che sono generalmente caratterizzati da un determinato regime idraulico, da una particolare qualità dell'acqua e/o dalla conformazione della sezione.

- i settori possono essere ulteriormente suddivisi in *segmenti* (reaches), che sono tratti di fiume all'interno dei quali è possibile rilevare una certa uniformità delle caratteristiche locali dell'habitat. I loro confini sono stabiliti dalla presenza di strutture quali dighe o da cambiamenti locali dell'uso del territorio o ancora dalla gestione del corso d'acqua (sistemazioni).

- i segmenti, a loro volta, sono costituiti da un *mosaico di habitat* caratterizzati da determinate combinazioni di velocità di corrente e tipo di substrato; ne sono un esempio i ciottoli nei raschi (solitamente con velocità di corrente elevata), le macrofite in zone con velocità di corrente elevata (*Ranunculus* spp. e muschi), piante sommerse od emergenti in zone a velocità ridotta e gli habitat di sponda.

Questa classificazione fornisce uno strumento utile al fine di individuare le relazioni esistenti fra

ogni componente del sistema e fra la loro distribuzione longitudinale nel corso d'acqua. Oltre a ciò, possedendo informazioni su tutte le componenti biotiche e abiotiche, è possibile ottenere una descrizione generale dell'ecosistema acquatico accessibile ai gestori della risorsa idrica, che permetta l'integrazione tra le conoscenze ecologiche di base e gli aspetti applicativi.

L'impatto che si rileva sui corsi d'acqua ha varie origini e può essere determinato da eventi naturali, dalla regimazione idraulica, da interventi di sistemazione, dall'approvvigionamento idrico e dalle attività che insistono sul bacino sotteso.

La maggior parte dei metodi utilizzati per la definizione degli habitat non sottolinea in modo dettagliato la relazione fra habitat specifici e comunità biotiche; sono pertanto necessari ulteriori approfondimenti per definire in maniera ottimale il comparto acquatico compreso tra il livello di *segmento* e quello di *microhabitat*.

Questo livello intermedio è rappresentato dai *mesohabitat*. In Gran Bretagna la scala di risoluzione a livello dei mesohabitat è stata utilizzata per verificare la risposta degli ecosistemi acquatici alla rinaturalizzazione ed alla regimazione. L'identificazione dei mesohabitat lungo un corso d'acqua è un metodo alternativo per definire la qualità ambientale dei corsi d'acqua. Considerando i dati dei macroin-

vertebrati al livello sistematico di famiglia, si è visto che i mesohabitat possiedono specifiche comunità che si mantengono costanti nello spazio e nel tempo (stagioni) lungo un tratto di fiume riferibile almeno ai *segmenti*. Per la definizione dei mesohabitat con tutte le specie è comunque necessario considerare le differenze stagionali. Le ricerche hanno evidenziato l'importanza della vegetazione emergente ed altri studi stanno prendendo in considerazione il ruolo delle sponde e delle caratteristiche della riva

nell'ecologia generale dei corsi d'acqua.

Gli obiettivi futuri per lo studio degli aspetti ecologici degli habitat sono l'individuazione di nuove metodologie di indagine e la definizione di possibili relazioni fra gli habitat stessi. L'utilizzo di tecnologie innovative per il rilievo degli habitat potrà permettere di descrivere un corso d'acqua in termini di distribuzione di mesohabitat nella sua dimensione longitudinale. Queste informazioni, assieme alle nuove conoscenze relative alla fau-

na associata ad un particolare habitat ed alla sua variabilità sia temporale sia spaziale, porteranno ad una descrizione dettagliata del corso d'acqua ad un livello utile ad indirizzare i pianificatori; le informazioni avranno validità applicativa negli studi sulla regimazione idraulica e sui progetti di rinaturalizzazione, oltre che essere un valido strumento previsionale per gli impatti determinati da un'ampia varietà di disturbi all'ecosistema acquatico.

LETTURE CONSIGLIATE

- ARMITAGE P.D., 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: A. Lillehammer & S.J. Saltveit Eds. "Regulated rivers" (Proceedings of the 2nd International Symposium on Regulated Stream Limnology), 139-164. Norwegian Univ. Press.
- ARMITAGE P. D. & CANNAN C.E., 1998. Nested multi-scale surveys in lotic systems - tools for management. In: Bretschko G. & Helesic J. Eds "Advances In River Bottom Ecology", pp.293-314, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- ARMITAGE P.D. & GUNN R.J.M., 1996. Differential response of benthos to natural and anthropogenic disturbances in 3 lowland streams. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, **81**: 161-181.
- ARMITAGE P.D. & PARDO I., 1995. 'Impact assessment of regulation at the reach level using mesohabitat information', *Regulated Rivers: Research & Management*, **10**(2/4): 147-158.
- ARMITAGE P.D., PARDO I & BROWN A., 1995. Temporal constancy of faunal assemblages in mesohabitats. Application to management, *Archiv für Hydrobiologie*, **133**: 367-387.
- BOON P.J., HOLMES N.T.H., MAITLAND P.S., ROWELL T.A. & DAVIES J., 1997. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development, structure and function. In: P.J. Boon and D. L. Howell (Eds) *Freshwater quality: defining the indefinable* The Stationery Office, Edinburgh. 299-326.
- BROOKES A. & SHIELDS JR F.D. (Eds), 1996. *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 433 pp.
- CALOW P. & PETTS G.E. (eds), 1992. *The Rivers Handbook* Vol. 1. Blackwell Scientific, Oxford, 526 pp.
- CALOW P. & PETTS G.E. (eds), 1992. *The Rivers Handbook* Vol. 2. Blackwell Scientific, Oxford, 523 pp.
- COGERINO L., CELLOT B. & BOURNAUD M., 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia* **304**: 103-115.
- FRISELL C.A., LISS W.J., WARREN C.E. & HURTLEY M.D., 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context, *Environmental Management*, **10**: 199-214.
- GORE J.A. & HAMILTON S.W., 1996. Comparison of flow-related habitat evaluations downstream of low-head weirs on small and large fluvial ecosystems. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**: 459-469.
- HARPER D., SMITH C., BARHAM P. & HOWELL R., 1995. The ecological basis for the management of the natural river environment. In: D. Harper & A. Ferguson (Eds) *The Ecological Basis For River Management*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester. 59-78.
- JUNGWIRTH M., MOOG O. & MUHAR S., 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* **8**: 195-204.
- PARDO I. & ARMITAGE P.D., 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, **344**: 111-128.
- PETTS G.E. & AMOROS C. (Eds), 1996. *Fluvial Hydrosystems*, Chapman & Hall, London, 322 pp.
- RAVEN P.J., FOX P., EVERARD M., HOLMES N.T.H. & DAWSON F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: Boon P.J. & D.L. Howell (Eds). *Freshwater Quality: Defining the indefinable*, HMSO Edinburgh, 215-234.
- STAZNER B. & HIGLER B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* **16**: 127-139.
- WOOD P.J. & ARMITAGE P.D., 1997. Silt and siltation in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**: 203-217.
- WRIGHT J.F., HILEY P.D., CAMERON A.C., WIGHAM M.E. & BERRIE A.D., 1983. A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of 5 biotopes in the river Lambourn, Berkshire, England. *Archiv für Hydrobiologie* **96**: 271-292.

1.4 Principali caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua

Paolo Scotton

Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale
Università di Trento, Trento.

INTRODUZIONE

Fino a non molti anni fa lo studio dei corsi d'acqua veniva realizzato, dal punto di vista ingegneristico, in modo completamente indipendente da tutti gli aspetti relativi all'ecosistema acquatico.

I rapporti tra le figure professionali erano molto sporadici anche a causa di una sostanziale diversità di linguaggio e di un differente approccio nell'affrontare e risolvere i problemi. L'attuale inevitabile necessità, stabilita anche per legge, di valutare gli impatti ambientali delle opere di ingegneria civile, sta avendo come conseguenza la tendenza ad una maggiore interazione. Di qui la necessità di esprimere concetti e comunicare esperienze in modo comprensibile, che mettano in evidenza aspetti ed esigenze fondamentali delle singole arti.

Il presente breve scritto, lontano dall'essere esaustivo, illustra alcune tra le più importanti caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua.

Le principali caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua

Come appare evidente il motore che produce il movimento dell'acqua "verso valle" è la gravità. Appare altrettanto evidente che questa non può essere l'unica forza che agisce sulle particelle d'acqua. Infatti, in assenza di altre forze, la trasformazione dell'energia potenziale in energia cinetica indurreb-

be l'acqua a muoversi ad una velocità di circa 140 m/s dopo aver percorso un dislivello di 1000 m. In effetti la maggior parte dell'energia che l'acqua possiede all'inizio del suo movimento verso il mare viene dissipata o, meglio, trasformata in calore.

Le modalità con cui l'energia cinetica viene trasformata in calore dipendono dalle caratteristiche del corso d'acqua, inteso come insieme di contenuto e di contenitore. Il contenuto è costituito dall'acqua e dal materiale solido che con essa viene trasportato verso valle, il contenitore è formato da quella parte di territorio che circoscrive il contenuto. Così la dissipazione di energia dipende dalle caratteristiche del fluido e del contenitore. I parametri che caratterizzano il fluido sono principalmente la sua densità e la sua viscosità, mentre il contenitore è caratterizzato dalla sua forma e da densità, forma e dimensione del materiale che costituisce la superficie a contatto con il fluido.

In generale il fondo di un corso d'acqua è costituito da materiale sciolto, vegetazione e opere di regolazione, con le quali il fluido interagisce attivamente. La spinta idrodinamica che il fluido esercita sul materiale che costituisce il fondo è in grado di spostarlo e trascinarlo verso valle. Mentre in condizioni di deflusso normale appare facile ed istintivo separare conte-

nuto e contenitore, che coincidono con la parte fluida e la parte solida, tale distinzione si presenta molto più difficile in occasione di elevati valori di portata. In tali situazioni si realizza, infatti, un intenso trasporto solido. Il materiale solido del fondo viene coinvolto nel movimento dal fluido, influenzandone a sua volta il movimento.

Com'è noto l'acqua è costituita da un gran numero di molecole che le conferiscono l'aspetto macroscopico di una materia continua. Ciononostante il comportamento delle singole molecole ha un'influenza fondamentale nel definire le proprietà del moto complessivo. Quando la molecola d'acqua possiede una elevata quantità di moto, l'interazione con le altre molecole produce continue e rilevanti variazioni di direzione, verso e valore assoluto della sua velocità. Al contrario, quando possiede poca quantità di moto le variazioni del suo vettore velocità sono molto più contenute.

Nei corsi d'acqua naturali si può immaginare che il moto si realizzi per strati paralleli di fluido a velocità diversa. La velocità del fluido (Fig. 1) si riduce praticamente a zero in prossimità del fondo, aumentando mano a mano che ci si avvicina alla superficie libera. Il massimo della velocità si realizza poco al di sotto della stessa.

In prossimità del fondo la velocità è bassa e l'eventualità di

ampie fluttuazioni è inibita dalla presenza del fondo stesso. Le particelle tendono a rimanere nel loro strato realizzando il cosiddetto *moto laminare* (Fig. 2: a). Nel restante volume occupato dall'acqua il moto viene definito come *turbolento* (Fig. 2: b). Dal punto di vista idraulico la tendenza di un fluido a produrre un moto turbolento piuttosto che un moto laminare è valutata attraverso il valore del numero di Reynolds, che rappresenta il rapporto tra la forza di inerzia e la forza dovuta alla viscosità subita da una particella d'acqua. Nei corsi d'acqua naturali il numero di Reynolds è solitamente piuttosto alto ed il moto è quasi ovunque turbolento.

La resistenza al movimento della massa idrica effettuata dal fondo del corso d'acqua dipende dalla relazione tra lo spessore dello strato a moto laminare e la dimensione dei corpi solidi che costituiscono il fondo. Quando lo spessore dello strato a moto laminare ricopre le asperità del fondo (Fig. 3), la sezione si definisce liscia e la resistenza dipende dal numero di Reynolds e cioè dalla viscosità. Quando le asperità del fondo sono grandi rispetto allo strato a moto laminare, la sezione si definisce scabra e la resistenza dipende dalle dimensioni delle asperità del fondo. I corsi d'acqua di montagna, caratterizzati da elevate velocità ed elevate dimensioni del materiale costituente il fondo, si trovano in quest'ultima situazione.

I corsi d'acqua di pianura, caratterizzati da velocità idriche minori e da dimensioni più piccole del materiale di fondo possono presentare caratteristiche vicine al primo caso.

Le caratteristiche sopra descritte hanno un'importante influenza sull'attività biotica dei corsi d'acqua. L'intensità delle varia-

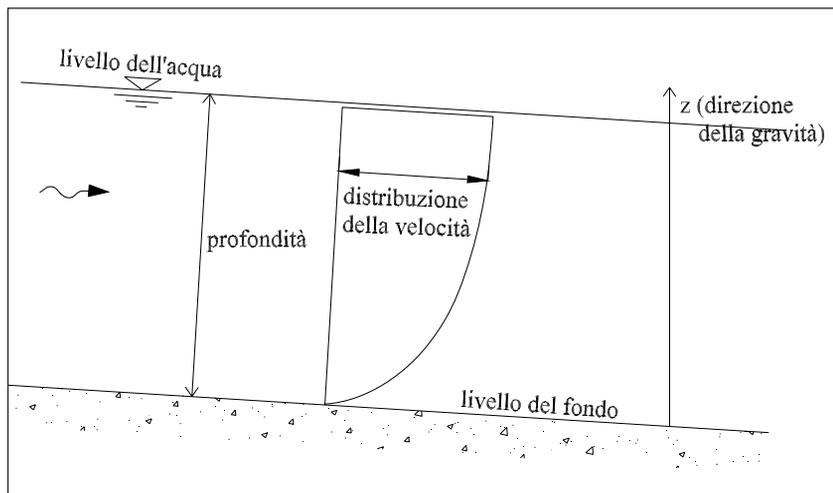


Fig. 1. Distribuzione della velocità in funzione della profondità in un corso d'acqua.

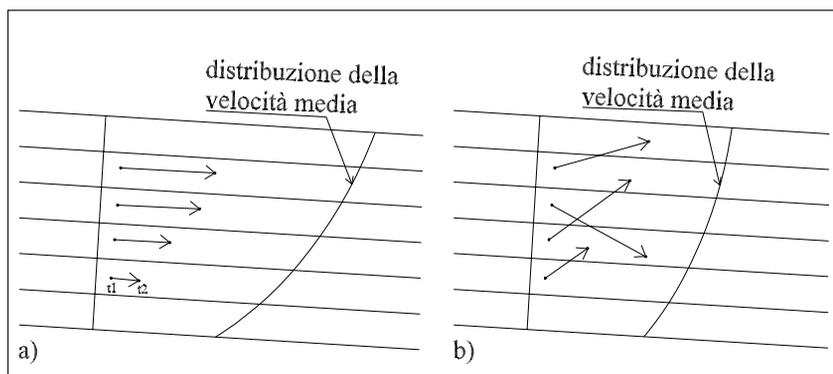


Fig. 2. a) Moto laminare: le particelle d'acqua rimangono nel loro piano; b) Moto turbolento: le particelle d'acqua sono in grado di muoversi ampiamente.

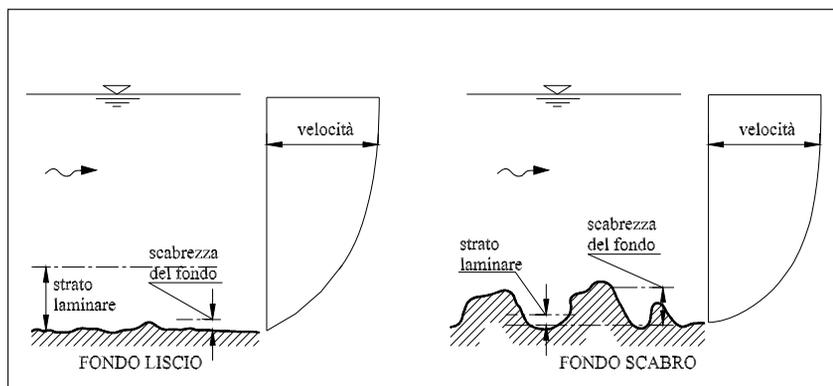


Fig. 3. Moto turbolento: fondo idraulicamente liscio e scabro.

zioni di velocità delle particelle d'acqua è responsabile dell'attività di mescolamento dei componenti solidi, organici e non, trasportati. Le caratteristiche del moto di un tratto possono quindi influenzare le componenti delle comunità macrobentoniche che popolano il fondo dei corsi d'acqua.

Alcune manifestazioni macroscopiche dei corsi d'acqua sono degne di essere qui brevemente considerate: la modalità di propagazione delle perturbazioni ed un fenomeno localizzato di dissipazione energetica chiamato *risalto idraulico* (Fig. 4). Il primo aspetto riveste particolare rilevanza perché permette di valutare quali zone di un corso d'acqua possono essere condizionate da attività svolte al suo interno. Il numero di Froude della corrente permette di valutare questi aspetti. Esso rappresenta il rapporto tra le forze inerziali e le forze dovute alla gravità che agiscono sulle particelle d'acqua. Quando le forze inerziali sono preponderanti su quelle gravitazionali gli effetti dell'inserimento di qualunque forma di perturbazione, per esempio un'opera di ingegneria idraulica, non possono propagarsi verso monte ma soltanto verso valle. Al contrario, quando le forze inerziali sono piccole rispetto a quelle gravitazionali, le perturbazioni prodotte si

fanno sentire non solo a valle ma anche a monte e talvolta per lunghe distanze. Quest'ultimo caso è comune nei corsi d'acqua di pianura e le condizioni del moto si definiscono sub-critiche o di corrente lenta. Nel caso precedente le condizioni del moto si definiscono super-critiche o di corrente veloce.

