

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Centro  
Italiano  
Studi di  
Biologia  
Ambientale



Volume 14

Numero 1

Aprile 2000

ISSN 1129-504X



# BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 14, n. 1/2000

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. 0522/295460 - 0338/6252618; 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.

# Editoriale

*Biologia Ambientale* affronta l'anno duemila rinnovata nella grafica e nei contenuti. Si è dotata di una copertina a colori di maggior consistenza ed ha cambiato rilegatura. È suddivisa in due sezioni –l'una per i Lavori Originali e l'altra di Informazione & documentazione– chiaramente distinguibili anche dai caratteri tipografici e dall'impaginazione. Insomma, non c'è dubbio che la nuova veste di *Biologia Ambientale* sia più bella.

Non si tratta, tuttavia, solamente di un'operazione cosmetica, di "immagine": quest'aspetto è forse il più appariscente, ma è solo l'ultimo al quale la redazione ha prestato attenzione. Il vero obiettivo del rinnovamento è un deciso salto di qualità: dopo 13 anni di pubblicazione e con le innovazioni apportate, la rivista ha raggiunto una maturità sufficiente per presentarsi con dignitoso orgoglio tra le riviste scientifiche italiane.

Con l'acquisizione del numero ISSN, la rivista è ora univocamente individuabile nel panorama editoriale internazionale; sono stati introdotti il riassunto e le parole chiave, mentre il titolo in inglese, l'abstract e le key word, necessari all'inserimento nelle banche bibliografiche internazionali, consentiranno ai lavori pubblicati di superare gli orizzonti nazionali.

*Ciò richiede, ovviamente, standard omogenei ed elevati agli articoli ed un impegno maggiore agli autori e alla redazione. Sono state perciò predisposte “Istruzioni per gli autori” molto dettagliate che dovranno essere scrupolosamente seguite per sottoporre i lavori alla redazione che –da parte sua– ha allargato il gruppo dei revisori scientifici per garantire una revisione più accurata. Viene ora riportato l’indirizzo completo degli autori e viene individuato l’autore referente per la corrispondenza.*

*Tutto ciò comporterà per gli autori più cura e impegno e una maggiore assunzione di responsabilità ma, al tempo stesso, la pubblicazione su Biologia Ambientale sarà sinonimo di riconoscimento di una garanzia di qualità.*

*Biologia Ambientale, tuttavia, non è solo una rivista scientifica: è anche uno strumento di collegamento, di dibattito, di aggiornamento per i soci del CISBA. Soci che sentono il bisogno di crescere professionalmente, di mantenersi informati sulle ultime acquisizioni scientifiche, di scambiare le proprie idee ed i propri dubbi, di discutere il modo di affrontare le problematiche ambientali.*

*La sezione Informazione & documentazione non è, infatti, un “giornalino” interno dell’associazione, ma ne è il cuore. Da questa consapevolezza deriva il rinnovato impegno della redazione a migliorarne la qualità con l’auspicio di una maggiore e più attiva partecipazione dei soci.*

*Aprire un dibattito, dire la propria su un problema esposto da altri, esprimere le proprie esigenze culturali, recensire un volume interessante, presentare una propria esperienza ... numerosi sono i modi per sentire Biologia Ambientale non “una delle tante” riviste che “arrivano” periodicamente sulla nostra scrivania, ma la “propria” rivista, alla cui stesura si è partecipato e che ci mette in collegamento l’uno con l’altro, ci sostiene nel lavoro quotidiano, ci apre nuovi gli orizzonti.*

*I tempi di pubblicazione non consentono, invece, di fare della rivista un efficace strumento d’informazione sui corsi, convegni ed altre iniziative, per le quali la tempestività è essenziale. È stata perciò soppressa la rubrica Appuntamenti: i soci potranno trovare queste informazioni sul sito web del CISBA, di prossima attivazione. Informare, formare, comunicare, partecipare: questi sono gli obiettivi che ci proponiamo con rinnovato impegno.*

# Individuazione di un indice sintetico di qualità chimico-microbiologica delle acque superficiali mediante analisi multivariata: il caso del bacino del Torrente Enza

Silvia Franceschini<sup>1</sup>, Franco Sartore<sup>2</sup>, Roberto Spaggiari<sup>1</sup>, Pierluigi Viaroli<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Agenzia Regionale Prevenzione Ambiente dell'Emilia Romagna - Sezione di Reggio Emilia

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma

Ricevuto il 9.9.1999

Accettato il 20.12.1999

## Riassunto

I dati relativi a 26 parametri raccolti per otto anni durante il monitoraggio delle acque effettuato dall'ARPA di Reggio Emilia nel bacino del torrente Enza sono stati elaborati statisticamente, al fine di evidenziare le informazioni ridondanti. Applicando l'analisi discriminante canonica si è giunti all'individuazione di un set minimo di variabili (nitrati, coliformi fecali, COD e fosforo totale) in grado di rappresentare in modo significativo la qualità delle acque con un minore rapporto costi/benefici. In particolare, in base ai risultati ottenuti, si propone l'utilizzo di un indice bidimensionale, composto da nitrati e coliformi fecali, facilmente integrabile con le attuali procedure di classificazione e capace di offrire, in relazione ai costi aggiuntivi, elevati vantaggi in termini di sorveglianza della qualità dei corpi idrici superficiali.

**PAROLE CHIAVE:** qualità delle acque / analisi discriminante canonica / inquinamento chimico-microbiologico / indice di qualità / rapporto costi-benefici

## Abstract

**Individuation of a synthetic index of chemical-microbiological surface water quality by means of multivariate analysis: the case of the basin of the Enza stream**

The presence of redundant information in the 26 parameters used for water quality control, collected throughout eight years from ARPA of Reggio Emilia in the basin of Enza stream is verified by means of statistical analysis.

By applying canonical discriminant analysis a few significant parameters (nitrate, faecal coliforms, COD and total phosphorus) able to characterize environment with a low cost/benefit ratio. On the basis of results obtained it is proposed the use of a bidimensional index, based on nitrate and faecal coliforms, that can be easily integrated with current procedures and considered as convenient system to improve efficiency of surface water quality monitoring.

**KEY WORDS:** water quality control / canonical discriminant analysis / chemical-microbiological pollution / quality index / cost-benefit ratio

## INTRODUZIONE

L'attività di monitoraggio costituisce un indispensabile strumento di controllo, di sorveglianza e di classificazione della qualità delle acque. Tale attività può essere effettuata in funzione dei criteri di qualità per specifica destinazione d'uso, oppure per definire più complessivamente il livello di qualità ambientale, come previsto dalla nuova normativa sulla tutela delle acque dall'inquinamento (D. Lgs. 152/99). Il giudizio di qualità così ottenuto costituisce il contributo fondamentale per indirizzare gli interventi di risanamento nell'ambito dei piani di attuazione delle politiche am-

bientali.

Il monitoraggio e la conseguente definizione di classi di qualità delle acque si basano sull'uso di indicatori, i quali devono fornire una rappresentazione sintetica delle condizioni ambientali ed essere caratterizzati da un ragionevole rapporto costi/benefici (OECD, 1994).

Gli organi preposti all'attività di monitoraggio svolgono generalmente il controllo periodico di numerosi parametri, con risultati onerosi, in termini di tempi e di costi. Secondo una stima dell'AUTORITÀ DI BACINO DEL Po (1995), nel bacino padano circa 1800 stazioni di

monitoraggio analizzano mediamente per ogni prelievo 19 parametri di costo compreso tra le 15 e le 22 mila lire, da cui deriva un costo complessivo annuo pari a circa 9,3 miliardi di lire.

La presente indagine si propone di esaminare le metodologie di monitoraggio attualmente utilizzate dall'ARPA di Reggio Emilia e individuare un set minimo di indicatori di qualità delle acque superficiali. La serie dei dati relativi ai 24 parametri rilevati mensilmente in sette stazioni del bacino del torrente Enza dal 1990 al 1997, è stata elaborata mediante l'utilizzo di tecniche di analisi multivariata, con i seguenti obiettivi:

- identificare i parametri "critici" in relazione alla caratterizzazione antropica del bacino considerato;
- individuare le possibili ridondanze;
- individuare il set minimo di variabili da analizzare per rappresentare in modo significativo la qualità delle acque, con maggiore frequenza e con un accettabile rapporto costi / benefici;
- confrontare il sistema di indicatori ottenuto con gli indicatori attualmente in uso.

## AREA DI STUDIO

Il torrente Enza, che si estende con un bacino di 887,5 km<sup>2</sup> dal crinale tosco-emiliano alla confluenza nel fiume Po, è un corso d'acqua appenninico a regime torrentizio, in cui gli apporti di inquinanti e le consistenti derivazioni effettuate nel tratto pedemontano per uso irriguo ed idroelettrico determinano, specialmente nel periodo estivo, problemi di ordine quantitativo e qualitativo delle acque. I carichi inquinanti generati nel bacino derivano principalmente da fonti diffuse (spandimento di fanghi di depurazione e liquami zootecnici, uso di fertilizzanti), in quanto la Val d'Enza è caratterizzata da una forte vocazione agricola e zootecnica, mentre è limitato l'impatto delle aree più urbanizzate, le quali, anche al fine di preservare l'integrità idrogeologica della conoide, recapitano in parte i loro scarichi depurati nel limitrofo torrente Crostolo (AA.VV., 1986; MARCONI *et al.*, 1995).

## MATERIALI E METODI

La procedura utilizzata per il monitoraggio delle acque prevede il rilevamento mensile di 26 parametri fisici, chimici e microbiologici in 7 stazioni di prelievo, di cui 5 localizzate sul corso principale dell'Enza e 2 in chiusura di bacino degli affluenti Tassobbio e Termina. I dati rilevati dal 1990 al 1997, corrispondenti a 740 casi, sono stati elaborati con il software statistico SPSS 8.0 per Windows. Ipotizzando l'esistenza di un gradiente di qualità delle acque, procedendo da

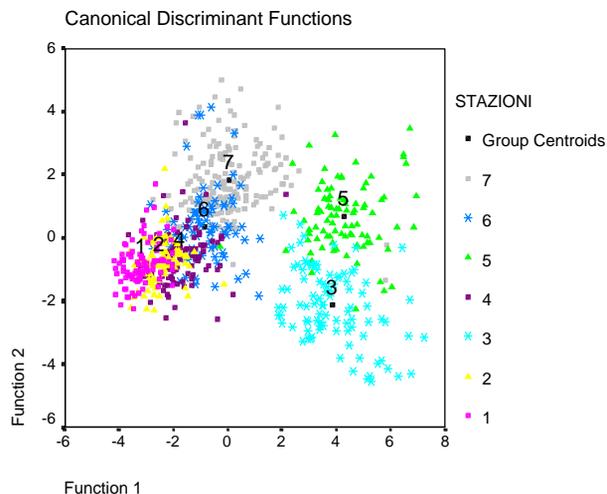
monte verso valle, si è applicata l'analisi discriminante canonica utilizzando le stazioni (numerate da 1 a 7) come variabile classificatoria. È stata utilizzata anche l'analisi delle componenti principali (PCA), tecnica utilizzata con successo in studi analoghi sulle acque superficiali (ANTONIETTI e SARTORE, 1996), che tuttavia, nel caso in esame, non ha portato a risultati significativi.

L'analisi discriminante è stata inizialmente applicata considerando tutte le variabili di tipo fisico-chimico (ad eccezione dei tensioattivi anionici, che figurano sempre al limite di rilevabilità) ed i principali indicatori di tipo microbiologico (coliformi totali e coliformi fecali) trasformati logaritmicamente.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati dell'analisi discriminante (Fig. 1) evidenziano l'esistenza di un trend monte-valle lungo il corso principale del torrente Enza: le stazioni 1, 2, 4, 6, 7 risultano infatti differenziate nel piano individuato dalle prime due funzioni discriminanti, le quali spiegano complessivamente l'89,8% della variabilità dei dati, mentre le stazioni 3 e 5, poste sugli affluenti, risultano distanziate dalle altre rispetto alla prima funzione e separate tra loro rispetto alla seconda.

Questa analisi fornisce un quadro generale della situazione che permette di confermare alcune delle ipotesi formulate, sebbene non consenta di caratterizzare le acque dal punto di vista dell'inquinamento. Infatti i coefficienti della matrice di struttura indicano che la prima funzione discriminante è correlata principalmente a variabili legate alla litologia dei sottobacini drenati (solfati, durezza, silice), mentre le variabili



**Fig. 1** – Rappresentazione grafica delle stazioni nel piano individuato dalle prime due funzioni discriminanti.

maggiormente significative emergono in modo apprezzabile soltanto nelle funzioni successive, che assumono progressivamente minore importanza.

Dal momento che le informazioni associate a dati di tipo “geologico” distorcono la distribuzione in modo indipendente dall’inquinamento, si è proceduto alla successiva eliminazione di gruppi di variabili.

Sono stati perciò esclusi dall’analisi i parametri dipendenti dalle caratteristiche naturali del suolo (solfati, durezza, silice), oltre alla temperatura dell’acqua, legata al gradiente termico altitudinale, e alla percentuale di ossigeno alla saturazione. Sono stati inoltre eliminati pH e conducibilità, due parametri chimico-fisici che risultano poco significativi in relazione all’inquinamento, in quanto il pH oscilla in un intervallo compreso tra 7 e 9, accettabile per l’ambiente considerato, e la conducibilità dipende fondamentalmente dalle caratteristiche idrochimiche di base delle acque (il 70% degli ioni presenti è costituito da cationi calcio e magnesio e da anioni carbonato e solfato).

È stata quindi valutata la presenza di informazioni ridondanti. Scatter esplorativi tra coppie di variabili (Fig. 2) hanno evidenziato alcune forti correlazioni, come quelle tra materiale in sospensione e torbidità e tra coliformi fecali e coliformi totali, tali da consentire l’eliminazione dall’analisi dei secondi elementi delle coppie, ritenuti meno significativi come indicatori.

Tra i parametri relativi all’inquinamento di tipo organico, COD e BOD<sub>5</sub>, si è scelto di trascurare quest’ultimo, indicatore della frazione organica biodegradabile, a causa della alta frequenza con cui si presenta ai limiti della soglia di rilevabilità. Analogamente, per il carico eutrofizzante si è deciso di utilizzare il fosforo totale e non quello reattivo.

Si è inoltre osservato che i valori di portata presen-

tano una notevole eterogeneità tra le singole stazioni, come si può osservare dal confronto tra le distribuzioni di frequenza, riportate in figura 3.

Le portate presentano complessivamente distribuzione poissoniana, caratterizzata da elevata frequenza dei valori bassi; in particolare, nelle stazioni di monte e in quelle sugli affluenti, quasi il 100% dei valori misurati rientra nella prima classe (0-5 m<sup>3</sup>/s), mentre procedendo verso valle la distribuzione tende ad allargarsi con un numero crescente di casi che ricadono nelle classi più elevate. In questa fase quindi la portata è stata esclusa dall’analisi per evitare distorsioni legate all’eccessiva eterogeneità dei dati.

L’analisi discriminante applicata ai parametri rimasti mostra che le prime due funzioni discriminanti, che spiegano complessivamente l’85,9% della variabilità totale, sono principalmente correlate rispettivamente con l’azoto (nitrico e nitroso) e con il numero di coliformi fecali, e risultano quindi caratterizzate la prima da inquinamento di tipo chimico eutrofizzante e la seconda da inquinamento batteriologico.

In riferimento al regime idraulico si è effettuata inoltre la considerazione che gli eventi estremi di portata mascherano in una certa misura l’impatto degli inquinanti, tramite effetti di diluizione/concentrazione rilevabili anche dai diagrammi di dispersione delle principali variabili in relazione alle portate. Per questo motivo si è proceduto ad uno screening dei dati, eliminando i casi corrispondenti al primo ed all’ultimo decile dei valori di portata in ogni stazione. Tale operazione è stata realizzata separatamente sulle stazioni per evitare di penalizzare completamente le stazioni di monte e quelle degli affluenti. Questa procedura ha comportato l’eliminazione di 151 casi.

Nell’analisi successiva i cloruri hanno assunto un

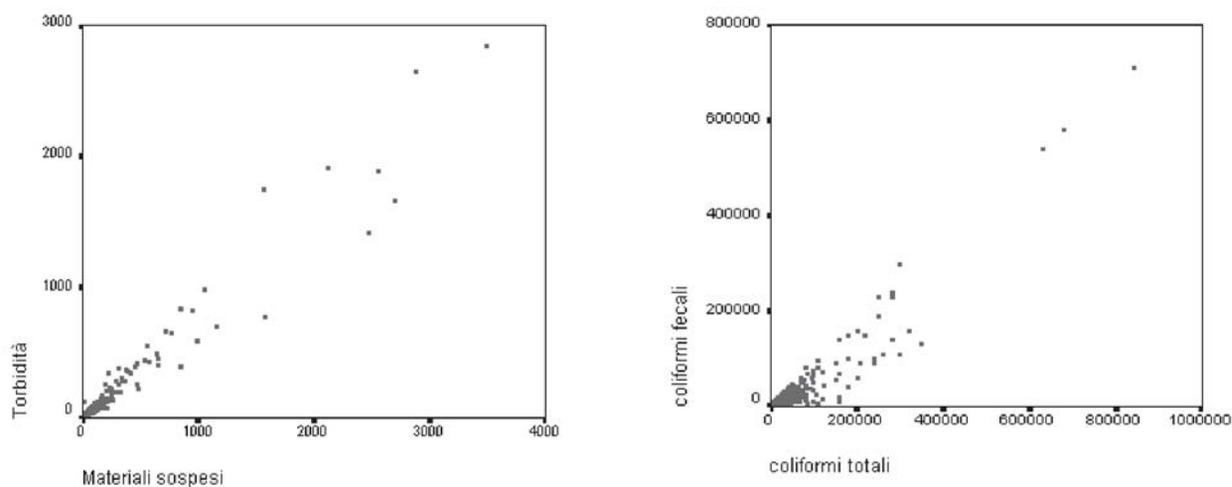


Fig. 2 - Diagrammi di dispersione di coppie di variabili ridondanti.

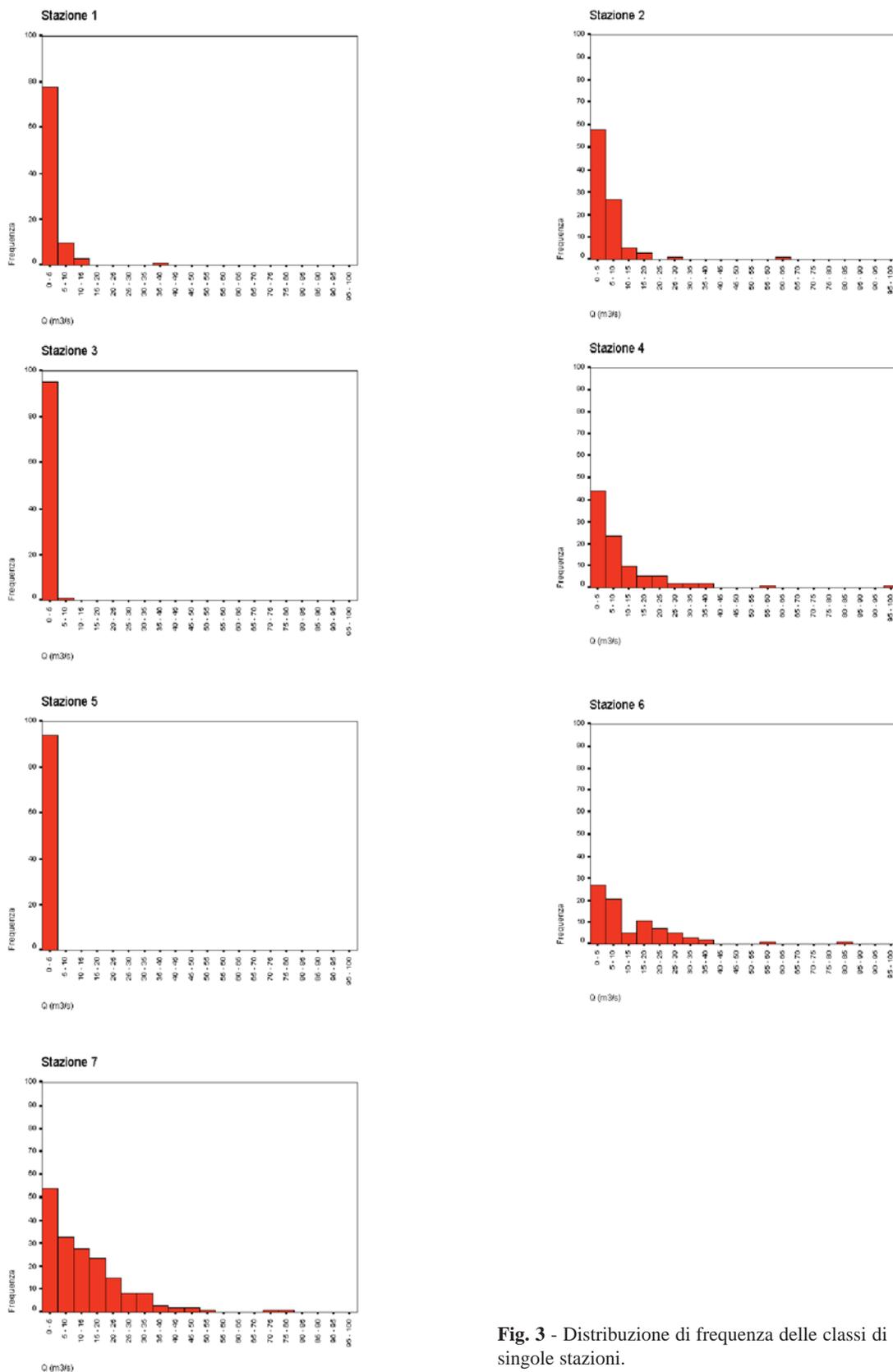


Fig. 3 - Distribuzione di frequenza delle classi di portata nelle singole stazioni.

peso rilevante nelle prime due funzioni discriminanti, in modo più evidente nell'analisi effettuata sulle sole stazioni del torrente Enza. Infatti, la vicinanza di una stazione agli scarichi di uno stabilimento termale provoca in questo anione la comparsa di picchi anomali. Trattandosi di una situazione peculiare e non generalizzabile, si è ritenuto opportuno eliminare i cloruri dalla lista delle variabili indicatrici di inquinamento.

Una ulteriore semplificazione è stata introdotta adottando i nitrati come unico indicatore sintetico delle componenti azotate, scelta motivata dal fatto che il rapporto fra azoto nitrico e azoto inorganico totale (ricavato come somma dell'azoto nitrico, nitroso e ammoniacale) risulta mediamente pari all'87%.

Infine, sono state eliminate due variabili di tipo fisico, ossigeno disciolto e materiali solidi sospesi, poiché si sono rivelate poco determinanti nella caratterizzazione delle funzioni discriminanti.

L'analisi applicata al termine di queste procedure ha permesso di individuare un set minimo di variabili, composto da nitrati, coliformi fecali, COD e fosforo totale, in grado di rappresentare in modo significativo la qualità delle acque. In particolare le prime due funzioni, che spiegano complessivamente il 96,8% della varianza cumulativa, sono fortemente correlate rispettivamente con nitrati e coliformi fecali (vedi coefficienti della matrice di struttura in Tab. I).

I risultati ottenuti giustificano il passaggio ad una rappresentazione bidimensionale di inquinamento com-

binato, caratterizzata da degrado chimico crescente lungo l'asse delle ascisse (concentrazione di nitrati) e degrado microbiologico crescente lungo l'asse delle ordinate (concentrazione di coliformi fecali). I punti situati lungo la diagonale principale di questo sistema corrisponderanno ad una situazione di massimo inquinamento complessivo.

Al fine di rendere operativa questa procedura di indagine si sono individuate delle classi di qualità delle acque, utilizzando i valori soglia previsti dal D.Lgs. 152/99 sulla tutela delle acque per il sistema di classificazione basato su macrodescrittori. Per la definizione delle classi di qualità dei coliformi fecali sono stati ritenuti validi con buona approssimazione i limiti proposti dalla tabella per *Escherichia Coli*, che ne rappresenta mediamente una frazione pari al 90%. L'estrema variabilità di questo parametro ha reso inoltre necessaria la sua rappresentazione in scala semilogaritmica (Tab. II).

L'indicatore può essere utilizzato nella versione grafica nella quale le stazioni di campionamento e le classi di qualità così definite sono riportate nel piano

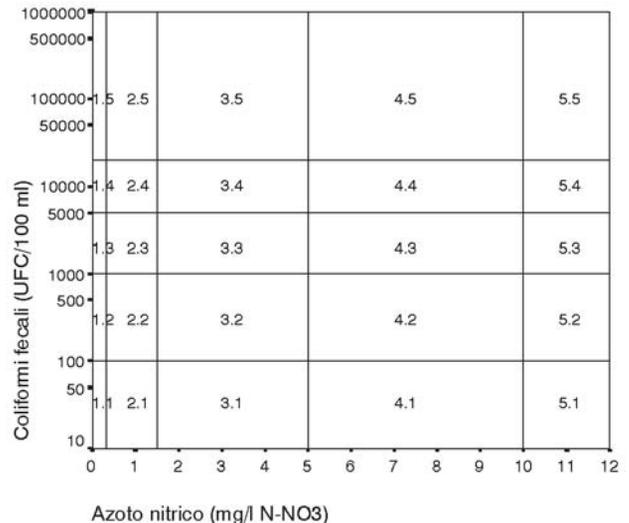
**Tab. I** – Matrice di struttura relativa all'analisi discriminante applicata alle 4 variabili selezionate

	Structure Matrix			
	Function			
	1	2	3	4
nitrati	.936*	-.341	.005	-.085
coliformi fecali (ln)	.437	.783*	-.326	.299
C.O.D	.346	.464	.815*	.015
fosforo totale	.400	.551	.412	-.605*

Pooled within-groups correlations between discriminating variables and standardized canonical discriminant functions

Variables ordered by absolute size of correlation within function.

\*. Largest absolute correlation between each variable and any discriminant function



**Fig. 4** - Rappresentazione grafica del sistema di classificazione basato sull'indice bidimensionale

**Tab. II** - Valori soglia utilizzati per la definizione di classi di qualità

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	< 0,3	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Coliformi fecali (UFC/100ml)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000

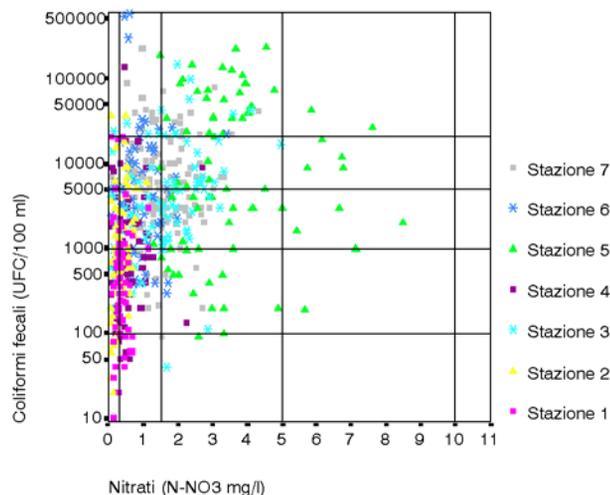


Fig. 5 - Classificazione grafica delle acque del t. Enza (1990-1997).

individuato da nitrati (in ascissa) e da coliformi fecali (in ordinata). La griglia di assi che passano per i valori limite di cui alla tabella I suddivide il piano in porzioni, ciascuna delle quali individua una classe di qualità combinata (Fig. 4).

I casi relativi al t. Enza nel periodo 1990-1997, a meno degli eventi estremi di portata eliminati, si distribuiscono nella griglia come mostrato in figura 5, in cui i casi figurano distinti in base alla stazione di appartenenza.

Dalle rappresentazioni ottenute si possono trarre le seguenti considerazioni:

- le stazioni appartenenti al tratto montano e pedemontano (n. 1, 2, 4) presentano mediamente modeste concentrazioni di nitrati, ma valori anche elevati di coliformi, distribuendosi graficamente nella sezione individuata dalle classi 1-1, 2-1, 2-5 e 1-5;
- le stazioni di pianura ed in chiusura di bacino presentano un degrado maggiore, che le fa ricadere nell'area compresa fra le classi 2-3, 3-3, 3-5 e 2-5;
- gli affluenti presentano complessivamente una scadente qualità delle acque; in particolare il t. Termina si colloca nell'area superiore destra del grafico, corrispondente alla situazione di massimo inquinamento combinato.

In base al sistema di classificazione proposto, il torrente Enza risulta caratterizzato da un trend di inquinamento chimico crescente da monte (dove le concentrazioni di nitrati non superano gli 1,5 mg/l) verso valle; questo andamento è interrotto in corrispondenza delle situazioni di maggiore degrado degli affluenti (in particolare il t. Termina), che presentano picchi di concentrazioni superiori ai 5 mg/l tali da giustificare la collocazione in quarta classe. L'inquinamento batte-

riologico stimato attraverso il rilevamento dei coliformi fecali risulta invece piuttosto elevato lungo tutto il corso del torrente, anche se caratterizzato da estrema variabilità, con picchi massimi che superano anche di diversi ordini di grandezza i valori mediamente registrati. Questo fenomeno interessa sia le stazioni di monte, dove si raggiunge saltuariamente anche il limite di 20.000 UFC/100 ml che separa la quarta dalla quinta classe, sia le stazioni di valle, dove i valori medi ricadono mediamente in terza e quarta classe e gli eventi "anomali" assumono proporzioni dell'ordine di 200-500.000 UFC/100 ml.

## CONCLUSIONI

Dalla presente ricerca risulta che, fra tutti i parametri attualmente utilizzati nel sistema di monitoraggio del torrente Enza, quelli relativi a nitrati, COD, fosforo totale e coliformi fecali possono essere identificate come "fattori critici" in relazione ai fenomeni di inquinamento (comprendente le componenti di tipo organico, eutrofizzante e microbiologico). Il set di parametri così individuato è in grado di rappresentare in modo significativo la qualità delle acque con un minore rapporto costi/benefici, in seguito all'eliminazione di informazioni ridondanti.

In particolare si propone un sistema di sorveglianza della qualità delle acque basato sull'utilizzo di un indice bidimensionale, composto dai parametri che sono risultati maggiormente significativi nella caratterizzazione delle acque del bacino: nitrati e coliformi fecali, indicatori rispettivamente di inquinamento eutrofizzante di origine diffusa (agricoltura, zootecnia) e di inquinamento microbiologico di origine prevalentemente civile. Esso costituisce un sistema di sorveglianza e di primo allarme facilmente interpretabile ed applicabile a basso costo, a completamento delle attuali procedure, rendendo possibile una intensificazione dei controlli e l'analisi dei trends di qualità su entrambe le scale spaziale e temporale (a medio e lungo termine) con un dettaglio maggiore di quanto oggi consentito.