Una corrente idrica non ha alcuna possibilità di passare da una condizione di moto super-critico ad una condizione di moto sub-critico, se non attraverso un fenomeno localizzato chiamato *risalto idraulico* (Fig. 4). Questo fenomeno è associato ad una forte dissipazione energetica localizzata e ad una rilevante, locale, variazione di tirante idrico. È un fenomeno facilmente osservabile nei corsi d'acqua naturali di montagna ed è molto spesso utilizzato nelle opere di ingegneria idraulica anche come dissipatore di energia.

Un altro aspetto molto importante dell'idrodinamica dei corsi d'acqua naturali è relativo al comportamento del materiale che ne costituisce il fondo. In condizioni normali, il corso d'acqua si presenta *corazzato* e la parte superficiale del fondo presenta diametri medi di dimensioni maggiori rispetto agli strati sotto la superficie (Fig. 5).

La maggior parte delle trasformazioni del fondo dovute al tra-

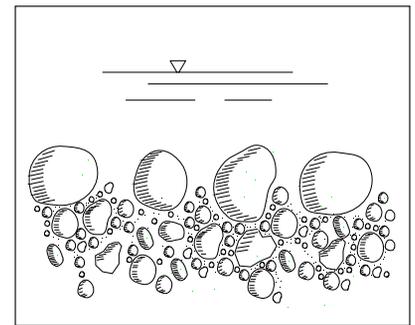


Fig. 5. Fondo corazzato.

sporto solido si verificano in condizioni di piena, quando il materiale del fondo viene messo in movimento dalle forze idrodinamiche che sono in grado di superare le forze stabilizzanti dovute alla gravità ed alla resistenza dell'apparato radicale, nel caso della vegetazione. In questi casi possono verificarsi rilevanti fenomeni di erosione e deposito sia naturali sia indotti da opere inserite nel corso d'acqua.

L'interazione tra il fluido ed il materiale solido del fondo è responsabile della forma assunta dal fondo stesso. Si possono così formare, per piccoli valori del numero di Froude, piccole increspature del fondo, le cui dimensioni sono in relazione con lo spessore dello strato laminare vicino al fondo. Forme di dimensioni maggiori, le dune e le antidune, hanno l'ordine di grandezza della profondità della corrente e sono associate a maggiori numeri di Froude. Le dune si muovono verso valle mentre le antidune tendono a muoversi verso monte.

Altre strutture del fondo, di scala molto maggiore delle precedenti, sono le barre. La loro dimensione longitudinale dipende dalla larghezza del corso d'acqua mentre la dimensione verticale ha l'ordine di grandezza della profondità della corrente. Le barre possono essere "forzate" da una curva, da una immissione, da un'opera ingegneristica oppure "libere" e causa-

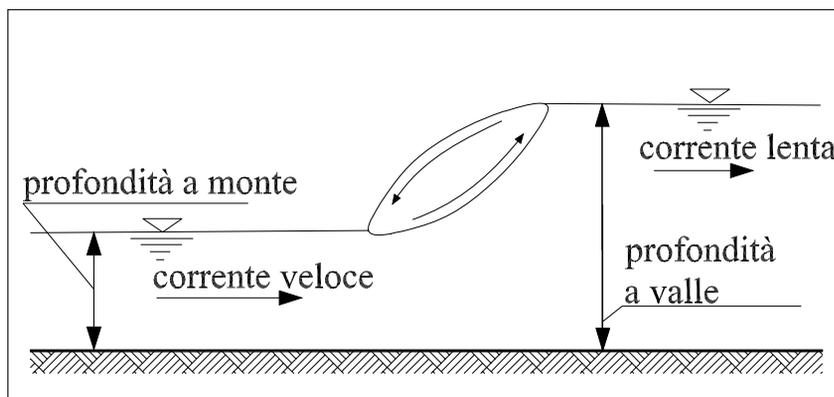


Fig. 4. Il risalto idraulico.

te da fenomeni di instabilità della forma del fondo. Le barre forzate hanno velocità praticamente nulla, mentre le barre libere si muovono verso valle ad una velocità dell'ordine dei metri al giorno.

I fenomeni di erosione delle sponde sono responsabili della formazione dei "meandri" ed hanno un ruolo molto importante nei fiumi intrecciati (braiding rivers).

Le opere inserite nei corsi d'acqua contribuiscono, in modo molto importante, ad alterare il loro comportamento naturale. Esse sono volte al controllo e sfruttamento della risorsa acqua e al controllo del trasporto solido. Tra queste *briglie*, *soglie* e *rampe* stabilizzano il fondo creando condizioni di discontinuità altimetrica longitudinale. I *pennelli* stabilizzano le sponde, naturalmente in erosione, modificando il campo di velocità del corso d'acqua, i *muri* e i *rivestimenti spondali* hanno lo stesso scopo aumentando la resistenza delle sponde all'erosione.

Conclusioni

Oggi è comunemente accettato che alterare la struttura di un corso d'acqua, per aumentare la sua capacità di portata, per fornire maggiore protezione contro l'erosione o controllare il deflusso, può impoverire seriamente l'habitat interno e spondale, riducendo drasticamente la biodiversità.

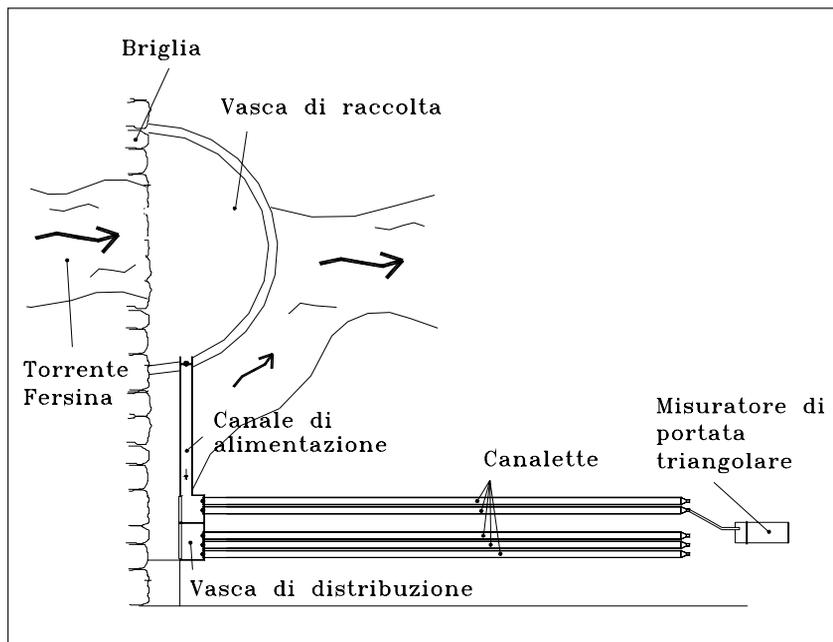


Fig. 6. Apparato sperimentale collocato all'interno del torrente Fersina nei pressi di Trento, volto allo studio delle popolazioni macrobentoniche in condizioni idrauliche controllate.

Dal punto di vista ingegneristico spesso è possibile passare in rassegna diverse soluzioni progettuali ad un problema da risolvere. La soluzione migliore è probabilmente quella che tiene conto del maggior numero di aspetti del problema. L'apertura ai problemi di natura non strettamente idrodinamica mette l'ingegnere nelle condizioni di prendere in considerazione diversi punti di vista e di collaborare con diverse figure professionali. Percorrendo questa strada il

Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento e l'Istituto Agrario di San Michele all'Adige hanno avviato da qualche anno una collaborazione volta allo studio, in condizioni idrodinamiche controllate, dell'evoluzione della popolazione macrobentonica di un fiume nei pressi di Trento (Fig. 6). Tale collaborazione, oltre a permettere di avvicinare due figure professionali così diverse, non potrà non avere ricadute di natura professionale per entrambe.

LETTURE CONSIGLIATE

VAN DER BERG J., DE VRIES M., 1979. Principles of river engineering. Pitman, London, Great Britain.

HENDERSON F.M., 1989. Open channel flow. Macmillan series in Civil Engineering.

HINZE J.O., 1975. Turbulence, McGraw-Hill New York, N.Y.

2.1 L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.)

Pier Francesco Ghetti

Dipartimento di Scienze Ambientali
Università Ca' Foscari, Venezia

Finalità

La finalità di quest'indice è quella 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, BONAZZI 1981; GHETTI, 1986; 1997).

Standardizzazione e applicazione dell'Indice

Le procedure di applicazione sono contenute nel "Manuale di Applicazione - Indice Biotico Esteso (I.B.E.): i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti" (GHETTI, 1997). Il manuale richiede il supporto delle guide per la classificazione dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani (RUFFO, 1977-85; SANSONI, 1988; CAMPAIOLI, GHETTI, MINELLI, RUFFO, 1994; 1999).

La scheda di rilevamento è riportata alle pagine seguenti.

Comunità da analizzare

Quest'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 apposito elenco.

Caratteristiche dell'indice

L'indice è particolarmente adatto a rilevare gli effetti prodotti nel tempo dal complesso dei fattori che alterano la naturalità e la funzionalità degli ambienti d'acque correnti. Esso rileva 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).

Esso segnala una "qualità ecologica" 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 ecologica dei corsi d'acqua e della protezione della vita acquatica.

Per le sue caratteristiche, si dimostra efficace 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 autoregolatrici di un corso d'acqua.

Stato di applicazione in Italia

Da circa 20 anni l'indice viene applicato in Italia. Durante questo periodo, particolare attenzione è stata rivolta alla formazione di

Tab. 2. Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità

CLASSI DI QUALITÀ	VALORI DI I.B.E.	GIUDIZIO DI QUALITÀ	COLORE
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	0-1-2-3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	rosso

esperti nell'applicazione dell'indice e nella standardizzazione delle procedure. Questo risultato è stato ottenuto mediante l'organizzazio-

ne di una lunga serie di Corsi guidati e di alcune esperienze di Test circolare (C.I.S.B.A., Provincia Autonoma di Trento).

L'ambito d'applicazione preferenziale è stato quello del territorio della provincia, anche se esperienze sono state condotte a scala

Tab. 1. Tabella per il calcolo del valore di I.B.E.

Gruppi Faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecoteri presenti (<i>Leuctra</i> ^o)	Più di una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13*
Efemeroteri presenti ^{oo} (escludere Baëtidae, Caenidae)	Più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (comprendere Baëtidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridae e/o Atyidae e/o Palaemonidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidae e/o Niphargidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Altri organismi	Tutte le U.S. sopra assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-

^o nella comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemeroteri (o presenti solo Baëtidae e Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella;

^{oo} per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie Baëtidae e Caenidae vengono considerate a 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):

* questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa), che nel valutare gli effetti prodotti dall'inquinamento trattandosi di ambienti con elevata ricchezza in taxa.

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	<i>(sul campo)</i>	pres.	abb.	<i>(in laboratorio)</i>	pres.	abb.
PLECOTTERI (genere)						
EFEMEROTTERI (genere)						
TRICOTTERI (famiglia)						
COLEOTTERI (famiglia)						
ODONATI (famiglia)						
DITTERI (famiglia)						

Organismi	(sul campo)	pres.	abb.	(in laboratorio)	pres.	abb.
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 _____

regionale, di bacino idrografico, di comune e di area variabile.

In Italia la grande maggioranza dei reticoli idrografici, in particolare di quelli più rilevanti, sono stati monitorati mediante I.B.E.

La frequenza temporale del

controllo varia da area ad area, secondo i progetti di monitoraggio delle varie amministrazioni. In genere il monitoraggio viene effettuato due volte l'anno su di un numero di stazioni che, in media, è di 50 per provincia.

L'Agenzia Nazionale per l'Ambiente, in collaborazione con le Agenzie Regionali, ha in progetto un Piano di Monitoraggio di tutti i principali corsi d'acqua a scala nazionale.

LETTURE CONSIGLIATE

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994; 1999. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. 1, 2. Provincia Autonoma di Trento, Museo di Storia Naturale di Trento.

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., 1997. Manuale di Applicazione: Indice Biotico Esteso - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Servizio Protezione Ambiente.

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.

2.2 BBI - Belgian Biotic Index

Niels De Pauw

Department of Applied Ecology and Environmental Biology,
University of Ghent, J. Plateaustraat 22, B-9000 Ghent, Belgium

Nel 1978 il Belgian Ministry of Public Health ha deciso di sviluppare ed adottare un metodo di valutazione della qualità delle acque correnti di applicabilità generale, basato sullo studio dei macroinvertebrati bentonici. Dopo aver sentito numerosi gruppi di ricerca di università ed istituti di ricerca, è stato deciso di combinare i vantaggi presentati dal Trent Biotic Index (TBI) di WOODIWISS (1964) e dell'Indice Biotique (IB), adattamento del TBI operato da TUFFERY and VERNEAUX (1968) per il Department of Fisheries and Pisciculture in Francia. Tale operazione ha portato alla formulazione del Belgian Biotic Index (BBI).

Le modifiche hanno riguardato principalmente la standardizzazione delle procedure di campionamento (campionamento della durata di 5 minuti con retino immanicato effettuato smuovendo il fondo con i piedi) ed il livello di identificazione, che è stato standardizzato al livello di famiglia o genere. Per i siti di campionamento di difficile accesso, alcune ricerche hanno dimostrato che l'utilizzo di substrati artificiali fornisce una valida alternativa al campionamento effettuato con il retino.

Il valore di BBI viene ricavato da una tabella in cui la ricchezza in taxa viene combinata con la presenza di alcuni taxa ordinati secondo la tolleranza nei confronti dell'inquinamento organico. L'indice biotico può variare da 0 a 10;

più il valore è alto, maggiore è il numero di taxa sensibili presenti (Tab. 1).

I valori del Belgian Biotic Index sono suddivisi in 5 classi di qualità, ad ognuno dei quali corrisponde un colore codificato per la mappatura delle classi di qualità: blu (I classe = poco o niente inquinato), verde (II classe = leggermente inquinato), giallo (III classe = moderatamente inquinato, situazio-

ne critica), arancio (IV classe = molto inquinato), rosso (V classe = pesantemente inquinato). In alcuni casi il valore di BBI pari a 0 viene rappresentato con il colore nero, che indica chiaramente la totale assenza di macroinvertebrati (Tab. 2)

Nel 1984 il metodo è stato adottato dal Belgian Institute for Normalisation come metodo standard per il Belgio (NBN T 92-402).

Calcolo del Belgian Biotic Index (BBI)

-
- Passo 1:** Identificare e contare tutti gli organismi presenti nel campione. Annotare il numero di individui (#) di ogni taxon della lista tassonomica.
- A = 1 individuo
 - B = 2-10 individui
 - C = 11-50 individui
 - D = 51-100 individui
 - E = 101-1000 individui
 - F = 1001-10 000 individui
 - G > 10 000 individui
- Passo 2:** Mettere un cerchio corrispondente allo *score* nella seconda colonna della lista tassonomica, tranne per i taxa rappresentati da un solo individuo.
- Passo 3:** Contare il numero di taxa, rappresentati da almeno un individuo nella prima colonna della lista tassonomica.
- Passo 4:** Identificare il punteggio più basso evidenziato con il cerchio e contare quante volte si trova tale punteggio (frequenza della classe).
- Passo 5:** Il numero di taxa (unità sistematiche, Passo 3) fornisce l'ingresso nella colonna corrispondente nella tabella standard per il calcolo dell'indice biotico.
- Il punteggio più basso cerchiato (Passo 4) fornisce l'ingresso nella riga corrispondente nella tabella standard per il calcolo dell'indice biotico.
- L'incrocio della riga e della colonna determina il BBI del campione.
-

Il Belgian Biotic Index (BBI) è applicabile a differenti tipologie di corsi d'acqua.

Dal 1979 più di 30.000 km di acque correnti, comprendenti torrenti, ruscelli e canali, sono stati ruotinariamente sorvegliati dai competenti ministeri dell'ambiente, enti preposti al controllo delle acque e della pesca, province e comuni.

Anche istituzioni di conservazione della natura ed associazioni giovanili hanno mostrato molto interesse per l'applicazione del BBI. I programmi di risanamento della Flemish and Walloon Administration for the Environment sono basati principalmente sulle mappe di qualità che visualizzano il BBI.

Nell'ambito della formazione di specialisti ambientali, il BBI viene normalmente insegnato nelle scuole superiori e nelle università. Oltre a ciò, i laboratori di controllo possono ottenere una certificazione ufficiale per il metodo BBI.

Per facilitare l'applicazione del BBI sono state pubblicate in Olandese e Francese una descrizione dettagliata del metodo e le chiavi tassonomiche necessarie per l'identificazione dei macroinvertebrati del Belgio e dell'Olanda.

Un'importante tappa nella strategia di miglioramento dell'ambiente acquatico è stata la pubblicazione, da parte del Flemish Go-

vernment, di un decreto che prevede che tutti i corsi d'acqua debbano avere un valore di BBI di almeno 7 per rientrare negli standard di base di qualità per le acque superficiali. A tal fine è stata predisposta dalla Flemish Environment Agency una rete di monitoraggio comprendente circa 1000 stazioni. In Wallonia, la Région Wallonne ha predisposto una rete di più di 500

Tab. 2. Classi di Qualità, Indice Biotico, significato e colori corrispondenti per il BBI.

Class	Biotic Index	Significance	Color
I	10-9	Lightly or unpolluted	blue
II	8-7	Slightly polluted	green
III	6-5	Moderately polluted critical situation	yellow
IV	4-3	Heavily polluted	orange
V	2-1 0	Very heavily polluted Dead water	Red Black

Tab. 1. Tabella standard - Belgian Biotic Index (BBI)

Score	Indicator groups	Class freq.	0-1	2-5	6-10	11-15	≥ 16
1	Plecoptera	≥ 2	-	7	8	9	10
	Heptageniidae	1	5	6	7	8	9
2	Trichoptera (con astuccio)	≥ 2	-	6	7	8	9
		1	5	5	6	7	8
3	Ancylidae	> 2	-	5	6	7	8
	Ephemeroptera (excl. Heptageniidae)	1-2	3	4	5	6	7
4	<i>Aphelocheirus</i> Odonata Gammaridae Mollusca (excl. Sphaeriidae)	≥ 1	3	4	5	6	7
5	Asellidae Hirudinea Sphaeriidae Hemiptera (excl. <i>Aphelocheirus</i>)	≥ 1	2	3	4	5	-
6	Tubificidae <i>Chironomus thummi-plumosus</i>	≥ 1	1	2	3	-	-
7	Syrphidae-Eristalinae	≥ 1	0	1	1	-	-

stazioni. In parallelo con il BBI, in Wallonia viene anche applicato il metodo francese Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (NF T90-350). Tale metodo sembra essere più sensibile, nell'ambito delle ac-

que di migliore qualità.

Il metodo BBI è stato inoltre diffuso e saggiato in paesi europei e extraeuropei (es: Algeria, Portogallo, Spagna, Indonesia, Costarica, Kenya). Il suo successo ha dimo-

strato che l'indice biotico è basato su principi universalmente validi, e che con l'aumento dell'inquinamento la diversità di specie diminuisce e si assiste alla scomparsa delle specie indicatrici più sensibili.

LETTURE CONSIGLIATE

DE PAUW N., V LAMBERT AND A. VAN KENHOVE, 1992. Application of artificial substrates for biological monitoring of large rivers and canals, in *Flanders and The Netherlands*. Final Report. Vlaamse Milieumaatschappij (in Dutch).

DE PAUW N., D. ROELS AND P. FONTOURA, 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates, in *The assessment of water quality by the Belgian Biotic*

Index. *Hydrobiologia* **133**: 237-258.

DE PAUW N. AND G. VANHOOREN, 1983. Method of biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia* **100**: 153-168.

DE PAUW N. AND R. VANNEVEL, 1991. Macroinvertebrates and water quality. Dossier N. 11, Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 316 pp. (In Dutch).

TUFFERY G. AND VERNEAUX J, 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Ex-

ploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural C.E.R.A.F.E.R., Section Peche et Pisciculture, 23 pp.

WOODWISS F. S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* **14**: 443-477.

2.3 BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System

Javier Alba-Tercedor

Dpto. Biología y Ecología Animal. Fac. Ciencias.
Univ. Granada.
18071-Granada Spain.

Negli ultimi anni è stato sviluppato per la Penisola Iberica un indice biotico chiamato BMWP' (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; ALBA-TERCEDOR, 1996; ALBA-TERCEDOR & PUJANTE, in stampa), che consiste in un adattamento del metodo BMWP utilizzato in Gran Bretagna (ARMITAGE *et al.*, 1983). Le modifiche consistono nell'aggiunta di nuove famiglie, nella variazione di alcuni punteggi (Tab. 2) e nella suddivisione dei punteggi in cinque classi di qualità, che descrivono i differenti gradi di inquinamento (Tab. 1). L'elenco delle famiglie per il calcolo del BMWP', riportate in Tab. 2, corrisponde ad un recente aggiornamento (ALBA-TERCEDOR, 1996), mentre i cinque livelli di qualità dell'acqua sono stati stabiliti in accordo con l'Extended Biotic Index (GHETTI *et al.*, 1983).

Oltre alle sopra citate modifiche, è stata variata anche la proce-

dura di campionamento. La metodica BMWP prevedeva infatti di effettuare il campionamento in un tempo definito (tre minuti), con la cattura degli organismi presenti nei diversi microhabitat; per l'applicazione del BMWP' spagnolo non viene invece definito alcun limite di tempo ed il campionamento viene considerato concluso nel momento in cui non vengono più catturati nuovi taxa; tale operazione implica quindi l'analisi in campo dei taxa catturati.

La suddivisione degli score nelle cinque classi di qualità è data per convenzione e risulta pertanto difficile stabilire dei limiti ristretti. Con uno scarto di soli 5 punti dello score finale si può verificare infatti la variazione di classe della stazione esaminata; in tali situazioni il giudizio finale va considerato come intermedio fra le due classi e la relativa rappresentazione cartogra-

fica va effettuata con i due colori corrispondenti alternati. Se ad esempio il punteggio finale fosse di 62 (II classe di qualità), occorre considerare un giudizio intermedio fra la II e la III Classe, in quanto sottraendo 5 unità si otterrebbe un punteggio pari a 57 e si ricadrebbe appunto nella III classe; la rappresentazione cartografica di tale situazione va quindi fatta alternando i colori corrispondenti (verde e giallo). L'assunzione di classi intermedie è quindi simile a quella adottata in Italia per l'applicazione della metodica Indice Biotico Esteso (GHETTI, 1997).

Esiste un'alta correlazione tra l'indice BMWP' ed altri indici (RICO *et al.*, 1992) ed il metodo è stato ampiamente accettato per il fatto di essere un metodo interpretativo (PALAU, 1990; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996); oltre a ciò, è stato osservato che la significatività

Tab. 1. Classi di qualità, giudizio e colori per la rappresentazione cartografica dei valori di BMWP'.

Class	Quality	Score	Meaning	Color
I	"Good"	> 150 101-120	Very clean waters (pristine) Non polluted, or not sensibly altered system	Blue
II	"Passable"	61-100	Evidences of mild pollution effects.	Green
III	"Dubious"	36-60	Polluted waters (altered system)	Yellow
IV	"Critical"	16-35	Very polluted waters (very altered system)	Orange
V	"Very critical"	< 15	Strongly polluted waters (strongly altered system)	Red

Tab. 2. Famiglie dei macroinvertebrati con i corrispondenti punteggi per il calcolo del BMWP' (adattamento spagnolo del British BMWP). Variazioni e proposte innovative rispetto alla tabella originale di ARMITAGE et al. (1983): le famiglie con punteggi cambiati sono riportate in corsivo, mentre le famiglie aggiunte sono in grassetto.

Families	Score
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
<i>Ephemerellidae</i> Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarciidae Dryopidae, Elmidae, <i>Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae</i> , Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, <i>Caenidae</i> <i>Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae</i> Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
<i>Mesovelidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae</i> <i>Notonectidae, Corixidae</i> <i>Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae</i> Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae <i>Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae</i> Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (whole class), Syrphidae	1

del giudizio di qualità non è legata a fattori stagionali di variazioni della composizione della comunità

bentonica (ZAMORA- MUÑOZ *et al.*, 1995): questi fatti hanno portato la Spanish Society of Limnology ad

adottarlo come metodo ufficiale (ALBA-TERCEDOR & PRAT, 1992).

LETTURE CONSIGLIATE

ALBA-TERCEDOR J., 1996. Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería, vol. II, 203-213.

ALBA-TERCEDOR J. & PUIANTE A., in press. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. In: *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and similar techniques*. Ed. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside.

ALBA-TERCEDOR J. & SÁNCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F. & FURSE M.Y., 1983. The performance

of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nell'controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.

GHETTI P.F., BERNINI F., BONAZZI G., CUNSOLO A. & RAVANETTI U., 1983. *Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Piacenza*. Amministrazione Provincia di Piacenza, CNR progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente-progetto di trasferimento".

PALAU A., 1990. Sobre la utilización de índices de calidad del agua. *Tec-*

nología del agua, 71: 24-32.

RICO E., RALLO A., SEVILLANO M.A. & ARRETXE M.L., 1992. Comparison of several biological indices based on macroinvertebrate benthic community for assessment running water quality. *Annales de Limnologie*, 28: 147-156.

ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 332-352.

ZAMORA-MUÑOZ C., SÁNCHEZ-CANTERO C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA A. & ALBA-TERCEDOR J., 1995. Are Biological indices 'BMWP' and 'ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent?. Factors explaining their variations. *Water Research*, 29: 285-290.

2.4 Introduzione a RIVPACS

Patrick Armitage, John Wright

Institute of Freshwater Ecology
River Laboratory
East Stoke, Wareham
Dorset, UK, BH20 6BB

Il progetto che ha portato alla formulazione di RIVPACS è iniziato 20 anni fa e ha portato alla definizione di un modello per la determinazione della qualità ambientale delle acque correnti attraverso i dati relativi alla comunità dei macroinvertebrati. RIVPACS ha suscitato molto interesse sia in Gran Bretagna sia all'estero e tale approccio metodologico viene attualmente utilizzato in Canada e in Australia.

Oggi si è consapevoli del fatto che le tecniche biologiche sono necessarie al fine della definizione della qualità dei corsi d'acqua, in associazione alle tradizionali indagini di tipo chimico. L'innovazione culturale consiste principalmente nel fatto che i due tipi d'approccio analitico chimico e biologico sono considerati entrambi importanti e complementari.

Il monitoraggio chimico da solo dà, infatti, poche informazioni riguardo agli effetti dell'inquinamento, che in realtà sono un fenomeno essenzialmente biologico, a causa dell'impatto degli inquinanti sugli organismi viventi. L'approccio biologico in particolare può essere basato sull'analisi degli individui, delle popolazioni e delle comunità, e programmi integrati di monitoraggio dovrebbero tenere in considerazione tutte queste componenti, anche se l'approccio biologico a livello di comunità è ampiamente riconosciuto e accettato per

la sua validità.

Lo stress sulle comunità animali nelle acque correnti può in generale essere di origine naturale o essere dovuto ad alterazioni dell'ambiente a causa dell'attività umana; tali variazioni delle condizioni ambientali, prese singolarmente o combinate fra loro, determineranno cambiamenti strutturali sulla composizione della comunità. Al fine di utilizzare la componente biologica dei macroinvertebrati per definire il grado di impatto determinato da alterazioni ambientali, è necessario acquisire una tecnica che permetta di prevedere quale sia la struttura di una comunità in un dato ambiente in assenza di stress ambientale.

Tale approccio di base risulta assai complesso, in quanto occorre tenere presente che i fiumi mostrano naturalmente caratteristiche ambientali assai variabili e specifiche a seconda della loro localizzazione e della natura del substrato geologico ed ospitano di conseguenza comunità biologiche assai differenti, anche in assenza di stress ambientale. La tecnica proposta fornisce l'opportunità di confrontare in un corso d'acqua la comunità rilevata con quella attesa.

L'approccio alla base della formulazione di RIVPACS ha implicato il campionamento di una vasta casistica di siti che presentavano impatti minimi. Il database a tutt'oggi disponibile comprende li-

ste di specie di 614 siti campionati nel periodo primaverile, estivo ed autunnale, associate a parametri di tipo fisico e chimico per le stesse stazioni. Nell'appendice sono riportate le schede di campo per la rilevazione di tali parametri. L'utilizzo del programma TWINSpan ha quindi permesso di raggruppare i siti sulla base dei macroinvertebrati rilevati. Nell'ultima versione del programma sono presenti 35 gruppi di associazioni.

Dopo la fase di determinazione dei gruppi, l'analisi statistica discriminante ha permesso di identificare le combinazioni di variabili ambientali che meglio spiegavano la classificazione basata sui macroinvertebrati. Sulla base di queste elaborazioni sono state formulate delle equazioni in grado di prevedere la composizione della comunità di un sito nuovo, appartenente ad uno dei 35 gruppi di classificazione, con la sola acquisizione di parametri ambientali. Conoscendo la frequenza della presenza di ogni taxon in ognuno dei 35 gruppi, l'operazione di convertire la probabilità di appartenenza al gruppo di associazione in probabilità di cattura risulta piuttosto semplice.

RIVPACS III è stato sviluppato successivamente come un software per PC. L'acronimo RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) indica che il sistema fornisce due informazioni separate: innanzitutto offre un me-

todo per prevedere la fauna che ci si aspetterebbe di trovare in un dato sito conoscendo le sue caratteristiche ambientali, una comunità "obiettivo", in assenza di inquinamento o di altre cause di stress ambientale; in secondo luogo, disponendo di dati sulla comunità dei macroinvertebrati per un sito nuovo, RIVPACS può essere utilizzato per inserire il sito nella classificazione già esistente. Tale proprietà potrebbe risultare utile al fine di considerare i siti dal punto di vista della conservazione.

I dati ambientali necessari al fine della previsione comprendono l'altitudine, la distanza dalla sorgente, la portata media annua, l'ampiezza, la profondità, la pendenza, le caratteristiche del substrato e l'alcalinità. Questi dati possono essere quindi utilizzati per prevedere l'abbondanza relativa e la presenza delle famiglie, delle specie e/o di gruppi di specie selezionate, oltre alla lista di famiglie necessaria al fine del calcolo del BMWP. Il programma permette di creare un modello di previsione al livello tasso-

nomico solitamente utilizzato nel proprio laboratorio. Le categorie di abbondanza (in scala logaritmica) a livello di famiglia possono essere previste solo per ogni singola stagione, mentre la previsione sulla presenza/assenza può essere eseguita, ad esempio, a livello di specie per 3 stagioni combinate oppure per due od una singola stagione.

Prima della formulazione di RIVPACS venivano utilizzati vari *score systems* per la definizione della qualità biologica. Essi, unitamente agli indici, sono risultati assai utili al fine di interpretare i dati faunistici, ma possedevano due difetti fondamentali. Innanzitutto essi stabiliscono il medesimo "obiettivo" per tutti i siti, nonostante le differenze naturali esistenti tra i corsi d'acqua montani ed i fiumi di pianura.

In secondo luogo, è stata dimostrata una correlazione positiva fra aumento dello sforzo di campionamento o del tempo impiegato, numero di specie catturate e valore dell'indice. Come conseguenza di ciò il punteggio altro non è che

una misura del numero di taxa catturati. RIVPACS evita tali problemi fornendo un punteggio (target score), che può essere confrontato con quello rilevato. In Gran Bretagna questa metodologia di indagine fa attualmente parte delle procedure nazionali ufficiali per la definizione della qualità delle acque correnti.

L'evoluzione futura della ricerca collegata allo sviluppo di RIVPACS è volta alla identificazione dei segni premonitori di stress ambientale attraverso l'osservazione delle variazioni numeriche della fauna. Verranno prese in considerazione anche altre variabili, relative alle caratteristiche idrologiche e all'habitat. È nostra intenzione usare i dati per definire modelli di composizione faunistica tra ed entro le diverse tipologie fluviali al fine di ottenere una più ampia visione della struttura e del funzionamento dei siti con minimi impatti. In conclusione c'è bisogno di acquisire nuove conoscenze e metodi per la definizione delle differenze tra osservato e atteso.

LETTURE CONSIGLIATE

ARMITAGE P.D., GUNN R.J.M., FURSE M.T., WRIGHT J.F. & MOSS D., 1987. The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia* **144**: 25-32.

ARMITAGE P.D., PARDO I., FURSE M.T. & WRIGHT J.F., 1990. Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica* **6**: 147-156.

MOSS D., FURSE M.T., WRIGHT J.F. & AR-

MITAGE P.D., 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology*, **17**: 41-52.

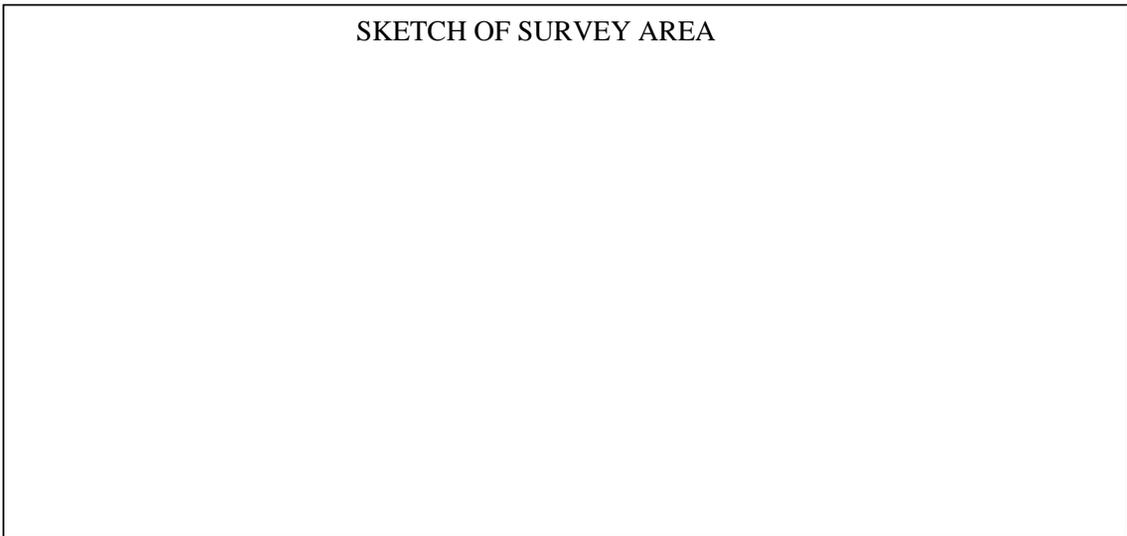
WRIGHT J.F., FURSE M.T. & ARMITAGE P.D., 1993a. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, **3**(4): 15-25.