Dall'esame dei costi legati all'attività di monitoraggio, dedotti dal Tariffario ARPA 1998, è possibile effettuare una valutazione economica dell'applicazione di tale sistema.

Nella tabella III sono riportati a confronto i costi di ogni rilevamento effettuato sulle sette stazioni del bacino del t. Enza, nel caso della procedura corrente e in quello della procedura semplificata. Certamente il contributo informativo apportato nei due casi è differente, ma il consistente divario esistente sul piano economico rende particolarmente interessanti i vantaggi ottenibili dall'applicazione del secondo.

La nuova normativa prevede che il monitoraggio

**Tab. III** - Costo delle attività di monitoraggio nel bacino del t. Enza.

Costi (L)	Sistema a 7 parametri	Sistema a 2 parametri
Costo delle analisi	285.000	60.000
Spese di campionamento	40.000	40.000
Totale per ogni prelievo	325.000	100.000
Totale sulle 7 stazioni	2.275.000	700.000

**Tab. IV** - Bilancio costi/benefici relativo all'applicazione del sistema di monitoraggio integrato nelle due ipotesi.

Opzioni di utilizzo ipotizzate	Vantaggi ottenibili in termini di frequenza di controlli	Costi aggiuntivi richiesti (migliaia di lire)
1. Come integrazione quindicinale dell'attuale procedura	Raddoppio della frequenza (da 12 a 24)	Maggiorazione del 30% rispetto ai costi attuali (27.300 - 35.700)
2. 8 volte all'anno, in sostituzione del monitoraggio ufficiale	Triplicazione della frequenza (da 4 a 12)	Maggiorazione del 60% rispetto ai costi previsti (9.100 - 14.700)

delle acque superficiali venga effettuato con frequenza mensile, fino al raggiungimento dell'obiettivo di qualità pari a una II classe (buona) su tutto il corso d'acqua, conseguito il quale la frequenza potrà divenire trimestrale. Sulla base del bilancio costi/benefici, riportato nella tabella IV, si possono quindi configurare due diverse opzioni di utilizzo dell'indice proposto:

1. Allo stato attuale, una applicazione con frequenza mensile, come integrazione quindicinale della corrente procedura, allo scopo di garantire una maggiore continuità di controllo;
2. Nell'ipotesi di raggiungimento dell'obiettivo di buona qualità delle acque, una applicazione 8 volte all'anno in sostituzione del monitoraggio ufficiale, che verrebbe effettuato soltanto 4 volte: questa soluzione consentirebbe di mantenere comunque una costante attività di sorveglianza a costi ragionevoli.

In conclusione, il sistema di sorveglianza proposto costituisce una possibile valida integrazione dell'attuale sistema di monitoraggio nel bacino del t. Enza, in quanto basato sul controllo di due parametri (nitrati e coliformi fecali) risultati critici nella definizione dell'inquinamento delle acque e rilevabili con elevata frequenza ad un contenuto rapporto costi/benefici.

In particolare, secondo le due ipotesi configurate, l'utilizzo di tale indice consentirebbe di raddoppiare la frequenza dei controlli nella situazione attuale con una maggiorazione dei costi del 30% circa, e di triplicarla, nell'ipotesi del miglioramento diffuso (obiettivo di II classe) della qualità delle acque del torrente, con una maggiorazione del 60% circa. In definitiva, esso offre, in relazione ai costi aggiuntivi richiesti, elevati vantaggi ottenibili in termini di sorveglianza della qualità dei corpi idrici superficiali.

## BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1986 - Primi lineamenti del Piano di risanamento idrico del bacino del T. Enza. Provincia di Reggio Emilia.  
 Antonietti R., Sartore F., 1996 - Optimization of parameters used for freshwater survey. *Wat. Res.*, **30** (6): 1535-1538.  
 Autorità di Bacino del Fiume Po, 1995 - Rapporto sullo stato della collaborazione con la National Rivers Authority sul monitoraggio della qualità delle acque. Parma.  
 Marconi M., Messori R., Spaggiari R., 1995 - L'acqua. In:

*“Rapporto sullo stato dell'ambiente della provincia di Reggio Emilia”* a cura di M. Anceschi. Provincia di Reggio Emilia.

OECD, 1994 - Environmental Indicators, Paris

Spaggiari R., Messori R., 1995 - Definizione della qualità dei corpi idrici mediante il monitoraggio chimico e biologico e sua evoluzione nel tempo. Presidio Multizonale di Prevenzione, Azienda U.S.L. di Reggio Emilia, Reggio Emilia.



# Influenza dell'inquinamento sui parassiti dei pesci

Paolo Galli<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano. E-mail: paolo.galli@unimib.it

Arrivato il 1.11.1999

Accettato il 23.2.2000

## Riassunto

Nella letteratura scientifica attuale, tra gli organismi utilizzati come indicatori biologici delle alterazioni degli ecosistemi acquatici, sono stati proposti i parassiti. Così come avviene per gli organismi che conducono vita libera, il cui sviluppo è normalmente vincolato dalle caratteristiche qualitative dell'ambiente in cui vivono, è ragionevole supporre che tale condizionamento si verifichi anche nel caso dei parassiti. Nel lavoro vengono illustrate le applicazioni sperimentali nel panorama internazionale e nazionale.

**PAROLE CHIAVE:** parassiti / inquinamento

## Abstract

### **Influence of water pollution on fish parasites.**

Following the general consensus that disturbed habitats display communities with a low taxonomic diversity, the level of biological heterogeneity is often used as an index of ecosystems health. Parasites, in particular, because of the complexity of their life cycles, are suggested to be sensitive bioindicators of the ecological status of aquatic ecosystems.

**KEY WORDS:** parasites / water pollution

## INTRODUZIONE

In questi ultimi anni molte comunità acquatiche hanno subito profonde modificazioni in seguito all'immissione di sostanze inquinanti nell'ecosistema. Celebri sono, ad esempio, le alterazioni della componente biotica nel fiume Lambro (GUZZELLA e GRONDA, 1995) e nel lago d'Orta (MONTI, 1930).

È noto che alcune comunità, come quelle dei macroinvertebrati, rispondono modificandosi sotto gli effetti dell'inquinamento, tanto da essere utilizzate dagli organi competenti in protocolli standardizzati (GHETTI, 1997) per il monitoraggio delle acque superficiali; anche la comunità ittica mostra variazioni di composizione in risposta al peggioramento della qualità ambientale (GANDOLFI *et al.*, 1991).

Se le informazioni riguardanti le alterazioni delle comunità costituite da organismi che conducono vita libera sono ormai sufficientemente note, poco si sa

sulle alterazioni delle comunità dei parassiti. Tuttavia, così come avviene per gli organismi che conducono vita libera, è ragionevole supporre che almeno alcune categorie di parassiti siano condizionate dalle caratteristiche dell'ambiente in cui vivono, si accrescono e si riproducono.

Se consideriamo, infatti, i parassiti dei pesci, questi possono localizzarsi in zone quali la cute e le branchie, a contatto con l'ambiente esterno (ectoparassiti), come nel caso dei generi *Ergasilus* e *Argulus* –entrambi crostacei parassiti, i primi delle branchie, i secondi della cute– oppure all'interno del pesce (endoparassiti) ad esempio nel tubo digerente, nella vescica natatoria e nel bulbo oculare.

Gli endoparassiti completano il loro ciclo biologico utilizzando degli ospiti chiamati "definitivi" se al loro interno si compie la riproduzione sessuata, o "interme-

di” se vengono utilizzati per disperdersi nell’ambiente o per accrescersi. Se consideriamo la rete trofica degli organismi che conducono vita libera è possibile visualizzare i parassiti come organismi che vivono sempre su un nodo di questa rete (ectoparassiti) oppure come organismi che completano il loro ciclo vitale “saltando” su alcuni nodi di questa rete (endoparassiti). La scomparsa di un nodo nella rete trofica comporta la perdita di tutte le specie di parassiti che utilizzano questo nodo per completare il ciclo vitale.

I fattori che entrano in gioco nel regolare i cicli vitali dei parassiti sono sia abiotici (temperatura, salinità, ossigeno, ammoniaca, pH, ecc.), sia biotici quali la risposta immunologica dell’ospite, la dieta e le modalità di nutrizione dell’ospite, la disponibilità di ospiti intermedi infestati (WILLIAMS e JONES, 1994).

Secondo MACKENZIE *et al.* (1995) i parassiti più interessanti come indicatori di degrado ambientale sarebbero quelli con i cicli vitali più complessi, che comprendono diversi stadi di sviluppo e più ospiti, su ognuno dei quali si potrebbero registrare effetti differenti imputabili all’azione dell’inquinamento.

Gli inquinanti possono avere effetti a livello di individui, di popolazioni e di comunità. A livello di individui si è visto che si possono verificare delle anomalie a carico dei diversi organi del parassita. KUPERMAN (1992), ha messo in evidenza la comparsa di aberrazioni nelle strutture di attacco di alcuni monogenei appartenenti al genere *Diplozoon* prelevati da pesci viventi in ambienti inquinati. A livello di popolazione si possono riscontrare variazioni nelle intensità e nelle prevalenze. Ad esempio, GALLI *et al.* (1998) hanno osservato variazioni nei valori di intensità (numero medio di parassiti per pesce) e di prevalenza (percentuale di pesci parassitati rispetto al numero totale di pesci esaminati) di popolazioni di acantocefali prelevati da ambienti lotici caratterizzati da differenti livelli d’inquinamento.

Infine, variazioni nei valori degli indici strutturali di diversità di Shannon e di dominanza di Simpson sono state rilevate in comunità di parassiti prelevati da laghi caratterizzati da differenti livelli di trofia (Fig. 1) (GALLI *et al.*, in stampa).

## TIPOLOGIA DI INQUINANTI ED EFFETTI SULLA COMUNITÀ DEI PARASSITI

### Metalli pesanti

RIGGS *et al.* (1987), studiando i parassiti di pesci prelevati dal Lago Belevs in Nord Carolina, hanno rilevato una correlazione statisticamente significativa tra concentrazioni di selenio nei tessuti e la fecondità nel cestode *Bothriocephalus acheilognathi*. Nella zona

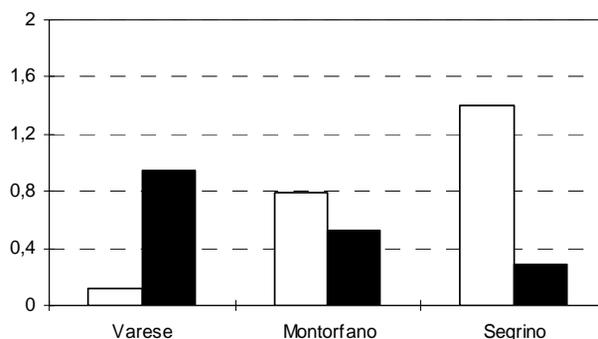


Figura 1 - Indici di diversità di Shannon (barre chiare) e di Dominanza di Simpson (Barre scure) calcolati per la comunità dei parassiti presenti in scardole (*Scardinius erythrophthalmus*) prelevate nel 1996 nei laghi di Varese (Eutrofo), Montorfano (mesotrofo) e Segrino (meso-oligotrofo).

contaminata, rispetto al sito non inquinato da selenio, la fecondità dei cestodi, misurata come numero di proglottidi gravide e numero di uova prodotte per proglottide, è risultata ridotta.

In laghi inquinati da zinco e rame sono state messe in evidenza basse prevalenze ed intensità d’infestazione da acantocefali nel tubo digerente dei pesci *Catostomus commersoni*. Tale situazione è stata correlata con un impoverimento della fauna macrobentonica, comprese le specie utilizzate come ospiti intermedi.

Cambiamenti nella risposta immunitaria di carpe esposte a concentrazioni subletali di cadmio, con un conseguente aumento del livello d’infezione del protozoo *Ichthyophthirius multifiliis*, sono stati rilevati da MOHAN e SOMMERVILLE (1988).

EVANS (1982) ha notato come concentrazioni di rame e di zinco rispettivamente di 100 e 10.000 ppm riducano la sopravvivenza delle cercarie del digeneo *Echinoparyphium recurvatum*.

### Inquinamento da cartiere

THULIN (1984) ha studiato l’effetto di effluenti di cartiere nel lago Vanern in Svezia sui copepodi *Achtheres percarum* e *Caligus lacustris*, parassiti del persico reale (*Perca fluviatilis*). Nelle sei stazioni, distribuite secondo un gradiente decrescente d’inquinamento, la prevalenza di questi ectoparassiti aumentava man mano che ci si allontanava dalla località situata nel punto d’immissione degli scarichi, in corrispondenza del quale nessun parassita era presente. THULIN *et al.* (1988) hanno eseguito uno studio sui parassiti presenti in persici (*Perca fluviatilis*) prelevati da località situate in prossimità di due cartiere, una delle quali utilizzava il cloro come agente sbiancante. Dei vari taxa presi in esame, l’acantocefalo *Neoechinorhynchus rutili* presen-

tava significative differenze nelle diverse stazioni considerate. Organismi appartenenti a questa specie non erano presenti nelle stazioni di campionamento situate in prossimità della cartiera priva di processi di decolorazione, mentre lo erano nelle altre, in corrispondenza delle quali presentavano valori crescenti di prevalenza (dal 3% al 54%) e di intensità media (da 0,1 a 2,6), calcolata come il numero medio di parassiti per pesce, avvicinandosi al punto di immissione degli scarichi della fabbrica. I valori di prevalenza dell'acantocefalo *N. rutili* risultavano regolati attraverso gli effetti esercitati sui gammaridi, ospiti intermedi di questo parassita.

### Inquinamento da piogge acide

In Nuova Scozia (Canada), la comunità dei parassiti metazoi presente nelle anguille (*Anguilla rostrata*) prelevate da un corpo idrico soggetto al fenomeno delle piogge acide, è stata confrontata con quella di un altro sito in cui tale fenomeno non era presente; la ricchezza in specie di parassiti è risultata molto più elevata nella zona non soggetta al fenomeno dell'acidificazione (CONE *et al.*, 1993). L'acidificazione di numerosi corsi d'acqua norvegesi comporta la trasformazione dell'alluminio in ioni alluminio, tossici per *Gyrodactylus salaris* parassita dei salmoni (SOLENG *et al.*, 1996).

### Eutrofizzazione

Anche il fenomeno dell'eutrofizzazione sembra interferire con i parassiti dei pesci. Studi pubblicati in Finlandia (VALTONEN *et al.*, 1987) hanno indicato una presenza di *Argulus foliaceus*, nei pesci *Rutilus rutilus* e *Perca fluviatilis*, più elevata in laghi eutrofizzati rispetto a quelli oligotrofici. Un risultato analogo è stato ottenuto da VALTONEN e TASKINEN (1988) per alcuni digenei. Gli Autori hanno osservato un incremento della prevalenza dei parassiti digenei *Rhipidocotyle campanula* presenti in pesci prelevati da laghi eutrofizzati, rispetto a laghi meno ricchi di nutrienti.

### Inquinamento termico

EURE e ESCH (1974) hanno osservato un aumento statisticamente significativo del numero di acantocefali (*Neoechinorhynchus cylindricus*) nei persici trota (*Micropterus salmoides*) presenti in acque riscaldate. Secondo gli Autori, l'aumento della temperatura dell'acqua favorirebbe un aumento della densità dei crostacei, ospiti intermedi utilizzati dagli acantocefali per chiudere il ciclo biologico. HOFFMAN e PUTZ (1964) ascrivono ad un incremento della temperatura, da 12

°C a 17-24 °C, la scomparsa di monogenei (*Gyrodactylus macrochiri*) nelle branchie di *Lepomis macrochirus*.

Numerosi studi dimostrano come la temperatura ambientale influenzi fortemente la crescita, la maturazione, la fecondità e le dinamiche stagionali di popolazioni di cestodi Pseudophyllidae e la riproduzione e la durata della vita dei monogenei (LESTER e ADAMS, 1974).

SANKURATHRI e HOLMES (1976) hanno descritto il ciclo di un digeneo in due zone di un lago canadese, caratterizzate da una diversa temperatura dell'acqua per la presenza di uno scarico termico. Essi proposero un modello di interazione interspecifica tra il mollusco *Physa gyrina* ed un suo parassita digeneo. Nel periodo invernale la superficie del lago risulta completamente ghiacciata, ad eccezione della zona d'immissione dello scarico termico. Nella zona scoperta dal ghiaccio è possibile osservare, anche in inverno, una rigogliosa crescita della vegetazione acquatica. Tale crescita favorisce lo sviluppo di molluschi che proprio della vegetazione acquatica si nutrono. L'assenza di ghiaccio sulla superficie del lago favorisce inoltre in questa zona l'addensamento degli uccelli (che vengono utilizzati dai digenei come ospiti definitivi). Le condizioni createsi favoriscono l'incremento del numero di molluschi con il parassita (il parassita si riproduce all'interno dell'uccello e le sue uova vengono depositate all'esterno attraverso le feci). Nell'area soggetta a riscaldamento la prevalenza dei digenei nei molluschi era del 75,8%, mentre nella zona fredda era del 6,5%.

### ESPERIENZE ITALIANE

In Italia studi sull'influenza dell'inquinamento sui parassiti dei pesci sono stati condotti sia in ambienti lotici, sia in quelli lentici.

Per quanto riguarda gli ambienti lotici, FIORAVANTI *et al.* (1996) hanno condotto nel 1995 uno studio sulla comunità dei parassiti di cavedani (*Leuciscus cephalus*) prelevati da cinque fiumi della Provincia di Bologna (Reno, Samoggia, Santerno, Savena e Setta). Secondo gli Autori è possibile mettere in evidenza una correlazione tra le prevalenze dei parassiti osservati e la qualità dell'acqua.

Sempre in ambienti lotici, GALLI *et al.* (2000) hanno studiato le relazioni esistenti tra la comunità dei parassiti dei pesci e il livello della qualità delle acque. In questo studio sono stati esaminati i parassiti metazoi prelevati da cavedani (*Leuciscus cephalus*), campionati in quattro settori fluviali contraddistinti da un diverso grado d'inquinamento: il fiume Ticino (non inquinato), il Canale Naviglio Pavese (moderatamente inquinato) e il fiume Lambro in località Merone (inqui-

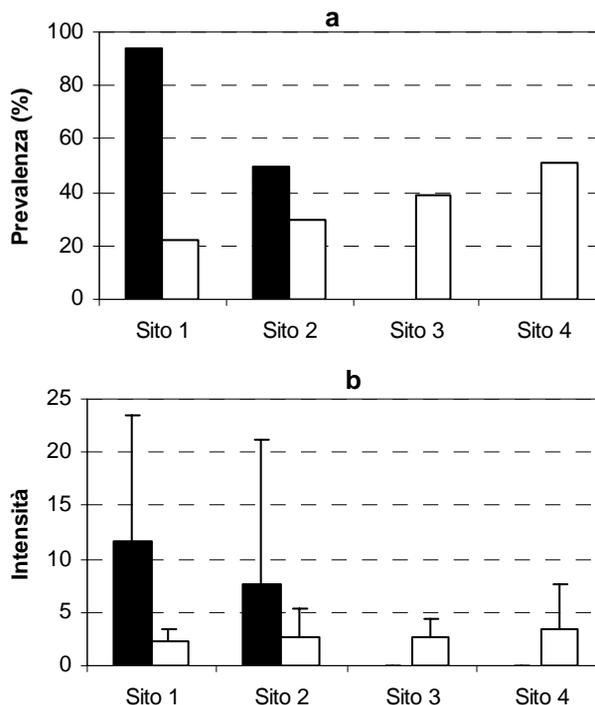
nato) ed in località Monza (fortemente inquinato). L'applicazione degli indici di diversità e di dominanza alle comunità dei parassiti dei cavedani, presenti nei diversi siti, ha permesso di mettere in evidenza una generale diminuzione della diversità ed un aumento della dominanza con l'aumentare del livello d'inquinamento, definito in base ai valori chimico-fisici e biologici. Le variazioni osservate possono essere spiegate da un lato con la graduale scomparsa degli ospiti intermedi, necessari a numerosi parassiti per completare il loro ciclo biologico e, dall'altro, soprattutto per gli ectoparassiti, più a diretto contatto con l'ambiente esterno, con la diversa sensibilità agli agenti inquinanti.

Per quanto riguarda gli endoparassiti, un'importante osservazione è stata ottenuta dall'analisi degli acantocefali (GALLI *et al.*, 1998) presenti nel tubo digerente dei cavedani prelevati dai quattro siti già citati. Sono state, infatti, identificate due specie: *Pomphorhynchus laevis* ed *Acanthocephalus anguillae*, la prima caratterizzata dall'aver come ospite intermedio i gammaridi, la seconda gli asellidi (*Asellus aquaticus*). Spostandosi dall'ambiente pulito verso quello più inquinato è possibile osservare un aumento di *A. anguillae*, sia come prevalenza sia come intensità; *P. laevis*, viceversa, diminuisce spostandosi dal sito pulito a quello con moderati sintomi d'inquinamento, sino a scomparire nei siti più inquinati (Fig. 2).

Tali variazioni possono essere spiegate tenendo conto del fatto che gli acantocefali prevedono un ciclo riproduttivo che coinvolge ospiti intermedi diversi tra loro. I gammaridi, a differenza degli asellidi, sono sensibili all'inquinamento. Nei siti oggetto di studio i gammaridi sono risultati abbondanti nel Ticino, moderatamente presenti nel Naviglio Grande, assenti nelle due stazioni localizzate sul Lambro. Al contrario gli asellidi sono stati campionati in tutti i quattro siti con un aumento di densità spostandosi verso gli ambienti più inquinati.

L'aumento delle densità delle popolazioni di *A. anguillae* può inoltre essere spiegato tenendo conto del fatto che, spostandosi verso ambienti inquinati, diminuisce il numero di specie macrobentoniche. In condizioni di forte inquinamento la probabilità che il cavedano, specie generalista (GANDOLFI *et al.*, 1991) si nutra di asellidi si accresce quindi notevolmente.

Per quanto riguarda gli ambienti lentici GALLI *et al.*, (in stampa) hanno studiato le comunità dei parassiti in scardole (*Scardinius erythrophthalmus*) prelevate da laghi caratterizzati da differenti livelli di trofia: Varese (eutrofico), Montorfano (mesotrofico) e Segrino (meso-oligotrofico). I risultati ottenuti hanno permesso di evidenziare un diverso effetto del fenomeno dell'eutrofizzazione nei confronti degli endoparassiti (maggiormente presenti nell'ambiente oligotrofo) ed ecto-



**Fig. 2** - Prevalenza (a) ed Intensità media (b) per *Pomphorhynchus laevis* (barre scure), *Acanthocephalus anguillae* (barre bianche) presenti in *Leuciscus cephalus* prelevati nei quattro luoghi di campionamento: Ticino, non inquinato; Naviglio Grande, moderatamente inquinato; Lambro in località Merone, inquinato; Lambro in località Monza, fortemente inquinato. Per ogni sito è mostrata la Deviazione Standard.

parassiti (maggiormente diffusi nel lago di Varese, eutrofo). I risultati ottenuti hanno portato gli Autori ad ipotizzare l'esistenza di un *fingerprint* a livello delle comunità dei parassiti, caratteristico delle condizioni qualitative dell'ambiente nel quale si sviluppano.

## CONCLUSIONI

Sulla base delle osservazioni emerse da questi studi appare evidente come le diverse forme d'inquinamento possano modificare la struttura della comunità dei parassiti. In particolare i contaminanti tendono ad influenzare la prevalenza, l'abbondanza e l'intensità dei parassiti esercitando i propri effetti, sia direttamente sulle loro fasi a vita libera, sia indirettamente, attraverso i loro ospiti intermedi.

Perplessità circa la possibilità di utilizzare i parassiti dei pesci come indicatori della qualità dell'acqua sono mosse da KENNEDY (1997). Secondo l'Autore, le difficoltà possono essere incontrate nella reperibilità dei

pesci, nella caratteristica dei parassiti di presentare, generalmente, una distribuzione aggregata (pochi pesci all'interno di una popolazione sono infestati da un numero elevato di parassiti). Per poter essere certi di prelevare dei parassiti è quindi necessario prevedere un elevato sforzo di campionamento dei pesci. Alcuni gruppi di parassiti sono determinabili a livello specifico solo da pochi specialisti. Questa difficoltà limita notevolmente la possibilità di diffusione di un eventuale protocollo di monitoraggio. Alcuni gruppi di parassiti sono soggetti a notevoli variazioni stagionali: l'interpretazione dei dati ottenuti potrebbe quindi essere falsata dalla stagione in cui i campionamenti vengono eseguiti. Inoltre per alcuni parassiti non sono noti gli areali di distribuzione.

Sempre secondo KENNEDY è importante domandarsi non solo se i parassiti "possono" essere utilizzati come indicatori biologici ma anche se sono "migliori" indicatori biologici del degrado ambientale rispetto, ad esempio, ai macroinvertebrati.

A favore dell'utilizzo dei parassiti dei pesci come possibili indicatori biologici della qualità dell'acqua è CHUBB (1997). Egli, benché riconosca le difficoltà espresse da KENNEDY ritiene che numerose forme d'inquinamento possono essere ben rilevate dallo studio dei parassiti. CHUBB riconosce la mancanza di informazioni ecologiche e biologiche di numerosi gruppi di parassiti, così come evidenziato da KENNEDY, ma ritiene che queste lacune debbano, e possano, essere colmate in breve tempo.

## BIBLIOGRAFIA

- CONE D.K., MARCOGLIESE D.J., WATT W.D., 1993. Metazoan parasite communities of yellow eels (*Anguilla rostrata*) in acidic and limed rivers of Nova Scotia. *Canadian Journal of Zoology*, **71**: 177-184.
- CHUBB J.C., 1997. Fish parasites as indicators of environmental quality: a second perspective. *Parassitologia*. **39**: 255.
- EURE H.E., ESCH G.W., 1974. The effects of thermal effluents on the population of helminth parasites in the largemouth bass, *Micropterus salmoides*. In: "Thermal Ecology" J. W. Gibbons and R. R. Shority, (Eds), 207-215. AEC Symposium Series (CONF - 730505).
- EVANS N.A., 1982. Effect of copper and zinc upon the survival and infectivity of *Echinoparyphium recurvatum* cercariae. *Parasitology* **85**: 295-303.
- FIORAVANTI M.L., MINELLI C., RIZZOLI M., RESTANI R., 1996. Parasitological survey of freshwater fish from rivers of the Bologna province. VII European Multicolloquium of Parasitology. 2-6 September 1996: P. 34. Parma, Italy.
- GALLI P., MARINIELLO L., CROSA G., ORTIS M., OCCHIPINTI AMBROGI A., D'AMELIO S., 1998. Populations of *Acantocephalus anguillae* and *Pomphorhynchus laevis* in different condition of pollution. *Journal of Helminthology*. **72**: 331-335.
- GALLI P., CROSA G., ALBRICCI O., TIEGHI K., COTTA RAMUSINO M., GARIBALDI L. (in stampa). Influenza dell'eutrofizzazione sulle popolazioni di Scardole (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758). *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*
- GALLI P., CROSA G., TAGLIABUE S., VANINI S., 2000. Parasite communities in chubs (*Leuciscus cephalus*) collected in rivers with different level of pollutions. *Bollettino Società Italiana di Patologia Ittica*: 18-25.
- GANDOLFI G., ZERUNIANI S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. I pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato Roma. 617 pp.
- GHETTI P.F., 1997. Indice Biotico Esteso: i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento.
- GUZZELLA L., GRONDA A., 1995. La contaminazione da microinquinanti organici nelle acque del nodo Lambro-Po: risultati delle analisi chimiche. *Acqua Aria* **6**: 641-651.
- HOFFMAN G.L., PUTZ R.E., 1964. Studies on *Gyrodactylus macrochiri* n. sp. (Trematoda: Monogenea) from *Lepomis macrochirus*. *Proceeding of the Helminthological Society of Washington* **31**: 76-82.
- KENNEDY C. R., 1997. Freshwater parasites and environmental quality: an overview and caution. *Parassitologia*. **39**: 249-257.
- KUPERMAN B.I., 1992. Fish parasites as bioindicators of the pollution of bodies of water. *Parazitologia* **26**: 479-82.
- LESTER R.G.J., ADAMS J.R. 1974. *Gyrodactylus alexanderi*: reproduction, mortality and effect on its host *Gasterosteus aculeatus*. *Canadian Journal of Zoology*. **52**: 827-833.
- MACKENZIE K., WILLIAMS H.H., WILLIAMS B., McVICAR A.H., SIDDALL R., 1995. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advance in Parasitology* **35**: 85-144.
- MOHAN C.V., SOMMERVILLE C., 1988. Effect of cadmium on susceptibility and immune response of common carp to the protozoan *Ichthyophthirius multifiliis*. Vth European Multicolloquium of Parasitology, p. 107.
- MONTI R., 1930. La graduale estinzione della vita nel Lago d'Orta. *Rendiconti Regio Istituto Lombardo di Scienze e Lettere* **63**: 75-94.
- RIGGS M.R., LEMLY A.D., ESCH G.W., 1987. The growth, biomass and fecundity of *Bothriocephalus acheilognathi* in a North Carolina cooling reservoir. *Journal of Parasitology* **73**: 893-900.

- SANKURATHRI C.S., HOLMES J.C., 1976. Effects of thermal effluents on parasites and commensals of *Physa gyrina* Say (Mollusca: Gastropoda) and their interactions at Lake Wabamun, Alberta. *Canadian Journal of Zoology* **54**: 1742-1753.
- SOLENG A., POLÉO A.B.S., BAKKE T.A., ALLSTAD N., 1996. Aluminium Toxicity to *Gyrodactylus salaris* (Monogenea). VII European Multicolloquium of Parasitology. 2-6 September 1996. Parma, Italy.
- THULIN J., 1984. The impact of some environmental changes on the parasite fauna of cod in Swedish waters. Vth European Multicolloquium of Parasitology, 239-240.
- THULIN J., HÖGLUND J., LINDESJÖÖ E., 1988. Disease and Parasites of fish in a bleached kraft mill effluent. *Water Science Technology*. **20**: 179-180.
- VALTONEN E.T., KOSKIVAARA M., 1987. The effect of environmental stress on trematodes of perch and roach in central Finland. In: Actual Problems in Fish Parasitology. p 103. 2nd International Symposium of Ichthyoparasitology Tihany, Hungary.
- VALTONEN E.T., TASKINEN J., 1988. *Rhipidocotyle campanula* in its first and second intermediate hosts in central Finland; associated with pollution?. Vth European Multicolloquium of Parasitology, Hungary, p. 110.
- WILLIAMS H., JONES A., 1994. *Parasitic worms of fish*. Taylor & Francis London Ltd., 593 pp.

# Confronto tra metodi di prelievo per l'analisi quantitativa del macrobenthos

Genoni Pietro<sup>1\*</sup>, Strada Laura<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ARPA Lombardia - Milano 1, Via Spagliardi 19 - 20015 Parabiago (MI), I

<sup>2</sup> Via De Amicis, 7 - 20091 Bresso (MI)

\* Autore referente per la corrispondenza (fax 0331 449703; e-mail pmipfis@tin.it)

Arrivato il 14.1.2000

Accettato il 4.3.2000

## Riassunto

Campionamenti quantitativi di macrobenthos sono stati eseguiti in due rogge in provincia di Milano mediante tre metodi: retino Surber, substrati artificiali a lamelle di masonite e cestelli riempiti di ciottoli. L'analisi della composizione delle comunità raccolte conferma la selettività dei substrati artificiali rispetto al substrato naturale. Migliori efficienze di cattura e stime affidabili degli indici biotici si sono ottenute con il retino Surber e con i cestelli di ciottoli; questi ultimi hanno inoltre permesso di calcolare i valori più elevati degli indici di diversità. L'utilizzo di substrati a lamelle è sconsigliato in queste tipologie ambientali, risultando più idoneo in corsi d'acqua a prevalente carattere potamale.

**PAROLE CHIAVE:** rogge / corsi d'acqua / macrobenthos / substrati artificiali / indici di diversità / indici biotici

## Abstract

### Comparison of sampling methods for quantitative analysis of macrobenthos.

Quantitative samples of benthic macroinvertebrates have been collected in two irrigation channels in the Province of Milan using three methods: Surber handnet, multiplate masonite artificial substrates and baskets filled with stones. Selectivity of artificial substrates with respect to natural substrate is confirmed by the analysis of the collected communities. Best sampling efficiencies and reliable estimates of biotic indices were obtained by means of Surber handnet and baskets; the latter ones allowed the calculation of the highest values of diversity indices. The use of multiplate samplers is not suggested in these habitats, being more suitable for potamal watercourses.

**KEY WORDS:** irrigation channels / watercourses / macrobenthos / artificial substrates / diversity indices / biotic indices

## INTRODUZIONE

Diversi metodi per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua si basano su un'analisi qualitativa della comunità dei macroinvertebrati bentonici, efficaci indicatori delle condizioni ambientali (HAWKES, 1979; GHETTI e BONAZZI, 1981; HELLAWELL, 1986). Tra questi metodi, gli indici biotici utilizzano la ricchezza in specie delle comunità prescindendo dall'abbondanza numerica degli organismi appartenenti alle diverse specie (GHETTI, 1997).

In alcuni casi, tuttavia, volendo stimare la diversità o la produttività della cenosi macrobentonica, è necessario ricorrere a metodi di campionamento quantitativi. I campionamenti quantitativi di macrobenthos sono realizzati principalmente per mezzo di retino Surber, in

acque basse, e di benna o carotatore, in acque profonde (RESH e McELRAVY, 1992). Metodi di prelievo alternativi prevedono l'utilizzo di substrati artificiali di diverso tipo (CAIRNS e PRATT, 1992).

Nel presente studio, in due rogge con differente qualità delle acque, sono state applicate tre tecniche di prelievo quantitativo del macrobenthos, una che si avvale del campionamento diretto della comunità sul substrato naturale e le altre due basate sull'uso di substrati artificiali. Le finalità dell'indagine erano:

- valutare l'efficienza di cattura dei taxa da parte dei tre metodi di prelievo;
- confrontare le comunità macrobentoniche presenti sul substrato naturale con quelle che colonizzano

- substrati artificiali di tipo diverso;
- ottenere indicazioni per un utilizzo ottimale dei diversi metodi di campionamento nella tipologia ambientale considerata.

Inoltre, considerato che, qualora si disponga di dati quantitativi, può essere utile ricavare da essi la qualità biologica delle acque, scopo accessorio del lavoro era verificare questa possibilità.

## METODI DI INDAGINE

I campionamenti di macrobenthos sono stati condotti in due rogge a differente qualità biologica situate in provincia di Milano: la Roggia Nuova e la Roggia del Molino, quest'ultima situata a valle dello scarico di un impianto di depurazione. In ciascuna roggia è stata individuata una stazione di campionamento nella quale, nell'autunno 1996, sono stati impiegati contemporaneamente il retino Surber (SURBER, 1937), substrati artificiali a lamelle di masonite (HESTER e DENDY, 1962) e cestelli di ciottoli (BEATI *et al.*, 1996). Gli elementi caratteristici utilizzati per ciascuna tecnica di prelievo sono riassunti nella tabella I. La raccolta dei substrati artificiali è stata effettuata dopo circa quattro settimane di immersione, contestualmente al campionamento con il retino Surber ed al tradizionale campionamento qualitativo previsto dagli indici biotici. Gli organismi catturati, dopo una prima separazione dal detrito, sono stati fissati in campo con etanolo al 70% e quindi portati in laboratorio per il conteggio e la determinazione al livello tassonomico di genere o di famiglia, secondo le indicazioni di GHETTI (1997).

Sulle comunità campionate sono stati calcolati quattro indici di diversità (GANIS, 1991): indice di ricchezza R di Menhinick, indice di dominanza I di Simpson, indice di diversità H' di Shannon, indice di equitabilità J di Pielou (Tab. II).

A partire dagli stessi dati, sono stati inoltre calcolati due indici biotici (Indice Biotico Esteso - I.B.E., GHETTI 1997 e Average Score Per Taxon - A.S.P.T., ARMITAGE *et al.* 1983) al fine di valutare l'affidabilità dell'uso dei tre metodi quantitativi nei casi in cui l'applicazione pratica dei due indici qualitativi risulti particolarmente difficoltosa (ad es. acqua troppo profonda, ambiente estremamente inquinato).

## RISULTATI

### Efficienza di cattura

L'adeguatezza dei campionamenti è stata valutata mediante la curva cumulativa dei taxa raccolti, ossia calcolando, per tutte le possibili combinazioni di repliche, il numero di taxa aggiuntivi dovuti all'aumento del numero di repliche (Fig. 1). Tali curve tendono ad un limite superiore diverso per i tre differenti metodi, indicando efficienze di cattura complessive tra loro dissimili (Tab. III). Il retino Surber ed i substrati a cestelli permettono la cattura del maggior numero dei taxa presenti, ottenendo efficienze di cattura confrontabili con quelle riportate in altri lavori (GUZZINI *et al.*, 1994; BEATI *et al.*, 1996). Efficienze di cattura decisamente più modeste (inferiori al 50%) si ottengono con i substrati a lamelle, che mostrano quindi una maggiore

**Tab. I.** Metodi di prelievo utilizzati e loro principali caratteristiche.

Metodo di prelievo	Numero di repliche	Superficie per replica (m <sup>2</sup> )	Collocazione dei campionatori
Retino Surber	5	0,05*	Fondo
Substrati artificiali a lamelle di masonite	5	0,12	Sospesi
Substrati artificiali a cestelli di ciottoli	3	0,12*	Fondo

\* valori riferiti alla superficie coperta dal campionatore, senza tener conto della granulometria del substrato.

**Tab. II.** Indici di diversità considerati nella presente indagine (GANIS, 1991).

S = numero di specie; N = numero totale di individui;  $n_i$  = abbondanza della specie i-esima;  $p_i = n_i/N$  proporzione di abbondanza della specie i-esima.

Indice	Simbolo	Autore	Formula	Intervallo di variazione
Indice di ricchezza	R	Menhinick, 1964	$S/\sqrt{N}$	Maggiore di 0
Indice di dominanza	I	Simpson, 1949	$\sum_i p_i^2 ; i=1,S$	Tra 1/S e 1
Indice di diversità	H'	Shannon, 1949	$-\sum_i p_i \ln p_i ; i=1,S$	Tra 0 e $\ln S$
Indice di equitabilità	J	Pielou, 1969	$H'/H_{\max} ; H_{\max} = \ln S$	Tra 0 e 1

selettività di colonizzazione.

Per quanto riguarda la densità degli organismi, in entrambi gli ambienti considerati il retino Surber ha permesso la raccolta del maggior numero di individui per unità di superficie coperta dal campionario (Tab. III).

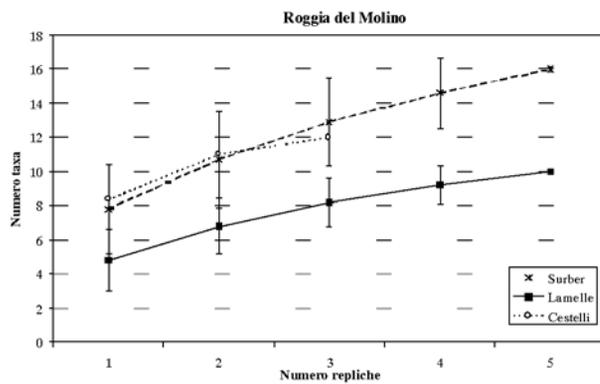
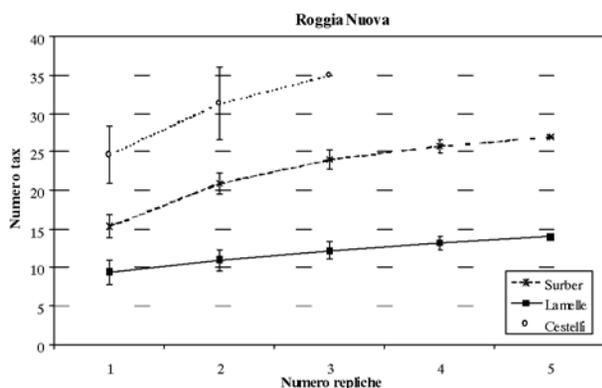
**Composizione delle comunità campionate**

Le composizioni percentuali delle comunità macrobentoniche campionate nella roggia Nuova con i tre diversi metodi sono rappresentate nella figura 2. Come

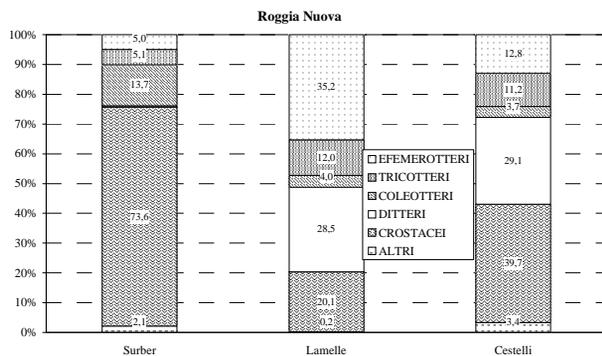
già osservato da altri autori (GHETTI, 1997; DE PAUW *et al.*, 1994), si rileva una certa differenza tra il substrato naturale ed i substrati artificiali: il primo è colonizzato prevalentemente da crostacei gammaridi (74% del totale degli individui), mentre i secondi favoriscono l'insediamento di un maggior numero di ditteri (famiglie Chironomidae e Simuliidae), efemerotteri (soprattutto del genere *Baëtis*) e tricoteri (soprattutto della famiglia Hydropsychidae).

Molto più simili tra loro (dominate da ditteri chironomidi) sono, invece, le comunità campionate nella

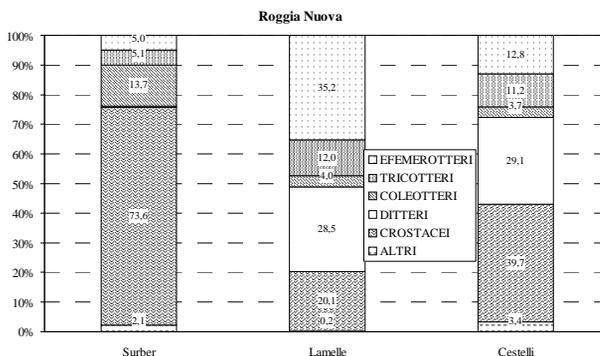
**Fig. 1.** Curve cumulative dei taxa raccolti nelle due rogge con i tre metodi di campionamento.



**Fig. 2.** Composizione percentuale delle comunità macrobentoniche catturate con i tre metodi di campionamento nella roggia Nuova.



**Fig. 3.** Composizione percentuale delle comunità macrobentoniche catturate con i tre metodi di campionamento nella roggia del Molino.



**Tab. III.** Numero di taxa e relative efficienze di cattura per ciascuno dei tre metodi di prelievo considerati.

Metodo di prelievo	Roggia Nuova			Roggia del Molino		
	N. taxa catturati (taxa totali = 41)	Efficienza di cattura (%)	N. individui/m <sup>2</sup>	N. taxa catturati (taxa totali = 21)	Efficienza di cattura (%)	N. individui/m <sup>2</sup>
Tradizionale	27	65,9	—	12	57,1	—
Surber	27	65,9	9272	16	76,2	6872
Lamelle	14	34,1	2030	10	47,6	2157
Cestelli	35	85,4	4776	12	57,1	1857

roggia del Molino (Fig. 3). In questo caso i cestelli di ciottoli, grazie al foglio di plastica che ne riveste il fondo, hanno permesso la cattura di un maggior numero di irudinei, organismi che prediligono le superfici lisce (DE PAUW *et al.*, 1994).

### Indici di diversità

I valori degli indici di diversità considerati sono riportati nelle tabelle IV e V. Rispetto agli altri due metodi, con i substrati a cestello si ottengono risultati univoci in entrambi gli ambienti: valori più elevati degli indici di ricchezza R e di equitabilità J e valori più bassi dell'indice di dominanza I; in definitiva la diversità complessiva ( $H'$ ) è massima rispetto alle altre metodiche di prelievo.

I substrati a lamelle sono colonizzati da un minor numero di taxa (Tab. III), con individui ben distribuiti tra i diversi gruppi nella Roggia Nuova e con una dominanza marcata nella Roggia del Molino. Le dominanze più elevate si rilevano con il metodo meno selettivo (retino Surber).

### Indici biotici

I valori degli indici biotici calcolati per le due rogge, secondo il metodo tradizionale (qualitativo) e secondo i tre metodi quantitativi, sono riportati nella tabella VI. Tutte le tre metodiche di prelievo quantitativo rilevano giudizi di qualità sostanzialmente concordanti e confrontabili con quelli ottenuti secondo il metodo di campionamento tradizionale. Fanno eccezione i substrati a lamelle che portano a sottostimare i valori di I.B.E. nella roggia Nuova e di A.S.P.T. nella roggia del Molino.

**Tab. IV.** Valori degli indici di diversità per la roggia Nuova.

Metodo di prelievo	R	I	$H'$	J
Surber	0,24	0,56	1,06	0,34
Lamelle	0,29	0,21	1,74	0,68
Cestelli	0,43	0,22	2,00	0,59

## DISCUSSIONE

I risultati ottenuti permettono di esprimere alcune considerazioni. Innanzi tutto, quando si utilizzano i cestelli di ciottoli, tre repliche sono in genere sufficienti per catturare la maggior parte dei taxa degli organismi macrobentonici presenti e ciò concorda con quanto riportato in altri studi (DE PAUW *et al.*, 1986; BEATI *et al.*, 1996). Quando invece si utilizzano il retino Surber od i substrati a lamelle di masonite, cinque repliche potrebbero essere insufficienti, soprattutto negli ambienti che presentano una buona qualità biologica e quindi un elevato numero di taxa.

In particolare, i substrati a lamelle non risultano adeguati, sia per le modalità di collocamento, sia a causa della selettività che tali materiali esercitano sugli organismi (GUZZINI *et al.*, 1994); da questo punto di vista i substrati artificiali che poggiano sul fondo risultano più affidabili (CROSSMAN e CAIRNS, 1974). Anche il confronto tra le composizioni delle comunità campionate conferma la generale selettività per certi gruppi di organismi da parte dei substrati artificiali rispetto al substrato naturale (GHETTI, 1997). Inoltre, nell'indagine svolta, le comunità macrobentoniche sono risultate numericamente più abbondanti sul substrato naturale rispetto a quello artificiale.

Per quanto riguarda gli indici di diversità, i cestelli di ciottoli vengono colonizzati da comunità macrobentoniche ben diversificate ed equilibrate, in relazione allo stato idroqualitativo della roggia. Al contrario, in conseguenza della selettività già discussa, i substrati a lamelle sono colonizzati da comunità incomplete, soprattutto negli ambienti con un elevato numero di taxa.

Infine, questo tipo di substrato artificiale si mostra

**Tab. V.** Valori degli indici di diversità per la roggia del Molino.

Metodo di prelievo	R	I	$H'$	J
Surber	0,13	0,85	0,42	0,17
Lamelle	0,15	0,84	0,37	0,19
Cestelli	0,23	0,45	1,14	0,49

**Tab. VI.** Valori degli indici biotici calcolati secondo i diversi metodi di prelievo.

Metodo di prelievo	Roggia Nuova		Roggia del Molino	
	I.B.E.	A.S.P.T.	I.B.E.	A.S.P.T.
Tradizionale	10	5,7	3	3,5
Surber	10	6,0	4/3	3,0
Lamelle	8	5,8	3	2,3
Cestelli	11	5,6	3/4	3,5

meno affidabile nel calcolo degli indici biotici rispetto ai cestelli di ciottoli ed al retino Surber.

## CONCLUSIONI

In conclusione, la scelta di un metodo quantitativo per il campionamento di macrobenthos può essere diversa, in funzione dei diversi obiettivi di un'indagine. Quando la finalità di uno studio quantitativo sul macrobenthos di una roggia è quella di raccogliere informazioni sulla comunità effettivamente presente sul substrato naturale, sulla sua distribuzione, densità ed esatta composizione, il prelievo diretto non può essere sostituito.

Occorre, infatti, tenere presente che i substrati artificiali creano microhabitat diversi rispetto a quelli esistenti nell'alveo e sono perciò colonizzati da comunità con composizioni in taxa tanto più diverse, quanto maggiore è la differenza tra il substrato naturale e quello artificiale.

L'uso di substrati artificiali in differenti stazioni di un corso d'acqua, riducendo l'influenza del substrato naturale, può essere utile qualora si voglia confrontare

la qualità biologica della sola acqua fluente, prescindendo dalla diversità ambientale (MODDE e DREWES, 1990). In questo caso una soluzione ottimale è rappresentata da cestelli di ciottoli che vengono appoggiati sul fondo dell'alveo (BEATI *et al.*, 1996). Tre repliche garantiscono una soddisfacente efficienza di cattura delle unità sistematiche presenti, un'elevata diversità di taxa e stime attendibili di qualità biologica (della sola acqua fluente). Questo tipo di substrato sembra in grado di ricreare, in uno spazio limitato, una varietà elevata di microhabitat, i quali ospitano una comunità biologica ben diversificata. I cestelli di ciottoli possono perciò rappresentare il metodo di elezione nei casi in cui il campionamento diretto del substrato naturale risulti impraticabile per motivi di sicurezza (es. profondità elevata) o sconsigliabile per motivi di igiene (es. acque molto inquinate)

Al contrario, l'utilizzo di substrati a lamelle di mansonite, che presentano superfici colonizzabili molto omogenee, è sconsigliato in questi ambienti. Come mostrato in diversi studi, essi risultano più idonei nei campionamenti effettuati in corsi d'acqua a prevalente carattere potamale (BATTEGAZZORE, 1991; GUZZINI *et al.*, 1994; GENONI e CERANA, 1995).

## BIBLIOGRAFIA

- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.
- BATTEGAZZORE M., 1991. Definizione della qualità delle acque del fiume Po mediante lo studio delle comunità macrobentoniche. *Quad. Ist. Ric. Acque*, **92**: (13) 1-72.
- BEATI P., CASARINI P., GENONI P., MAFESSONI V., ROELLA V., 1996. Definizione dell'Indice Biotico Esteso dei corsi d'acqua mediante substrati artificiali. *Acqua Aria*, **4**: 393-399.
- CAIRNS J.JR., PRATT J.R., 1992. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenbergh D.M., Resh V.M. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York: 10-27.
- CROSSMAN J.S., CAIRNS J.JR., 1974. A comparative study between two different artificial substrate samplers and regular sampling techniques. *Hydrobiologia*, **44**: 517-522.
- DE PAUW N., ROELS D., FONTONURA A.P., 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, **133**: 237-258.
- DE PAUW N., LAMBERT V., VAN KENHOVE A., BIJ DE VAATE A., 1994. Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and the Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, **30**: 25-47.
- GANIS P., 1991. *La diversità specifica nelle comunità ecologiche: concetti, metodi e programmi di calcolo*. GEAD-EQ n. 10, Università di Trieste, 100 pp.
- GENONI P., CERANA D., 1995. Qualità biologica del Naviglio Grande a valle di alcuni scarichi in due diverse condizioni di portata. *Biologia Ambientale*, **6**: 5-10.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", C.N.R. AQ/1/127.
- GUZZINI A., BATTEGAZZORE M., PAGNOTTA R., 1994. Valutazione della qualità delle acque attraverso substrati artificiali: applicazione ai fiumi Tevere ed Aniene. *Acqua Aria*, **10**: 25-47.

- HAWKES H.A., 1979. Invertebrates as indicators of river water quality, 2. In: James A., Evison L.M. (eds.), *Biological indicators of water quality*. John Wiley & Sons, Chichester: 1-45.
- HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.
- HESTER F.E., DENDY J.B., 1962. A multiple-plate sampler for aquatic macroinvertebrates. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **91**: 420.
- MODDE T., DREWES H.G., 1990. Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwater Biology*, **23**: 171-180.
- RESH V.M., McELRAVY E.P., 1992. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenbergh D.M., Resh V.M. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York: 159-194.
- SURBER E., 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **66**: 193.

# Analisi della biodiversità in un'azienda biologica confinante con una strada densamente trafficata\*

\* Ricerca promossa dall'AIAB (Associazione italiana per l'agricoltura biologica).

**Andrea Pirondini**<sup>1</sup>

<sup>1</sup> AIAB, strada Maggiore n.29, Bologna

Arrivato il 1.10.1999

Accettato il 18.3.2000

## Riassunto

I Coleotteri Carabidi sono stati utilizzati come indicatori ambientali per analizzare la presenza di alcuni metalli pesanti, in particolare Piombo, Cadmio e Zinco, dovuti alla circolazione dei veicoli a motore su una strada densamente trafficata confinante con una azienda agricola biologica.

La ricerca è stata condotta prendendo in considerazione i soli esemplari adulti catturati mediante trappole a caduta, posizionate a distanze progressive, fino a 50 m dal piano stradale.

I campioni mostrano un certo incremento del numero totale di individui catturati ed una diminuzione del contenuto di Pb in relazione alla loro distanza dalla strada.

**PAROLE CHIAVE:** Agricoltura biologica / bioindicatori / Coleoptera Carabidae / metalli pesanti.

## Abstract

### **Biodiversity in a biological farm near to a high traffic road.**

Coleopterans Carabida are used as environmental indicators of lead metals contamination, with particular regard to Pb, Cd and Zn, emitted by cars circulating on a high traffic road near to a biological farm. Coleopterans are captured with pitfall traps arranged at increasing distances as far as 50 m from the road. With the distance from the road, it is observed a increment of Carabida captured and a decrement of Pb content.

**PAROLE CHIAVE:** biological agriculture / biological indicators // Coleoptera Carabidae / lead metals:

## INTRODUZIONE

Nell'ambito di un più ampio progetto di ricerca (PIRONDINI, 1999) sono stati monitorati i parametri chimico-fisici relativi all'inquinamento dovuto alla circolazione dei veicoli a motore, su una strada densamente trafficata confinante con l'azienda biologica presa in esame, ed è stata valutata l'efficacia di una siepe come barriera agli agenti inquinanti.

Il presente lavoro, che costituisce una fase integrante della ricerca, analizza l'impatto dei metalli pesanti sulla biodiversità dell'agroecosistema, in particolare sull'entomofauna utile. A questo scopo sono stati utilizzati come indicatori ambientali i Coleotteri Carabidi.

La ricerca dei metalli pesanti accumulati nel corpo

dei Carabidi è stata indirizzata su piombo, cadmio e zinco, in quanto questi elementi si diffondono a causa del traffico motorizzato: dalla combustione dei carburanti e dei lubrificanti (Pb e Cd), dal consumo dei pneumatici (Cd e Zn) (SEQUI, 1989) e dalla corrosione delle parti zincate (Zn) (HUBER, 1991).

Il piombo viene indicato da alcuni autori come la principale causa di tossicità per gli artropodi terrestri nei pressi delle strade (BATTAGLINI e ROSSO, 1974; GOLDSMITH e SCALONI, 1977). In particolare i Carabidi vengono segnalati per la loro capacità di accumulare alte concentrazioni di zinco (DACCORDI *et al.*, 1987).

Con l'utilizzo di indici statistici di diversità la taxocenosi a Carabidi rilevata nel biotopo preso in esame è

stata messa in relazione con la presenza di metalli pesanti. La famiglia dei Carabidi, Coleotteri predatori, è presente in tutto il mondo e comprende almeno 20.000 specie descritte. Nella fauna italiana, è rappresentata da circa 1300 specie, appartenenti a 127 generi (MAGISTRETTI, 1965).

Geofili per eccellenza, i Carabidi rappresentano un gruppo di particolare rilevanza nella fauna di gran parte degli ambienti terrestri. Il loro potenziale utilizzo come bioindicatori è amplificato dallo stato avanzato delle conoscenze disponibili sulla loro sistematica, autoecologia e geonomia. In quasi tutti i trattati di sistematica, i Carabidi aprono il capitolo dei Coleotteri, poiché la presenza di caratteri poco specializzati li rende simili ai Coleotteri più primitivi, dai quali sono derivate tutte le famiglie attuali. Tale aspetto li pone in evidente relazione con il loro comportamento, proprio di predatori generici ed onnivori (CASALE *et al.*, 1982).

I Coleotteri Carabidi sono oggi usati come indicatori dello stato dell'ambiente, poiché riescono ad evidenziare gli effetti degli interventi umani quali possono essere la messa a coltura, l'urbanizzazione, l'inquinamento e così via (BRANDMAYR *et al.*, 1980; 1994).

**MATERIALI E METODI**

L'azienda agricola biologica oggetto dello studio, scelta come rappresentativa del territorio modenese, in quanto confinante con la SS n. 12 Nuova Estense (una delle principali strade in provincia di Modena), è l'Azienda della Govana, ubicata a Maranello (MO).

L'area di campionamento (fig. 1) è sita in prossimità della strada statale in località Torre Maina, a 19 km da Modena e 23 km da Pavullo. La zona di riferimento è la prima fascia collinare della provincia di Modena. La descrizione dell'azienda biologica in studio, le caratteristiche dell'area di campionamento, la natura del territorio, l'inquinamento da traffico stradale e la contaminazione dei terreni da metalli pesanti sono descritte in PIRONDINI (1999).

Il terreno nell'area di campionamento è coltivato ad erba medica mista ad altre erbe spontanee ed infestanti (Tab. I); trattandosi di un appezzamento giudicato marginale dall'agricoltore, da almeno due anni non vengono fatte concimazioni né lavori agricoli di superficie, ma solo periodici sfalci.

La ricerca è stata svolta nei mesi di aprile, maggio,

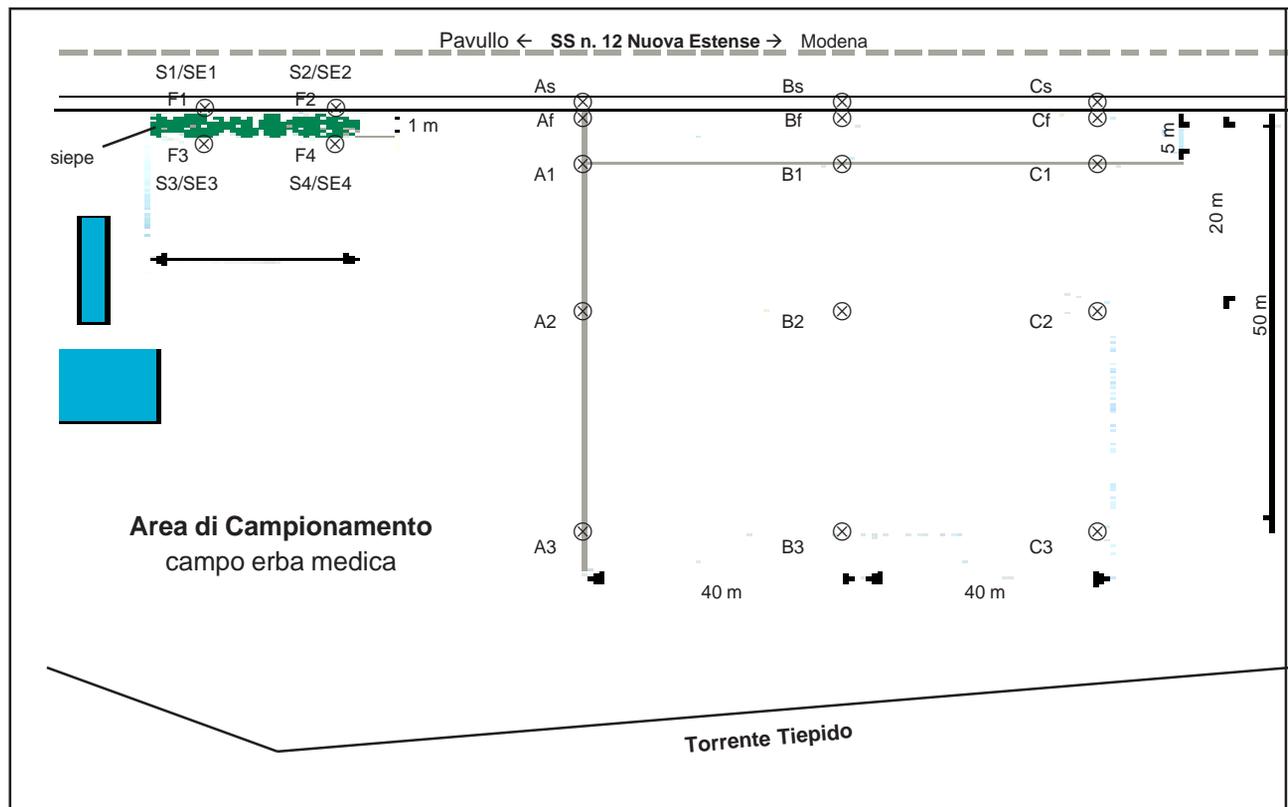


Fig. 1. Area e punti di campionamento.

giugno, luglio e agosto 1998. Le trappole per la cattura dei Carabidi sono state posizionate lungo lo stesso reticolo di campionamento utilizzato per il prelievamento dei campioni di terreno per le analisi chimiche (reticolo lungo 80 m e largo 50 m, con 3 serie di punti di campionamento: A1, A2, A3; B1, B2, B3; C1, C2, C3; distanti 40 m l'una dall'altra: fig. 1)

Per ogni serie A, B, C, sono state posizionate tre trappole rispettivamente a 5, 20, 50 m dal piano stradale. Complessivamente le trappole posizionate sono n. 9 (A1, A2, A3; B1, B2, B3; C1, C2, C3).