WRIGHT J.F., FURSE M.T., ARMITAGE P.D. & MOSS D., 1993b. New procedures for identifying running-water sites sub-

ject to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrate fauna. *Archiv fur Hydrobiologie*, **127**: 319-326.

WRIGHT J.F., FURSE M.T. & ARMITAGE P.D., 1994. Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. In: *Water quality and stress indicators in marine and freshwater ecosystems: Linking levels of organisation* (ed. D.W. Sutcliffe) 15-34. FBA Windermere, U.K.

SKETCH OF SURVEY AREA



HABITAT TYPES: Indicate, by ticking the appropriate boxes, the percentage of the SURVEY AREA occupied by the following habitat types.

	0%	>0-6%	6-12%	>12-25%	>25-50%	>50-100%
Algae						
Moss						
Higher Plants						
Detritus						
Riffle						
Glide/run						
Pool						
Backwater						
Swamp/Marsh						
Other ()						

INFLUENCES ON SURVEY AREA – Give dates and details where appropriate

Weed Cutting		
Dredging		
Bank Maintenance		
Channel Straightening		
Pollution Effects		
Other specify		

WA/RPB:	
River:	
Site:	
NGR:	
Recorder(s):	
Date:	
Sample time (mins):	
Sampling Method:	
Dimensions of Sampling Device:	
Mesh Size of Net:	
WA/RPB Sample Number (if any):	
Is sampling in proportion to occurrence of Habitats :	YES <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/>
If NO give details:	

Water Width in Sample Aream						
Depth in sample area (cm) at	¼		½		¾	Width
Estimated Surface Velocity in Main flow Channel cm sec ⁻¹						
Category 1	Category 2	Category 3	Category 4	Category 5		
≤10	>10-25	>25-50	>50-100	>100		
SUMMARY						
WIDTH		MEAN DEPTH		VELOCITY CATEGORY		

SUBSTRATUM IN SAMPLE AREA		
Give details ofr the full width of river at the sampling area. In column A indicate the dominant particle size by ✓ and the presence of others by +. In column B attempt rough estimates of % cover from the four categories listed. If Wentworth analysis is undertaken actual proportions may be substituted. (Include substrata under macrophytes in estimates of % cover.)		
	A	B
Rock Pavement		
>256 mm Boulders		
>64-256 mm Cobbles		
>16-64 mm Pebbles		
> 2-16 mm Gravel		
>0.0625 - 2 mm Sand		
>0.004-0.0625 mm Silt		
> 0.004 mm Clay		
	Total	100%

SUMMARY	
Boulders + Cobbles	
Pebbles + Gravel	
Sand	
Silt + Clay	
Total	100

SKETCH OF SAMPLE AREA

Water Clarity: Clear and bright Cloudy Turbid

Water Colour:

Macrophytes (including mosses and large algae) in sample/survey area. Identify to species if possible. List in order of abundance. Tick species sampled for invertebrates.

<u>Macrophytes in sample area</u>		Extra species in survey		
Cover %:	Algae <input type="checkbox"/>	Moss <input type="checkbox"/>	Higher Plants <input type="checkbox"/>	Total <input type="checkbox"/>
Detritus (Rotting vegetable matter, leaves):	Present <input type="checkbox"/>	Absent <input type="checkbox"/>		

Addition Information (including changes in sample area since last visit).

Region:		River:		Site:		Date:	
NGR:	Proportion picked:		Multiplication factor (mf):		Analyst:		
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)			
	0211	Spongillidae					
	0311	Hyrdidae					
	0511	Planariidae					
	0512	Dendrocoelidae					
	0513	Dugesidae					
	1000	Nematoda					
	1611	Neritidae					
	1612	Viviparidae					
	1613	Valvatidae					
	1614	Hydrobiidae					
	1616	Bithyniidae,					
	1621	Physidae					
	1622	Lymnaeidae					
	1623	Planorbidae					
	1624	Ancylidae					
	1625	Acroloxidae					
	1632	Succineidae					
	1635	Zonitidae					
	1712	Unionidae					
	1713	Sphaeridae					
	2000	Oligochaeta					
	2011	Lumbriculidae					
	2031	Enchytraeidae					
	2033	Naidiae					
	2034	Tubificidae					
	2024	Lumbricidae					
	2211	Piscicolidae					
	2212	Glossiphoniidae					
	2221	Hirudidae					
	2231	Erpobdellidae					
	2400	Hydracarina					
	2900	Cladocera					
	3000	Ostracoda					
	3100	Copepoda					
	3431	Astacidae					
	3611	Asellidae					
	3711	Corophiidae					
	3713	Crangonyctidae					
	3714	Gammaridae					
	3715	Niphargidae					

Region:		River:		Site:	Date:
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)	
	4011	Siphonuridae			
	4012	Baetidae			
	4013	Heptageniidae			
	4021	Leptophlebiidae			
	4032	Ephemeridae			
	4041	Ephemerellidae			
	4051	Caenidae			
	4111	Taeniopterygidae			
	4112	Nemouridae			
	4113	Leuctridae			
	4114	Capniidae			
	4121	Perlodidae			
	4122	Perlidae			
	4123	Chloroperlidae			
	4211	Platycnemididae			
	4212	Coenagrionidae			
	4213	Lestidae			
	4214	Calopterygidae			
	4221	Gomphidae			
	4222	Cordulegasteridae			
	4223	Aeshnidae			
	4224	Corduliidae			
	4225	Libellulidae			
	4311	Mesoveliidae			
	4312	Hebridae			
	4321	Hydrometridae			
	4322	Veliidae			
	4323	Gerridae			
	4331	Nepidae			
	4341	Naucoridae			
	4342	Aphelocheiridae			
	4351	Notonectidae			
	4352	Pleidae			
	4361	Corixidae			
	4511	Haliplidae			
	4512	Hygrobidae			
	4514	Dytiscidae/Noteridae			
	4515	Gyrinidae			
	4531	Hydrophilidae			
	4541	Hydraenidae			
	4551	Scirtidae			
	4562	Dryopidae			
	4563	Elmidae			
	4571	Chrysomelidae			
	4581	Curculionidae			
	4611	Sialidae			

Region:		River:		Site:	Date:
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)	
	4711	Osmylidae			
	4712	Sisyridae			
	4811	Rhyacophilidae			
	4812	Glossosomatidae			
	4813	Hydroptilidae			
	4821	Philopotamidae			
	4822	Psychomyiidae			
	4823	Ecnomidae			
	4824	Polycentropodidae			
	4825	Hydropsychidae			
	4831	Phryganeidae			
	4832	Brachycentridae			
	4833	Lepidostomatidae			
	4834	Limnephilidae			
	4835	Goeridae			
	4836	Beraeidae			
	4837	Sericostomatidae			
	4838	Odontoceridae			
	4839	Molannidae			
	4841	Leptoceridae			
	4900	Lepidoptera			
	4911	Pyalidae			
	5010	Tipulidae			
	5021	Psychodidae			
	5022	Ptychopteridae			
	5031	Dixidae			
	5032	Chaoboridae			
	5033	Culicidae			
	5035	Ceratopogonidae			
	5036	Simuliidae			
	5040	Chironomidae			
	5042	Tanypodinae			
	5044	Diamesinae			
	5045	Prodiamesinae			
	5046	Orthoclaadiinae			
	5047	Chironomini			
	5049	Tanytarsini			
	5061	Stratiomyidae			
	5062	Athericidae			
	5063	Tabanidae			
	5071	Empididae			
	5072	Dolichopodidae			
	5081	Syrphidae			
	5082	Sciomyzidae			
	5083	Ephydriidae			
	5085	Muscidae			
		Fish/Amphibia			

2.5 Gli indici biotici nei paesi dell'Unione Europea Elementi comuni e differenze tra quattro indici biologici: IBE, BBI, BMWP', RIVPACS

Laura Mancini¹ e Roberto Spaggiari²

¹Laboratorio di Igiene Ambientale- Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena, 299, 00161 Roma

²ARPA Emilia Romagna, Dip. di Reggio Emilia, Via Amendola 2 - 42100 RE

L'Unione Europea è impegnata, in questo periodo, a definire gli ultimi contenuti da sottoporre ad approvazione della direttiva sulla "qualità ecologica" delle acque.

Questa direttiva rappresenta un nuovo approccio nell'ambito dello studio e del monitoraggio degli ecosistemi acquatici integrando due aspetti: quello sulla protezione e conservazione dell'ecosistema acquatico e quello dei diversi usi delle acque, sottintendendo che un ecosistema acquatico di buona qualità e con comunità animali e vegetali diversificate, rappresenta una buona garanzia anche per il soddi-

sfacimento di altri usi (EUROPEAN UNION, 1998).

Nella tabella I sono riportati alcuni indicatori selezionati, nell'ambito degli ecosistemi reici, preparati dal Water Research Center per i lavori della commissione (WRC, 1996)

Si evidenzia come l'uso dei macroinvertebrati come indicatori biologici sia raccomandato, auspicato, richiesto.

Infatti l'uso degli indici biotici attraverso l'utilizzo di macroinvertebrati bentonici nei paesi dell'Unione Europea rappresenta un esempio di armonizzazione e di re-

lazione nella gestione delle acque. Un primo seminario tecnico di comparazione è stato effettuato su iniziativa dell'Unione Europea nel 1970 (TITZNER, 1975; 1976): la comparabilità tra i diversi metodi in uso riscontrata, relativamente bassa, fu largamente attribuita ad una diversa situazione geografica degli stati membri e alle naturali differenze delle comunità biologiche. Significativi cambiamenti nelle metodologie sono stati avviati sin da quegli anni.

A questo primo seminario tecnico ne sono seguiti altri due organizzati dall'Unione Europea (WOODIWISS 1978, GHETTI 1979, GHETTI e BONAZZI, 1980). Nel 1980 Woodiwiss (WOODIWISS, 1980) in un seminario tecnico di sintesi ha suggerito l'opportunità che nell'espressione dei giudizi si faccia riferimento a classi di qualità, corrispondenti a precisi intervalli fra le scale; in particolare, riferendosi ai risultati dell'esperienza italiana, ha proposto cinque classi di qualità tarate su cinque indici biologici (GHETTI e BONAZZI, 1981).

Nell'ambito del corso di formazione "Use of Biotic Index to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different european methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)", tenutosi a Trento nel giugno del 1998, sono

Tab. I. Elementi di qualità raccomandati per i fiumi (x) o quando è richiesto un ulteriore sviluppo di indicatori operativi (x*) (WRC, 1996 modif.)

Elementi di qualità	Fiumi piccoli	Fiumi medi	Fiumi grandi
Ossigeno disciolto			x
Comunità di invertebrati benthos	x	x	x
Comunità di piante acquatiche phytoplankton alghe bentoniche macrofite	x	x	x
Popolazioni ittiche	x	x	x
Struttura dei sedimenti e qualità	x*	x*	x*
Zone riparie caratteristiche geomorfologiche vegetazione riparia	x	x	x
Portata	x	x	x

stati evidenziati alcuni elementi comuni ed alcune differenze tra i quattro indici biologici. Il corso ha dato la possibilità di confronto diretto tra gli autori dei metodi e gli utilizzatori, a livello sia teorico che pratico.

I metodi sono riportati in dettaglio in questo stesso volume.

Il principio ispiratore di tutti e quattro i metodi usati in alcuni paesi dell'Unione Europea è stato l'utilizzo della comunità dei macroinvertebrati bentonici, come indicatori, e la traduzione dei risultati in classi di qualità biologica, cartografabili.

I metodi di campionamento del materiale bentonico, sostanzialmente omogenei, si differenziano in alcuni dettagli, i principali dei quali sono riassunti nella tabella II. Ad esempio l'IBE prevede il campionamento con retino immanicato a luce quadrata di dimensioni e maglie standard e l'identificazione sul campo dei macroinvertebrati per permettere la conferma degli organismi di drift (GHETTI 1995, 1997), il BBI usa il retino a luce semicircolare ed altri strumenti idonei e prevede l'analisi del materiale in laboratorio (DE PAUW e VANHOOREN, 1983), mentre il BMWP['] prevede l'uso del retino e di altri strumenti a disposizione (ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

La comparazione dei risultati

ottenuti con i tre indici sopra riportati rileva che le tarature per gli ecotipi di riferimento, strettamente collegate al paese d'origine del metodo, ne consentono solo parzialmente l'utilizzo per altre biotipologie, con sottostime o sovrastime di qualità biologica dei corsi d'acqua studiati.

Un discorso separato è necessario per il RIVPACS['] poiché è un sistema predittivo applicabile ai corsi d'acqua usando la classificazione degli habitat. Il RIVPACS (The River InVertebrate Prediction And Classification System) è stato sviluppato nel Regno Unito per la valutazione del popolamento della comunità di macroinvertebrati per la gestione della qualità delle acque (WRIGHT *et al.*, 1993). Il sistema si basa su un database di circa 700 siti non inquinati distribuiti nel Regno Unito, raggruppati in 35 associazioni sulla base della composizione della comunità di macroinvertebrati. La caratterizzazione fisico-chimica e delle variabili geografiche (latitudine, longitudine, distanza dalla sorgente, composizione del substrato e velocità della corrente) ha consentito di individuare le combinazioni di variabili ambientali caratteristiche di ciascuna associazione macrobentonica. Nel monitoraggio routinario è quindi possibile confrontare la composizione

della comunità osservata (normalmente riassunta in indici biotici) con quella attesa per la specifica tipologia ambientale.

Nei paesi europei sono molti gli indici biologici, impiegati a diversa scala, che utilizzano i macroinvertebrati come indicatori di qualità delle acque. (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992; METCALFE, 1989; WRC, 1996)

Nella tabella III sono riportati la nazione, il metodo ed il livello di utilizzo sul territorio negli stati membri.

Una comparazione tra otto indici biotici, cinque dei quali ampiamente utilizzati o standardizzati dai differenti stati membri, è stata effettuata in 292 siti in Germania (FRIEDRICH *et al.*, 1995). Una comparazione con tre metodi (BMWP, UK; Indice Biologique Globale, Francia; Saprobien System, Germania) è stata svolta in 55 siti nel Regno Unito (WRC, 1996). La similarità di cinque metodi (Saprobien System, BMWP modificato, BMWP UK, Trent Biotic Index e Vernaux-Tuffery Index) è stata confrontata in 108 stazioni del fiume Tajio in Spagna (GARCIA & VELASCO, 1993). Recentemente in 50 siti di fiumi italiani con diverse tipologie sono stati saggiati, anche con repliche stagionali, tre indici biotici (BMWP spagnolo, BBI belga e IBE italiano), comparando i diversi valori ottenuti sia per le varie tipologie studiate sia per le diverse stagioni (MANCINI *et al.*, 1998).

Un aspetto importante dell'applicazione degli indici sul territorio è il recepimento a livello normativo del principio che i metodi biologici devono costituire parte integrante del monitoraggio di qualità dei corsi d'acqua. In Italia con Decreto legislativo del 25 gennaio 1992, n. 130 (ITALIA, 1992) -in at-

Tab. II. Alcuni elementi comuni e differenze tra i metodi IBE, BBI e BMWP[']

Metodo	IBE	BBI	BMWP [']
Score	0 - 12 (14)	0 - 10	<15 - >150
Classi di qualità	5	5	5
Classi intermedie	si		si
Primo gruppo indicatore	Plecotteri	Plecotteri	Diverse Famiglie: (Plecotteri, Ditteri, Eferotteri, Tricotteri)
Strumento di campion.	Retino	Retino o substrati artificiali	Retino, pinzette, altro

tuazione della direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci (CEE, 1978)- viene inserito, per la prima volta in una normativa, un indice biologico, L'Indice Biotico Esteso (IBE), con la possibilità della sua applicazione a sca-

la nazionale. In tabella IV è riportato l'inserimento del parametro Indici Biotici nel recepimento della Direttiva 78/659/CEE nei Paesi dell'unione Europea (COMMISSIONE EUROPEA, 1995).

Con la proposta, allo studio presso la competente commissione ministeriale, di un decreto legislati-

vo in materia di tutela delle acque, viene inserito tra i parametri di base l'I.B.E. e s'individuano altri indicatori ed indici biologici da sviluppare e mettere a punto per la valutazione ecologica dei corpi idrici.