La ricerca è stata condotta prendendo in considerazione i soli esemplari adulti di Carabidi catturati mediante trappole a caduta (Pitfall traps); queste consistono in bicchieri di plastica (tipo contenitori da yogurt) di colore bianco, del diametro superiore di 9,2 cm e della profondità di 11 cm.

I bicchieri, dopo essere stati interrati fino all'orlo, spianando bene i dintorni, sono stati riempiti con una miscela di aceto di vino bianco e cloruro di sodio al

5%.

Una volta posizionata, ogni trappola è stata coperta con un coperchio in plastica sorretto da tre sostegni in legno, per evitare la penetrazione di acqua piovana e la successiva tracimazione, con conseguente fuoriuscita degli esemplari campionati (Fig. 2). In corrispondenza di ogni punto di campionamento è stato posto un picchetto per facilitare il successivo ritrovamento dei contenitori (Fig. 3).

Il materiale caduto nelle trappole è stato prelevato con frequenza media di 15 giorni, ad eccezione del mese di luglio, periodo in cui si svolgono le normali attività di sfalcio e raccolta del foraggio.

I Carabidi catturati, una volta lavati, sono stati smistati, posti in alcool a 70° e preparati a secco per la classificazione e la conservazione.

Sui popolamenti di Carabidi catturati sono stati calcolati gli indici di diversità, come indicatori di complessità ecologica, cioè di espressione potenziale di maturità e stabilità ecologica.

Tra i numerosi algoritmi presenti in letteratura per la

**Tab. I.** Erbe spontanee infestanti rilevate nel campo di erba medica in esame

Specie	Abbondanza
<i>Poa</i> spp.	xxx
<i>Alopecurus myosuroides</i> Hudson	xxx
<i>Hordeum murinum</i> L.	x
<i>Geranium</i> spp.	xx
<i>Rumex acetosa</i> L.	x
<i>Sonchus</i> spp.	x
<i>Lolium perenne</i> L.	xx
<i>Papaver rhoeas</i> L.	x
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medic.	x

xxx = elevata      xx = media      x = scarsa



**Fig. 2.** Trappola a caduta (pitfall traps) utilizzata per la cattura dei Carabidi



**Fig. 3.** Posizionamento trappole a caduta e strada statale N 12 Nuova Estense

misura informazionale della diversità, sono stati applicati all'ambiente studiato quelli riportati nella tabella II.

Il contenuto di metalli pesanti nei Coleotteri Carabidi catturati è stato determinato nei laboratori dell'ARPA-Sezione provinciale di Modena, utilizzando lo spettrofotometro di emissione atomica ICP ottico. Per la determinazione dei metalli pesanti solubili in acqua regia è stato usato il metodo ufficiale (Metodo 13) indicato dal D.M. 11 maggio 1992, pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n. 79 del 25 maggio 1992.

## RISULTATI

Le tre serie di punti di campionamento A, B e C corrispondono in pratica a tre repliche. Ogni serie è composta da tre punti di campionamento rispettivamente a 5, 20 e 50 m dal bordo stradale.

I risultati delle catture, suddivise per periodo e per punto di campionamento, sono riportati nella tabella III. La tabella IV riporta il totale delle catture nell'intero arco dell'attività di ricerca.

Complessivamente, nelle trappole poste a 5 m sono

state rinvenute 11 specie (per un totale di 188 individui); in quelle poste a 20 m, 10 specie (195 individui); in quelle poste a 50 m, 14 specie (323 individui).

La figura 4 confronta le catture totali di Carabidi a 5, 20 e 50 m.

Il contenuto di metalli pesanti (Pb, Cd, Zn) nei Carabidi catturati, in relazione alla loro distanza dalla strada, è riportato nella tabella V.

L'indice di diversità (Shannon-Wiener), calcolato sulla carabidocenosi catturata nell'intero periodo di campionamento, risulta 1,33 mentre l'indice di uguaglianza risulta 0,47.

Nella tabella VI sono riportati i valori numerici dell'indice di somiglianza (Soerensen) tra i campioni catturati a diversa distanza dal bordo stradale.

Il terreno agrario in esame, pur presentando complessivamente un basso contenuto totale di metalli pesanti, mostra mediamente una concentrazione maggiore di Pb e Zn nello strato superiore (0-15 cm) rispetto a quello inferiore (0-30 cm). Le concentrazioni del Cd sono variabili a causa dell'elevata mobilità di questo elemento nel terreno. Tali inquinanti, dovuti alla circolazione dei veicoli a motore, hanno una ricaduta massima sul piano stradale ed una dispersione uniforme nei terreni circostanti fino ad una distanza di 50 m. (PIRONDINI, 1999)

Tab. II. Indici statistici di diversità

### Indice di diversità di Shannon-Wiener

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

In cui  $p_i$  è definito come la frequenza relativa di ciascuna specie ed è quantificata attraverso il rapporto  $n_i/N$  ( $n_i$  è il numero di individui di ogni specie,  $N$  è il numero di individui del sistema).

### Indice di uguaglianza o di evennes

$$E = H / \ln S$$

In cui  $H$  è l'indice di Shannon-Wiener e  $S$  il numero delle specie.

Questo indice esprime in un intervallo che va da 0 ad 1 il grado di livellamento delle abbondanze relative (dominanza) delle specie, permettendo di distinguere l'apporto delle varietà di specie da quello delle loro dominanze nel calcolo della diversità generale.

### Indice di somiglianza fra due campioni (Soerensen)

$$S = 2C/(A+B)$$

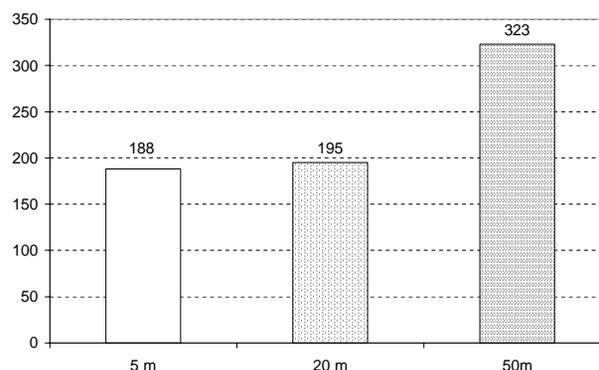
Dove  $A$  è il numero di specie nel campione 1;  $B$  è il numero di specie nel campione 2;  $C$  è il numero di specie comune ai due campioni.

## DISCUSSIONE

La Carabidocenosi rilevata nel sito di campionamento è composta da 17 specie; le specie dominanti per numero di individui sono *Poecilus cupreus* ed *Harpalus* spp.

Pur considerando che i campionamenti sono stati eseguiti solo nel periodo primavera-estate, il numero di specie presenti nel biotopo in esame sembra essere

Fig. 4. Numero totale di Carabidi catturati in rapporto alla distanza dal bordo della strada (5, 20 e 50 m)





**Tab. IV.** Elenco faunistico e catture totali di Carabidi nell'intero arco del campionamento

Specie	N. catture per specie e per punto									Tot. per specie	
	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3		
<i>Steropus m. italicus</i> Dejean		2	4	8	6	8	2	4	3	37	
<i>Poecilus cupreus</i> Linnè	21	20	29	18	30	82	8	19	45	272	
<i>Harpalus pygmaeus</i> Dejean	2	10	2	5	7		9	1	1	37	
<i>Harpalus</i> spp.	24	22	30	28	45	69	39	39	19	38	314
<i>Brachinus ganglbaueri</i> Apfelbeck	6		1	4			1	1		13	
<i>Brachinus psophia</i> Serville			1							1	
<i>Notiophilus biguttatus</i> Fabricius			2	3	3	1		2		11	
<i>Amara aenea</i> Degeer		1	1							2	
<i>Trechus quadrisriatus</i> Schrank								1	1	2	
<i>Platysma macrum</i> Marsham						1			1	2	
<i>Anchomenus dorsalis</i> Pontoppid.						1				1	
<i>Bembidion</i> spp.							1			1	
<i>Metallina lampros</i> Herbst	1	1	1	5						8	
<i>Platysma nigrum</i> Schaller				1						1	
<i>Dinodes decipiens</i> Dufour	1									1	
<i>Parophonus mendax</i> Rossi		1					1		1	3	
<i>Pseudophonus rufipes</i> Degeer						1				1	
N. di catture totali per punto	55	57	71	72	91	163	61	47	90	<b>Tot. 707</b>	

totale di individui catturati tra i punti di campionamento situati a 5 e 20 m dalla strada (rispettivamente 188 e 195) e i punti situati a 50 m (323).

Un dato interessante che emerge dalle analisi chimiche compiute sui Carabidi riguarda il Pb. Gli insetti catturati a 5 m dal piano stradale mostrano un contenuto di Pb superiore di circa 3 volte rispetto a quelli

**Tab. V.** Contenuto di metalli pesanti (mg/Kg di sostanza secca) nei Coleotteri Carabidi. Il campione 1 è stato ottenuto mischiando insetti catturati nei punti di campionamento distanti 5 m dal piano stradale (A1, B1, C1); il campione 2 con insetti catturati nei punti A2, B2 e C2 (20 m dal piano stradale); il campione 3 con Carabidi catturati nei punti A3, B3 e C3 (50 m dal piano stradale).

Elemento	Campione 1 mg/Kg (s.s.)	Campione 2 mg/Kg (s.s.)	Campione 3 mg/Kg (s.s.)
<b>Pb</b>	2,96	1,40	1,08
<b>Cd</b>	0,16	0,08	0,24
<b>Zn</b>	82	112	135

**Tab. VI.** Indice di somiglianza (Soerensen) tra le carabidoce-nosi catturate a diversa distanza dal bordo stradale.

	Campioni 5m	Campioni 20m	Campioni 50m
campioni 5m	1	0,76	0,64
campioni 20m		1	0,83
campioni 50m			1

catturati a 50 m (tabella V). L'esame della tabella V mostra, però, un andamento irregolare del Cd ed un andamento dello Zn opposto a quello del Pb e ciò richiede ulteriori approfondimenti.

Una fra le questioni più dibattute dell'ecologia applicata è il riconoscimento della validità del binomio "stabilità-complexità" di un determinato sistema, sia esso una cenosi naturale o con interferenze antropiche più o meno marcate (MAC ARTHUR, 1955).

La relazione fra stabilità e complessità è più o meno stretta a seconda degli influssi dei fattori ecologici abiotici; non possono ad esempio essere espressi giudizi assoluti di differente stabilità in merito a sistemi naturali posti in ambienti con diverse condizioni climatiche.

I sistemi giovani offrono nicchie ecologiche adeguate a poche specie le quali, in assenza di competitori, hanno modo di occupare lo spazio con un forte numero di individui. La presenza di specie pioniere può modificare l'ambiente, che diviene recettivo per altri gruppi ciascuno dei quali, per la crescente competizione, viene rappresentato da un numero di individui progressivamente minore.

Si possono pertanto individuare due situazioni limitate:

- presenza di poche specie ad alto effettivo in sistemi immaturi che risultano quindi strutturalmente monotoni e poco complessi;
- presenza di numerose specie, ciascuna a basso effettivo, in sistemi complessi.

Gli indici di diversità si informano a questi principi generali. Le formule pongono in relazione inversa in numero delle specie con quello degli individui. Ne deriva che più elevato risulta l'indice, tanto più complessa è la struttura, ovvero tanto più maturo è il sistema ecologico.

Come già accennato, i valori degli indici di Shannon-Wiener e di uguaglianza, confrontati con quelli disponibili in letteratura (NAZZI *et al.*, 1988; PAOLETTI, 1980; PAOLETTI *et al.*, 1991), risultano mediamente bassi. Questa situazione, che riflette una scarsa complessità strutturale della biocenosi dei Carabidi, è caratteristica di ecosistemi stressati in cui generalmente diminuisce la diversità ed aumenta la dominanza.

L'indice di somiglianza di Soerensen (Tab. VI) consente di confrontare a due a due le trappole poste a 5-20-50 m. Il valore 1 indica identità di specie catturate; il valore 0 indica nessuna somiglianza. Dalla matrice dei dati risulta che i campioni a 5 e 20 m ed i campioni a 20 e 50 m mostrano un indice di somiglianza superiore rispetto a quello calcolato fra i campioni posti a 5 e 50 m dalla strada. In altre parole, questi dati indicano una graduale diversità nella struttura della comunità dei Carabidi man mano che ci si allontana dal piano stradale.

Tali indici però devono essere interpretati alla luce di considerazioni ecologiche più complessive che riguardano sia l'area in esame, sia il gruppo sistematico scelto per lo studio.

Le indagini pionieristiche di LINDROTH (1945, 1949) hanno gettato le basi per la diagnosi del potere di dispersione di una specie o popolazione di Coleotteri Carabidi. Oggi è noto ed accettato che le ali metatoraciche di questi coleotteri tendono a divenire rudimentali, se l'ambiente è stabile e poco soggetto a cambiamenti nel tempo. Ciò viene spiegato col fatto che gli individui più atti al volo sono quelli che migrano con maggior facilità e che, dunque, nella popolazione di un ambiente stabile si accumulano geni "meno atti al volo", (ad esempio individui con ali meno grandi). Il gradiente temporale della successione ecologica risulta inverso al degrado antropico che, progressivamente, impoverisce l'habitat di specie non volatrici, fino a giungere –nei coltivi e negli ambienti devastati, ruderali o nelle discariche– a comunità di soli volatori banali. La percentuale di specie volatrici è perciò un interessante indice di antropizzazione. La tabella VII riassume le caratteristiche delle specie di Carabidi catturati relative al potere di dispersione. La constatazione che i Carabidi macroterri rappresentano circa la metà delle specie e degli individui del popolamento catturato depone per un sensibile grado di instabilità e di disturbo ambientale.

Tab. VII. Potere di dispersione dei Carabidi catturati

Specie	Potere di dispersione
<i>Steropus m. italicus</i> Dejean	B
<i>Poecilus cupreus</i> Linnè	B
<i>Harpalus pygmaeus</i> Dejean	M
<i>Harpalus</i> spp.	M?
<i>Brachinus ganglbaueri</i> Apfelbeck	B
<i>Brachinus psophia</i> Serville	B
<i>Notiophilus biguttatus</i> Fabricius	B?
<i>Amara aenea</i>	M
<i>Trechus quadrisriatus</i> Schrank	B
<i>Platysma macrum</i> Marsham	B?
<i>Anchomenus dorsalis</i> Pontoppid.	M
<i>Bembidion</i> spp.	M
<i>Platysma nigrum</i> Schaller	B?
<i>Dinodes decipiens</i> Dufour	?
<i>Parophonus mendax</i> Rossi	M
<i>Metallina lampros</i> Herbst	M
<i>Pseudophonus rufipes</i> Degeer	M

M = macroterri; B = brachitteri

## CONCLUSIONI

La definizione che si potrebbe dare in senso generale all'agricoltura è quella di un insieme di operazioni volte alla massima semplificazione dell'ecosistema per fini umani di rendimento. Nell'agroecosistema, infatti, l'uomo sostituisce con un numero limitato di specie le diversificate comunità animali e vegetali che costituiscono le biocenosi naturali primitive. La conseguenza di questo modo di operare è una riduzione dei meccanismi di retroazione autoregolativi dell'ecosistema. La fragilità dell'ecosistema favorisce lo sviluppo di crittogame, virus e, soprattutto, di insetti nocivi. A questo si aggiungono i danni provocati dall'inquinamento, dovuti al complesso delle attività umane che insistono sul territorio. Tutto ciò grava sul delicato equilibrio che governa l'ecosistema agrario.

Queste affermazioni non sono certo nuove, ma a fronte di una conoscenza diffusa di questi concetti, relativamente pochi e recenti sono gli studi che mirano a dare una stima quali-quantitativa dell'impatto antropico sugli agroecosistemi.

I risultati ottenuti mediante ricerche sulla diversità dei popolamenti entomologici possono essere utili ai fini di chiarire le ripercussioni delle attività umane sulla qualità dell'ambiente agrario.

È possibile individuare anche per gli insetti un "popolamento potenziale" –proprio di ecosistemi teoricamente indisturbati– in contrapposizione a quelli "reali" indotti dall'attività dell'uomo, tra i quali è possibile

distinguere diversi gradi di alterazione e degradazione rispetto alle cenosi di partenza.

L'uomo modifica le entomocenosi in un senso che è inverso a quello delle successioni ecologiche, creando ambienti a condizioni tanto più instabili o "improbabili" quanto più la sua azione si fa incisiva. Il campo coltivato, ad esempio, per l'uniformità e la semplicità dei suoi componenti assume le caratteristiche di un ecosistema in fase giovanile.

Tali affermazioni possono trovare conferma anche da quanto emerge dal presente lavoro di monitoraggio ambientale e di analisi della biodiversità.

Il basso numero di specie di Carabidi catturate, i bassi valori degli indici statistici di biodiversità e l'abbondanza di specie macroterre rilevate nel sito di campionamento potrebbe essere in relazione con la presenza, nei terreni esaminati, di sostanze inquinanti dovute al traffico veicolare, con l'uniformità vegetazionale indotta dalle colture e con il disturbo arrecato dalle lavorazioni agricole.

Nella valutazione dei risultati vanno considerate la possibile sottostima del popolamento dei Carabidi e, quindi, la possibile sovrastima dell'impatto, dovute alla limitatezza del periodo di campionamento (soli mesi primaverili-estivi).

L'elevata concentrazione di metalli pesanti depositati sul piano stradale dai veicoli a motore, determina un maggiore accumulo di Pb nei Carabidi catturati in

prossimità della strada.

L'aumento del numero di individui e del numero di specie catturate man mano che ci si allontana dal piano stradale (più evidente a partire dai 20 m) potrebbe indicare che la taxocenosi dei Carabidi è perturbata dalla presenza del traffico stradale.

Questi risultati, pur rappresentando una "fotografia istantanea" ed essendo perciò insufficienti a comprendere appieno la portata dei fenomeni di inquinamento, confermano l'interesse dello studio della biodiversità dei Coleotteri Carabidi.

Sarà necessario dare continuità a tali studi al fine di approfondire l'indagine e seguirne l'evoluzione nel tempo.

### Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento all'ARPA-Sezione provinciale di Modena, per aver messo a disposizione le risorse tecnico-strutturali per l'esecuzione delle analisi di laboratorio, ed alla Scuola di Specializzazione in Fitopatologia dell'Università degli Studi di Bologna per aver contribuito con una tesi di specialità.

L'autore ringrazia inoltre tutti i preziosi collaboratori che hanno reso possibile la realizzazione del presente lavoro, in partecor modo:

Il sig. C. Manni per aver messo a disposizione l'azienda agricola biologica.

Il sig. C. Sola, per l'aiuto nella classificazione dei Carabidi.

### BIBLIOGRAFIA

- BATTAGLINI P., ROSSO A., 1974. *Effetti degli scarichi autoveicolari sulla pedofauna di un suolo privato*. Annu. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli 20:1-20.
- BRANDMAYR P., 1980. *Entomocenosi come indicatori delle modificazioni antropiche del paesaggio e pianificazione del territorio: esempi basati sullo studio di popolamenti a Coleotteri Carabidi*. Atti XII Congr. Naz. Ital. Entomol., Roma: 263-283.
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R., 1994. *I Coleotteri Carabidi come indicatori delle condizioni dell'ambiente ai fini della conservazione*. Att. XVII Cong. Naz. It. Entom., Udine: 439-444.
- CASALE A., STURANI M., VIGNA TAGLIANTI A., 1982. *Coleoptera. Carabidae I. Introduzione, Paussinae, Carabinae*. Fauna d'Italia, 18, Ed. Calderini, Bologna.
- DACCORDI M., ZANETTI A., 1987. *Catture con trappole a caduta in un vigneto*. Quad. Az. Agr. Sperim. Villafranca, Verona.
- GOLDSMITH D.C., SCALONI P.F., 1977. *Lead levels in small mammals and selected invertebrates associated with highway of different traffic densities*. Bull. Environ. Contam. Toxicol 7: 311-316.
- HUBER W., 1991. *La contaminazione del terreno ed il traffico stradale*. Monografie Laimburg, 63 pp.
- LINDROTH C.H., 1945. *Die Fennoskandischen Carabidae*. Spezieller Teil. Kungl. Vetenskap. Vitterh. Samh. Handling..
- LINDROTH C.H., 1949. *Die Fennoskandischen Carabidae*. Allgemeiner Teil. Kungl. Vetensk. Vitterh. Samh. Handling.
- MAC ARTUR R. H., 1955. *Fluctuation of animal populations and a measure of community stability*. Ecology 36: 533-36
- MAGISTRETTI M., 1965. *Coleoptera: Cicindelidae e Carabidae. Fauna d'Italia*. Calderini, Bologna, 512 pp.
- NAZZI F., PAOLETTI M.G., LORENZONI G.C., 1988. *Il ruolo delle siepi negli agroecosistemi friulani*. Thalassia Salentina 18: 457-479.
- PAOLETTI M.G., 1980. *Biologia del suolo. Ecologia dell'ambiente agrario*. Atti V Cong. G. Gadio, Varese: 235-241.
- PAOLETTI M.G., FAVRETTO M.R., STINNER B.R., PURRINGTON F.F., BATER J.E., 1991. *Invertebrates as bioindicators of soil use*. Agr. Ecosys. and Envir., Amsterdam 34: 341-362.
- PIRONDINI A., 1999. *Controllo dell'inquinamento da traffico stradale nell'azienda biologica*. Biologia Ambientale, XIII (4): 5-18.
- SEQUI P., 1992. *Chimica del suolo*. Patron Editore, Bologna, 608 pp.

## ABSTRACTS

# **Rassegna monografica di Ecologia Fluviale**

*tratta da Freshwater Biology*  
**a cura di Pietro Genoni**

- 1** Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology
- 2** Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters
- 3** The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters
- 4** The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A.
- 5** The boundaries of river systems: the metazoan perspective
- 6** Restoration and management of riparian ecosystems: a catchment perspective
- 7** Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape
- 8** Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems
- 9** Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams
- 10** The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales
- 11** The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach
- 12** How much water does a river need?

Huggenberger P., Hoehn E., Beschta R., Woessner W., 1998.  
**Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology**  
*Freshwater Biology*, 40: 407-425.

Per una esauriente descrizione dei sistemi ripari è necessario integrare i principi di geomorfologia fluviale, sedimentologia, idrologia e idrogeologia con quelli biologici e coordinare le attività di ricerca. L'articolo punta l'attenzione sugli aspetti abiotici dell'ecologia riparia, limitando la trattazione ai fiumi ad alveo ghiaioso delle regioni montuose temperate degli USA e dell'Europa.

L'ecologia delle aree riparie è enormemente influenzata dall'eterogeneità della struttura dei sedimenti e dalle complesse direzioni del flusso idrico ad esse associate. Queste caratteristiche regolano gli scambi tra le acque superficiali e sotterranee: il flusso subsuperficia-

le e lo scambio verticale ed orizzontale di acqua tra l'alveo e le aree di esondazione dei fiumi sono controllati dall'impalcatura tridimensionale e dinamica costituita dalle strutture sedimentarie. In ogni particolare bacino fluviale, la struttura dei sedimenti dell'alveo riflette l'avvicendamento storico dei fenomeni di erosione e di deposito. Informazioni ad alta risoluzione sulla natura e la distribuzione tridimensionale dei sedimenti nel primo strato subsuperficiale (4-25 m) degli alvei fluviali ghiaiosi possono essere ottenute facendo ricorso a radar in grado di penetrare nel suolo (GPR).

Lo scambio ed il mescolamento tra le acque sotterranee e quelle

superficiali avviene principalmente secondo tre modalità: perdita di acqua verso la falda, ricarica di acqua dalla falda e passaggio trasversale nell'alveo di acqua di falda. Le modalità spaziali e temporali delle interazioni tra le acque superficiali e la falda possono essere quantificate attraverso misure di flusso di massa e tramite la valutazione di gradienti geochimici. I traccianti naturali, quali la temperatura ed il radon, sono adatti per mappare i punti di scambio e quantificare le interazioni. In molti casi, anche i traccianti artificiali, quali anioni (Cl, Br, I), coloranti organici o isotopi radioattivi con tempi di decadimento molto brevi, sono di estrema utilità.

Dahm C., Grimm N.B., Marmonier P., Valett H.M., Vervier P., 1998.  
**Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters**  
*Freshwater Biology*, 40: 427-451.

L'interfaccia alveo-falda rappresenta un punto di controllo cruciale per i flussi laterali di nutrienti tra gli ecosistemi terrestri ed acquatici e per i processi longitudinali monte-valle negli ecosistemi lotici. Gli Autori prendono in considerazione gli studi svolti a diversi gradi di dettaglio (scala regionale, scala di bacino, per tratti omogenei) e gli effetti dell'intervento antropico.

Le dinamiche idrologiche e biogeochimiche nell'ecotono alveo-falda sono legate al grado di inci-

sione delle rive ed alle caratteristiche dei sedimenti nell'alveo e nelle aree di esondazione. A tale livello la disponibilità di specifiche forme chimiche donatrici di elettroni (carbonio organico disciolto e particolato) ed accettrici di elettroni ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ , Fe[III], Mn[IV],  $SO_4^{2-}$ ,  $CO_2$ ) condiziona la distribuzione spaziale dei processi biogeochimici. Anche le variazioni temporali di portata rappresentano un importante fattore che condiziona l'andamento e l'entità di questi processi.

Nell'articolo sono riportati

alcuni esempi di ricerche svolte sulle interazioni laterali e longitudinali all'interfaccia alveo-falda su alcuni fiumi e torrenti: Sycamore Creek e sorgenti di torrenti montani (USA), fiumi Garonna e Rodano (Francia).

Gli Autori concludono che per migliorare l'attuale conoscenza di questa interfaccia critica che lega ecosistemi terrestri ed acquatici è necessaria una ricerca interdisciplinare che coinvolga idrologi, geomorfologi, ecologi, microbiologi ed ecologi del paesaggio.

Pusch M., Fiebig D., Brettar I., Eisenmann H., Ellis B.K., Kaplan L.A., Lock M.A., Naegeli M.W., Traunspurger W., 1998.

**The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters**  
*Freshwater Biology*, 40: 453-495.

Le zone riparie, essendo sede delle interazioni tra le acque superficiali e quelle sotterranee, rivestono un ruolo centrale nel ciclo idrologico. Nelle zone riparie di transizione, la qualità dell'acqua filtrante è fortemente influenzata dalle attività microbiche che si svolgono nei sedimenti. Gli Autori prendono in esame il ruolo dei microrganismi nei cicli biogeochimici nell'ecotono ripario-iporreico.

La produzione di sostanze organiche, quali cellulosa e lignina, da parte della vegetazione di riva è un importante fattore che influenza la decomposizione microbica della sostanza organica nella zona riparia. Per esempio, le aree di sedimenti anaerobici, create dalla ritenzione di materia organica alloctona, sono punti focali in cui avviene la denitrificazione microbica.

La struttura bio-fisica della zona riparia influenza enormemente le trasformazioni microbiche nell'acqua attraverso la ritenzione di materia organica. La materia organica particolata e disciolta (POM e DOM) è trattenuta efficacemente nella zona iporreica, dove ha luogo lo sviluppo del biofilm e dell'attività microbica ad esso as-

sociata. La struttura della zona riparia, il meccanismo di ritenzione della POM, il legame con la velocità di corrente e l'intensità dei processi biogeochimici-chiave variano spiccatamente lungo il *continuum* del fiume ed in relazione al contesto geomorfologico. L'attuale stato delle conoscenze sul metabolismo della sostanza organica nella zona iporreica suggerisce che la *connettività* ecologica laterale è un attributo basilare degli ecosistemi lotici.

Grazie alla loro efficienza di trasformazione della POM in biomassa microbica eterotrofa, i biofilm rappresentano un'abbondante risorsa di nutrimento per i numerosi organismi raschiatori degli ambienti interstiziali di fiumi e torrenti e per i loro predatori. Il ciclo microbico interstiziale e l'intensità della produzione microbica all'interno dei sedimenti possono essere una causa primaria dell'elevata produttività e biodiversità della zona riparia.

Nuovi metodi molecolari basati sull'analisi dell'RNA a basso peso molecolare (LMW RNA) permettono di approfondire le conoscenze sulla struttura delle comunità batteriche e consentono inol-

tre di identificare e studiare ceppi specifici finora largamente sconosciuti.

Gli Autori evidenziano la necessità di sviluppare la ricerca sulla crescita dei microrganismi interstiziali e sulla valutazione dei metodi per il loro campionamento, sulla caratterizzazione della struttura del biofilm, sull'analisi della materia biodegradabile nell'ecotono ripario-iporreico, sui meccanismi di regolazione esercitati dai predatori e raschiatori interstiziali sul microbiota, e sulle misure della respirazione microbica e di altre attività chiave che influenzano i cicli biogeochimici nelle acque correnti.

Precedenti esperienze di alterazione su larga scala delle zone riparie da parte dell'uomo, quali quelle del fiume Reno in Europa centrale, dimostrano senza alcun dubbio le conseguenze dannose del considerare i fiumi sconnessi dal proprio ambiente ripario. Un approccio di gestione del fiume che sfrutti l'attività naturale dei microrganismi delle zone riparie intatte potrebbe ridurre sostanzialmente il costo dell'approvvigionamento di acqua non contaminata.

Hauer F.R., Smith R.D., 1998

**The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A.**

*Freshwater Biology*, 40: 517-530.

L'approccio "idrogeomorfico" nella valutazione funzionale delle zone umide (HGM) è stato svilup-

pato quale procedura sintetica per la mitigazione compensativa delle zone umide danneggiate o del tutto

scomparse a causa delle attività umane. Tale approccio si fonda su: (a) classificazione delle zone umi-

de in base all'origine geomorfica ed al regime idrologico; (b) modelli di valutazione che associano tra loro le variabili per diversi indicatori di funzione (es. ritenzione di particolato, disponibilità di habitat per la fauna selvatica, ...); (c) confronto con zone umide di riferimento, che rappresentano l'ambito delle condizioni attese in una particolare regione. Nel lavoro presentato, gli Autori applicano l'approccio HGM ad alcune zone umide riparie alluvionali.