La tendenza dell'Unione Europea sembra essere quella di dare

Tabella III. Indici biotici maggiormente utilizzati nei paesi europei (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992, modif.; WRC, 1996, modif.) B = Biotico; S = Saprobico

Nazione	Metodo	B/S	Comunità	Livello di utilizzo sul territorio
Austria	Saprobic	B/S	macroinvertebrati	nazionale
Belgio	Belgium Biotic Index (BBI)	B	macroinvertebrati	nazionale
Danimarca	Danish Fauna Index	B	macroinvertebrati	nazionale
Finlandia	diversi indici, ad es. BMWP	B	macroinvertebrati	nazionale
Francia	Global Biologic Index (IBG)	B	macroinvertebrati	nazionale
Germania	BEOL/Saprobic	S	macroinvertebrati	nazionale
Grecia	-	-	-	-
Irlanda	Quality Rating System	B	macroinvertebrati	nazionale
Islanda	-	-	-	-
Italia	Indice Biotico Esteso (IBE)	B	macroinvertebrati	nazionale
Lussemburgo	Biotic Index	B	macroinvertebrati	nazionale
Norvegia	No Index	-	macroinvertebrati	nazionale
Olanda	Quality Index K135	B	macroinvertebrati	nazionale
Portogallo	Belgium Biotic Index (BBI)	B	macroinvertebrati	
Spagna	Biological Monitoring Working Party nazionale Spagnolo modif. (BMWP)	B	macroinvertebrati	nazionale
Svezia	No Index	-	macroinvertebrati	region./nazion.
U K	Biological Monitoring Working Party (BMWP/ASPT)	B	macroinvertebrati	nazionale

Tab. IV. Inserimento del parametro Indici Biotici nel recepimento della Direttiva n. 78/659/CEE "sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione per essere idonee alla vita dei pesci" nei paesi dell'Unione Europea (COMMISSIONE EUROPEA, 1995 modif.)

GS= Valori guida per i salmonidi; IS= Valori Imperativi per i salmonidi; GC= Valori guida per i ciprinidi; IC=valori guida per i ciprinidi.

Parametro	Valori	Italia	Belgio	Danim.	Germ.	Grecia	Spagna	Francia	Irl.	Lux.	Ol.	Portog.	UK
Indici Biotici	G S	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: 0					
Indici Biotici	I S	Indice Biotico Esteso		I e II	con 7 livelli			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: ≤ 1					
Indici Biotici	G C	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: 0					
Indici Biotici	I C	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: ≤ 1					

sempre maggiore spazio a metodi che complessive, che mirano a valutare l'ambiente nella sua globalità. Infatti nei documenti preparato-

ri della direttiva dell'unione europea sulla qualità "ecologica" delle acque è auspicato l'utilizzo di metodiche e di organismi indicatori ai

vari livelli della catena trofica (alghie, macrofite, macroinvertebrati e pesci) (EUROPEAN UNION, 1998).

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J. and SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar le calidad biologicas de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- CEE, 1978. Direttiva n. 78/ 659/CEE del Consiglio del 18 luglio, 1978. Direttiva sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. *G.U. della CEE* n. L 222 del 14 agosto 1978.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992. *River water quality. Ecological Assessment and control*. P.J. Newmon, M.A. Piavoux and R.A. Sweeting (eds.) ISBN 92-826-2929-5 EUR 14606 EN-FR
- COMMISSIONE EUROPEA, 1995. *Qualità delle acque dolci per i pesci e delle acque destinate alla molluschicoltura. Relazione di sintesi sull'applicazione delle direttive 78/659/CEE e 79/923/CEE*. EUR 14118, pp.69
- DE PAUW, N. and VANHOOREN, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- EUROPEAN UNION, 1998. *Amended proposal for Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy*. DG I, 9265/98 ADD 1 - ENV258 PRO-COOP 91.
- FRIEDRICH G., CORING E. and KUCHENHOFF B., 1995. *Vergleich verschiedner europaischer Untersuchungs- and Bewertungsmethoden fur Fließgewasser*. Materialien n. 18. Landessumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- GARCIA J.A., and VELASCO M.T., 1993. *Evaluacion de al calidad del agua en la cuenca del Río Tajo mediante la aplicacion de metods biologicos*. Actas VI. Congreso Espanol de Limnologia.
- GHETTI P.F., 1979. *3rd Technical Seminar. Biological Water Assessment Methods*. Parma, 1979. Vol. 1. Commission of the European Communities.
- GHETTI, P.F. 1995. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*. Notiziario dei Metodi Analitici, IRSA (CNR), ISSN: 0333392-1425: 1-24.
- GHETTI, P.F. 1997. *Manuale di applicazione. INDICE BIOTICO ESTESO (I.B.E.)*. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Aut. di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. 1980. *3rd Technical Seminar. Biological Water Assessment Methods*. Parma, October 1978. Final Report. Vol. 2. Commission of the European Communities.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/127 pp. 169.
- ITALIA, 1992. Decreto legislativo, 25 gennaio 1992, n. 130. Attuazione della direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. *Gazzetta Ufficiale*, 41: 5-16.
- MANCINI L., TANCIONI L., BERNABEI S., JACOMINI C., 1998. Evaluation of biological quality of lotic ecosystems in Central-Southern Italy: different biotic indices compared. In preparazione.
- METCALFE J.L., 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrated communities: history and present status in Europe. *Environm. Poll.*, 60: 101-139.
- TITTIZER T., 1975. *Proceedings of the european Scientific Colloquium*, Luxembourg. 401-464.
- TITTIZER, T.G. 1976. *Comparative study of biological-ecological water assessment methods. Practical demonstration of the River Main (2-6 June, 1975). Summary Report. Comparisons of biological-ecological procedures for assessment of water quality*. In Amavis, R., Smeets, I. (Eds.)
- WOODWISS F.S., 1978. *Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second Practical demonstration. Summary Report Commission of the European Community*.
- WOODWISS, F.S. 1980. *Biological monitoring of surface water quality. Summary Report*. Commission of the European Communities. ENV/787/80-EN., pp. 45.
- WRC- European Commission DGXI, 1996. *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Final Report*. WRC Ref. CO4150.
- WRIGHT, J.F., FURSE, M.T. and ARMITAGE, P.D., 1993. RIVPACS - a techniques for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, 3 (4): 15-25

ABSTRACTS

- 1** The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and pond mesocosms
- 2** The use of biomarkers to measure the interactive effects of chemicals
- 3** Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology
- 4** Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile and unstable substances and interpretation and use of data
- 5** Age as a factor influencing results in the acute daphnid test with *Daphnia magna* Straus
- 6** Toxicity of ozone to fish larvae and *Daphnia magna*
- 7** Toxicity effects of γ -irradiated wastewater effluents
- 8** Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test
- 9** Nitrogen retention in river corridors: European perspective
- 10** Rehabilitation of aquatic habitats in warmwater streams damaged by channel incision in Mississippi
- 11** Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. Impact of physical disturbance over twenty-five years.
- 12** Relationships between metals and hyporheic invertebrate community structure in a river recovering from metals contamination

PASCOE D., WENZEL A., JANSSEN C., GIRLING A.E., JÜTTNER, FLIEDNER A., BLOCKWELL S.J., MAUND S.J., TAYLOR E.J., DIEDRICH M., PERSOONE G., VERHELST P., STEPHENSON R.R., CROSSLAND N.O., MITCHELL G.C., PEARSON N., TATTERSFIELD L., LAY J.-P., PEITHER A., NEUMEIER B., VELLETTI A.-R., 2000.

The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and pond mesocosms

Water Research, 34: 2323-2329.

Il numero e la varietà di specie di acqua dolce e di procedure di saggio correntemente raccomandati dalle direttive europee per la valutazione del rischio da inquinanti negli ecosistemi acquatici sono abbastanza limitati. Lo scopo dei tre programmi consecutivi sostenuti dalla Commissione Europea, e presentati nell'articolo, è quello di modificare o sviluppare nuovi metodi di laboratorio che potrebbero essere utilizzati per valutare la tossicità su specie acquatiche e che potrebbero dimostrarsi adatti ad essere inclusi nell'attuale "schema di notificazione" per le nuove sostanze.

Una fase essenziale di ciascun progetto è stato il processo di validazione, in cui i risultati dei saggi di laboratorio venivano confrontati con i valori ottenuti in campo utilizzando le risposte strutturali e funzionali delle comunità biologiche. I saggi di laboratorio sono stati sviluppati dal Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökoto-

xikologie (FhG) Potsdam-Rehbrücke con alghe, protozoi e varie preparazioni cellulari/subcellulari *in vitro*; dalla State University of Ghent con invertebrati planctonici, e dalla Cardiff University con invertebrati bentonici. I saggi di laboratorio comprendevano procedure *in vitro*, saggi convenzionali su singole specie, semplici sistemi multi-specie e microcosmi. La validazione in campo è stata effettuata dalla Shell Research Sittingbourne utilizzando corsi d'acqua artificiali, dalla FhG Schmalleberg e dalla GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit di Monaco utilizzando stagni artificiali, ed ha previsto l'analisi delle risposte delle singole specie e le risposte strutturali e funzionali delle comunità presenti. Le stesse sostanze di riferimento (lindano, rame, 3,4-dicloroanilina e atrazina) sono state utilizzate da tutti i laboratori.

Il confronto tra la massima tossicità riscontrata per ciascuna

sostanza utilizzando i saggi di laboratorio e quella osservata tramite le simulazioni di campo ha dimostrato che per lindano, rame ed atrazina -a concentrazioni al di sotto di quelle individuate dai saggi di tossicità in laboratorio- non sono evidenziabili effetti avversi, né per i singoli organismi, né per le caratteristiche strutturali e funzionali delle comunità o degli ecosistemi. Nel caso della dicloroanilina, invece, sono stati registrati effetti sulla dinamica di popolazione di una specie nel mesocosmo-stagno a concentrazioni 16 volte inferiori a quelle ricavate in laboratorio.

Gli autori concludono che i saggi di laboratorio con un numero selezionato di specie-test, che sono relativamente semplici e poco costosi, opportunamente pianificati, sono in genere idonei, con piccoli fattori di correzione, a prevedere il rischio per gli ecosistemi acquatici dovuto alle sostanze chimiche inquinanti.

Pietro Genoni

WALKER C.H., 1998.

The use of biomarkers to measure the interactive effects of chemicals

Ecotoxicology and Environmental Safety, 40: 65-70.

L'impiego di *biomarker* che forniscono misure degli effetti tossici delle sostanze chimiche su organismi-chiave riveste un particolare interesse in ecotossicologia e nelle valutazioni del rischio ambientale.

Le risposte dei *biomarker*

sono, in generale, di due tipi: alcune misurano solo l'esposizione ad un inquinante, mentre altre misurano sia l'esposizione che l'effetto tossico. Queste ultime sono particolarmente valide poiché possono fornire una stima del danno cau-

sato da una sostanza chimica. In quest'ultimo gruppo prevalgono i saggi che misurano le interazioni molecolari responsabili della tossicità. Essi rappresentano il primo evento nella sequenza temporale dei cambiamenti che stanno alla

base della tossicità e determinano disturbi a livello cellulare e dell'intero organismo.

I *biomarker* che misurano le modificazioni a livello tossicocinetico (es. induzione o inibizione di enzimi che metabolizzano gli xenobiotici) possono monitorare gli eventi che precedono l'interazione di una sostanza chimica con il suo sito d'azione. Essi possono dare una indicazione precoce d'esposizione, ma possono non essere chiaramente correlati alle manifestazioni tossiche successive. Al contrario, i saggi che misurano il grado con cui una molecola tossica interagisce con il suo sito d'azione (es. l'inibizione dell'attività dell'acetilcolinesterasi cerebrale) possono essere correlati alla manifestazione della tossicità stessa. Essi sono partico-

larmente validi nel rilevare e quantificare la tossicità nei casi in cui gli organismi sono esposti a miscele di sostanze e nell'individuare i casi di potenziamento degli effetti tossici. L'autore riporta diversi esempi applicativi.

Negli uccelli, l'inibizione dell'attività dell'acetilcolinesterasi cerebrale può fornire un indice di potenziamento degli insetticidi organofosforici e carbammati da parte di altri pesticidi. Anche l'inibizione della butirrilcolinesterasi del siero è molto utile quale saggio non distruttivo e non è semplicemente correlato alla inibizione dell'acetilcolinesterasi cerebrale.

I saggi di danno al DNA possono indicare dove si verifica un incremento nell'attivazione di sostanze cancerogene e mutagene (es.

idrocarburi policiclici aromatici) dovuto all'induzione del sistema del citocromo P₄₅₀.

I saggi che misurano i livelli di retinolo (vitamina A) e di tirosina nel sangue possono individuare l'antagonismo della tirosina da parte dei metaboliti del 3,3,4,4-tetraclorobifenile.

Le misure dei livelli plasmatici delle proteine per la coagulazione possono dare un'indicazione degli effetti delle miscele di rodenticidi anticoagulanti sul ciclo della vitamina K.

Questo tipo d'approccio può essere utilizzato sia in laboratorio sia in campo e può rappresentare un importante contributo nei processi di valutazione del rischio per miscele di sostanze chimiche immesse nell'ambiente.

Pietro Genoni

BLAISE C., 1998.

Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology

Ecotoxicology and Environmental Safety, 40: 115-119.

In termini di sviluppo analitico ed applicativo, l'evoluzione del-

la tossicologia acquatica in questo secolo può essere schematicamente

descritta nel seguente modo.

Periodo	Titolo	Eventi
Anni '50 e precedenti	"Periodo buio" o "dei dinosauri"	Compaiono i problemi ecotossicologici legati alla rivoluzione industriale. A causa dell'ignoranza scientifica, prevalgono l'immobilità ed il caos.
Anni '60	"L'inizio del progresso culturale" o "Periodo dei test con i pesci"	Il saggio con i pesci, in particolare, conferma l'esistenza di danni per la vita acquatica provocati dagli scarichi industriali e dagli xenobiotici.
Anni '70	"Periodo delle regole"	Grazie, almeno in parte, ai dati ed alle conoscenze accumulate durante gli anni '60, molti paesi industrializzati creano gli enti deputati al controllo dell'ambiente. Viene posta enfasi sulla "messa al bando dei grossi danni all'ambiente".
Anni '80	"Periodo dell'ecotossicologia"	Decennio di "pensiero olistico" in cui vengono utilizzate le strategie biologiche/chimiche integrate e gli schemi di valutazione di rischio. Vengono sviluppati test su più livelli trofici per evidenziare i danni insidiosi (cronici) all'ambiente.
Anni '90	"Periodo del <i>microbiotesting</i> "	Marcato incremento dello sviluppo e dell'applicazione di test di tossicità acquatica a piccola scala e costi contenuti. Grazie alle loro caratteristiche vantaggiose (es. miniaturizzazione, automazione, robotizzazione), costituiscono utili strumenti per monitorare e migliorare la qualità dell'ambiente.

L'autore afferma che la tossicologia acquatica su microscala rappresenta un campo dell'ecotossicologia in rapida espansione, che coinvolge numerose tecniche bioanalitiche sviluppate ed applicate a

vari livelli di organizzazione biologica. Sono richiamati alcuni dei principali lavori che aprirono la strada al crescente impiego dei *microbiotest* negli ultimi decenni.

È da attendersi che il campo

dei saggi su piccola scala continui a crescere in futuro e possa portare un contributo significativo di potenza diagnostica ai programmi ambientali che fanno uso degli strumenti ecotossicologici.

Pietro Genoni

RUFLI H., FISK P.R., GIRLING A.E., KING J.M.H., LANGE R., LEJEUNE X., STELTER N., STEVENS C., SUTEAU P., TAPP J., THUS J., VERSTEEG D.J., NIESSEN H.J., 1998.

Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile and unstable substances and interpretation and use of data

Ecotoxicology and Environmental Safety, 39: 72-77.

I saggi di tossicità acquatica sono stati originariamente studiati per singoli composti solubili e stabili in acqua. Per le sostanze scarsamente solubili, non tossiche alle concentrazioni pari al limite di solubilità, il problema è se i saggi debbano essere condotti con un eccesso di sostanza insolubile. Una valutazione della letteratura scientifica riguardante la fisiologia dell'assorbimento permette di concludere che solo la frazione disciolta risulta disponibile e che la sostanza-test insolubile può introdurre artefatti che complicano l'interpretazione dei dati. Pertanto, questi saggi di tossicità dovrebbero essere condotti unicamente con concen-

trazioni fino al limite di solubilità.

I saggi con sostanze volatili, instabili o adsorbibili sono resi complicati dalla possibilità di mantenere relativamente costanti le concentrazioni d'esposizione. Per tali saggi, devono essere impiegati appropriati protocolli che includano idonei disegni sperimentali per i sistemi di dosaggio. Per la preparazione del *medium*, sono raccomandati i metodi fisici e, dove necessario, l'uso di basse concentrazioni di alcuni solventi per facilitare il trattamento e la velocità di dissoluzione. Comunque, è consigliato di non utilizzare sostanze quali i tensioattivi, anche se non tossiche.

I saggi su miscele complesse, che contengono più sostanze con bassa solubilità (es. prodotti del petrolio), possono essere condotti utilizzando un mezzo acquoso che contiene solo quella frazione di sostanza che rimane in soluzione dopo un periodo sufficiente per la separazione delle due fasi.

L'interpretazione degli effetti osservati dipende dall'appropriata preparazione del *medium*, dalla corretta misura ed espressione dei livelli d'esposizione e dalla differenziazione tra tossicità reale, dovuta agli effetti fisici indiretti della sostanza, e tossicità dovuta alle eventuali impurità presenti.

Pietro Genoni

KLEIN B., 2000.

Age as a factor influencing results in the acute daphnid test with *Daphnia magna* Straus
Water Research, 34: 1419-1424.

Contrariamente agli assunti formulati finora, i dafnidi della specie *Daphnia magna* Straus mostrano una sensibilità alle sostanze tossiche molto variabile entro le prime 24 ore di vita. Durante

questo periodo, la maggiore sensibilità rispetto al bicromato di potassio viene raggiunta all'età di 22-24 ore; i dafnidi più giovani sono fino a quattro volte meno sensibili. Per questo motivo è im-

possibile giungere ad un risultato affidabile, con il bicromato di potassio a concentrazioni definite quale sostanza di riferimento, utilizzando gruppi di organismi aventi un'età sconosciuta. Comunque,

l'uso di controlli positivi per verificare la corretta procedura del saggio permette di confrontare la sensibilità tra i diversi individui ed è essenziale per la validazione dei risultati dei saggi.

L'intervallo di 0,6-1,7 mg/l di bicromato di potassio per la EC₅₀ a

24 ore, che la norma ISO 6341 afferma essere un criterio di validità del test, non tiene sufficientemente conto della relazione tra dose ed efficacia di questa sostanza e perciò maschera le differenze dovute all'età degli organismi-test. Di conseguenza, questo criterio non può

sostituire il controllo positivo, che non viene raccomandato nei protocolli di conduzione del saggio.

Infine, poiché la tossicità del bicromato di potassio dipende anche dal pH, dovrebbe essere definita una specifica composizione per l'acqua di diluizione da utilizzare.

Pietro Genoni

LEYNEN M., DUVIVIER L., GIRBOUX P., OLLEVIER F., 1998.

Toxicity of ozone to fish larvae and *Daphnia magna*
Ecotoxicology and Environmental Safety, 41: 176-179.

L'ozono viene utilizzato in alternativa alla clorazione nel controllo del *biofouling* nei sistemi di raffreddamento delle centrali termoelettriche. Gli autori hanno studiato il possibile impatto negativo sull'ambiente dovuto allo scarico di acque di raffreddamento contenenti ozono.

La tossicità acuta dell'ozono disciolto è stata determinata su avannotti di pesci appartenenti a tre specie [*Cyprinus carpio* (a 27°C), *Leuciscus idus* (a 27°C) e *Clarias gariepinus* (a 32°C)] e su *Daphnia magna* (a 21 e 27°C).

I risultati indicano che l'ozono è estremamente dannoso per la vita acquatica. I dafnidi sono risultati più sensibili all'ozono rispetto agli avannotti: il valore medio di LC₅₀ a 48 ore per gli avannotti è risultato pari a 35 µg/l, mentre alla concentrazione di 16-26 µg/l di ozono si verifica mortalità completa dei dafnidi già dopo 24 ore. Il NOEC a 48 ore per *D. magna* è risultato pari a 11 µg/l.

Gli autori concludono che, al fine di proteggere la vita acquatica, l'acqua di raffreddamento scaricata dovrebbe essere completa-

mente priva d'ozono disciolto o comunque questo non dovrebbe superare la concentrazione di 0,015 µg/l. Ciò si può ottenere mescolando le acque di raffreddamento trattate con una fonte di sostanza organica, che reagisce immediatamente con l'ozono libero, determinandone la scomparsa. Occorre tuttavia tenere presente che durante il processo di ozonizzazione possono formarsi altri composti, quali aldeidi e perossidi, potenzialmente tossici per la vita acquatica e l'uomo.

Pietro Genoni

THOMPSON J.E., BLATCHLEY E.R., 1999.

Toxicity effects of γ -irradiated wastewater effluents
Water Research, 33: 2053-2058.

La disinfezione convenzionale delle acque di scarico viene realizzata tipicamente attraverso la clorazione, l'uso di ozono o di radiazioni ultraviolette (UV). Per ciascuno di questi sistemi, è noto che avvengono cambiamenti nella composizione delle acque disinfettate, correlati a variazioni della tossicità dell'effluente.

La tossicità di campioni di acque di scarico esposte ad un si-

stema di disinfezione alternativo, le radiazioni gamma (γ), è stata studiata e confrontata con le risposte di campioni di acque di scarico civili, sia clorate (con dechlorazione successiva), sia non trattate. I campioni sono stati prelevati prima della disinfezione da sei impianti di trattamento delle acque di scarico. Ciascuno di essi è stato suddiviso in più aliquote, successivamente trattate con radiazioni γ o sottopo-

ste a clorazione/dechlorazione in appositi reattori. I campioni trattati e non trattati sono stati analizzati utilizzando il saggio di tossicità cronica con *Ceriodaphnia dubia*.

In tutti i casi sperimentati, il livello di disinfezione è stato sufficiente a raggiungere i limiti di qualità per i coliformi; inoltre, la disinfezione realizzata nei reattori ha fatto raggiungere tassi di abbattimento dei coliformi confrontabili

con quelli osservati negli impianti da cui i campioni provenivano. L'analisi dei risultati dei saggi ha dimostrato che il trattamento con radiazioni γ determina una minore tossicità in termini di sopravviven-

za e riproduzione di *C. dubia* rispetto al trattamento di clorazione/declorazione. La tossicità dei campioni irradiati decresce o resta inalterata rispetto ai campioni non trattati; i campioni sottoposti a clora-

zione/declorazione mostrano una maggior tossicità, statisticamente significativa, rispetto ai campioni non trattati o trattati con radiazioni γ .

Pietro Genoni

KOSMALA A., CHARVET S., ROGER M.-C., FAESSEL B., 1999.

Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test

Water Research, 33: 266-278.

Lo scopo dello studio è stato quello di valutare l'impatto specifico dell'effluente di un impianto di depurazione sul corpo idrico recettore. Al fine di rilevare una possibile relazione causa-effetto tra lo scarico e la qualità delle acque a valle, è stata utilizzata una combinazione tra indagini di campo e saggi di tossicità in laboratorio. In aggiunta all'indagine sulla qualità biologica (Indice Biologique Global Normalisé - IBCN) e chimica del corso d'acqua a monte e a valle dello scarico, è stato valutato il ciclo biologico dei tricoteri Hydropsychidae,

utilizzati quali bioindicatori in campo. Le prove di laboratorio sono state condotte utilizzando il saggio di tossicità cronica a 7 giorni con *Ceriodaphnia dubia*. Gli studi in campo ed in laboratorio sono stati svolti contemporaneamente con cadenza quasi mensile dal marzo 1995 al febbraio 1996.

Mediante gli indici biologici si è potuto osservare, durante tutto l'anno, un degrado nella stazione a valle, rispetto alla stazione a monte dell'impianto; la tossicità cronica per *C. dubia* è stata costantemente rilevata. Gli indicatori in campo

ed in laboratorio hanno mostrato che gli effetti più gravi erano presenti durante l'estate; ciò è spiegato dalla maggiore concentrazione dell'effluente nel corso d'acqua, ma anche dal peggiore stato qualitativo dell'effluente stesso durante questo periodo. Gli effetti osservati sono dovuti al carico organico ed ai microcontaminanti presenti nelle acque di scarico. Le indagini biologiche hanno permesso di evidenziare un impatto anche a monte dello scarico, dovuto agli scaricatori di piena delle reti fognarie.

Pietro Genoni

HAYCOCK N.E., PINAY G., WALKER C., 1993.

Nitrogen retention in river corridors: European perspective

Ambio, 22 (6): 340-346.

La contaminazione da azoto delle acque superficiali e sotterranee è un problema di primaria importanza in Europa. Il controllo di tale contaminazione, dovuta essenzialmente all'apporto di acque ricche di nitrati provenienti da ecosistemi agricoli, si inserisce nel più ampio contesto del controllo dell'eutrofizzazione delle acque dolci e costiere. In questi anni è stato stimato che l'apporto di azoto di origine agricola verso le acque su-

perficiali di alcuni paesi Europei varia dal 28 all'82%. In particolare, è stato calcolato che circa il 60% dell'apporto d'azoto nel Mare del Nord dipende dall'immissione di acque superficiali contaminate. La riduzione dei carichi di azoto è un obiettivo inserito da tempo nelle normative Europee. I paesi del Mare del Nord e la Svezia, ad esempio, avevano in previsione di ridurre del 50% le perdite d'azoto nei corpi idrici superficiali a partire

dal 1995-2000.

Il controllo della contaminazione da azoto delle acque superficiali si può affrontare con due diverse strategie. La prima consiste nel controllo dell'immissione dei nitrati nell'ambiente agricolo, sia attraverso una regolamentazione dell'uso del territorio, sia con la protezione di bacini idrografici e delle aree di captazione di acquiferi. Occorre osservare che questo tipo di strategia richiede necessariamente

te molto tempo per produrre effetti apprezzabili, in quanto la contaminazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei può protrarsi per anni a causa del lento smaltimento dei nitrati una volta accumulati nel suolo. L'altra strategia permette di limitare il carico di azoto nelle acque superficiali e consiste nell'utilizzazione dei corridoi fluviali e delle aree riparie come "sistemi tampone" che s'interpongono tra il deflusso di acque sotterranee e/o superficiali contaminate e i corsi d'acqua recettori. L'importanza degli ecosistemi ripari per il controllo della qualità dell'acqua è ampiamente documentata nella letteratura scientifica: in molti studi è stato evidenziato il ruolo sostenuto sia dalla vegetazione riparia, che assorbe i nitrati dall'acqua e dal suolo/sedimento utilizzandoli per l'accrescimento e la produzione di biomassa, sia dalla componente microbica che, in particolari condizioni di anaerobiosi, riduce i nitrati trasformandoli in azoto gassoso che si libera nell'aria. Per questo la funzionalità delle aree riparie nel rimuovere i nitrati è tanto maggiore quanto più sono efficienti ed integrati i processi di assorbimento e di trasformazione.

Nelle zone tampone i cicli vegetativi e, di conseguenza, l'assorbimento dei nitrati sono variabili nello spazio e nel tempo. Raggiungono, infatti, un massimo nel periodo estivo in coincidenza con i massimi stagionali di temperatura e di intensità luminosa e variano secondo la latitudine, per cui i massimi estivi sono più pronunciati nelle regioni meridionali. Un altro fattore che influisce sul grado d'assorbimento dei nitrati è il grado di maturità della comunità vegetale, infatti, la captazione di azoto nitrico è tanto maggiore quanto più persiste uno stato di crescita vegetativa continua che può essere otte-

nuto introducendo gruppi vegetali di specie e di età diverse e mantenendoli allo stadio giovanile mediante potatura.

L'altra prerogativa fondamentale delle zone tampone è quella di consentire i processi di denitrificazione microbica rispetto agli ecosistemi circostanti. Infatti, in queste aree -sia nei suoli sommersi all'interfaccia acqua/sedimento sia in profondità, lungo le aree occupate dagli apparati radicali- possono ritrovarsi tutte le condizioni ambientali necessarie ad attivare il metabolismo anaerobio: l'assenza di O_2 e la costante disponibilità di un donatore di elettroni che si ossida (carbonio organico dei detriti vegetali) e dell'accettore di elettroni (lo ione nitrato) che si riduce. L'efficienza delle reazioni di denitrificazione è influenzata anche dalla temperatura dell'acqua, che non deve essere inferiore ai $4^\circ C$, dal pH, che può influire sui prodotti intermedi della riduzione (NO , NO_2 , N_2O), dalla fonte di carbonio, che è ottimale se il rapporto C/N è circa 25 e dall'entità del flusso idrico che deve essere sufficientemente basso da consentire condizioni di anaerobiosi ma deve tuttavia garantire un continuo apporto di nitrati per alimentare le reazioni di denitrificazione. È stato inoltre osservato che le variazioni del regime idrico, con cicli d'essiccazione e d'inondazione dei sedimenti, possono produrre un generale incremento dell'attività microbica nel sistema, inclusi i processi di denitrificazione. Il controllo del regime idrico permette di regolare il grado di saturazione e quindi lo stato d'anossia nel suolo/sedimento, non solo nei corridoi fluviali ma anche in altre zone del bacino idrografico in cui possono determinarsi condizioni favorevoli alla denitrificazione microbica.

Un aspetto importante e caratteristico delle zone tampone è

quello della continuità temporale dei processi di rimozione nel corso dell'anno, come conseguenza dell'alternanza stagionale delle attività della componente vegetale e microbica. In estate, infatti, nelle zone temperate (predominanti in Europa) si ha un massimo d'assorbimento vegetale e, se i livelli idrici si riducono, un minimo di denitrificazione. In inverno invece, l'assorbimento raggiunge un minimo a causa della dormienza vegetativa che, soprattutto nell'Europa settentrionale, può coincidere con un massimo di rilascio di nitrati nei corpi idrici, mentre i processi di denitrificazione possono comunque avere luogo in quanto, a livello dei sedimenti, possono permanere condizioni favorevoli di temperatura e di umidità. Alcuni dati della letteratura scientifica indicano, inoltre, che le zone tampone, se opportunamente gestite, possono mantenere un'efficienza di rimozione anche per molti anni. Questo obiettivo può essere ottenuto controllando la copertura vegetale, in particolare nei mesi estivi, mantenendo una elevata diversità vegetale ed evitandone il depauperamento.

Un fattore critico relativo all'utilizzazione delle zone tampone è rappresentato dalle dimensioni richieste per mantenere i processi di rimozione. L'ampiezza di tali aree è un argomento controverso per quanto riguarda il problema dell'uso del territorio; alcuni studi sperimentali, infatti, suggeriscono l'adozione di un limite in larghezza variabile tra i 10 m fino ad un massimo di 150 m. Tra i principali fattori che possono influenzare tali limiti vi sono la direzione del deflusso afferente alla zona riparia, che, nel caso di un acquifero, ha un percorso minimo quando è perpendicolare alla direzione del corso d'acqua, e il tempo di residenza dell'acqua all'interno dell'area che

dipende, a sua volta, dall'entità e dalla direzione del deflusso stesso, dal gradiente idraulico, dalla superficie piezometrica dell'acquifero e dalla permeabilità dei sedimenti. Se, ad esempio, in una zona tampone larga 10 m si ha un deflusso di 2 m/giorno, il tempo di residenza può essere anche molto maggiore dei 5 giorni prevedibili; infatti, se la direzione del deflusso è obliqua, lo spazio totale percorso dall'acqua può raggiungere i 100-150 m. L'ampiezza delle zone tampone può essere critica nei mesi estivi quando l'efficienza della captazione dei nitrati da parte della vegetazione è strettamente dipendente dal tempo di contatto con le acque di deflusso di acquiferi o di corsi d'acqua.

La dislocazione spaziale delle zone tampone all'interno dei reticoli idrografici è di particolare importanza per consentire il controllo della qualità delle acque.

Essendo comunemente riconosciuto che oltre il 90% delle acque fluviali deriva da sorgenti, si ritiene che le zone tampone debbano essere poste principalmente nelle aree sorgive in corrispondenza dei rami fluviali di piccole dimensioni (1°- 2° ordine). In questi casi le zone tampone risultano piuttosto ristrette anche se estese in lunghezza, a causa dei flussi laterali potenzialmente intensi. Occorre inoltre notare che la superficie di terreno arabile sottratta dalle zone tampone più a monte, pur essendo ampia, è comunque inferiore a quella occupata dalle zone tampone di 150 metri richieste nei tratti di fiume più grandi (5°- 8° ordine). Le zone tampone nei piccoli rami fluviali delle aree sorgive permettono di ridurre il carico di nitrati nelle acque che si riversano più a valle, mentre quelle presenti nei grossi rami fluviali permettono di limitare la contaminazione di ac-

que di ruscellamento provenienti dai territori circostanti.

È d'estrema importanza, per i Paesi europei, destinare porzioni di territorio esclusivamente alla protezione degli ambienti fluviali e dei corpi idrici superficiali in genere. Le zone tampone possono essere individuate non solo all'interno delle aree riparie ma in tutte le zone umide, lungo gli alvei abbandonati, le aree lacustri, gli stagni, i bacini idrici e i canali artificiali. Ciò non significa sottrarre un intero bacino idrografico ad eventuali usi antropici, ma soltanto quelle parti idonee al mantenimento dei processi di tamponamento. L'utilizzazione e l'incremento delle zone tampone consentono di attuare una politica sostenibile di protezione dei corpi idrici superficiali che porta inoltre all'incremento della diversità e della complessità degli ambienti fluviali.

Paola Bottoni

SHIELDS F.D. JR., KNIGHT S.S. & COOPER C.M., 1998.

Rehabilitation of aquatic habitats in warmwater streams damaged by channel incision in Mississippi
Hydrobiologia, 382: 63-86.

L'erosione verticale degli alvei fluviali conseguente alla costruzione di bacini, alla canalizzazione dei corsi d'acqua od a semplici eventi naturali, è un'importante causa di impatto ambientale sugli ecosistemi fluviali. Si tratta, infatti, di fenomeni che tendono a ridurre la diversità ambientale, aumentano l'instabilità del sistema, abbassano l'interazione tra fiume e aree perifluviali, turbano la struttura delle comunità ittiche. Gran parte della letteratura che si occupa d'erosione dei fiumi esamina gli effetti fisici e il controllo del fenomeno.

Nell'articolo vengono esposti i risultati di uno studio condotto su corsi d'acqua erosi, allo scopo di sviluppare tecniche economicamente sostenibili per il loro recupero ambientale, da integrare a quelle tradizionali (difese spondali, briglie, soglie, piccoli invasi). Durante i 5 anni di studio sono stati controllati tratti di 1 Km in cinque corsi d'acqua del nord-ovest del Mississippi compresi in bacini imbriferi estesi da 16 a 205 Km². In due tratti sono state introdotte strutture di pietra e vegetazione arborea per recuperare habitat de-

gradati dall'erosione e dalla canalizzazione. Gli altri tre sono stati utilizzati come tratti di riferimento: due di essi erano erosi ma non sottoposti ad alcun intervento di recupero ambientale e il terzo era solo leggermente eroso.