Nella classificazione HGM, le zone umide riparie sono caratterizzate da processi di modificazione che avvengono per lo più a livello degli alvei dei fiumi. L'acqua vi

origina principalmente dal fiume stesso o da flussi subsuperficiali iporreici. Esempi di zone umide riparie negli U.S.A. sono le foreste di pianura "a legno duro" della costa sudorientale -caratterizzate da un substrato a tessitura fine- ed i piani alluvionali dei fiumi montani occidentali, caratterizzati da un substrato a tessitura grossolana.

Sono descritti i modelli di valutazione delle funzioni di ciascuna di quattordici zone umide alluvionali. Ciascun modello è rappresentato da un insieme di 2-7 variabili che assumono un punteggio indipendente, in relazione ad un gruppo di dati di riferimento sviluppato per i fiumi alluvionali de-

gli U.S.A. occidentali. I punteggi sono sintetizzati tramite un "indice di capacità funzionale" (FCI) che, moltiplicato per l'area di progetto, fornisce una "unità di capacità funzionale" (FCU) adimensionale. Quando l'approccio HGM è utilizzato correttamente, la mitigazione compensativa è basata sulle FCU perse, le quali devono essere restituite al paesaggio fluviale attraverso l'autorità legiferante.

L'approccio HGM fornisce, inoltre, un programma a lungo termine di monitoraggio del successo o del fallimento della mitigazione e, in caso di insuccesso, punta l'attenzione sui rimedi che è possibile mettere in atto.

Ward J.V., Bretschko G., Brunke M., Danielopol D., Gibert J., Gonser T., Hildrew A.G., 1998. **The boundaries of river systems: the metazoan perspective** *Freshwater Biology*, 40: 531-569.

Questa sintesi sui metazoi legati all'interfaccia rive/falda punta l'attenzione sulla fauna che vive tra gli interstizi del substrato degli alvei dei torrenti e degli acquiferi alluvionali sotterranei. L'obiettivo è di integrare le conoscenze sull'habitat e sull'ecologia della fauna interstiziale in un'ampia prospettiva spazio-temporale degli ecosistemi lotici.

La maggior parte dei metazoi acquatici con ascendenza terrestre, forme secondariamente acquatiche che comprendono gli insetti e gli acari acquatici (idracarini), è per lo più confinata nelle acque superficiali (epigee) e, per la maggior parte del tempo, si addentra solo tra gli interstizi superficiali dell'alveo.

I metazoi primariamente acquatici includono i crostacei ed altri gruppi le cui storie evolutive si sono svolte interamente nell'acqua.

Alcune specie sono epigee, mentre altri componenti della fauna acquatica primaria sono vere forme sotterranee (ipogee), che vivono in profondità nell'alveo dei torrenti e negli acquiferi alluvionali a breve distanza dal fiume.

Le affinità ipogee/epigee degli animali interstiziali si riflettono sia nei gradienti delle modalità di distribuzione spaziale delle specie -analoghi lungo la dimensione verticale (profondità nell'alveo del torrente), longitudinale (*riffle/pool*), e laterale- sia nelle dinamiche di ricolonizzazione che seguono le piene (dimensione temporale).

Le dinamiche fluviali e le caratteristiche del sedimento interagiscono nel determinare la portata idraulica, i livelli di ossigeno, la porosità, l'eterogeneità dimensionale del particolato, il contenuto organico ed altre condizioni am-

bientali nel mezzo interstiziale.

I metazoi interstiziali compiono movimenti passivi ed attivi tra le acque superficiali e sotterranee, tra gli ambienti acquatici e ripari, e tra le differenti tipologie ambientali entro il sistema lotico. Alcuni di questi sono migrazioni estese che implicano uno scambio significativo di materia organica e di energia tra i compartimenti dell'ecosistema.

La resilienza degli ecosistemi lotici nei confronti dei disturbi, generalmente elevata, è attribuibile in parte all'elevata eterogeneità spazio-temporale. Gli habitat meno sensibili ad un particolare disturbo possono servire quali "rifugi" dai quali gli organismi sopravvissuti ricolonizzano le aree più severamente danneggiate. I meccanismi di rifugio possono essere presenti anche entro gli stessi ambienti, at-

traverso, ad esempio, cambiamenti ontogenetici nell'uso dei microhabitat. Indagini rigorose sul ruolo degli habitat interstiziali quali rifugi dovrebbero portare a chiarire maggiormente i ruoli del disturbo e della stocasticità negli ecosistemi lotici.

Lo sviluppo di realistiche reti alimentari per "l'intero fiume" è stato sempre concepito senza considerare i metazoi interstiziali, sebbene essi possano costituire la maggior parte del flusso di energia negli ecosistemi lotici. Un problema correlato è l'incapacità di considerare gli habitat falda/rive quali componenti integrali dei fiumi. Gli Autori presentano un modello concettuale che integra i sistemi di falda e ripari nelle reti alimentari fluviali e che riflette la complessità spaziotemporale del sistema fisico e delle connessioni tra le diverse componenti.

I metazoi interstiziali hanno anche il ruolo di "motori dell'ecosistema", influenzando la disponibilità di risorse per le altre specie e modificando le condizioni ambientali del sedimento. Per esempio, nutrendosi di biofilm, gli animali interstiziali possono stimolare i tassi di crescita batterica e le dinamiche dei nutrienti.

Sebbene recentemente ci sia stata un'ondata di interesse sul ruolo degli animali interstiziali nelle acque correnti, vi sono tuttora notevoli carenze conoscitive: sono sconosciute, ad esempio, le basilari esigenze ambientali della maggior parte dei metazoi di falda. Praticamente nulla si conosce sul ruolo delle interazioni biotiche nel determinare i modelli di distribuzione della fauna nelle zone di confine falda/alveo. I metazoi interstiziali possono contribuire in maniera significativa alla

produzione totale ed al flusso di energia nella biosfera, ma questi dati non sono disponibili. Non vi sono neppure dati sufficienti per definire il contributo degli animali di falda alla biodiversità globale.

La gestione pratica degli ecosistemi deve includere gli ecotoni alveo/falda ed i metazoi interstiziali negli sforzi di monitoraggio e di recupero. Le evidenze suggeriscono che un sistema falda/rive ben connesso provvede ad un controllo naturale dell'inquinamento, previene l'intasamento degli interstizi tra i sedimenti e mantiene elevati livelli di eterogeneità ambientale e di diversità nelle fasi delle successioni. La protezione ed il recupero dei fiumi dovrebbe mantenere o ristabilire almeno parte delle dinamiche fluviali naturali che sostengono l'integrità ecologica dell'intero ecosistema acquatico.

Wissmar R.C., Beschta R.T., 1998.

### **Restoration and management of riparian ecosystems: a catchment perspective**

*Freshwater Biology*, 40: 571-585.

Gli Autori sostengono che le strategie di gestione degli ecosistemi ripari debbano incorporare i concetti dell'ecologia del paesaggio ed i moderni principi di ripristino e conservazione. La comprensione dettagliata delle dinamiche temporali e spaziali del paesaggio del bacino idrografico (per esempio, modifiche nella connettività e nella funzione delle componenti di alveo, riparie e terrestri) risulta di importanza cruciale.

Questo punto di vista si basa sulle esistenti definizioni di ecosistemi ripari, sulla considerazione degli attributi funzionali a diverse scale spaziali, e sull'analisi retro-

spettiva delle influenze antropiche sui bacini fluviali.

Le strategie di ripristino devono originare da una precisa definizione dei processi da ripristinare e conservare, dalla identificazione dei valori e degli impegni sociali, dalla quantificazione degli aspetti ecologici, dalla qualità delle informazioni disponibili e dalla definizione delle alternative.

Le componenti basilari di un progetto di ripristino efficace includono: obiettivi chiari (ecologici e fisici), dati di base e informazioni storiche (per esempio, le caratteristiche idrogeomorfiche ed il regime

idraulico), l'identificazione delle caratteristiche funzionali dei rifugi del biota, un confronto dei piani e dei risultati con ecosistemi di riferimento, un piano a lunga scadenza comprensivo del monitoraggio e dei conseguenti interventi integrativi e, infine, la buona volontà di imparare sia dai successi sia dai fallimenti.

Particolarmente importante è la completa comprensione dei disturbi naturali avvenuti in passato e delle modifiche indotte dall'uomo sulle funzioni e sulle caratteristiche riparie, ottenibili mediante una ricostruzione storica del bacino idrografico.

Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A., Wissmar R.C., 1998.  
**Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape**  
*Freshwater Biology*, 40: 497-516.

Gli Autori prendono in considerazione struttura e funzione delle rive secondo un gradiente longitudinale, mediante un approccio multiscala (dai microhabitat al bacino idrografico). Le zone funzionali vengono caratterizzate entro ambiti geomorfologici -in funzione dello sviluppo della vegetazione che è legato ai vari processi biochimici- attraverso una descrizione basata sulle proprietà di erosione, di trasporto e di deposizione.

Le dinamiche della vegetazione riparia risultano influenzate in maniera evidente dal disturbo del regime idrologico; a loro volta, la

produttività e la diversità della vegetazione possono influenzare notevolmente i processi biogeochimici delle rive, specialmente in conseguenza del cambiamento delle condizioni di ossidoriduzione che avvengono da monte a valle.

L'importanza delle zone riparie, quali sorgenti e recettori di materia ed energia, viene esaminata nel contesto delle caratteristiche strutturali e funzionali, quali il sequestro o il riciclo dei nutrienti nei sedimenti, la ritenzione di acqua nella vegetazione, e la ritenzione, diffusione o dispersione del biota.

Secondo gli Autori, le conseguenze delle interazioni tra differenti comunità (come tra animali e piante, tra microrganismi e piante) sui processi biochimici necessitano di ulteriori indagini, specialmente negli aspetti del controllo sulle caratteristiche del paesaggio. Gli approcci multiscala, che combinano tra loro fattori regionali e locali nelle tre dimensioni dello spazio, sono necessari per ottenere migliori sintesi di conoscenza e per costruire i modelli biogeochimici e di struttura della comunità entro il paesaggio fiume-rive-terra dei bacini idrografici.

Johnson L.B., Gage S.H., 1997.  
**Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems**  
*Freshwater Biology*, 37: 113-132.

Già a metà degli anni '70, Hynes descrisse in maniera esaustiva le complesse interazioni tra i sistemi acquatici e terrestri. Importanti teorie sull'ecologia fluviale sviluppate successivamente hanno preso in considerazione il flusso longitudinale di energia, materia ed organismi nei corsi d'acqua, ma, ad eccezione degli eventi di inondazione intermittente dei terreni, hanno ampiamente ignorato le aree al di fuori della zona riparia. La struttura del territorio e le attività presenti giocano un ruolo più importante di quello precedentemente riconosciuto nel regolare la struttura della comunità biologica ed i processi dell'ecosistema lotico.

Questi nuovi punti di vista sono resi possibili dagli sviluppi

della teoria gerarchica, delle "patch dynamics" e dalla messa a punto di strumenti usati per quantificare l'eterogeneità spaziale e temporale.

I sistemi informativi geografici (GIS), la tecnologia di elaborazione delle immagini e le tecniche di geostatistica permettono di effettuare valutazioni quantitative delle componenti laterali, longitudinali e verticali del paesaggio che interagiscono a numerosi livelli spaziali e temporali nell'influenzare i corsi d'acqua. L'uso combinato dei GIS e della geostatistica, della statistica multivariata, o dei modelli di paesaggio, consente di chiarire anche relazioni complesse.

Gli strumenti sopra descritti, possedendo in buona parte funzio-

ni automatizzate che un tempo venivano svolte manualmente, hanno migliorato la capacità degli ecologi delle acque di esaminare le relazioni e di saggiare le diverse teorie su regioni più ampie ed eterogenee rispetto al passato.

Su scala locale, regionale o nazionale, le strutture gestionali e normative si stanno attualmente aggiornando per applicare questo nuovo punto di vista nella gestione delle risorse e nella politica decisionale.

Nell'articolo sono discusse le tendenze presenti e future delle tecnologie e degli strumenti utilizzati nella ricerca sugli ecosistemi acquatici, nonché l'uso di tecniche applicate per valutazioni su scala regionale.

Wiley M.J., Kohler S.L., Seelbach P.W., 1997.

**Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams**

*Freshwater Biology*, 37: 133-148.

Il rapido avanzamento delle tecnologie GIS sta portando ad un'attenta valutazione dei ruoli e delle influenze degli approcci che si basano sia sull'analisi del paesaggio, sia sui metodi tradizionali, nella valutazione delle comunità acquatiche. Vedere il mondo secondo scale molto differenti può portare ad apparenti contraddizioni sulla natura di specifici sistemi ecologici.

Nel caso dei "torrenti a trote" del Michigan, le analisi del paesaggio suggeriscono una comunità sagomata da *patterns* su ampia scala da processi idrologici e geologici. Dall'altra parte, la maggior parte degli studi basati sull'analisi dei singoli siti suggerisce che la struttu-

ra di queste comunità è altamente variabile nel tempo ed è fortemente modellata da dinamiche fisiche e biologiche sito-specifiche. Poiché il mondo reale consta di processi che operano sia su scala locale, sia su scala di paesaggio, è auspicabile una strategia analitica per integrare questi due paradigmi.

La scomposizione delle varianze, tramite l'ANOVA fattoriale, in termini di interazioni temporali, spaziali e spazio-temporali può fornire un modello concettuale ed analitico per integrare i processi che operano a livello di paesaggio ed a livello locale.

Usando questo approccio, sono stati analizzati gruppi di dati storici riferiti a tre specie di insetti

e due specie di pesci comuni nei torrenti del Michigan. Ciascun taxon aveva una propria struttura della varianza, altamente dipendente dalla dimensione del campione.

Sia gli studi estesi nello spazio, ma con pochi campioni prelevati nel tempo (tipici di molti studi GIS), sia gli studi estesi nel tempo, ma con pochi campioni prelevati nello spazio (tipici di studi di popolazione e comunità) sono influenzati dalla propria visione dell'importanza relativa dei fattori locali o di paesaggio. La soluzione necessaria, ma in molti casi costosa, è quella di sviluppare ed analizzare gruppi di dati che sono estesi sia nello spazio sia nel tempo.

Allan J.D., Erickson D.L., Fay J., 1997.

**The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales**

*Freshwater Biology*, 37: 149-161.

Nonostante sia stata ampiamente riconosciuta la necessità di una gestione a scala di bacino al fine di assicurare l'integrità degli ecosistemi fluviali, la base scientifica e politica per una gestione congiunta degli ambienti terrestri ed acquatici è poco compresa. Nell'articolo viene presentato uno studio interdisciplinare su un bacino fluviale nel Michigan sud-orientale.

Il fiume Raisin drena un'area di 2776 km<sup>2</sup>, di cui circa il 70% è destinato ad uso agricolo. La parte più elevata del bacino consiste di

depositi morenici più o meno rimaneggiati, con topografia movimentata e utilizzi del suolo vari. La parte valliva del bacino, costituita da depositi lacustri a tessitura fine, è pianeggiante e utilizzata principalmente ad uso agricolo.

In passato, il bacino del fiume Raisin era una regione caratterizzata da querceti ed acquitrini. Verso la metà del diciannovesimo secolo venne disboscata, bonificata e convertita in terra coltivabile. La popolazione crebbe fino al 1880 e subì un ulteriore incremento dopo

il 1950, principalmente nelle piccole aree urbane. Più di recente, a causa di un generale declino dell'attività agricola, si è assistito ad un aumento della copertura forestale.

Si può ipotizzare che l'influenza dell'uso del suolo sull'integrità fluviale sia scala-dipendente. La struttura degli habitat e le fonti di materia organica sono determinate principalmente da condizioni locali (quali la copertura vegetale in un determinato sito), mentre l'apporto di nutrienti, il trasporto dei sedi-

menti, l'idrologia e le caratteristiche dell'alveo sono influenzate da condizioni regionali, incluse le caratteristiche del paesaggio e l'uso del suolo a diversa distanza a monte e lateralmente rispetto ai diversi siti.

Le concentrazioni di sedimento misurate durante le magre sono risultate più elevate nelle aree a maggiore sviluppo agricolo. Nel confronto tra due sottobacini, il trasporto di sedimento in risposta ad

eventi temporaleschi simili era fino a dieci volte più elevato nell'area maggiormente agricola. Un modello idrologico accoppiato ad un GIS permette di prevedere che un incremento del suolo forestato determinerebbe una drastica riduzione del deflusso idrico e del trasporto di sedimenti e nutrienti.

La qualità dell'habitat e l'integrità biologica variano enormemente tra i singoli siti, in accordo

con i modelli di utilizzo del suolo. L'estensione di suolo agricolo alla scala di sottobacino è risultato il migliore parametro singolo in grado di prevedere le condizioni locali del fiume. La vegetazione riparia locale non si è mostrata correlata con l'uso complessivo del suolo ed è risultata una variabile secondaria con deboli capacità predittive sulla qualità dell'habitat e sull'integrità biologica.

Townsend C.R., Arbuckle C.J., Crowl T.A., Scarsbrook M.R., 1997.

**The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach**

*Freshwater Biology*, 37: 177-191.

Nell'articolo vengono analizzate le relazioni tra l'uso del suolo e le condizioni dei corsi d'acqua, includendo la caratterizzazione fisico-chimica, la disponibilità di produttori primari, la ricchezza, la composizione in specie e la struttura trofica delle comunità di macroinvertebrati. La campagna ha incluso otto sottobacini del fiume Taieri (Nuova Zelanda) comprendendo esempi ragionevolmente omogenei di quattro principali categorie d'uso del suolo: foresta originaria, prateria originaria, piantagioni di pino e pascoli.

Ciascuna categoria di uso del suolo era rappresentata da due sottobacini, ciascun sottobacino da due a quattro tributari e ciascun tributario da due o tre stazioni di campionamento. Queste tre scale di campionamento rappresentano singolarmente tipici disegni speri-

mentali per studi di comunità. Registrando le risposte a ciascun livello, si può definire con chiarezza se la scala di campionamento è in grado di influenzare l'interpretazione della struttura della comunità.

Quota, lunghezza dei raschi, dominanza di substrato grossolano nel letto del fiume, fosforo totale e alcalinità sono risultati significativamente correlati all'uso del suolo, come pure la copertura delle chiome degli alberi e l'abbondanza relativa di foglie e legno nel corso d'acqua.

L'analisi delle componenti principali sui dati di densità dei macroinvertebrati ha permesso di identificare nove tipi di comunità tra loro ortogonali, le distribuzioni di due delle quali sono significativamente correlate all'uso del suolo. Il ruolo dei pascolatori e dei

tagliuzzatori nella comunità del corso d'acqua dipende dall'uso del suolo.

L'analisi preliminare è stata svolta a livello dei tributari: quando l'analisi verteva sulle singole stazioni, un maggior numero di variabili, e con un maggiore livello di significatività, erano correlate all'uso del suolo. Ciò è dovuto principalmente al miglioramento delle capacità statistiche dovute all'incremento del numero di repliche. Quando sono stati presi in considerazione gli interi bacini, la potenza statistica era così bassa, persino usando sei-undici sottocampioni per calcolare le medie generali, che è stato possibile identificare solo poche variabili significative. Ciononostante, i *patterns* di comunità ottenuti sono risultati simili indipendentemente dalla scala di campionamento.

Richter B.D., Baumgartner J.V., Wigington R., Braun D.P., 1997.

**How much water does a river need?**

*Freshwater Biology*, 37: 231-249.

L'articolo introduce un nuovo approccio (Range Variability Approach: RVA) per definire la gestione degli ecosistemi fluviali in base al deflusso delle acque. L'approccio proposto deriva dalla teoria ecologica delle acque che considera il ruolo critico della variabilità idrologica e le caratteristiche associate di frequenza, durata, entità dei cambiamenti, nel sostenere gli ecosistemi acquatici.

Il metodo è applicabile a quei corsi d'acqua nei quali la conservazione della biodiversità e la protezione degli ecosistemi naturali sono obiettivi prioritari nella gestione del fiume.

Il metodo RVA utilizza come

punto di partenza i valori giornalieri di portata, misurata in un periodo in cui il disturbo antropico sul regime idrologico è trascurabile. Questa misura di portata è quindi caratterizzata usando trentadue differenti parametri idrologici. Utilizzando il metodo RVA, gli intervalli di variazione di ciascuno dei trentadue parametri, ossia l'intervallo compreso tra più o meno un'unità di deviazione standard dalla media (ovvero l'intervallo tra il venticinquesimo ed il settantacinquesimo percentile), sono utilizzati come obiettivi iniziali di gestione della portata.

Gli obiettivi del metodo RVA sono formulati in modo da orienta-

re le strategie di gestione del fiume (ad esempio le operazioni di rilascio dai serbatoi, il ripristino dei bacini), in modo da condurre al raggiungimento degli obiettivi stessi su base annuale.

Il metodo RVA non permette ai gestori di definire ed adottare obiettivi di gestione rapida provvisoria, prima che i risultati delle ricerche a lungo termine sugli ecosistemi siano disponibili. Gli obiettivi e le strategie di gestione del metodo RVA dovrebbero essere affinati in maniera idonea in funzione dei risultati delle ricerche e dei bisogni di conservazione della biodiversità e dell'integrità degli ecosistemi acquatici.

## BENVENUTO, CIRF



*“Così Elisewin scese verso il mare nel modo più dolce del mondo, portata dalla corrente lungo la danza fatta di curve, pause ed esitazioni che il fiume aveva imparato in secoli di viaggi, lui, il grande saggio, l’unico a sapere la strada più bella e dolce e mite per arrivare al mare senza farsi del male.”*

Nell’estate 1999 è nato il Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF), una associazione senza fini di lucro fondata da un gruppo di tecnici di diversa estrazione disciplinare (ingegneri, biologi, forestali, geologi) personalmente impegnati da anni in questo campo.

Considerata la stretta attinenza con una tematica seguita da anni con grande attenzione su questa rivista, traiamo volentieri dal suo sito web una presentazione del CIRF.

### Il malessere dei nostri fiumi e del territorio

Da molti anni, ormai, i fiumi non possono più percorrere “la strada più bella e dolce e mite per arrivare al mare”. Il 77% dei 139 maggiori sistemi idrografici del Nord America, Europa e delle ex Repubbliche Socialiste Sovietiche, è oggi pesantemente alterato da sbarramenti, diversioni di bacino e opere di regimazione; anche nel Sud del mondo gli interventi di “artificializzazione” dei corsi d’acqua si stanno diffondendo rapidamente.

Artificializzazione, inquinamento delle acque, prelievi, invasi hanno portato alla perdita di importanti ecosistemi, come quelli legati agli ambienti di riva o alle aree periodicamente inondate, alla perdita di naturalità dell’alveo e di integrità delle fasce di vegetazione riparia e della diversità ambien-

te complessiva. Si sono anche perse molte funzioni essenziali per l’equilibrio della biosfera, come il trasporto di sedimenti, il ripascimento solido dei litorali, la ricarica delle falde, la capacità di autodepurazione.

Può apparire sorprendente il fatto che, invece di raggiungere la sicurezza idraulica sperata, ci si trovi oggi in una situazione di rischio generalizzato con danni ingentissimi dell’ordine di 7000 miliardi l’anno in media.

In realtà è ormai evidente che l’impermeabilizzazione del territorio e l’irresponsabile proliferazione di insediamenti residenziali, artigianali e commerciali in aree a rischio idraulico hanno accresciuto la frequenza e la violenza delle inondazioni e l’entità dei danni. Questi eventi non sono pertanto “calamità naturali”, ma diretta conseguenza del malgoverno dei fiumi e del territorio.

La frequenza di eventi meteorici estremi sembra, d’altra parte, aumentare anche in conseguenza dei mutamenti climatici in corso.

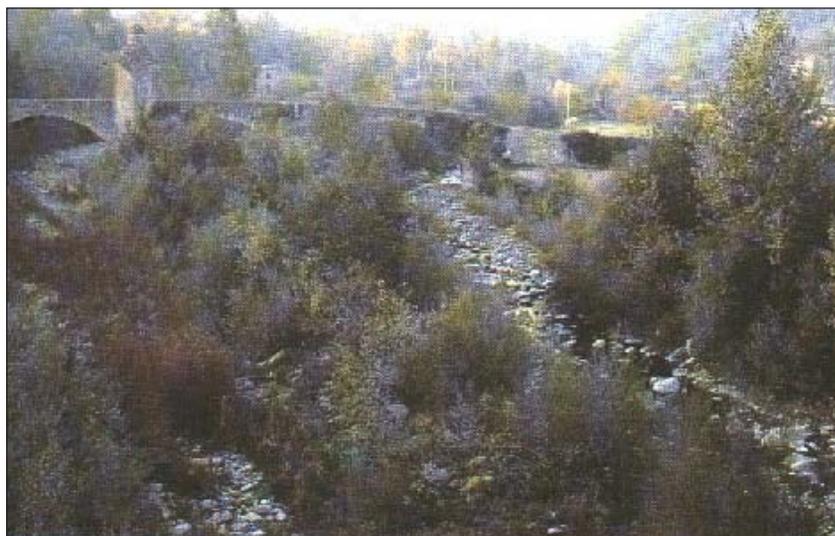
### Politiche e comportamenti miopi

Le cause del malgoverno vanno dunque individuate principalmente in un approccio monosettoriale e imprevedente: per troppi anni, infatti, i corsi d’acqua sono stati considerati solo una fonte di

pericolo da domare o una risorsa da sfruttare, spesso quale semplice ricettacolo di reflui e rifiuti.

Scopo principale delle politiche di tutela delle acque dall’inquinamento (basate sul controllo degli scarichi) era garantire una disponibilità di acqua in quantità e qualità sufficienti a soddisfare gli utilizzi umani, prescindendo dall’equilibrio ecologico-ambientale del corpo idrico.

Per conseguire la sicurezza idraulica anziché puntare su una oculata gestione territoriale, garantendo ai fiumi spazi sufficienti al transito delle portate di piena ed evitando la localizzazione degli insediamenti nelle aree a rischio idraulico, si è preferito sistemare i fiumi con alvei geometrici devegetati e ristretti entro argini sopraelevati, con difese spondali, briglie, risagomature, escavazioni, canalizzazioni, cementificazioni, dighe, ecc. Una sorte analoga è toccata ai fossi di bonifica, con interventi finalizzati ad affrancare i terreni dalle acque per renderli idonei a scopi produttivi o edificatori. La manutenzione idraulica dei corsi d’acqua così “sistemati” si è basata quindi sulla rimozione pressoché totale della vegetazione e sul dragaggio e riprofilatura degli alvei, rendendoli più vulnerabili all’erosione, impoverendone gli ecosistemi e causando l’ulteriore velocizzazione delle acque.



Il torrente Verde prima dei lavori di sistemazione idraulica

Un intervento pubblico così orientato (o disorientato?) e sconsiderato ha consentito troppo spesso di fare man bassa della risorsa fiume, soprattutto attraverso una selvaggia estrazione di inerti.

La scarsa sensibilità ai valori ambientali da parte della popolazione ha fornito un substrato fertile sul quale tali politiche e comportamenti hanno proliferato.

**Riqualificazione fluviale**

Sorge perciò l'esigenza pressante di una inversione di tendenza che punti alla riqualificazione fluviale. Per riqualificazione fluviale si intende la modifica dell'assetto ecologico-ambientale (funzionalità ecologica, naturalità, paesaggio, biodiversità, etc.), di quello fisico-idraulico (opere di regimazione, regolazione-sfruttamento, trasporto solido, difesa) e di quello amministrativo-istituzionale (azioni normative, come la destinazione d'uso del suolo, e provvedimenti economico-finanziari), modifica finalizzata a soddisfare in modo sostenibile i molteplici obiettivi di carattere ambientale, economico e sociale. Persegue quindi allo stesso tempo tanto il ripristino della naturali-

tà, della qualità e funzionalità ecologica e paesaggistico-ricreativa, quanto la minimizzazione del rischio idraulico e l'utilizzo razionale delle risorse idriche (approvvigionamento idropotabile, usi irrigui, produzione idroelettrica, ...).

La riqualificazione si basa sia su interventi strutturali e gestionali, sia su quelli programmatici, attraverso un approccio integrato, in cui la partecipazione attiva delle parti sociali e istituzionali coinvolte gioca un ruolo fondamentale.

La riqualificazione richiede infatti finanziamenti significativi che non possono provenire solo dalla mano pubblica; essa, pertanto, richiede ed offre allo stesso tempo un ruolo chiave ai privati che, sotto la tutela dell'Amministrazione, possono contribuire al raggiungimento degli obiettivi di riqualificazione. Richiede inoltre di riconoscere che gli obiettivi da raggiungere sono praticamente sempre in conflitto, e così i gruppi di interesse coinvolti. Occorre pertanto cercare soluzioni concertate che, nell'ottica della negoziazione, compiano lo sforzo di massimizzare i benefici ambientali e sociali cercando, nella misura del possibile, di non lasciare nessuno 'peggio di prima'. A tal fine non è più possibile limitarsi al solito processo di stendere un piano (decisione), renderlo noto (annuncio) e cercare di minimizzare le reazioni (difesa). Occorre per questo un approccio veramente innovativo, tanto sul piano tecnico che su quello procedurale.

Il nuovo approccio culturale multidisciplinare deve essere recepito e applicato sia da parte dei "saperi" tecnici (Genio Civile, Consorzi di Bonifica, ma anche progett-



Il torrente Verde "sistemato"

tisti e imprese incaricati di realizzare opere), sia da parte dei soggetti preposti alla pianificazione territoriale (Autorità di Bacino, Regioni, Provincie, Comuni, Comunità Montane): i primi devono riuscire ad affrontare i problemi della sicurezza idraulica in modo integrato con le esigenze di tipo idrologico, geologico e biologico dei corsi d'acqua, i secondi devono puntare a trasformare il Piano da un insieme di cartografie e regole, spesso calate dall'alto, ad uno strumento duttile, in grado di rendere espliciti e conciliare i diversi interessi che insistono sul territorio.