L'approccio per il recupero si è basato su modelli concettuali dell'evoluzione dei corsi d'acqua erosi (ICEM) e della struttura della comunità ittica in piccoli corsi d'acqua ("Schlosser's framework"): quest'ultimo modello tiene conto dell'eterogeneità degli habitat acquatici, della composizione delle spe-

cie, della densità, struttura dell'età della popolazione e ricchezza delle specie ittiche. Questi modelli indicano che gli sforzi di recupero dovrebbero concentrarsi sui tratti sovralluvionati posti a valle dei bacini incisi e che lo stato ecologico potrebbe essere migliorato inducendo la formazione ed il mantenimento di habitat stabili.

Per 5 anni, in ciascun corso d'acqua, sono state campionate le comunità ittiche e rilevate le caratteristiche dell'habitat, in primavera ed in autunno; sono state rileva-

te due volte la struttura del profilo e la sezione trasversale dell'alveo.

Nei tratti sottoposti a recupero incrementò la disponibilità di habitat e aumentò la loro similarità con il tratto solo leggermente degradato. Le comunità ittiche risposero secondo i modelli previsionali menzionati. La composizione delle specie si allontanò da quella dei piccoli colonizzatori (principalmente ciprinidi e centrarchidi) per lasciare il posto ai grandi centrarchidi, catostomidi e ictaluridi. La densità dei pesci e la ricchezza in

specie aumentarono in uno dei siti restaurati, ma rimasero stabili nell'altro, suggerendo che i siti occupassero stati iniziali e finali differenti del modello concettuale di riferimento e che le comunità ittiche derivassero da diversi popolamenti colonizzatori.

Questi esperimenti suggeriscono che nel restauro dell'ecosistema fluviale possono essere raggiunti risultati considerevoli con sforzi relativamente modesti, purché ben progettati, volti a recuperare habitat fisicamente degradati.

Laura Leone

BRADT P., URBAN M., GOODMAN N., BISSEL S., SPIEGEL I., 1999.

Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages.

Impact of physical disturbance over twenty-five years.

Hydrobiologia 403:123-133.

Gli effetti di varie turbative sulla stabilità e resilienza delle comunità di macroinvertebrati bentonici (BMI) sono oggi oggetto di studio da parte di molti ecologi degli ambienti acquatici. Cambiamenti nella composizione delle specie di una comunità rappresentano un sensibile sistema di rilevamento dei mutamenti ambientali. Le comunità macrobentoniche si adattano bene alle variazioni fisiche stagionali ma, laddove il disturbo è rilevante ed inaspettato, si può avere perdita di alcune popolazioni.

Per studiare la stabilità e la resilienza di comunità di BMI sono necessarie analisi a lungo termine, ma la maggior parte di questi studi è condotta in ambiti temporali che non vanno oltre i tre anni, con solo pochi lavori che si estendono oltre i cinque anni. Gli studi a lungo termine sono necessari non solo per cogliere gli estremi e le variazioni dei fattori ambientali, ma an-

che per valutare la stabilità della comunità nel tempo.

Scopo degli autori. è stato lo studio della stabilità e della resilienza della comunità di BMI del Bushkill Creek -un corso d'acqua in Northampton County, PA (USA)- usando i dati quantitativi raccolti dagli anni '70 agli anni '90 nello stesso sito e con metodologia simile. È stato così possibile comparare i dati d'abbondanza, ricchezza di taxa, biomassa (peso secco), l'indice EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Tricoptera) e gli indici di diversità e di comparazione di comunità, e valutare come si pongono questi fattori in rapporto ai vari disturbi meteorologici.

La comunità è apparsa stabile per un ampio intervallo di stress ambientali ad eccezione degli anni 1994-1995, quando la popolazione dei Tricotteri è praticamente scomparsa. La ricchezza di taxa e l'indice EPT sono variati poco in questi

anni, rispetto a precedenti periodi di studio. Da luglio 1996 tutti i parametri (il numero dei Tricotteri, il numero totale e la ricchezza di taxa, l'indice EPT, l'indice di Bray-Curtis) sono tornati simili a quelli degli anni '70, ad eccezione della biomassa che è rimasta più bassa. L'indice di Bray-Curtis e la composizione dei taxa sono simili nel luglio 1972 e nel luglio 1996, suggerendo una sostanziale stabilità della comunità nei 25 anni di studio. I Tricotteri, *Psychomya* (Psychomyiidae) e *Leucotrichia* (Hydroptilidae), decrescono durante gli anni '90 e non tornano più ai livelli degli anni '70.

Durante l'inverno del 1994 la regione è stata colpita da temperature particolarmente rigide e da abbondanti nevicate. Queste condizioni di basse temperature, con formazione di ghiaccio aciculare e di fondo, e il successivo scioglimento del ghiaccio hanno probabilmente

stressato oltremisura la comunità, che è stata esposta a quattro esondazioni nell'inverno-primavera del 1994 ed a cinque esondazioni nell'inverno-primavera del 1996.

Il tempo di recupero della comunità sottoposta a questo insieme di disturbi è stato di 27 mesi. I

tempi di recupero precedenti per fenomeni analoghi, ma meno impattanti, erano stati significativamente più brevi (2-5 mesi). I tempi di recupero degli anni '90 (5-9 mesi) sono stati apparentemente estesi, oltre l'intervallo atteso, da molteplici turbative di tipo fisico. La co-

munità non era mai stata esposta a condizioni così estreme e questo ha prolungato i tempi di recupero, anche per fenomeni peraltro usuali. La comunità si è comunque ristabilita e sembra essere tornata ai valori di stabilità e resilienza degli anni '70.

Laura Leone

NELSON S.M. & ROLINE R.A., 1999.

Relationships between metals and hyporheic invertebrate community structure in a river recovering from metals contamination

Hydrobiologia 397: 211-226.

L'impatto delle attività di miniera sulla qualità delle acque e sugli indici biotici acquatici è stato documentato per un ampio numero di sistemi fluviali.

Nel Colorado centrale le acque di sorgente del fiume Arkansas, originatesi dallo scioglimento della neve, passano attraverso una regione ricca di minerali con una lunga storia d'estrazione e di conseguente degrado della qualità delle acque. Un rilevante apporto di metalli alla parte alta del fiume Arkansas è rappresentato dal burrone metallifero California Gulch e dal Tunnel di Drenaggio della Miniera di Leadville, entrambi situati nelle vicinanze di Leadville, Colorado (circa 3000 m s.l.m.). Il tunnel ed i relativi diritti sull'acqua sono stati acquistati dall'U.S. Bureau of Reclamation nel 1959 per avviare un vasto progetto di risanamento delle acque; nel marzo 1992 è stato costruito un impianto di trattamento per l'abbattimento dei metalli nelle acque di drenaggio.

Nonostante l'importanza dei processi iporreici nella biologia fluviale, lo stato di salute dei sistemi lotici è spesso analizzato attraverso l'esame delle comunità bentoniche acquatiche; raramente il monito-

raggio riguarda campioni iporreici. Eppure questa zona è importante nel ciclo di vita di molti invertebrati bentonici, offrendo rifugio nel caso di piene occasionali o di sporadico inquinamento delle acque superficiali, e rappresentando una riserva d'invertebrati per la ricolonizzazione dei substrati superficiali. La zona iporreica poco profonda gioca un ruolo critico anche nella regolazione del flusso dei metalli tra la superficie e l'ambiente di fondo.

Gli autori si sono posti l'obiettivo di indagare sulla struttura delle comunità iporreiche in un fiume contaminato da metalli. Tra il 1992 ed il 1997 sono stati prelevati campioni di acqua e sono state effettuate raccolte stagionali di macroinvertebrati iporreici a monte ed a valle della confluenza di un'immissione inquinata da metalli e, ancora più a valle, dopo l'ingresso nel fiume di un affluente storicamente pulito.

È stata così esaminata la relazione tra i macroinvertebrati iporreici e le concentrazioni dei metalli. Sono inoltre stati esplorati altri fattori, quali la corrente, la dimensione del substrato, il carico idraulico dell'immissione ed altri costi-

tuenti chimici. È stato anche studiato il modello della distribuzione verticale di taxa selezionati, per determinare se la fauna raccolta nella zona iporreica differiva da quella raccolta sui substrati superficiali.

Le concentrazioni dei metalli nella zona iporreica erano più alte che quelle trovate nelle acque superficiali, e -per alcuni anni dopo l'inizio del trattamento delle acque- continuarono a mantenersi alte anche durante le piogge primaverili. L'analisi di corrispondenza e l'aumentata ricchezza dei taxa d'invertebrati suggeriscono che i macroinvertebrati iporreici si sono ripresi nei siti precedentemente impattati. Anche differenze nel substrato tra i siti e l'elevata velocità di corrente nel 1995 sembrano aver influenzato la comunità iporreica. L'elevata diversità, l'abbondanza e l'unicità dei taxa iporreici rispetto a quelli rinvenuti sulla superficie, e l'alta concentrazione di metalli trovati negli strati poco profondi della zona iporreica suggeriscono che lo studio di questa zona fornisce un prezioso contributo per la valutazione dei processi di recupero dei fiumi inquinati.

Laura Leone

I LICHENI EPIFITI NEL BIOMONITORAGGIO: QUALE FUTURO?

Si è conclusa a Montecatini la sessione autunnale (25-29 settembre) del 3° Corso Nazionale "I Licheni Epifiti quali Bioindicatori della Qualità dell'Aria" organizzato dall'ARPAT con il contributo scientifico dell'Università di Siena e il patrocinio del CISBA.

Alla tavola rotonda conclusiva, sul tema del possibile futuro dell'impiego dei licheni in Italia; erano presenti esperti del mondo universitario (Università di Trieste, Torino, Siena, Genova), membri della Società Lichenologica Italiana (SLI) e del Sistema agenziale (ANPA, ARPA) oltre ai corsisti e a numerosi operatori del settore.

Ne è emerso un quadro piuttosto diversificato: in alcune regioni la SLI organizza regolarmente da anni corsi di introduzione alla lichenologia e corsi di specializzazione (Friuli, passo Pura-Udine; Piemonte, Chiusa Pesio- Cuneo; Sicilia, Palermo). In altre, le Università -autonomamente (es. Trieste) o assieme alle ARPA regionali (es. Piemonte, Liguria)- realizzano corsi finalizzati sia al riconoscimento dei licheni che al biomonitoraggio della qualità dell'aria. In Toscana, nonostante non sia stato ancora formalizzato un rapporto di collaborazione, l'università di Siena garantisce da anni il proprio supporto scientifico all'ARPAT, nella realizzazione del corso nazionale sui licheni epifiti come bioindicatori.

In diverse regioni, invece, come emerso dal censimento svolto dal CTN-ACE nel 1999, il biomonitoraggio lichenico è ancora spora-

dico, sia per la mancanza di una adeguata progettualità complessiva (es. uso esclusivo di centraline), che per carenza di operatori abilitati al biomonitoraggio.

L'organizzazione di corsi regionali è stata un elemento propulsivo d'importanza cruciale, ma certamente non sarebbe stato possibile oggi avviare un biomonitoraggio su scala nazionale senza la preziosa guida scientifica e collaborazione da parte delle Università. Tuttavia, proprio in fusione di questo imminente e ambizioso progetto, emerge la necessità di un coordinamento nazionale che potrebbe trovare nell'ANPA, all'interno del CTN-ACE, il referente in grado di elaborare un'ipotesi organizzativa dei corsi per individuare, assieme a tutti gli enti interessati, il migliore percorso didattico.

In pratica potrebbero essere effettuati corsi di introduzione alla lichenologia, corsi più strettamente mirati alla bioindicazione, corsi per l'aggiornamento e la calibrazione degli operatori già accreditati (da SLI e Università, con la collaborazione delle varie ARPA).

È stato illustrato anche il processo di standardizzazione della metodologia che, dall'Italia, si sta estendendo ad altri paesi della Unione Europea. Ciò non comporterà l'utilizzo di un solo metodo (ad es. in Germania viene utilizzato un reticolo di rilevamento con quadrati di 10x10 cm, piuttosto che rettangoli di 15x10 cm), ma dovrà mirare soprattutto all'intercalibrazione, in modo da garantire la con-

frontabilità dei dati rilevati.

Dai risultati dei precedenti esercizi di intercalibrazione (es. Isola D'Elba, Rapallo, Peveragno, Santo Stefano D'Aveto e Montecatini) è emersa anche l'esigenza di una "abilitazione" al controllo della qualità dell'aria con i licheni. L'ipotesi del rilascio di un "patentino" potrebbe rappresentare un passo indispensabile per la validazione dei dati ottenuti nel rilevamento lichenologico.

Qualcosa dunque si sta muovendo nel panorama lichenologico nazionale; soprattutto l'idea di un coordinamento nazionale sembra essere l'elemento portante della formazione di una "nuova scuola" che, partendo dalle varie esperienze regionali, veda la sua finalizzazione nel corso di biomonitoraggio.

Il biomonitoraggio mediante licheni si riconferma dunque strumento innovativo di notevole contenuto scientifico ed elevata predittività, da affiancare ai tradizionali metodi di indagine (centraline) per garantire quei requisiti di completezza indispensabili per qualsiasi tipo di indagine ambientale.

Le iniziative intraprese dalle Università citate, dalla SLI, dall'ANPA e dalle varie ARPA regionali hanno coinvolto in un comune progetto formativo enti con compiti istituzionali e operativi spesso assai diversi tra loro, ponendo le premesse per un deciso miglioramento delle conoscenze su una matrice ambientale importante come l'aria.

Bruno Borghini

RECENSIONI

Fiorilli M., Fiorilli P., Iannuzzi P., Scanu G., Sollazzo C.

La nuova disciplina della tutela delle acque.

Commentario al decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.

Ed. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 2000

Il volume raccoglie i contributi di studiosi di diritto ambientale e di funzionari del Ministero dell'ambiente, membri della Commissione nominata per la stesura del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152 "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato da nitrati provenienti da fonti agricole".

L'introduzione di tale normativa nell'ordinamento italiano è di

particolare interesse in quanto rappresenta la prima norma quadro in materia di acque in un'ottica di prevenzione e risanamento e anticipa i principi e le finalità della proposta di direttiva quadro sull'argomento.

L'opera contiene il commento del decreto, articolo per articolo, offrendo una conoscenza puntuale del regime normativo precedente e attuale, dei nuovi orientamenti della politica comunitaria, del regime transitorio e, nel contempo, un quadro d'insieme della normativa di settore.

Gli autori compiono un'accurata analisi delle differenze della nuova disciplina rispetto alla precedente, con il richiamo ai principi ispiratori della politica ambientale europea e internazionale e delle direttive comunitarie che, con il testo di legge, sono state recepite nell'ordinamento italiano.

L'opera pone l'accento sull'importanza della realizzazione della tutela dei corpi idrici attraverso linee direttrici diverse, tutte confluenti verso le finalità della prevenzione e

del risanamento, e sull'importanza dell'utilizzo della risorsa secondo il principio della sostenibilità e dei diritti delle generazioni future.

Il commento offre anche riflessioni sulle problematiche connesse all'acqua e sugli strumenti previsti dalla norma per la sua tutela, senza tralasciare contraddizioni o problemi irrisolti che il testo normativo ancora presenta

Il volume nel suo complesso offre una chiave di lettura della nuova disciplina sia per gli operatori di settore, pubblici o privati, sia per coloro che affrontano, anche per la prima volta, la materia a vari livelli e per diversi scopi.

Il testo può essere ordinato in tutte le librerie o presso l'Agenzia dell'Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato (Piazza Verdi 10, Roma). Per l'acquisto diretto telefonare al n. 06 85084126, consultare il sito web <http://flashflashwww.ipzs.it> o inviare un messaggio di posta elettronica all'indirizzo editoriale@ipz.it. Il costo dell'opera è di L. 90.000

Gabriela Scanu e

Autori Vari.

Il risanamento del lago di Massaciuccoli.

Ente-Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli, ARPAT, 1999.

Il processo d'eutrofizzazione, dovuto principalmente all'aumento di disponibilità trofiche provenienti

in genere dai prodotti di rifiuto delle attività umane (fosforo, azoto, ecc.), è un fenomeno che da vari decenni interessa la maggior parte dei laghi delle aree antropizzate del pianeta. Tra gli ambienti lacustri del territorio nazionale ad essere interessati da queste problematiche vi è il Lago di Massaciuccoli.

Parte integrante del Parco Naturale Migliarino San Rossore Massaciuccoli, il bacino del lago si

estende tra le Province di Pisa e di Lucca ed è un ambiente di grande valore naturalistico per la presenza di peculiarità botaniche quali la felce florida (*Osmunda regalis*), l'ibisco di palude (*Hibiscus palustris*), la periploca (*Periploca graeca*) e gli sfagni -una rarità a questa latitudine e quota- che ospitano la rara rosolida (*Drosera rotundifolia*), una delle poche piante carnivore italiane. Il canneto dell'area umida

del Massaciuccoli – il più vasto della costa tirrenica italiana – rappresenta inoltre una significativa area nazionale di sosta e riproduzione per alcune specie ornitiche di notevole interesse, quali l'airone rosso (*Ardea purpurea*) e il tarabuso (*Botaurus stellaris*).

L'ecologia di un lago e la qualità della sua vita acquatica, però, dipendono in larga misura dal bacino di drenaggio dal quale il corpo idrico è alimentato, ed il Lago di Massaciuccoli è per lo più alimentato dalle acque drenate dai terreni agricoli e solo in minima parte dagli apporti delle acque sorgenti pedecollinari, sempre più sostituite dai reflui degli impianti per il trattamento dei liquami. Inevitabili, quindi, il suo degrado ed i problemi connessi all'eutrofizzazione delle acque, nonché all'interramento, dovuto al particolare regime idraulico che regola l'insieme del bacino.

Il lago è inoltre minacciato dal progressivo aumento della salinità delle acque, che tende ad accentuare le caratteristiche di un am-

biente di transizione, in condizioni d'instabilità sempre più marcate. La salinità assume un importante ruolo nei confronti delle comunità acquatiche, sulle quali può esercitare una pressione selettiva a favore delle specie più tolleranti (eurialine).

Di questi problemi e delle ricerche finalizzate al recupero ambientale di quest'ecosistema, tratta il libro "Il risanamento del Lago di Massaciuccoli", AA.VV., 1999, coordinamento editoriale ARPAT, Settore tecnico CEDIF. Ultimo in ordine cronologico di una serie di tre volumi a carattere divulgativo, il testo è corredato di foto a colori, grafici e disegni, e mantiene la sua finalità di rigore scientifico mostrando i lavori di risanamento che si stanno realizzando sul lago e che hanno coinvolto a più riprese gli operatori dell'Ente Parco, dell'ARPAT, delle Università, toscane e non, e di alcuni ricercatori esperti in varie discipline.

Il volume è suddiviso in tre parti, ove i diversi autori propongono i risultati delle indagini svolte a

partire dalla primavera 1997 fino a tutto il 1998 e confrontano i risultati con la serie pregressa di dati, iniziata alla fine degli anni '80. Ad una prima sezione introduttiva che descrive le problematiche dell'eutrofizzazione cui è soggetto il bacino ed il Piano di Gestione dell'Ente Parco, fa seguito una seconda parte di controllo sullo stato trofico del sistema lacuopalustre che pone particolare attenzione alla distribuzione dei nutrienti, all'evoluzione del fitoplancton, alla comunità zooplanctonica e macrobentonica, alla capacità di ripresa delle macrofite acquatiche, alle fonti d'immissione d'acqua di falda. Nella terza parte sono poi suggeriti i possibili interventi di risanamento per l'eliminazione delle cause del degrado nonché per la rimozione degli effetti prodotti.

Il testo non è in commercio, ma è possibile richiederlo all'ARPAT, settore tecnico CEDIF, via Porpora 22, 50144 Firenze. Per informazioni: tel. 055 32061; cedif@arpat.toscana.it.

Laura Leone

Una miniera di libri di scienze naturali e ambientali

Una ricchissima selezione di titoli di scienze naturali è disponibile richiedendo gratuitamente il *NHBS Printed Catalogue, Parts I & II* (due numeri annui, circa 5.000 titoli, uscita marzo e ottobre).

Per essere informati più tempestivamente, richiedere l'invio al proprio indirizzo di posta elettronica di *The NHBS Newsletter* (3-6 numeri annui) oppure del catalogo mensile *NHBS Complete Alert*.

Le richieste possono essere inoltrate per posta ordinaria a *NHBS*

Mailorder Bookstore, 2-3 Wills Road, Totnes, Devon TQ9 5XN, United Kingdom, oppure all'indirizzo di posta elettronica nhbs@nhbs.co.uk. Per ulteriori informazioni visitare il sito <http://www.nhbs.com>.

Il catalogo stampato è suddiviso in due parti di circa 70 pagine ciascuna.

La prima tratta i seguenti argomenti: Mammals, Birds, Reptiles & Amphibians, Fishes, Invertebrates, Insects, Palaeontology, Marine & Freshwater Fauna & Flora, Natural History & Travel.

La seconda parte tratta di: Regional Natural History & Travel, Botany, Biology, Evolution, Ecology, Habitats & Ecosystems; Conservation, Environmental & Earth Sciences, Physical Sciences, Sustainable Development, Monitoring, Reference. Nel catalogo stampato e nelle versioni elettroniche sono indicate le modalità per l'ordinazione dei volumi desiderati.

Una ristretta selezione di titoli di pubblicazione recente o imminente, tratta dal catalogo mensile, è riportata nelle pagine seguenti.

SUSTAINABLE DEVELOPMENT**Environmental governance in Europe.** An Even Closer Ecological Union?

A. WEALE, G. PRIDHAM, M. CINI and D. KONSTADAKOPOULOS

Offers for the first time a complete account of European environmental policy combining both the EU and national dimension.

OUP, 420 pages. Price: GBP 50 hardback**Environmental law and regulation**

JOHN F McELDOWNNEY and SHARRON McELDOWNNEY

Provides a clear and systematic explanation of standards in UK environmental law, together with appropriate case studies covering all the main areas of the environment. It takes account of recent developments, including the 21st Report of the Royal Commission on Setting Environment Standards.

Blackstone Press, Price: GBP 29.50 paperback**Environmentalism for a new millennium.** The challenge of co-evolution

LESLIE PAUL THIELE

Presents a history and dispassionate evaluation of American environmentalism, laying out the stages in its development as a social movement, the analyses and debates of the scholars within the movement, from the perspectives of philosophy, political science, and sociology.

OUP, 330 pages. Price: GBP 26.99 hardback**Global environmental problems and international environmental agreements.** The economics of international institution building

T. M SWANSON and SAM JOHNSTON

'The presentation of the material is first-rate, one of the best summaries of the field that I have read. The

writing is clear and crisp, and the theory is leavened with wonderfully instructive examples...The book is likely to be the seminal piece in this area.' Thomas S. Ulen, University of Illinois

Edward Elgar, 290 pages, figs, tabs. Price: GBP 65 hardback; GBP 18.95 paperback**Implementing sustainable development.** Strategies and Initiatives in High Consumption Societies

Edited by WILLIAM M LAFFERTY and JAMES MEADOWCROFT

Examines how governments in industrialized countries have engaged with the challenge of sustained development over the past decade. Analysis of initiatives undertaken by nine national governments and the European Union reveal important differences in the ways the international commitment to sustainable development has been received. *OUP*, 380 pages. Price: GBP 50 hardback; GBP 18.99 paperback**The little earth book**

JAMES BRUGES

No bigger than a CD in format, this is a collection of mini-essays on today's most important environmental concerns, from global warming and poisoned food to economic growth, Third World debt, genes and 'superbugs'. 'Be refreshed! The Little Earth Book is different. And instructive. And even fun!' Jonathan Porritt

Sawday, 144 pages, b/w illus. Price: GBP 4.99 paperback**New approaches to river management**

Edited by A J M SMITS, P H NIENHUIS and R S E W LEUVEN

Covers current issues in river management, such as river regulation, flooding, pollution, habitat destruction and fragmentation, water resource allocation and water-related

conflicts.

Backhuys, Netherlands, 356 pages, 76 figures\36 tables. Price: GBP 86 paperback**Managing river environments**

GERALDENE WHARTON

Provides an insight into the issues and challenges of managing river environments and shows how policies and practices in river management have developed and may develop in the future. Contents include: Introduction; Understanding the dynamics of river environments; Traditional river engineering approaches to river management; Consequences of traditional river engineering; Revised approaches to river engineering; Managing river environments into the future; Appendices; Bibliography; Index.

CUP, 96 pages. Price: GBP 10.95 paperback**Bioremediation**

Edited by HARRY ECCLES

Taylor & Francis, 300 b&w and colour illustrations. Price: GBP 54.95 hardback**Environmental reconstruction in headwater areas**

Edited by MARTIN HAIGH and JOSEF KRECEK

Kluwer, Netherlands, 260 pages. Price: GBP 77 hardback**HABITATS, ECOSYSTEMS & NATURAL SPACES****Invertebrate biodiversity as bio-indicators of sustainable landscapes.** Practical Use of Invertebrates to Assess Sustainable Land Use

Edited by MG PAOLETTI

Elsevier, Netherlands, 446 pages, figs, tabs. Price: GBP 96 hardback**Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**

Edited by B GOPAL, W J JUNK and J A

DAVIS

Fourteen contributions in this volume deal with several kinds of wetlands - riverine floodplains, mangroves, karst wetlands, bogs and fens, and seasonal wetlands of arid regions - and most of the groups of plants and animals, as well as microbes.

Backhuys, Netherlands, 354 pages, 62 figures\41 tables. Price: GBP 84 paperback

Bioregional planning. Resource Management Beyond the New Millennium

DJ BRUNCKHORST

Practical guide for the analysis, planning and development of bioregional projects for a sustainable future, featuring topics such as landscape ecology, ecosystem management, sociology, policy development and methods for transforming social and institutional cultures.

Harwood, Netherlands, 200 pages. Price: GBP 22.50 hardback

Forests in sustainable mountain development. A State of Knowledge Report for 2000

Edited by MF PRICE and N BUTT

Presents a comprehensive review of forests in mountain regions, and their importance for sustainable development.

CABI, IUFRO Research Series 5. 624 pages. Price: GBP 75 hardback

Grazing ecology and forest history

FRANS WM VERA

Tests the hypothesis that species composition, structure and succession of vegetation was governed by herbivores and that the Central and Western European lowlands were covered in grasslands, scrub, solitary trees and groves surrounded by cover and border vegetation. Comparative information from North America is also included.

CABI, 528 pages. Price: GBP 55

hardback

Landscape at risk?

GERALD SMART and EDWARD HOLDAWAY
Examines the role that Areas of Outstanding Natural Beauty (AONB) have in the protection of the landscape.

Taylor & Francis, 272 pages, 113 colour illustrations. Price: GBP 39.99 hardback

Sustainable forest management and global climate change. Selected Case Studies from the Americas

Edited by MOHAMMED HI DORE and RUBEN GUEVARA

Ironically, the threat of global warming damage provides us with one of the most powerful arguments for avoiding the worst excesses of another global problem - deforestation. Dore and Guevara have assembled a very impressive set of essays that show just how important our forests are as carbon stores and sinks. Let us hope someone is listening.' David Pearce, CSERGE, University College, London
Edward Elgar, 304 pages. Price: GBP 59.95 hardback

Sustainable management of soil organic matter

Edited by RM REES, B BALL, C WATSON and C CAMPBELL

CABI, 432 pages. Price: GBP 60 hardback

The transformation of coastal wetlands. Exploitation and Management of Marsh Land Landscapes in North West Europe during the Roman and Medieval Period

STEPHEN RIPPON

OUP, 250 pages, 83 halftones and figures. Price: GBP 35 hardback

Urban planning in a changing world. The Twentieth Century Experience

Edited by ROBERT FREESTONE

Written by leading experts and commentators from around the world, this collection of original essays will form an unprecedented critical survey of the state of urban planning at the end of the millennium.

Spon Press (Routledge), 293 pages, b/w photos, illus. Price: GBP 45 hardback

Water management, purification, and conservation in arid climates

Series Editors: MATTHEUS F A GOOSEN and WALID H SHAYYA

-Volume 1: Water Management Edited by Mattheus F A Goosen and Walid H Shayya. c. 200 pages.

-Volume 2: Water Purification Edited by Mattheus F A Goosen and Walid H Shayya. 200 pages.

-Volume 3: Water Conservation Edited by Mattheus F A Goosen and Walid H Shayya. 200 pages.

Technomic, Switzerland

Wildlife management and habitat creation on landfill sites. A Manual of Best Practice

ECOSCOPE APPLIED ECOLOGISTS and WILDLIFE TRUSTS

Provides guidance on the control of pest species on operational landfill sites and comprehensive advice on ecologically-based habitat creation techniques appropriate for the restored landfill environment. The manual will be of particular use to those peoples involved in the planning, operation and restoration of landfill sites such as conservation bodies and local authorities. Contents include: Planning and legal considerations at landfill sites; Ecological impact assessment at landfill sites; Wildlife management at operational landfill sites - control of bird, rodent and insect pest species; Background to landfill site restoration; and Practical guidance on habitat creation.

Ecoscope Applied Ecologists, Price: GBP 38.50 paperback

ERRATA CORRIGE

AL NUMERO 1 / 2000

A pagina 19:

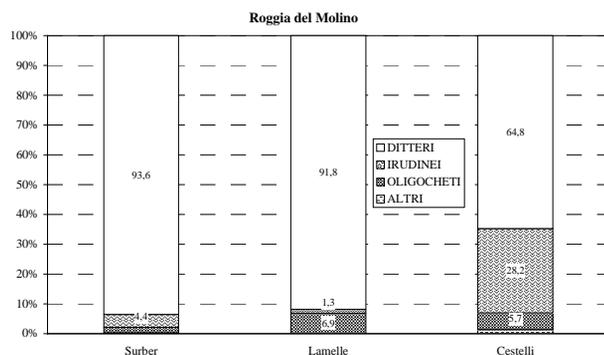
nell'articolo di Pietro Genoni e Laura Strada "Confronto tra metodi di prelievo per l'analisi quantitativa del macrobenthos", sotto la didascalia della figura 3, è stata erroneamente ripetuta la figura 2. Si riporta qui la figura corretta.

A pagina 58:

nella recensione sull'ecologia fluviale, la citazione esatta del volume sul ripristino degli ambienti fluviali è la seguente:

Restoration of Stream Ecosystems - an integrated catchment approach. Eiseltová M. and Biggs J. (eds.), IWRB Publ. 37, 1995, 137 pp.

Fig. 3. Composizione percentuale delle comunità macrobentoniche catturate con i tre metodi di campionamento nella roggia del Molino.



Manoscritti. I lavori proposti per la pubblicazione devono essere scritti su un unico lato del foglio e, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi in: introduzione, materiali e metodi, risultati, discussione, eventuali ringraziamenti, bibliografia, tabelle, figure. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal cognome e dal nome (per esteso) di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto ad esso verranno inviate le bozze per la correzione.

Riassunto, abstract e parole chiave. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere gli esperimenti, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un abstract (massimo 250 parole), seguiti dalle key words separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, non devono essere inserite nel testo, ma in fogli separati alla fine del testo. È gradita l'indicazione, a penna, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura nel dattiloscritto. Anche le tabelle devono essere riportate in fogli separati, alla fine del dattiloscritto; devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che verranno stampate riducendone la base a 80 mm (una colonna) o 170 mm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nell'elenco bibliografico deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

- Dutton I.M., Saenger P., Perry T., Luker G., Worboys G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.
- Hellawell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

Pulliam H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

Corbetta F., Pirone G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Due copie del manoscritto su supporto cartaceo devono essere inviate a:

**Redazione di Biologia Ambientale,
ARPAT, Via del Patriota 2 - 54100 Massa (MS) - I
c.a. Giuseppe Sansoni**

Il manoscritto deve essere accompagnato da una copia su supporto magnetico; in alternativa, quest'ultima può essere inviata all'indirizzo di posta elettronica g.sansoni@arpat.toscana.it oppure sansoni@infinito.it

I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I nomi scientifici delle specie devono essere sottolineati (verranno convertiti in corsivo prima della stampa). I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, non verranno restituiti, salvo esplicita richiesta dell'autore all'atto dell'invio del materiale. La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti istruzioni per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa verranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza verrà inviato il numero della rivista e, tramite e-mail, il file dell'estratto in formato *.PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

Formato dei file. Oltre al manoscritto vanno inviati, su supporto magnetico, i relativi file. Per assicurare la compatibilità con tutti i programmi di videoscrittura e di impaginazione il file contenente il testo va inviato in triplice versione: formato solo testo (*.txt), rich text format (*.rtf) e WinWord (*.doc, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale). I grafici devono essere in bianco e nero ed essere sempre accompagnati dalla tabella dei dati di origine; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente i grafici e i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentire eventuali modifiche al formato volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.tif; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.jpg. Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel. 0585 899409, fax 0585 47000, e-mail g.sansoni@arpat.toscana.it; oppure sansoni@infinito.it).

BIOLOGIA AMBIENTALE

Spediz. in abbon. post, art. 2, comma 20/c, L. 662/96, filiale Reggio Emilia
Tassa pagata - Taxe perçue

Volume 14
Numero 2
Dicembre 2000

SOMMARIO

Lavori originali

- 1 SPAGGIARI R., FRANCESCHINI S. - Procedure di calcolo dello stato ecologico dei corsi d'acqua e di rappresentazione grafica delle informazioni
- 7 SILIGARDI M., CIUTTI F., CAPPELLETTI C., MONAUNI C. - Studio sulla capacità di ritenzione a breve termine in un corso d'acqua alpino
- 13 AMODEI M. & AZZONI R., POCAR M. - *Daphnia magna* nel monitoraggio ambientale
- 21 GALASSI S. E CROCE V. - Test acuto con Daphtoxkit F^a *magna* per la valutazione della tossicità di un effluente industriale e l'individuazione dei composti tossici
- 29 SBRILLI G. - I saggi tossicologici nella normativa per il controllo delle acque

Informazione & documentazione

METODI

- 37 Resoconto del corso "Use of Biotic Indexes to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different European methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)"

ATTUALITÀ

- 81 Licheni epifiti nel biomonitoraggio: quale futuro?

ABSTRACTS

- 82 Ecotossicologia; Ecologia fluviale

RECENSIONI

- 92 La nuova disciplina della tutela delle acque.
92 Il risanamento del lago di Massaciuccoli.
93 Libri di scienze naturali e ambientali

- 96 Errata corrige