### Caratteristiche dell'approccio promosso dal CIRF

In sintesi, le linee essenziali di un approccio innovativo sono:

- visione sistemica -capace di considerare le interrelazioni tra componenti e processi- e 'olistica' per giudicare gli effetti simultaneamente da tutti i punti di vista rilevanti e per realizzare interventi tesi a soddisfare il più possibile simultaneamente i diversi obiettivi;
- partecipazione dei soggetti i cui interessi, spesso conflittuali, sono coinvolti e concertazione delle azioni;
- nuovi indirizzi per l'azione pubblica e apertura ad incentivi all'iniziativa privata (assicurando all'Amministrazione pubblica il controllo teso a garantire la sostenibilità e l'equità dello sviluppo);
- restituzione al corpo idrico di porzioni di territorio con la funzione, tra altre, di: laminazione delle piene, naturale evoluzione geomorfologica, recupero di ecosistemi e della naturalità-paesaggio, corridoio ecologico, fitodepurazione ('ecosistemi filtro');
- adozione di criteri e tecniche a basso impatto (ingegneria naturalistica) per la realizzazione di

- interventi di difesa idraulica (in particolare difese dall'erosione e casse di espansione), e promozione di interventi volti al ripristino e alla valorizzazione ambientale;
- nuove linee per la soluzione di vecchi problemi, come ad esempio:
    - a) gestione sostenibile di zone rinaturate sfruttando le biomasse per produzione di energia e/o la fitodepurazione e le fasce riparie per il controllo della qualità delle acque;
    - b) realizzazione di progetti di regimazione-difesa-rinaturazione fluviale anche attraverso il coinvolgimento di imprenditori interessati all'estrazione di inerti;
    - c) conversione dell'agricoltura sfruttando incentivi (Comunitari e non) e possibili sinergie con il turismo e i parchi;
  - valutazione integrata delle azioni basata sull'analisi multicriteriale (confronto tra interessi conflittuali e parti sociali);
  - multidisciplinarietà e interazione tra tecnici di diversa formazione per superare l'approccio essenzialmente ingegneristico.

### Obiettivi

Nell'ambito della riqualificazione fluviale, il CIRF persegue i seguenti obiettivi:

- informare, formare, documentare;
- costituire un luogo di incontro, confronto, coordinamento;
- permettere il collegamento con gli analoghi centri internazionali;
- permettere alla ricerca teorica di avere una ricaduta reale attraverso la sua applicazione;
- promuovere in Italia i criteri di riqualificazione dei corsi d'acqua;
- sviluppare azioni di stimolo e di coinvolgimento nei confronti di tutti i soggetti interessati alla gestione dei corsi d'acqua in Italia;

- promuovere, coordinare, supportare progetti-interventi a carattere innovativo.

### Servizi

Il CIRF offre:

- una newsletter con funzione di coordinamento e di osservatorio di settore;
- documentazione specifica;
- informazioni tempestive tramite il sito web sulle iniziative italiane ed estere (corsi, convegni, seminari, esperienze, ecc.);
- un database sulle esperienze italiane ed estere di riqualificazione dei corsi d'acqua;
- un forum di discussione sulle problematiche della riqualificazione fluviale;
- linee guida per gli interventi di riqualificazione fluviale;
- supporto in progetti di ricerca o pilota di riqualificazione fluviale;
- realizzazione diretta di progetti di riqualificazione fluviale ad alto contenuto innovativo;
- corsi di formazione;
- un sito web dal quale accedere a molta dell'informazione rilevante.

### Struttura

Il CIRF, dotato di un proprio statuto, è una associazione basata sulla parità di diritti e doveri fra tutti i soci, sulla completa libertà di espressione e sulla elettività di tutte le cariche. Sono suoi organi: l'assemblea degli associati, il consiglio direttivo, il presidente.

### Informazioni

Per ulteriori informazioni o per aderire al CIRF, contattare la sede o visitare il sito web: Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale, Via Monte Sabotino 1 - 30170 Mestre (VE). Tel./Fax 041 920671; E-mail info@cirf.org; sito web: www.cirf.org

## RECENSIONI

### ANPA: I RAPPORTI SULLO STATO DELL'AMBIENTE

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente ha pianificato un programma di attività per la predisposizione di rapporti sullo stato dell'ambiente e sulla sua evoluzione.

Tale programma è articolato essenzialmente nelle seguenti tre linee:

- valutazione organica e articolata dello stato dell'ambiente, riferita a tutte le componenti e alle diverse fonti di pressione;
- monitoraggio dello stato dell'ambiente e delle fonti di pressione, attraverso indicatori;
- valutazione organica e approfondita dello stato di una determinata matrice ambientale e delle pressioni su di essa presenti.

Attraverso la prima linea saranno, quindi, prodotti rapporti completi riferiti a tutte le componenti ambientali e alle pressioni sul loro stato di qualità, nonché valutazioni sui conseguenti impatti e sull'efficacia degli interventi adottati.

Tali rapporti, che conterranno anche informazioni sui *trend* in atto e prevedibili, saranno prodotti con una periodicità non eccessivamente ravvicinata, frutto di un compromesso tra:

- l'esigenza di avere un quadro completo;
- le diverse velocità di evoluzioni che caratterizzano ciascuna matrice ambientale;
- i tempi di realizzazione di anali-

si tanto complesse e numerose.

La seconda linea darà luogo, con periodicità più ravvicinata, a rapporti agili che, attraverso l'individuazione e rappresentazione di un numero limitato di indicatori consentano di indirizzare nuovi interventi e monitorare il conseguimento di specifici obiettivi fissati.

La terza linea avrà come prodotto rapporti tematici che, per ciascuna componente ambientale, saranno predisposti tipicamente a seguito di campagne e/o indagini periodiche o straordinarie di monitoraggio e controllo.

L'insieme di questi rapporti rappresenta il principale contenuto della nuova linea editoriale ANPA, denominata Stato dell'ambiente.

Roberto Caracciolo

ANPA, Direttore Dipartimento Stato dell'ambiente, controlli e Sistemi informativi

## DOCUMENTI TECNICI ANPA

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, nell'ambito delle proprie iniziative editoriali, ha recentemente pubblicato alcuni rapporti sullo stato di qualità delle acque in collaborazione con il ministero dell'ambiente e alcune Agenzie regionali che partecipano alle attività del Centro Tematico Nazionale sulle acque interne e marine costiere (CTN-AIM), uno dei CTN della rete del Sistema Informativo Nazionale sull'Ambiente (SINA).

### Acque idonee alla vita dei pesci.

ANPA, Serie Stato dell'ambiente 4/99 in collaborazione con il Ministero dell'ambiente Servizio Acqua, Rifiuti e Suolo (ARS)

Il rapporto riferisce sulla prima attuazione a livello nazionale del decreto legislativo 130/92 che recepisce la direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci.

Il rapporto, corredato da una cartella contenente la rappresentazione cartografica della classificazione dei corpi idrici su base regionale, analizza i risultati dei monitoraggi e della classificazione effettuate dalle regioni relativi al periodo 1996-1998.

I dati, trasmessi dal Ministero dell'ambiente all'ANPA con il mandato di organizzarli in una banca dati dedicata, riguardano la designazione di 1042 corpi idrici della tipologia dei corsi d'acqua (per un totale di 6252 km) e di laghi (per un totale di 665 km<sup>2</sup> di superficie)

### Acque idonee alla molluschicoltura.

ANPA, Serie Stato dell'ambiente 5/99 in collaborazione con il Ministero dell'ambiente Servizio Acqua, Rifiuti e Suolo (ARS)

Il rapporto rappresenta i risultati a livello nazionale della prima attuazione del decreto legislativo n°131 del 1992 che recepisce la direttiva 79/923/CEE, relativa ai

classificati come salmonicoli o ciprinicoli. Il rapporto analizza i dati di conformità, conformità con riserva o non conformità ai valori guida (VG) e ai valori imperativi (VI) previsti dalla norma, su base regionale e valuta una sintesi nazionale dei risultati.

requisiti di qualità delle acque destinate alla molluschicoltura. Il documento riporta in sintesi i dati del periodo 1994-1998 relativi alla designazione e classificazione dei corpi idrici idonei alla molluschicoltura trasmessi dalle regioni al Ministero dell'ambiente. Su mandato del Ministero, l'ANPA ha provveduto alla realizzazione di una banca dati dedicata, e ad elaborare un rapporto, per il successivo inoltro alla Comunità europea.

L'analisi riguarda:

- la designazione di 194 corpi idri-

Sono sintetizzate le misure previste dai piani di tutela.

Il documento è reperibile presso il sito WEB: <http://www.sinanet.anpa.it>

ci, tra acque salmastre (21 designazioni) e marine (173 designazioni) e la classificazione di conformità alla qualità richiesta per la molluschicoltura (129 corpi idrici conformi)

- la distribuzione regionale
- gli elementi principali dei piani di tutela.

Il documento è corredato da una cartografia di sintesi ed è reperibile presso il sito WEB <http://www.sinanet.anpa.it>

### Verso il primo rapporto sui corpi idrici italiani

Settembre 1999

Il rapporto è stato realizzato da ANPA con il CTN-AIM, di cui è leader l'ARPA Toscana (ARPAT).

Il rapporto illustra le attività del Centro Tematico Nazionale "Acque Interne e Marine costiere" della rete SINA, con riguardo alla domanda di informazione derivante dalla normativa comunitaria e nazionale, all'individuazione delle

fonti di dati in materia e alla identificazione e descrizione dei principali indici e indicatori di pressione e stato.

A fronte della recente emanazione del decreto legislativo 152/99, che costituisce il riferimento normativo essenziale in tema di tutela delle acque, il rapporto analizza 10 casi studio di rilievo nazionale secondo le procedure d'analisi, monitoraggio e classificazione previsti dalla citata norma.

I casi di studio considerati,

che nel loro insieme vogliono rappresentare un primo passo per la realizzazione di un'analisi completa a livello nazionale, riguardano le acque superficiali dei bacini Dora Baltea, Adige, il lago di Garda, i bacini regionali dell'Emilia Romagna, l'Arno, l'Ombrone, le acque sotterranee dell'Emilia Romagna, i litorali veneto, romagnolo e toscano.

Il documento è corredato anche da un'ampia rappresentazione cartografica.

Dr. Claudio Fabiani

ANPA, Dipartimento Stato dell'ambiente, controlli e Sistemi informativi, Settore Monitoraggio e Controlli integrati

Atti del workshop, 1999

**Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale**

Agenzia Nazionale per la protezione dell'Ambiente-Dipartimento stato dell'ambiente, Prevenzione Risanamento e Sistemi informativi.

Questa pubblicazione raccoglie i contributi di diversi autori, relativi alle tecniche di biomonitoraggio applicate in Italia per analizzare lo stato della qualità dell'aria. Lo scopo che si prefigge, oltre al monitoraggio dello stato delle conoscenze nel nostro Paese, è quello di suggerire un approccio comune attraverso l'applicazione di un indice sintetico in grado di fornire un'informazione esaustiva

e, al tempo stesso, leggibile a tutti.

Il volume è introdotto da una presentazione della struttura sulla quale si basa il Sistema Informativo Ambientale che ANPA sta sviluppando al fine di raccogliere dati ambientali e renderli disponibili come strumento di pianificazione alle strutture competenti e, in una forma usufruibile ed efficace, al pubblico.

Segue una sessione organizzata in quattro gruppi sistematici (Piante vascolari, Muschi, Licheni, Aeroplancton ed altri organismi) nella quale viene fornita una panoramica dello stato dell'arte di ciascuna metodica.

Se ne evince che le regioni del nord e, in parte, quelle del centro sono le aree più monitorate, mentre le regioni del sud sono povere di dati pregressi. Tra le metodiche sperimentate su una più ampia porzione di territorio ritroviamo la

biodiversità dei licheni epifiti, il bioaccumulo negli stessi e *Nicotiana tabacum* L. per il monitoraggio delle concentrazioni di ozono troposferico. Altre metodiche analizzate sono il monitoraggio dell'ozono al suolo tramite *Trifolium repens* L. ed altre piante vascolari, il bioaccumulo in piante vascolari, le briofite come bioindicatori e bioaccumulatori e l'analisi della germinazione in vitro dei pollini. Per ciascuna metodica è riportata una vasta bibliografia di riferimento.

La seconda parte del volume contiene una proposta per la definizione di un indice standard di qualità dell'aria.

In appendice sono descritte le metodologie.

La pubblicazione rappresenta un buon punto di partenza per la definizione di un metodo standard per il monitoraggio biologico della qualità dell'aria.

Francesca Fornasier

ANPA, Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

**ANPA: RAPPORTI TECNICI INTERNI**

(disponibili su richiesta)

SIGLA	TITOLO	AUTORI
RTI 1/97 AMB-ACUS	Verifica dei livelli sonori all'interno di locali di intrattenimento danzante o di pubblico spettacolo: D.P.C. 18 settembre 1997	Curcuruto, De Leo, Giuliani, Tommasi
RTI 2/97 AMB-ACUS	Le barriere verdi. Per la riduzione dell'inquinamento acustico nel rispetto dell'ambiente.	Curcuruto, De Leo, Taddeo, Giuliani, Guccione.
RTI 1/97 AMB-ARIS/RISC	Criteri di valutazione dei rapporti di sicurezza riguardanti gli scali merci terminali di ferrovia	Cascio, Macchi, Ricchiuti
RTI 2/97 AMB-ARIS/RISC	Attività industriali a rischio di incidente rilevante Raccolta coordinata delle norme disciplinanti la materia	Macchi, Ricchiuti

SIGLA	TITOLO	AUTORI
RTI 1/97 AMB-GERI	La gestione dei veicoli a fine vita	Laraia
RTI 2/97 AMB-GERI	Criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica: normativa europea di riferimento	Laraia, Cipriano
RTI 2/97 AMB/COAB	Suoli contaminati. Procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni .	Felli
RTI 4/97 AMB-COAB	Suoli contaminati. Criteri per la messa in sicurezza, la bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati, nonché per la redazione per i progetti di bonifica	Felli
RTI 1/97 AMB-PROC	Valorizzazione energetica del biogas prodotto in una discarica di rifiuti solidi urbani	Piccinno, Pini
RTI 2/97 AMB-PROC	Nuovi strumenti di politica ambientale. Gli accordi volontari	Vaccà, Pini
RTI 1/97 AMB/NOCS	Smaltimento in discarica. Linee guida per la revisione della normativa	Paris
RTI 2/97 AMB-NOCS	Definizione di criteri di classificazione del rischio ambientale di prodotti fitosanitari con particolare riferimento agli effetti di organismi non bersaglio (I parte)	Finizio
RTI 3/97 AMB/NOCS	Scenari incidentali per il trasporto di gas liquefatti (I parte: gas liquefatti)	Romoli
RTI AMB, NOV 98	Informazione alla popolazione in materia di rischi tecnologici	Eidos
RTI 1 /98 AMB/RISC	Le attività dell'ANPA per la mappatura del rischio industriale in Italia	Lotti, Ricchiuti
RTI 2/98 AMB-RISC/ARIS	La banca dati incidenti rilevanti dell'ANPA	Esposito, Ricchiuti
RTI 3/98 AMB-RISC/ARIS	Criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici	Capponi, Esposito, Iorio, Macchi, Ricchiuti
RTI 1/98 AMB/COAB	Criteri per la definizione dei limiti di accettabilità generici (LAG) della contaminazione dei suoli e delle acque sotterranee e superficiali	Ottavi, Quercia
RTI 1/98 AMB-DISU	Carta e basi di dati delle faglie capaci per l'Italia Centro-Meridionale: presentazione e stato avanzamento progetto Ithaca	Vittori, Maschio, Ferreli, Michetti, Serva

SIGLA	TITOLO	AUTORI
RTI 1/98 AMB/NOCS	Valutazione e controllo del rischio connesso all'uso dei prodotti fitosanitari per i comparti ambientali, con particolare riferimento alle acque superficiali e sotteranee	International Centre for Pesticide Safety
RTI 2/98 AMB/NOCS	Valutazione del rischio associato alle sostanze infiammabili	Dipartimento ingegneria Università di Roma
RTI 3/98 AMB/NOCS	Campagna sperimentale di prove su imballaggi per merci pericolose	Orsini, Palmieri, Rapone
RTI 4/98 AMB/NOCS	L'impatto ambientale dei detersivi per lavatrici (I parte). Caratteristiche e normative applicabili	Imperi
RTI 1/98 AMB/LARA	Indagine sul pescato della regione Calabria	Alonzi
RTI 2/98 AMB-LARA	Risultati di una campagna di misure radiometriche intorno al sito del centro enea di Saluggia (VC), condotta congiuntamente dall'ANPA e dall'ARPA-PIEMONTE	Settore AMB-LARA
RTI 1/99 AMB	Seminario Gli strumenti di conoscenza dell'ambiente per le politiche di sostenibilità	Caracciolo, Calicchia
RTI 2/99 AMB	Prime stime sul comportamento dell'Italia nell'ambito delle valutazioni sullo stato dell'ambiente nell'UE	Caracciolo, Giunta, Bellinzi, Capodici
RTI 3/99 AMB	Realizzazione del sistema conoscitivo italiano in campo ambientale	Calicchia, Carotenuto, Fiorenza, Fiorletti, Giunta, Pugliese + vari
RTI 1/99 AMB/ARIS-RISC	La sicurezza nei depositi di GPL soggetti a DPR 175/88: presupposti per la redazione di una guida tecnica	Macchi, Ricchiuti
RTI 1/99 AMB/NOCS	Scenari incidentali per il trasporto di gas liquefatti (II parte: gas tossici)	Romoli
RTI 1/99 AMB/LARA	Studio preliminare sui livelli ambientali di tritio nella foresta di Tarvisio	Alonzi, Belli, Belloni, Ingrao, Menegon, Santaroni
RT1 INT 1/98	Sistemi di gestione ambientale	Settore INT-QAIM
RTI INT 2/98	Evoluzione del sistema ANPA-ARPA	Sisti, Roberti
RTI INT 3/98	Stato dell'arte sul settore della concia. Aspetti socio-economici ed ambientali	Milella, Mussapi, Fabiani

SIGLA	TITOLO	AUTORI
RTI INT 4/98	Sviluppo sostenibile e indicatori - Programmi e proposte per un piano di attività a livello nazionale e locale	Colagrossi, Mascolo
RTI INT 5/98	I meccanismi economici per il controllo delle emissioni clima-alteranti dopo Kyoto	Romano, Colagrossi
RTI INT 6/98	Prima indagine sullo stato dei controlli ambientali	Masone
RTI INT 7/98	A review of the italian national laws enacted in the matter of environmental protection and controls	Masone
RTI INT 8/98	Elaborazione dei dati riguardanti il controllo dei residui dei fitofarmaci in matrici ambientali (acque)	Franchi
RTI INT 9/98	Stato di attuazione dell'EMAS Rapporto tecnico sullo stato di attuazione del Regolamento (CEE) n. 1836/93 in Italia e in Europa	Medici, Molinas
RTI INT 10/98	Rassegna di sostanze tossiche e nocive - Rischi e precauzioni per l'uso	Masone
RTI INT 11/98	La Direttiva 96/61 EC IPPC	Marella
RTI INT 12/98	Lessons learned, aspetti metodologici e tecnologici per una formazione ambientale innovativa.	Battistella, Calicchia
RTI INT 1/99	Documenti e presentazioni Seminario di confronto e formazione sulle agende 21 locali per il sistema nazionale delle agenzie per la protezione dell'ambiente	Colagrossi, Mascolo
RTI 1/99 TEC/TRA	Seconda campagna sperimentale di prove su imballaggi per merci pericolose	Palmieri, Orsini, Rapone, Bruni, Cascio
RTI INT 2/99	Prima indagine sullo stato dei laboratori e dei controlli ambientali per l'avvio dell'ARPA in Campania	Masone, Scarponi
RTI INT 3/99	Controlli dei residui di fitofarmaci nelle acque e superfici agricole	Masone

**Le pubblicazioni Anpa  
possono essere richieste sul sito dell'ANPA ([www.sinanet.anpa.it](http://www.sinanet.anpa.it))  
oppure scrivendo alla sig.ra Luisa Sisti ANPA Via V. Brancati 48 00144 ROMA**

## PUBBLICAZIONI ANPA

(disponibili su richiesta)

SIGLA	TITOLO	AUTORI
Doc. 1/99	Rapporto di attività 1997. Relazione annuale del Direttore dell'ANPA sull'andamento delle attività dell'Agenzia e sui risultati conseguiti.	Direzione
Doc. 2/98	Sistema nazionale dei controlli in campo ambientale. Requisiti e criteri di realizzazione	Amb.
Doc. 3/98	Sistema nazionale di osservazione e informazione in campo ambientale. Requisiti e criteri di realizzazione	Amb.
Doc. 4/98	L'impatto ambientale dei prodotti fitosanitari	Amb.
Doc. 5/98	Agenzie ambientali. Schede sintetiche (2a ristampa).	Int.
Doc. 6/98	FORECO Countermeasures applied in forest ecosystems and their secondary effects. A review of literature	Amb.
Doc. 7/99	Cleaner Production in the Mediterranean Region	Boeri, Colagrossi
Doc. 8/99	Rapporto di attività 1998. Relazione annuale del Direttore dell'ANPA sull'andamento delle attività dell'Agenzia e sui risultati conseguiti	Direzione
Doc. 9/99	Le principali metodiche di campionamento ed analisi del particellato in sospensione in ambienti acquatici: Rassegna bibliografica	Panzutti, Piani (Università degli Studi di Trieste)
Doc. 1/99	Il rischio in Italia da sostanze inorganiche Fondo naturale incontaminato e contaminato	Bressa, Cima (Università degli Studi di Padova)
Quaderni 1/98		Tomarchio
Quaderni 2/98	Quaderno di informazione sulla Legge Quadro 447/95 e Decreti attuativi	Amb.
Serie Atti 1/98	Prima Conferenza Nazionale della Agenzie Ambientali. Atti. Torino 10-12/3/1997	Amb.
Serie Atti 1/99	Risk Assessment and Risk Management of contaminated Sites in Europe	Quercia, Mariotti

SIGLA	TITOLO	AUTORI
Serie Atti 2/99	Atti del Workshop Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Roma, 26-27 novembre 1998	Piccini, Salvati
Serie Atti 3/99	Seconda Conferenza Nazionale delle Agenzie Ambientali. - ATTI -	Amb.
Serie Linee Guida 1/98	Linee Guida per l'elaborazione di piani comunali di risanamento acustico	Amb.
Serie Linee Guida 2/98	Linee Guida per l'applicazione del Regolamento CEE 1836/93 (EMAS) e della Norma ISO 14001 da parte della Piccola e Media Impresa	Amb.
Serie Stato Ambiente 1/98	Il sistema ANPA di contabilità dei rifiuti. Prime elaborazioni dei dati	Amb.
Serie Stato Ambiente 2/98	Reti Nazionale di Sorveglianza della Radioattività Ambientale in Italia - 1993	Amb.
Serie Stato Ambiente 3/99	Reti Nazionali di Sorveglianza della Radioattività Ambientale in Italia 1994 - 1997	Amb.
Serie Stato Ambiente 4/99	Acque idonee alla vita dei pesci Attuazione del Decreto Legislativo 25 gennaio 1992 n. 130 In collaborazione con Ministero dell'Ambiente	Amb /Minamb
Serie Stato Ambiente 5/99	Acque idonee alla molluschicoltura attuazione del Decreto Legislativo 131/92 In collaborazione con Ministero dell'Ambiente	Amb /Minamb
Serie Stato Ambiente 6/99	Emissioni in atmosfera e qualità dell'aria in Italia	
	La Radioattività Ambientale sulle Coste delle Regioni Basilicata e Calabria Maggio-giugno 1997	Amb.
	SEMINAT Long-term dynamics of radionuclides in semi-natural environments: Derivation of parameters and modelling Mid-Term Report 1996-1997	Amb.

SIGLA	TITOLO	AUTORI
CD-ROM	Transcodifica dei codici dei rifiuti elencati nel Catalogo Italiano (CIR) nei codici presenti nel Catalogo europeo dei rifiuti (CER)	Amb.
	Il Regolamento 1836/93 (EMAS) Stato di attuazione in Europa ed in Italia	Ecolabel - Emas
	Secondo Rapporto sui Rifiuti Urbani e sugli Imballaggi e Rifiuti di Imballaggio	Amb.
	GUIDA TECNICA 1994 alla stesura dello studio di impatto ambientale per gli impianti di discarica controllata di rifiuti solidi tossici e nocivi ALLEGATI	Ministero Ambiente ANPA
	GUIDA TECNICA 1995 Stesura dello studio di impatto ambientale per gli impianti di discarica controllata di rifiuti tossici e nocivi (RTN)	Ministero Ambiente ANPA
Versione 14 23 aprile 99	Rassegna degli atti normativi più rilevanti emessi a livello nazionale in materia di tutela dell'ambiente	Masone
versione 14 15 giugno 99	Rassegna degli atti normativi più rilevanti emessi a livello nazionale in materia di tutela dell'ambiente	Masone
NOISE Dicembre 98	Giornata di studio "Osservatorio Acustico Nazionale Informatizzato"	Caracciolo, Curcuruto, Buratti
Dicembre 98	Individuazione di un sistema di indicatori di gestione forestale sostenibile in Italia 1° Rapporto di ricerca: Indicatori proposti in sede internazionale e fonti informative nazionali	Bortoluzzi, Fedrigoli, Pettenuola, Urbinati Università di Padova
SOIR Dicembre 98	PARTE II Programma attuativo catasto rifiuti	ANPA

**Le pubblicazioni Anpa  
possono essere richieste sul sito dell'ANPA ([www.sinanet.anpa.it](http://www.sinanet.anpa.it))  
oppure scrivendo alla sig.ra Luisa Sisti ANPA Via V. Brancati 48 00144 ROMA**

FEDERICO DI TROCCHIO  
**Le bugie della scienza.**

**Perché e come  
 gli scienziati imbrogliano**

A. Mondadori Editore, Milano, 1993

Nei miei studi universitari, la teoria evuzionistica e l'anatomia comparata dei vertebrati –suo insostituibile complemento– esercitarono un forte fascino, tanto da indurmi, successivamente, a studiare paleontologia, antropologia e paleobotanica. Che incanto riconoscere le omologie distinguendole dalle analogie! Ogni dettaglio era una conferma mirabile dell'evoluzione darwiniana: gli alberi filogenetici erano talmente chiari, documentati e convincenti che potevo rivedere mentalmente tutta la storia della vita sulla terra. Come dimenticare l'*Archaeopteryx*, l'anello di congiunzione tra rettili e uccelli? Quale meraviglia scoprire che, nel corso dell'ontogenesi, l'embrione ripercorre le tappe fondamentali della filogenesi, quasi a volerci mostrare come in un libro parlante la nostra storia evolutiva! Per averci rivelato la legge della ricapitolazione, Haeckel godeva della mia sconfinata ammirazione.

Nel numero scorso di *Biologia Ambientale* ho recensito il volume di Rifkin che, non solo demolisce la teoria darwiniana, ma la stessa illusione di poter costruire una teoria evuzionistica che non sia socialmente condizionata. Oggi, Di Trocchio cancella dai miei sogni non solo l'uomo di Piltdown (che già sapevo essere una truffa), ma anche l'*Archaeopteryx* e, non contento, smaschera Haeckel come impostore.

Una disfatta? No, non sono dispiaciuto di aver perduto le mie illusioni: posso sempre continuare

a fantasticare, con meno certezze, ma con maggior spirito critico e libertà.

Che l'imbroglio permei tutti i livelli della società non ci sorprende; eppure saremmo pronti a scommettere che la scienza –non solo perché campo per eccellenza della ricerca della verità, ma anche perché sottopone i risultati alla verifica sperimentale di riproducibilità da parte dell'intera comunità scientifica– sia sostanzialmente immune da questa piaga: perderemmo alla grande! Da quando sono entrati in azione i *fraudbuster* (acchiappafalsi) di professione, sono caduti nella rete non solo piccoli truffatori, ma anche illustri Nobel e padri della scienza: Newton, Galilei, Mendel, Tolomeo, Dalton, Milikan, Kekulé, ecc.

La colpa attribuita a Tolomeo non è, come si potrebbe pensare, la teoria secondo la quale la terra sarebbe al centro dell'universo (l'umanità ha impegnato 1400 anni per scoprirne la falsità), ma un volgare plagio. Non è strano che Tolomeo, pur lavorando ad Alessandria, abbia visto e catalogato nell'*Almagesto* tutte e solo le stelle visibili da Rodi? No, se si pensa che Tolomeo, anziché calcolare la posizione delle stelle, ha semplicemente copiato le misurazioni di Ipparco (vissuto a Rodi 200 anni prima), apportando ad esse una correzione dovuta alla precessione degli equinozi.

A Galilei viene addirittura rimproverato di non aver mai eseguito alcuni esperimenti considerati le pietre miliari della scienza moderna, quelli con i quali chiuse la bocca agli scienziati aristotelici. La palla di cannone che cade esattamente ai piedi dell'albero, come se la nave fosse ferma (confermando la teoria copernicana), non è mai stata lasciata cadere dall'albero della nave. Anche il famoso esperimento con il piano inclinato, sul-

la base del quale Galilei formulò la legge del moto uniformemente accelerato ( $s = \frac{1}{2} a t^2$ ) e da lui così accuratamente descritto, non è mai stato fatto: se lo avesse fatto, gli sarebbe stato impossibile ottenere quei risultati. Anche le due palle, leggera e pesante, che toccano contemporaneamente il suolo non sono mai state fatte cadere dalla torre di Pisa. Insomma, esaminando i lavori di Galilei, si giunge alla conclusione che il "padre della scienza sperimentale" non seguiva il metodo sperimentale! Usava gli esperimenti non per individuare le leggi fisiche, ma per confermare a posteriori le leggi che aveva in mente e, a tale scopo, costringeva i dati numerici ottenuti a adattarsi per forza ad esse.

Anche Newton fu un maestro nell'aggiustare formule e dati sperimentali: sapendo, sulla base di speculazioni puramente teoriche, quali dovevano essere i risultati, cambiava il valore dei parametri in gioco finché non otteneva quello che voleva. Così fece, ad esempio, per calcolare la velocità del suono. E che dire della legge della gravitazione universale che avrebbe scoperto vedendo cadere una mela nel suo giardino? Semplicemente "scippò" la legge a Hooke che aveva avuto l'ingenuità di riferirgliela. Il suo vero merito fu quello di fornirne una dimostrazione matematica mirabilmente chiara e convincente: peccato che anch'essa fosse frutto d'abili "correzioni", ripetute finché i conti non tornavano alla perfezione, suscitando l'ammirazione per il suo sconfinato genio. Con analoghi aggiustamenti, Newton riuscì a far corrispondere la sua teoria che spiega la precessione degli equinozi ai dati risultanti dalle osservazioni degli astronomi.

D'altronde, quando McLennan si congratulò entusiasticamente con Niels Bohr sull'ammirevole

accordo che c'era tra i risultati delle sue equazioni e il valore della costante di Rydberg, Bohr gli rispose: "naturale, McLennon, sono io che li ho fatti accordare per forza!".

Frutto di opportuni adattamenti è anche la legge delle proporzioni multiple di Dalton, ottenuta semplicemente a partire dalla sua teoria atomica e scartando sistematicamente tutti i risultati sperimentali discordanti.

Allo stesso modo ha lavorato Millikan per determinare la carica dell'elettrone, ancora oggi considerata come l'unità di carica elettrica. Nonostante la sua perentoria precisazione che "queste 58 gocce rappresentano tutte quelle studiate per 60 giorni consecutivi, nessuna esclusa", esaminando i suoi quaderni di laboratorio si scopre che ne aveva studiate 140 ed aveva scartato i risultati discordanti. Con questi dati Millikan impose le sue idee a Einstein, Planck, Born, Schrödinger e tacitò Ehrenhaft che, con un apparato sperimentale più preciso, aveva trovato cariche elettriche inferiori e ipotizzato l'esistenza del subelettrone; solo dal 1981 nuovi esperimenti hanno confermato l'esistenza di cariche elettriche che sono frazioni di *e*.

Segré e Chamberlain, premi Nobel 1959 per la scoperta dell'antiprotone, non solo "rubarono" l'esperimento ad Oreste Piccioni, ma tacquero l'osservazione dei tachioni -particelle con velocità superiore a quella della luce- occultando le prove che minavano alla base la teoria della relatività ristretta di Einstein. La stessa teoria della relatività andrebbe considerata solo un'elegante proposta teorica sviluppata sul piano matematico, ma difficile da accettare per i paradossi ai quali conduce (ad es. quello dei due gemelli, ognuno invecchiato rispetto all'altro).

Mendel è il padre della genetica moderna: nel 1866 scoprì le sue famose tre leggi (il principio dell'allele dominante, la segregazione degli alleli nel rapporto 3:1 e la legge del loro assortimento indipendente). Riesaminando i suoi esperimenti si giunge alla conclusione che i conti tornavano troppo bene: le sue tre leggi le aveva genialmente intuite e, poi, aveva costretto a forza i piselli a dargli ragione. In particolare non poteva disporre di piselli che differivano per un solo allele *e*, inoltre, il *linkage* rendeva molti alleli non indipendenti. È evidente che i suoi esperimenti non li fece in giardino, ma al tavolino con carta e penna. Egli li raccontò in modo molto diverso da come li aveva fatti perché sapeva che, se avesse detto la verità, nessuno gli avrebbe creduto. Ciononostante aveva fatto un lavoro ammirevole: Mendel può essere considerato un genio sfortunato e quindi tacciarlo di truffa sarebbe veramente ingeneroso.

Nessuno si aspetterebbe delle bugie da uno che, come Freud, aveva cominciato a riflettere sul significato della menzogna. Eppure tutti i casi clinici più famosi, quelli essenziali per la costruzione stessa della teoria psicoanalitica, sono stati descritti in modo distorto e intesuti in più casi da veri e propri falsi. La scoperta del complesso di Edipo fu semplicemente un'invenzione, mentre per Pankejeff (l'uomo dei lupi) ricorse a vere e proprie falsificazioni dei risultati clinici e fece di tutto per impedire che altri visitassero Pankejeff e scoprissero che, in realtà, non era mai guarito.

Completamente inventata fu la prodigiosa letteratura scientifica sui gemelli con la quale Burt, utilizzando i test d'intelligenza, dimostrò che essa è determinata da fattori ereditari.

La teoria della ricapitolazio-

ne di Haeckel è stata "dimostrata" falsificando le figure. Ad esempio, per dimostrare lo stadio in cui l'embrione umano somiglia a quello di un pesce, Haeckel prese il disegno di un embrione umano, cancellò gli archi branchiali, il cuore, gli abbozzi delle protovertebre, della gamba e dell'intestino, poi distese l'abbozzo della colonna vertebrale, ecc. La forza di questa sua "dimostrazione" della teoria evolutivista è dimostrata dal fatto che, sebbene Haeckel fosse stato sbugiardato nel 1908, ci è stata insegnata all'università, 60 anni dopo.

Anche l'anello di congiunzione più famoso, l'*Archaeopteryx*, con dentatura, corpo e coda da rettile e penne da uccello, del quale disponiamo di ben sei scheletri, sarebbe un falso creato aggiungendo le impronte delle penne allo scheletro di *Compsognathus*, un piccolo dinosauro.

La scoperta dell'uomo di Pildown, con calotta cranica di tipo umano e mandibola scimmiesca, suscitò un enorme scalpore: finalmente era stato trovato l'anello di congiunzione che dimostrava la discendenza dell'uomo dalla scimmia. Si trattava di un'abile, ma volgare falsificazione: le ossa erano state truccate con coloranti chimici e colpi di lima per trarre in inganno i paleontologi, e per scoprirlo ci vollero 40 anni. La vicenda, che coinvolse illustri scienziati, è più affascinante di un giallo: ancora non è stato scoperto il truffatore e gli indiziati sono veramente molti (Dawson, Teilhard de Chardin, Woodward, Keith, Smith, Barlow, Woodhead, Hewitt, Hinton, Doy- le).

Ma oggi la scienza è finalmente diventata più veritiera? Tutt'altro: negli ultimi decenni gli imbrogli si sono moltiplicati come non mai; è la stessa struttura della ricerca che rappresenta un potente

incentivo all'imbroglio. Della collezione interminabile raccolta da Di Trocchio ne riassumiamo solo alcuni esempi.

Breuning tra il 1979 e l'84 produsse una "schiacciante" dimostrazione sperimentale della dannosità della terapia allora seguita per il ritardo mentale (psicofarmaci neurolettici). Peccato che le dettagliate descrizioni dei suoi meticolosi esperimenti, profumatamente finanziati dal servizio sanitario pubblico, fossero state inventate di sana pianta, a tavolino.

Altra brutta storia, quella del virus dell'AIDS, scoperto dai francesi, ma annunciato al mondo da Robert Gallo e che ha fruttato agli americani il brevetto per il kit di diagnosi sierologica (mentre la domanda di brevetto francese veniva tenuta a dormire nei cassetti).

Ancora più clamoroso il caso del "topo transgenico" che ha coinvolto il Nobel Baltimore: prometteva la terapia genetica delle malattie ereditarie e trapianti senza rigetto, ma era solo una frode.

Ricordate nel 1988 la scoperta dell'acqua dotata di "memoria" che, per la prima volta, forniva una prova plausibile del principio fondamentale della medicina omeopatica? Era il frutto di un volgare imbroglio, come quello della "poliacqua" russa del 1961 che non bolliva e congelava a -40 °C (poi rivelatasi una soluzione di silicene).

E la scoperta della fusione fredda, annunciata nel 1989, che avrebbe dovuto consentire di estrarre energia a basso costo da una vaschetta d'acqua pesante e da due elettrodi? La prova dell'avvenuta fusione era data dall'emissione di neutroni. L'esperimento fu ripetuto in tutto il mondo, vennero le prime conferme e, dopo di esse, una valanga di conferme. Nel frattempo, però, si accumulavano an-

che i risultati negativi: oggi è forte il sospetto che si potesse trattare di una truffa ai danni degli organismi finanziatori, per ottenere fondi per la ricerca. D'altronde non è strano che le date in cui le celle emettevano trizio corrispondessero con quelle delle visite degli agenti dell'ente finanziatore?

Anche McBride, considerato un eroe della medicina per aver scoperto e rivelato al mondo che il talidomide provocava la nascita di bambini deformi, era un volgare imbrogliatore che scippava metodicamente le scoperte altrui e le annunciava al mondo in anticipo, appropriandosi dei meriti e dei relativi premi.

Oggi nessuno ricorda più Voronoff, ma fino agli anni '50 godette di un'enorme popolarità grazie ad un metodo di ringiovanimento basato su trapianti di fettine di testicoli di scimmia.

E i numerosi laboratori che, senza effettuare i test sui farmaci per l'approvazione e commercializzazione, dichiaravano alle case farmaceutiche ciò che queste volevano sentirsi dire (efficacia e assenza di controindicazioni)? La sola società IBT fu imputata della falsificazione dei dati relativi ai test su circa 300 sostanze (200 pesticidi più vari farmaci).

Convinto che, anche nelle alghe che si riproducono per coniugazione di gameti indifferenziati, dovesse necessariamente esservi distinzione tra maschio e femmina, Moewus "dimostrò" con eleganti (ma falsi) esperimenti d'incrocio che i due gameti di *Chlamidomonas*, indicati con un + e un -, differivano fisiologicamente. In seguito "scoprì" che i gameti rilasciavano nel terreno di coltura sostanze in grado di attivare il comportamento sessuale delle alghe; poi "smontò" pezzo a pezzo l'alga unicellulare individuando i suoi 70 geni e, di

ciascuno di essi, l'azione svolta sulla morfologia e fisiologia.

Kammerer dimostrò che i maschi dei rospi ostetrici, se costretti ad accoppiarsi nell'acqua, sviluppavano i "guanti nuziali" (normalmente assenti in questa specie) e che questi erano trasmessi alla discendenza: era la prova dell'ereditarietà dei caratteri acquisiti. Peccato che i guanti nuziali fossero dovuti ad abili iniezioni locali di inchiostro di china!

E come fece Ballart a dimostrare nel 1990 di aver prodotto, con tecniche d'ingegneria genetica, alcuni virus del morbillo a partire da cellule umane? Semplice: infettandole fraudolentemente con il virus!

Le cellule immortali di cuore embrionale di pollo che si riproducessero incessantemente per 34 anni nel laboratorio di Correl non invecchiavano mai perché ogni tanto venivano rimpiazzate dai suoi assistenti che confessarono "Correl si arrabbierebbe moltissimo se lasciassimo morire la sua linea cellulare..."

Anche Pavlov, lo scopritore dei riflessi condizionati, annunciò di essere riuscito a dimostrare la loro ereditarietà e, con essa, l'ereditarietà dei caratteri acquisiti. Purtroppo era stato ingannato da un assistente che, probabilmente, voleva solo accrescere ed estendere il valore delle scoperte del suo direttore.

Un altro caso clamoroso di incidente di questo tipo fu l'osservazione dei "raggi N" scoperti nel 1903 da Blondot, poi osservati da altri 40 scienziati e pubblicati in 300 articoli, prima che fosse riconosciuto che non erano mai esistiti, ma erano il frutto di manipolazioni dell'assistente di Blondot. Ma l'aspetto più inquietante è il fatto che, intanto, scienziati di tutto il mondo avevano già registrato

l'emissione di raggi N dai muscoli, dai nervi e dal cervello e ne avevano descritto le proprietà fisiologiche, quali l'aumento dell'acuità visiva!

Resta da interrogarsi sui moventi: perché gli scienziati imbrogliono?

Nel libro "La doppia elica" in cui racconta la storia della scoperta della struttura del DNA e i suoi retroscena (comprese le meschinità, i difetti e la stupidità dei colleghi), Watson confessa che la scienza è un'attività altamente aggressiva e competitiva, in cui la conoscenza è solo un sottoprodotto. Il libro suscitò un enorme scalpore, ma si pensava allora che la competitività priva di scrupoli di Watson fosse motivata solo dall'ambizione di onori e di prestigio. In realtà la corsa alla ricerca e alla pubblicazione era dettata dall'enorme struttura economica sulla quale la scienza ormai si reggeva. Il grande merito di Watson fu di mettere brutalmente sotto gli occhi di tutti la fine di un mito, quello dello scienziato puro, e di annunciare la nascita di un nuovo tipo di scienziato, una sorta di "mercenario della scienza".

Con gli attuali modi di finanziamento, lo scienziato ha perso il diritto alla libertà della ricerca, il cui fine ultimo è diventato inventare qualcosa che abbia interesse commerciale. Nel sistema americano gli scienziati sono costretti ad intraprendere solo quelle ricerche per le quali il governo è disposto a pagare. Il sistema dei finanziamenti attribuiti da comitati di scienziati è divenuto una sorta di "dittatura dei mediocri": le persone molto creative e intelligenti vengono espulse dalla ricerca perché i membri dei comitati decidono di finanziare i progetti che sono alla portata della loro comprensione.

Gli scienziati europei imbro-

gliano molto meno dei loro colleghi americani, ma dire che il sistema della ricerca europea è migliore sarebbe un inopportuno elogio all'imperfezione. L'unico vantaggio del sistema, poco rigoroso, di finanziamenti "a pioggia" della ricerca è quello di non fornire incentivi alla frode. In America il ricercatore deve mantenere un'elevata produttività per tutta la sua carriera, altrimenti perde stipendio e posto di lavoro ("*publish or perish*": pubblica o muori): da qui la necessità di imbrogliare.

Il fenomeno della frode scientifica nel suo aspetto attuale è, insomma, principalmente americano; una malattia di crescita della scienza occidentale legata alle dimensioni elefantache raggiunte dalla macchina della ricerca. L'unico rimedio sarebbe quello di trasferire la ricerca nei paesi in via di sviluppo: dove la scienza costa poco non s'instaura la dittatura dei mediocri perché è favorito l'accesso alle persone altamente creative e motivate. Del resto la storia della scienza dimostra che gli scienziati hanno prodotto di più quando erano pagati di meno: le condizioni economiche disagiate facevano da filtro, scoraggiando i mediocri; restavano solo i più intelligenti e motivati.

La parabola che ha portato lo scienziato dal diletantismo al professionismo inizia simbolicamente nel 212 a.C., quando un ignoto soldato del console Claudio Marcello uccise Archimede e termina nel 1939, quando Einstein informa Roosevelt che gli scienziati americani erano pronti a costruire la bomba atomica.

Mentre le legioni romane mettevano a ferro e fuoco Siracusa, Archimede tentava tranquillamente di risolvere un problema disegnando figure geometriche sulla sabbia ed era talmente assorto che pregò il soldato romano, venuto ad

arrestarlo, di spostarsi per non cancellare i suoi disegni: il legionario, irritato, lo passò a fil di spada. Archimede, insomma, morì perché rimase sordo al richiamo e agli ordini del potere: è il simbolo del totale disinteresse con il quale hanno lavorato, per molti secoli, gli scienziati. Nel 1939, invece, quando la scienza bussò alla porta del potere, gli scienziati venivano ormai retribuiti con un regolare stipendio.

Nell'antichità gli scienziati provenivano dalle classi agiate perché nessuno era disposto a finanziare un lavoro al quale non era riconosciuto alcun rilievo sociale. Era però rigorosamente rispettata la regola che la loro scienza non poteva essere utilizzata a scopo di lucro (un matematico fu espulso da una scuola pitagorica perché aveva insegnato geometria a pagamento). Il ricercatore era allora un dilettante puro, non un mercenario.

Come spiegare, allora, gli imbrogli dei padri della scienza? La differenza fondamentale tra gli scienziati di ieri e quelli di oggi è che lo scienziato per vocazione era disposto ad imbrogliare ed a rischiare la propria carriera per un'idea, mentre gli scienziati per professione sono disposti a sacrificare le proprie idee per la carriera.

Se ci limitiamo ai personaggi importanti e insospettabili (Galilei, Tolomeo, Newton, Einstein, ecc.) giungiamo alla conclusione che essi imbrogliono perché non possono farne a meno, perché non hanno altro modo per convincere il mondo della verità delle loro teorie. Popper ha chiarito che è impossibile dimostrare che una teoria è vera: l'unica cosa che si può dimostrare è la sua falsità. Ciò che distingue una vera teoria scientifica da un'imbroglione è la sua durata: la prima dura a lungo prima di essere "falsificata", mentre l'imbroglione ha

le gambe corte. Appellarsi al rigore del metodo sperimentale è tuttavia inutile. Le scoperte dei veri scienziati non derivano dal metodo seguito, ma dalla loro fantasia e creatività; essi non sono schiavi del metodo, ma lo usano come uno dei

tanti strumenti per convincere i loro colleghi della fondatezza delle loro teorie.

Come eliminare gli imbrogli dalla scienza? Non tanto smascherandoli, ma prevenendoli, eliminandone i moventi. Come? Resti-

tuendo allo scienziato per vocazione anche la dignità e la libertà, togliendolo dalla sua condizione di mercenario imposta dall'attuale sistema competitivo e commerciale della ricerca.

*Giuseppe Sansoni*

MATHIS WACKERNAGEL,  
WILLIAM E. REES

### **L'impronta ecologica. Come ridurre l'impatto dell'uomo sulla terra.**

Edizioni Ambiente, Milano,  
1996.

Cosa accadrebbe se la nostra città fosse chiusa in una cupola emisferica di vetro che lasciasse passare la luce, ma impedisse a qualunque cosa materiale (gas compresi) di entrare o uscire? Tutti comprendono che, in una tale città, gli abitanti perirebbero in pochi giorni per mancanza di cibo e di energia, o soffocati dall'inquinamento e dai rifiuti.

Quanto dovrebbe diventare grande la cupola perché la città possa sostentarsi indefinitamente, soltanto grazie agli ecosistemi terrestri e acquatici e alle risorse energetiche contenute entro la cupola? Questa superficie è l'impronta ecologica della nostra città sulla terra. Essa comprende la superficie necessaria al reperimento di tutte le risorse e quella necessaria allo smaltimento di tutti i rifiuti.

Il concetto di impronta ecologica, oltre a creare la consapevolezza della ineludibile dipendenza materiale dell'uomo dalla natura, si rivela uno strumento utile e versatile per guidare le scelte nazionali e delle comunità locali in direzione

ne dello sviluppo sostenibile.

L'impronta ecologica può essere scomposta nelle sue componenti: superficie (di terreno ecologicamente produttivo) necessaria per ricavare il cibo, per le abitazioni, i trasporti, i beni di consumo, i servizi. Per ciascuna di queste voci è possibile stimare anche l'estensione di ciascun tipo di superficie consumata: foreste, pascoli, terre agricole, superficie edificata, terra per l'energia. Quest'ultima, ad esempio, può essere stimata come la superficie necessaria ad assorbire il biossido di carbonio rilasciato dai combustibili fossili, oppure per produrre energia da biomasse o, ancora, per ricostituire il capitale naturale di carbonio allo stesso tasso di consumo dei combustibili fossili.

Il volume fornisce esempi di calcolo dell'impronta ecologica finalizzati a mostrare la duttilità e la relativa facilità d'uso di questo strumento: stimare il sovraccarico globale e il deficit ecologico di qualsiasi regione o paese; individuare i fattori limitanti potenziali; confrontare le impronte ecologiche di diverse zone di una regione; misurare l'impronta di un certo prodotto (di un quotidiano, di vari tipi di case) o di una certa attività produttiva; confrontare l'impronta della bicicletta con quella dell'autobus e dell'auto; valutare l'impronta di un'opera pubblica (es. un ponte, una strada); calcolare la

propria impronta ecologica individuale; ecc.

Scopriamo così che, sebbene oggi vi siano solo 1,5 ettari di terreno disponibile per ogni persona, comprese le zone incontaminate (che non dovrebbero essere intaccate), l'impronta ecologica di un abitante medio del Nordamerica è di oltre 5 ettari. L'impronta ecologica dei paesi industrializzati va quindi ben da al di là del loro territorio: essi hanno asservito ai loro consumi il territorio di altre nazioni. Se tutta l'umanità consumasse in tal modo occorrerebbero almeno altri due pianeti per vivere in condizioni sostenibili.

È chiaro inoltre che, se la popolazione mondiale o i suoi consumi continuano a crescere, la superficie pro-capite disponibile diminuisce proporzionalmente: in questo secolo è scesa da 5, 6 a 1, 5 ettari a testa.

Comunque si indaghi, salta fuori che per mantenersi nei limiti della sostenibilità, il prelievo di quasi tutte le risorse naturali deve essere ridotto della metà (per una situazione come quella europea la riduzione dovrebbe essere dell'80-90%). Nell'attuale situazione, il politicamente accettabile è ecologicamente disastroso, mentre l'ecologicamente necessario appare politicamente impossibile. L'analisi dell'impronta ecologica dovrebbe aiutarci a scegliere in modo intelligente, un'opzione preferibile a quel-

la di lasciare che sia la natura ad imporci le sue dolorose scelte.

Tuttavia far leva sul senso del dovere morale e puntare sui sensi di colpa della gente produce solo rancore e resistenza passiva: per conquistare l'adesione della gente occorre mostrarle che cambiando

stile di vita ha più da guadagnare che da perdere.

Dobbiamo creare stili di vita che disaccoppino il benessere personale dai consumi di materia e di energia. D'altronde è assodato che, una volta garantita la sufficienza materiale, la felicità non è più cor-

relata alla ricchezza personale o nazionale. Le cose migliori della vita non sono "cose", ma speranze, aspirazioni, soddisfazione, gioia. La battaglia per la salvezza nel pianeta non è solo ecologica, ma innanzitutto sociale, per un nuovo umanesimo.

Giuseppe Sansoni

## Ecologia fluviale

Lo studio dei corsi d'acqua attraverso l'uso degli indicatori biologici -nel caso più frequente rappresentati dai macroinvertebrati bentonici- porta quasi inevitabilmente l'operatore a trattare il fiume non più come acqua che scorre in un alveo, ma come ciò che effettivamente rappresenta: un ecosistema complesso e diversificato.

L'approccio iniziale è in genere seguito da un desiderio, comprensibilmente irrefrenabile per il ricercatore curioso e attento, di approfondire i molteplici aspetti che caratterizzano i meccanismi e le dinamiche proprie dell'ambiente fluviale. Inizia allora la ricerca di articoli, testi e dispense che possano in qualche modo soddisfare le esigenze del sapere. Nonostante le lodevoli iniziative avviate nel nostro Paese da associazioni e ricercatori per divulgare informazioni e organizzare corsi sull'ecologia fluviale, la letteratura nazionale del settore non è sufficiente per un approfondimento delle tematiche o per un aggiornamento sulle nuove teorie che progressivamente vengono formulate. È necessario rivolgersi allora verso orizzonti culturali più lontani, dove possiamo attingere ciò che più interessa da testi

specializzati, adatti per una revisione completa delle problematiche inerenti l'ecologia fluviale.

Dopo l'opera di Hynes del 1970 (**The ecology of running waters**, Liverpool University Press) ormai divenuta un classico, sono trascorsi trenta anni che hanno visto il maggiore progresso nelle nostre conoscenze sull'ecologia dei fiumi e dei torrenti. Nuove esemplificazioni della dinamica della trasformazione della materia organica all'interno di questo particolare ecosistema, come il *river continuum concept* e la *nutrient spiralling*, si sono affermate nel contesto degli addetti ai lavori. La comunità degli ecologi ha fatto sostanziali progressi nel documentare gli eventi che caratterizzano le interazioni tra le specie e tra queste e l'ambiente che le circonda. Si sono fatti studi approfonditi sul *drift*, complesso e interessante meccanismo di trasporto passivo, quanto mai indispensabile per il completamento dei cicli biologici di molti organismi acquatici e per i processi di ricolonizzazione che assicurano il ricambio funzionale delle comunità. L'importanza dei processi fisici nei fiumi ha ricevuto una crescente attenzione, con particolare riguardo ai

settori dell'idrologia e della geomorfologia, mentre sono divenute maggiormente comprensibili le interrelazioni tra fattori fisici e biologici. Se è vero che durante gli ultimi anni del ventesimo secolo è divenuto evidente come non si possano più studiare fiumi e torrenti senza considerare il ruolo delle attività umane, è altrettanto vero che neppure possiamo ignorare quanto sia urgente prodigarsi per la conservazione di questi ambienti.

Questi nuovi sviluppi e questi temi sono trattati ed illustrati in **Stream ecology, structure and function of running waters** di J.D. Allans (Chapman and Hall, London, 1995) che ha lo scopo di fornire un valido testo per specialisti, studenti e operatori in campo ambientale, per approfondire tutto ciò che concerne l'ecologia fluviale.

Una trattazione più recente e aggiornata sulla biologia degli ambienti fluviali si ritrova in **The biology of stream and rivers**, di P.S. Giller & B. Malmqvist (Oxford University Press, 1998) designato a fornire le basi per la ricerca nel settore e costituire un supporto fondamentale per corsi, progetti o conferenze sul tema.

Le acque correnti danno ori-

gine a habitat enormemente diversi tra loro, spaziando dai ruscelli montani ai torrenti vallivi, dai meandri planiziali ai grandi sistemi fluviali con bacini subcontinentali. Una diversità che rende gli scenari degli ecosistemi fluviali estremamente complessi ed unici ma, nel contempo, interessati da processi generalizzabili.

Sebbene comprendano meno dell'uno per cento delle acque del globo terrestre, le acque correnti forniscono il legame tra le vaste riserve d'acqua marina ed il ciclo che si completa con le precipitazioni a terra. Iniziando con le caratteristiche fisiche che definiscono gli habitat di acque correnti, il volume, avvalendosi di fini disegni tecnici, passa in rassegna tutti i gruppi di organismi che li popolano, dalle alghe ai macroinvertebrati, dai pesci agli uccelli e ai mammiferi. Si sofferma sugli adattamenti, l'ambiente e l'ecologia delle varie forme viventi. Esplora alcuni modelli di comunità e di ecosistemi, e i processi che caratterizzano la vita del fiume; conclude con una discussione sulle numerose pubblicazioni che trattano degli aspetti applicativi che gravitano intorno al tema dell'acqua, all'inquinamento, alla diversità e alla conservazione. Una particolare considerazione è data ai legami esistenti tra i corsi d'acqua e gli ambienti circostanti, ai mutamenti stagionali e a quelli a più breve termine, ai fattori storici e biogeografici che li caratterizzano. Un ulteriore capitolo conduce il lettore in una trattazione approfondita della letteratura scientifica, fornendo stimolanti suggerimenti per

il lavoro pratico sul campo.

Il degrado degli ambienti fluviali è ormai un fatto che riguarda non solo gli ecologi e gli ambientalisti, ma anche i politici e la società civile. Sotto tale aspetto gli ecosistemi di acque correnti giocano un ruolo significativo: non solo dove i fiumi e i torrenti sono stati modificati dalla costruzione di dighe e canali artificiali, ma anche dove le aree inondabili e quelle riparie sono state distrutte da opere di drenaggio su vasta scala (bonifiche), messe in atto per fini urbani e agricoli. Ciò ha avuto un effetto avverso sui processi naturali che si instaurano tra fiumi e territori circostanti.

Un fiume sano, con le adiacenti aree perfluviali inondabili, assolve molte funzioni e produce molti benefici che rischiamo di perdere. Quindi, in anni recenti, si è sviluppata una nuova disciplina che studia il restauro degli ecosistemi fluviali per il quale in molti paesi europei già si stanno stanziando ingenti somme.

Perché il successo nel restauro degli ecosistemi fluviali sia pienamente raggiungibile occorre che venga associato ad una gestione sostenibile dell'intero bacino.

Salvo rare eccezioni, peraltro difficilmente riferibili a casi concreti, nel panorama della letteratura specializzata italiana è molto arduo reperire informazioni e manuali che consentano di intraprendere lo studio di questa nuova disciplina. Occorre ancora una volta rivolgere lo sguardo oltre i confini nazionali e indagare nelle altre realtà europee. **Restoration of stream ecosystems**, a cura di M. Eisel-

tová (International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge, Gloucester, UK, 1995), è un manuale di facile consultazione destinato anche a quegli Enti che sono responsabili della pianificazione dell'intero bacino e dello sviluppo del paesaggio, e sono coinvolti nella gestione delle terre agricole e forestali. Il testo spazia sulla realtà europea prendendo in esame un argomento dopo l'altro per quanto riguarda la gestione sostenibile del bacino, il restauro dei corsi d'acqua nel paesaggio agricolo, la conservazione delle zone riparie. Evidenzia la funzione delle zone tampone riparie (*buffer zone*) e delle zone filtro, trattandone il dimensionamento e l'efficienza. Affronta la gestione del ciclo dell'azoto nei bacini idrografici, suggerendo soluzioni percorribili per il suo abbattimento. Delle 170 pagine di cui è composta l'opera, circa 50, corredate da carte tematiche e foto a colori, sono dedicate alla casistica dei progetti rivolti al restauro di corsi d'acqua canalizzati, concretamente realizzati in varie parti d'Europa. Il volume chiude con un utile glossario sui termini tecnici più comunemente utilizzati e con una serie di informazioni sulle finalità della International Waterfowl and Wetlands Research Bureau e sugli autori che hanno curato i testi.

Per facilitare il reperimento delle pubblicazioni citate, per chi fosse interessato, si consiglia di contattare la NHBS Mailorder Bookstore, 2-3 Wills Road, Totnes, Devon, TQ9 5XN, UK (website: <http://www.nhbs.com>).

Gilberto Natale Baldaccini



## **FIELD AND LABORATORY METHODS FOR MACROINVERTEBRATE AND HABITAT ASSESSMENT OF LOW GRADIENT, NONTIDAL STREAMS**

Prepared by:

**The Mid-Atlantic Coastal Streams Workgroup**

Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control

Maryland Department of Natural Resources

New Jersey Department of Environmental Protection

North Carolina Department of Environment, Health, and Natural Resources

South Carolina Department of Health and Environmental Control

Virginia Department of Environmental Quality

US Environmental Protection Agency

July 1997

The appropriate citation for this document is:

US Environmental Protection Agency; 1997; "Field and laboratory methods for macroinvertebrate and habitat assessment of low gradient nontidal streams"; Mid-Atlantic Coastal Streams Workgroup, Environmental Services Division, Region 3, Wheeling, WV; 23 pages with appendices.

Copies of this document and information on the activities of the Mid-Atlantic Coastal Streams Workgroup may be obtained by contacting John Maxted, Jim Green, or other Workgroup members:

John Maxted  
Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control  
Division of Water Resources  
29 S. State Street  
Dover, DE 19901  
(302-739-4590 fax: 302-739-6140 email: [jmaxted@dnrec.state.de.us](mailto:jmaxted@dnrec.state.de.us))

Jim Green  
US Environmental Protection Agency, Region 3  
Environmental Services Division  
303 Methodist Building  
11th and Chapline Streets  
Wheeling, WV 26003  
(304-234-0243 fax: 304-234-0260 email: [green.jim@epamail.epa.gov](mailto:green.jim@epamail.epa.gov)).

## Preface

The methods presented in this document were developed by a workgroup of State and USEPA biologists called the Mid-Atlantic Coastal Streams (MACS) Workgroup. They were developed for coastal plain streams from New Jersey to South Carolina to promote the transfer of data and knowledge between State and Federal agencies in this region. The methods may also be applicable to other regions that have low gradient streams. Testing is encouraged in the application of these methods to areas outside this region.

This document establishes standard procedures for collecting biological and physical habitat data in low gradient nontidal streams of the Middle Atlantic Coastal Plain ecoregion (Figure 1). It includes standard methods for collecting and processing macroinvertebrate samples and for quantifying habitat quality. The methods developed by the US Environmental Protection Agency (USEPA) (PLAFKIN *et al.* 1989) for high gradient streams (i.e., piedmont, mountain) were modified for use in low gradient streams (i.e., coastal, valley bottom, swamp). Modifications were made to address the unique characteristics of these streams while retaining the basic assessment approaches the States have used for many years in high gradient streams.

Low gradient streams typically have velocities less than 0.5 fps and lack riffle habitats. Therefore, the kick-net developed for high gradient streams has been replaced by the dip-net, and a variety of habitats are sampled rather than a single habitat. The coastal plain is a region where alluvial sediments are deposited. Those habitat parameters that address excessive sediment deposition in the piedmont region (e.g., embeddedness) would assess all coastal plain streams in "poor" condition. The twelve habitat parameters commonly used in the piedmont region were reduced to seven parameters through the elimination of those that addressed sediment deposition.

This document provides standard methods for producing quantitative measures (i.e., metrics) of biological and physical habitat quality. It includes methods for sample collection, sample processing, data management, calculation of metrics, and quality assurance (QA). Standardized procedures include the use of the 100-organism subsample, a standard sample size of 100-120 organisms for the calculation of metrics, a minimum of genus level taxonomy, and a set of QA objectives. The Workgroup States presently use a variety of biological metrics and assessment thresholds in the coastal plain. Future efforts of the Workgroup will focus on the analysis of biological metrics to determine those best suited to the Mid-Atlantic Coastal Plain region.

The technical basis for these methods is provided in Appendix B, and includes summaries of the literature and field testing completed by the Workgroup. The estimated variability associated with the metric data produced using these methods is also presented in Appendix B. Appendix A provides sample Habitat Assessment Field Data Sheets.

### Acknowledgments

This document was a collaborative effort of the Mid-Atlantic Coastal Streams (MACS) Workgroup. The following Workgroup members provided technical direction, review, and testing of these procedures. The document was written by John Maxted. Mike Barbour of Tetra Tech, Inc. and Len Smock of Virginia Commonwealth University also provided helpful guidance and review. Maggie Passmore of the US Environmental Protection Agency (USEPA) Region 3 in Philadelphia and Susan Jackson of the USEPA in Washington DC provided technical support and funding for Workgroup activities.

### Mid-Atlantic Coastal Streams Workgroup:

#### States:

Ellen Dickey, John Maxted, Greg Mitchell

Walt Butler, Niles Primrose, Dan Boward

Victor Poretti, Dean Bryson

Dave Penrose

Rick Renfrow

Tony Silvia

Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control (DNREC), Dover, DE

Maryland Department of Natural Resources (DNR), Annapolis, MD

New Jersey Department of Environmental Protection (DEP), Trenton, NJ

North Carolina Department of Environment, Health and Natural Resources (DEHNR), Raleigh, NC

South Carolina Department of Health and Environmental Control (DHEC), Columbia, SC

Virginia Department of Environmental Quality (DEQ), Virginia Beach, VA

#### US Environmental Protection Agency :

Jim Kurtenbach

Jim Green, Ron Preston

Hoke Howard

Region 2; Edison, NJ Field Office

Region 3; Wheeling, WV Field Office

Region 4; Athens, GA Field Office.



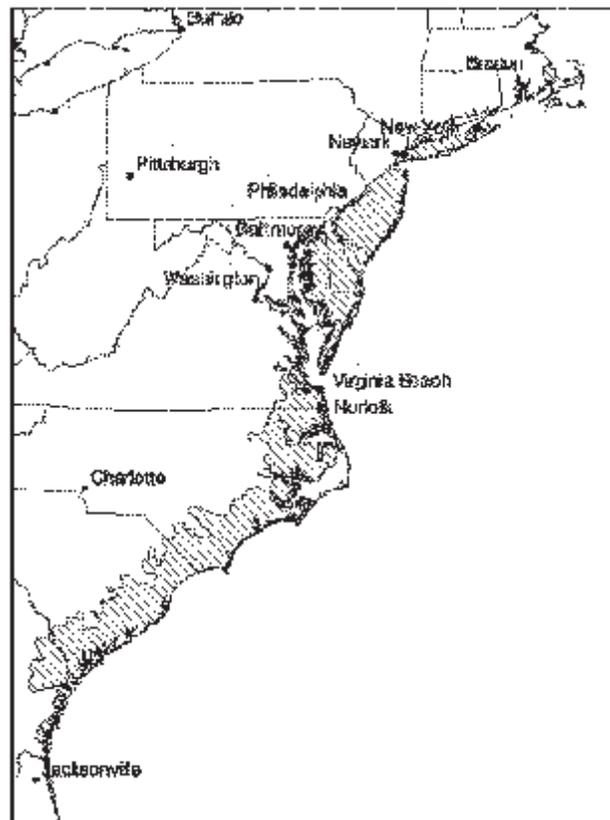
**Table of Contents**

Preface .....	i
Acknowledgments .....	ii
Map (Middle Atlantic Coastal Plain Ecoregion) .....	v
<b>1.0 Introduction .....</b>	<b>1-3</b>
1.1 Mid-Atlantic Coastal Streams Workgroup	
1.2 Uses of these Methods	
<b>2.0 General Provisions .....</b>	<b>4-6</b>
2.1 Assessment Area	
2.2 Site Selection and Sampling Period	
2.3 Sampling Reference Sites	
2.4 Natural Acidity	
2.5 Flow Regime	
2.6 Tidal Influence	
2.7 Replication	
2.8 Sampling Season	
<b>3.0 Macroinvertebrate Assessment .....</b>	<b>7-13</b>
3.1 Field Collection	
3.1.1 Equipment	
3.1.2 Sampling Technique and Level of Effort	
3.1.3 Proportional Sampling of Productive Habitats	
3.1.4 Quality Assurance	
3.2 Sample Processing	
3.2.1 Sorting	
3.2.2 Taxonomic Identification	
3.2.3 Quality Assurance	
3.3 Data Management	
3.3.1 Sample Size	
3.3.2 Metrics	
<b>4.0 Habitat Assessment .....</b>	<b>14-20</b>
4.1 Field Collection	
4.1.1 Equipment	
4.1.2 Visual Scoring of Habitat Quality	
4.1.3 Physicochemical Measurements	
4.1.4 Other Information	
4.1.5 Quality Assurance	
4.2 Data Management	
<b>5.0 Literature Cited .....</b>	<b>21-24</b>
<b>Taxonomic Keys Used by the MACS Workgroup .....</b>	<b>24</b>
<b>Appendix A - Habitat Assessment Field Data Sheets .....</b>	<b>A1-A2</b>
<b>Appendix B - Technical Basis .....</b>	<b>B1-B14</b>
Macroinvertebrate Assessment .....	B1-B7
Analysis of Variance .....	B6
Habitat Assessment .....	B8-B14
Analysis of Variance .....	B11

**Tables**

Table 1.	Number of macroinvertebrate species in North America tolerant to low pH .....	5
Table 2.	Taxonomic keys used by the MACS Workgroup States .....	10
Table 3.	Biological metrics used by the MACS Workgroup States .....	13
Table 4.	Habitat parameter scoring ranges .....	15
Table 5.	Habitat parameter scoring criteria and definitions .....	18
Table B1.	Mean annual biomass and productivity of macroinvertebrates in snag, sand, and mud habitats of the Satilla River .....	B-1
Table B2.	Number and percent of genera in snag, sand, and mud habitats of the Satilla River	B-2
Table B3.	Density of macroinvertebrates in three habitats of Eau Galle Reservoir .....	B-3
Table B4.	Mean abundance and taxonomic richness of macroinvertebrates found in major aquatic habitats of Dukes Ditch, Sussex County, Delaware .....	B-3
Table B5.	Relative ranking of taxonomic richness and the incidence of rare taxa by habitat type and collection method .....	B-4
Table B6.	Effect of sample area on biological metrics using the MACS Workgroup method ...	B-5
Table B7.	Effect of sample area on biological metrics using the MACS Workgroup method ...	B-6
Table B8.	Summary statistics for biological metrics derived from replicate collections using the MACS Workgroup method .....	B-7
Table B9.	Summary statistics for habitat metrics and total habitat scores derived from replicate collections using the MACS Workgroup method .....	B-13
Figures		
Figure 1.	Middle Atlantic Coastal Plain Ecoregion .....	v
Figure B1.	Distribution of total habitat scores for the Workgroup method .....	B-12
Figure B2.	Photographs of sites in Delaware where replicate testing of habitat parameters was performed by the Workgroup .....	B-14.

Figure 1: Middle Atlantic Coastal Plain Ecoregion (Omernik 1987)



## 1.0 Introduction

A variety of techniques have been developed for sampling macroinvertebrates and assessing the habitat quality of nontidal streams. This has made it difficult to compare results between investigators and between States and regions. To facilitate the transfer of data and information between States, the Environmental Protection Agency (EPA) developed the "Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers - Benthic Macroinvertebrates and Fish" (RBP) (PLAFKIN *et al.* 1989). The RBPs are recommended methods for sampling macroinvertebrates, fish, and habitat quality in nontidal streams. All of the MACS Workgroup States use these methods to varying degrees in their biological monitoring programs.

The Atlantic coast from Massachusetts to Georgia contains portions of the Middle Atlantic Coastal Plain Ecoregion (OMERNIK 1987) (Figure 1). This ecoregion is characterized by flat terrain, nontidal wetlands, agricultural land use, and scattered small (< 10,000 people) to medium (10,000-100,000 people) sized towns and cities. The RBP sampling methods were developed for streams with a sufficient gradient to produce shallow riffles. In contrast, streams of the coastal plain typically have velocities less than 0.5 fps, sandy or muddy substrates, and few riffle areas. In a Statewide survey in Delaware, 5 percent of 116 sites surveyed in the coastal plain had riffle habitats. Thus, a large proportion of these streams cannot be assessed using the RBP methods. An alternative approach to macroinvertebrate sample collection and habitat assessment was needed.

Coastal plain streams have received relatively little attention from scientists, the public, and government agencies. For two centuries, ditches have been constructed throughout the region to drain freshwater wetlands and promote development. Understanding the ecological condition of these systems has been secondary to their continued use as drainage systems. Further, most major point sources in the region discharge to tidal waters and large rivers. Thus, the attention placed on the control of point sources by the Clean Water Act has directed attention away from nontidal streams.

It is difficult to draw attention to an aquatic resource with limited direct human use. Swimming and fishing are obviously limited, especially in the small headwater streams that dominate the resource, and nontidal streams are not used extensively as a drinking water source in the coastal plain. The value of coastal plain streams and adjacent wetlands to downstream water quality (e.g., ponds, estuaries) and groundwater quality are not easily quantified by scientific research or understood by the general public. Lastly, coastal plain streams are difficult to access and use for recreation and scientific study. They often have soft muddy bottoms and are surrounded by wetlands making them difficult to traverse on foot. Abundant snags make even larger streams difficult to canoe or kayak and they often have braided channels or lack a defined channel altogether.

Coastal plain streams have extensive riparian wetlands and contain a diverse community of aquatic and terrestrial organisms. These forested wetlands provide additional habitat for aquatic life during high flow periods and benefit water quality by attenuating flood flows and removing suspended and dissolved contaminants. These stream and wetland complexes often constitute the largest contiguous natural areas that remain relatively undisturbed in the region. MITSCH and GOSSELINK (1993) have prepared a summary of the physical, chemical, and biological functions of riparian and forested wetlands and associated nontidal streams. BECKER and NEITZEL (1990), HACKNEY, ADAMS, and MARTIN (1992), and ROSENBERG and RESH (1993) have prepared contemporary summaries of the physical, chemical, and biological characteristics of coastal plain streams.

Coastal plain streams have undergone and will continue to undergo changes that profoundly affect their ecological condition. Standardizing sampling methods and data reporting will promote the collection of data to better understand these streams. The data will be used to better manage the many land use activities that affect these important and little understood aquatic resources.

### 1.1 *Mid-Atlantic Coastal Streams (MACS) Workgroup*

The MACS Workgroup was established to promote the transfer of data and information on coastal plain streams between biologists of the Mid-Atlantic region. The MACS Workgroup first met in November 1990, and currently meets approximately once per year. The responsibility for managing Workgroup activities is shared by

different Workgroup members depending on interest and expertise. The MACS Workgroup has identified the following priority subject areas:

- macroinvertebrate collection procedures
- habitat assessment procedures
- macroinvertebrate sample processing
- macroinvertebrate data analysis (i.e., metrics)
- reference site selection
- fish assessment procedures
- database management
- quality assurance

The development of standard methods for the collection of macroinvertebrate and habitat data was selected as the Workgroup's highest priorities, and are the subject of this document. This document also provides standard procedures for producing quantitative measures (i.e., metrics) of the macroinvertebrate community and habitat quality. Fish assessment procedures will follow the implementation of procedures for macroinvertebrates and physical habitat. The Workgroup determined that habitat assessment procedures should include criteria for assessing overall habitat conditions to support both macroinvertebrates and fish.

The MACS Workgroup concluded that procedures should build upon existing protocols and should involve as many States, EPA Regions, and other government agencies as possible. This effort focused on the modification of established procedures. Procedures developed by EPA (PLAFKIN *et al.* 1989) were first modified for use in the coastal plain and then tested by the Workgroup through targeted studies. The technical basis for these methods and the results of Workgroup testing efforts are presented in Appendix B.

## 1.2 Uses of these Methods

The methods described in this document are designed for wadable nontidal streams of the Middle Atlantic Coastal Plain ecoregion (Figure 1). These stream typically have velocities less than 0.5 fps and lack riffles. The methods are best suited for perennial streams with a confined channel although braided channels or wetland areas may also be assessed using these methods. They are applicable to the wide range of habitat conditions found in coastal plain streams from undisturbed streams in wooded floodplain areas to channelized streams with little or no riparian buffer zone.

These methods produce data and information on overall biological and habitat conditions. They are most applicable where semi-quantitative information on biological and physical habitat condition is desired. Because the methods are relatively rapid, they allow for the collection of information in a short period of time, usually less than 1 hour per site. They are generally used (1) to assess overall ecological condition and (2) as a screening tool to determine the need for more detailed information. These methods are designed to address the following assessment objectives:

- regional assessment
- status and trends assessment
- assessment of diffuse pollution sources (e.g., nonpoint sources)
- preliminary assessment (screening) of specific pollution sources (e.g., point sources)

The results of these assessments support a wide range of regulatory and non-regulatory activities. They provide the basis for (1) assessing and reporting aquatic life use support under Sections 303(d) and 305(b) of the CWA, (2) the impacts of nonpoint source pollution under Section 319 of the CWA, and (3) the review of permit requirements under the National Pollution Discharge Elimination System (NPDES). Section 303(d) requires States to prepare total maximum daily loads (TMDL) for waters that do not meet water quality standards. EPA guidance recommends the use of both chemical and non-chemical stressors as the basis for 303(d) listing of waters (USEPA 1994). Hydromodification, such as stream channelization and the degradation of physical habitat, is an example of a non-chemical stressor specified in EPA guidance. The habitat data produced with these methods can be used to prepare "habitat TMDLs" for specific waterbodies or watersheds.

Additional information on the uses of biological and physical habitat assessments are contained in EPA guidance (USEPA 1996; BARBOUR and STRIBLING 1991; USEPA 1991; PLAFKIN *et al.* 1989).

## 2.0 General Provisions

### 2.1 Assessment Area (AA)

The assessment area (AA) for sampling macroinvertebrates and collecting habitat data is a discrete 100 meter segment of a stream channel. This distance is estimated visually, although specific gear may be used to precisely measure channel length (e.g., tape measure, hip-chain). Macroinvertebrates are collected throughout the 100 meter AA while habitat measurements are taken for the assessment area as a whole. The 100 meter AA should contain no major tributaries and should be homogeneous with regard to habitat conditions.

The AA is visually inspected before sampling to ensure that land use and hydrologic conditions exist to meet the study objectives. Watershed land use (e.g., agriculture, urban, forest, wetlands) and human activities immediately adjacent to or upstream of the assessment area (e.g., industrial/commercial operations, feedlots, disposal sites, power lines) are useful in site selection and data analysis. Separate collections are taken above and below point sources, bridges, or major tributaries if the study objective is to evaluate their affect on stream conditions. Information is often available from files, GIS databases, reports, aerial photos, or maps before visual inspection in the field.

### 2.2 Site Selection and Sampling Period

These methods are best suited to wadable streams with a defined channel. Coastal plain streams are often surrounded by extensive wetland areas and have braided channels particularly during high flow conditions. The movement of water out of the main channel and into the floodplain during rainfall events is characteristic of these streams. Sampling in the main channel reduces data variability associated with fluctuating water levels. Sampling during low flow conditions facilitates the identification of the main channel and maximizes the abundance of organisms collected.

Access to these streams is often difficult. There are often long distances between access points (e.g., roads and bridges) in this sparsely populated region. There are often extensive wetlands adjacent to these streams making the main channel difficult to access. For these reasons, road crossings are often used as the primary access point. Because roads are often public property, they provide legal access to the streams. It is advisable to inform nearby residents before entering these streams.

The following factors are considered when using road crossings as the point of access for coastal plain stream assessments. Vegetation is often cleared along roadways. Therefore, habitat and biological conditions adjacent to roads may be different than conditions 50-100 meters from roads. Cultural practices along roadways (houses, yards, commercial operations, etc.) and the road itself (e.g., stormwater, illicit discharges) may adversely impact stream quality. Road crossings often direct flow into a defined channel downstream and impound water upstream. When sampling below a road, collections should begin far enough downstream to ensure completion of the assessment before reaching the road.

Beaver activity is common in coastal plain streams. Areas immediately above beaver dams may be difficult to sample due to deep water. The assessment area should be homogeneous with regard to beaver activity and its effect on stream flow and depth. Evidence of beaver activity (lodges, cuttings) is recorded on the Habitat Assessment Field Data Sheet.

### 2.3 Sampling Reference Sites

The sampling of least impaired reference sites provides the basis for comparison with test sites, and is used to prepare percent of reference estimates using EPA methods (PLAFKIN *et al.* 1989). To minimize temporal variability, assessments at reference sites are completed during the same period that collections are made at test

sites. To minimize the variability associated with any one reference site, at least three reference sites are sampled from which mean metric values are determined.

#### 2.4 *Natural Acidity*

Coastal plain streams are often naturally acidic due to the high concentration of humic and fulvic acids found in the water draining swamp soils. The pH of these streams most often ranges from 3.5 to 7.5. Macroinvertebrates begin to show the adverse effects of low pH at pH 5.5. ROSENBERG and RESH (1993) have assembled pH tolerance data on over 300 macroinvertebrate species found in North America. Table 1 summarized the number of species within each of the major Phyla that are tolerant at four levels of pH. The true flies (Diptera) are the most sensitive to extremely low pH levels (below 5.0) while the mayflies (Ephemeroptera) are the most sensitive to moderately low pH levels (5.0-6.0). The caddisflies (Trichoptera) and stoneflies (Plecoptera) are also sensitive to low pH. The pH of coastal plain streams should be considered in both study design and data analysis.

Table 1. Number of macroinvertebrate species, by Phylum, in North American streams sensitive within four pH categories (modified from ROSENBERG and RESH 1993).

Phylum	> 5.5	5.5-5.0	5.0-4.7	< 4.7	Totals
Diptera	9	3	34	41	87
Ephemeroptera	21	20	9	13	63
Trichoptera	1	10	7	33	51
Mollusca	8	5	11	0	24
Plecoptera	0	8	0	14	22
Oligochaeta	0	0	7	5	12
Hirudinea	4	1	6	0	11
Crustacea	3	3	2	1	9
Odonata	0	0	5	2	7
Megaloptera	0	0	1	2	3
Turbellaria	0	2	0	0	2
Hemiptera	0	0	2	0	2
Coleoptera	0	0	1	0	1
Other Phyla	0	1	2	1	4
Totals	46	53	87	112	298

#### 2.5 *Flow Regime*

These methods are designed for use in perennial streams with persistent base flow to support aquatic organisms. They should not be used for intermittent streams that experience regular desiccation during part of the year.

The movement of water is an important physical factor affecting the macroinvertebrate community in nontidal streams. The velocity of these streams is typically low (< 0.5 fps) or non-detectable (< 0.05 fps) and varies spatially and temporally. The flow regime is often spatially diverse as water moves around snags and aquatic plants. Macroinvertebrate collections are made in both slow and fast moving areas. A flow measurement is taken to provide standardized measures of channel width, depth, and flow. The flow data assists in the interpretation of the macroinvertebrate and habitat data. These methods are most suitable to coastal plain streams that have a defined channel indicating that there has been sufficient flow and velocity to maintain a permanent channel.

#### 2.6 *Tidal Influence*

Aerial photos and USGS topographic maps (1:24,000 scale) are useful in determining the proximity of sampling locations to tidal waters. However, it is difficult to determine the extent to which sampling sites located

near tidal waters are affected by fluctuating water and chloride levels. Dams or other structures that control the movement of tidal water are common in the region and can be used to determine that areas upstream of these structures are nontidal. Long-term chloride or conductivity data may be available on larger streams but are generally lacking on smaller tributaries. High conductivity readings (e.g., > 1000 umhos) taken during biological surveys may indicate tidal influence. Wetland maps (e.g., National Wetland Inventory, US Fish and Wildlife Service) provide an estimate of the location of the head-of-tide using the wetland classification (e.g., tidal vs. nontidal) information.

## 2.7 *Replication*

Replicates should be collected periodically to define site variability and refine collection techniques. At least three separate macroinvertebrate collections should be made while moving progressively upstream. Habitat quality should be similar for each replicate sample. Replicate habitat assessments by different investigators should be done periodically to identify inconsistencies in scoring and to define data variability. Where two or more investigators are assessing a particular site, each investigator should record habitat scores separately. It is recommended that 5-10 percent of the assessments completed using the MACS Workgroup method include replicate collections.

Additional 100-organism subsamples (i.e., subsampling replicates) are recommended to build a data set on the effect of subsample size on biological metrics and RBP scores. It is recommended that a second 100-organism subsample be processed for 5-10 percent of samples collected in a survey.

## 2.8 *Sampling Season*

No single season for sampling was selected by the Workgroup. Delaware prefers the Fall season, North Carolina prefers the Winter and Spring seasons, while Maryland prefers the Fall and Spring seasons. Summer is the least desirable season due to a lower diversity of aquatic invertebrates. Summer sampling is also more difficult than other seasons due to the abundance of algae at sites that lack canopy (algae makes sample processing more difficult, time consuming, and variable) and due to the heat in the Southern portions of the ecoregion (daytime air temperatures often exceed 35 degrees C, 95 degrees F). Fall, Winter, and Spring are the preferred seasons for sampling in the Mid-Atlantic Coastal Plain region.

## 3.0 **Macroinvertebrate Assessment**

### 3.1 *Field Collection*

#### 3.1.1 *Equipment*

The 1-foot wide D-frame dip net (Forestry Suppliers, Inc., item # 53755) is the recommended collection device. This net has a mesh size of 650 mm and has heavy canvas sides to protect the mesh from tearing when jabbed in snags. A 600 µm sieve bucket (Wildco, Inc., wash bucket for littoral samples, item # 190) is also recommended. The smaller sieve size for the bucket is used to ensure that animals are not lost in the bucket during sample cleaning. Other dip-nets with similar dimensions and mesh sizes may also be used. Users should document the exact sieve sizes of their dip net and sieve bucket.

The 600 µm sieve is traditionally used by freshwater biologists interested in macrobenthos. Smaller sieve sizes are used for more intensive surveys where there is interest in collecting early instars and members of the Diptera and Oligochaeta groups. These groups require significantly greater effort and expertise in sorting and taxonomic identification and are subject to data quality problems. While these groups are an important and often dominant component of the overall community, the larger representatives within these groups provide sufficient information on community composition.

The following equipment is required for the collection of macroinvertebrates in the field:

- aquatic dip net: D-frame; 0.3 meter width (1 foot); 650  $\mu\text{m}$  mesh
- sieve bucket; 600  $\mu\text{m}$  mesh
- 90 percent ethanol
- rose bengal dye (optional)
- forceps
- storage container (1 liter)

### 3.1.2 *Sampling Technique and Level of Effort*

Macroinvertebrate collection consists of jabbing the D-net 20 times in productive habitats. A single jab consists of aggressively thrusting the net into the target habitat for a distance of approximately 1 meter; i.e. the distance the net can be swept while standing in one place. This initial "jab" is followed by 2-3 sweeps of the same area to collect dislodged organisms. This level of effort represents a sample area of approximately 6.2 meters<sup>2</sup>. The following techniques are recommended for sampling the three major productive habitats in coastal plain streams.

woody snags - Snags, or submerged woody debris, are sampled by jabbing in medium sized snag material (sticks and branches). Large material (e.g., logs) may be sampled by scraping the net along the surface. The snag habitat may be kicked first to dislodge organisms.

banks - Stream banks with roots and snag material are sampled similar to snags. Vegetated banks are preferred over unvegetated banks. The bank habitat may be kicked first to dislodge organisms.

submerged macrophytes - Submerged macrophytes are sampled in deep water by drawing the net through the vegetation from the bottom to the surface of the water. Macrophytes in shallow water are sampled by bumping the net along the bottom in the macrophyte bed.

Macroinvertebrate collections are made while moving progressively upstream to avoid low visibility caused by sediment resuspension. Collections are made in all available velocity conditions and stable habitats found in the AA. Streams with hard substrates are easily sampled by wading throughout the stream. Streams with soft substrates may be sampled by wading along the shallow edge of the stream or by standing on the bank out of the stream channel. The collection method is not designed to be used from a boat.

Sampling of the channel bottom (sand, mud, and detritus) should be avoided as much as possible. These habitats are relatively unproductive, and sampling them often results in large quantities of fine material in the sample that adds considerably to processing time and expense. For the same reason, the collection of algae should be minimized. Productive habitats along muddy bottoms can be effectively sampled by bumping the net along the bottom rather than dragging the net through the substrate.

The sample is transferred to the sieve bucket by banging the net over the bucket opening or by inverting the net into a partially submerged bucket. Samples are transferred from the net to the sieve bucket after each jab. Clogging results in diversion of water and sample material around the net rather than through the net. If clogging occurs, the sample in the net is discarded and collection for that portion of the sample redone.

After the 20 jabs are transferred to the sieve bucket, the sample is "cleaned" in undisturbed stream water to remove fine material and large debris. The bucket is allowed to fill with water and the sample gently mixed by hand and sieve several times to remove fine sediment. Large debris (e.g., sticks and leaves) are collected, swirled in the bucket, and inspected. Animals on the debris are placed back into the bucket and the debris is discarded. Small pieces of debris are not inspected. The sample is transferred to a labeled storage container and preserve in 90-100 percent ethanol. (The water in the sample will dilute the ethanol concentration to the desired level of 70-80 percent.) Forceps may be used to remove animals from the sieve bucket screen. The collection should result in no more than 1 liter of sample; animals and detritus.

### 3.1.3 Proportional Sampling of Productive Habitats

Collections are made in the following three target habitats. These habitats were selected because they are the most productive for macroinvertebrates and are common in the coastal plain streams. No single habitat was selected because no one habitat is found at all sites. Unshaded channelized streams have no woody snags while wooded reference sites have few macrophytes.

- banks
- woody snags (branches and sticks)
- submerged macrophytes (all species)

The locations of the 20 jabs are selected according to the proportion of these habitats present in the assessment area. This standardizes the selection of habitats to be sampled. For example, if the site is wooded and 50 percent of the stable habitat is along the banks and 50 percent is in the snags, then 10 jabs (50 percent) are located in the banks and 10 jabs (50 percent) are located in the snags. If the site is adjacent to an open field and 50 percent of the productive habitat is along the banks and 50 percent is in submerged macrophytes, then 10 jabs are located in the banks and 10 jabs are located in the macrophytes. If the site is wooded along one side and open on the other, 10 jabs are located in the snags along the wooded side and 10 jabs are located in the macrophytes along the open side. The investigator records the proportion of stable habitats sampled on the Habitat Assessment Field Data Sheet (Appendix A).

Relatively unproductive habitats such as sand, mud, and filamentous algae are not sampled. Riffles may be found in the assessment area but are also not sampled due to their rarity throughout the coastal plain region. The sampling of rare habitats, such as riffles, would confound the comparison of the results with sites that do not contain these rare habitats. Where there is interest in assessing the community of rare habitats, these habitats should be sampled and processed separately from those collected using the Workgroup method.

### 3.1.4 Quality Assurance

Investigators using these methods must be trained field biologists and must be experienced in nontidal stream assessments and stream ecology. Investigators must have been trained by a Workgroup member to draw direct comparisons between their data and data collected by the Workgroup. At least one person in each field crew must be trained in these methods. These methods are not designed for use by non-biologists. Methods for sampling macroinvertebrates by non-biologist and citizen monitoring groups have been developed by USEPA (USEPA 1995a).

It may be desirable to conduct more intensive collections including (1) additional levels of effort, (2) the use of other collection techniques and equipment, and (3) the evaluation of rare habitats. In these cases, collections using the MACS Workgroup method are preserved and processed separately from more detailed collections to ensure data quality. Investigators are encouraged to conduct more detailed collections in order to evaluate results using the MACS Workgroup methods.

## 3.2 Sample Processing

Specific procedures for sample processing vary between the States and are not presented here. The following is a summary of the important elements of sample processing and quality assurance adopted by the States to ensure data quality and comparability. A single 100-organism subsamples is produced for each sample and processed to the genus level of taxonomy. Where additional levels of subsampling effort (e.g., 200, 300, etc.) are required, the results are reported separately for each 100-organism subsample.

### 3.2.1 Sorting

Sample sorting is done in the laboratory. The content of the sample is transferred to a No.30 sieve (600 micron) to wash the sample to remove fine sediment, dehydrate the organisms, and remove large debris (e.g., sticks, leaves, and pebbles). The cleaned sample is then distributed evenly in one or more gridded sorting pans.

Grids are randomly selected and sorted using standard procedures generally following those described by USEPA (PLAFKIN *et al.* 1989). This process is repeated until at least 100 animals have been removed from the sample. Organisms are stored in glass vial preserve in 70-80% ethanol. Sorted detritus and the remaining unsorted material are stored in 70-80% ethanol for QA analysis.

The sorting is done without the aid of magnification. Empty shell, cast skins, colonial groups (Bryozoans and Porifera), vertebrates, terrestrial organisms, and semiaquatic invertebrates are not removed. Both larvae and pupae are removed. The organisms sorted are whole organisms of sufficient size and condition to allow for taxonomic identification to the genus level.

### 3.2.2 Taxonomic Identification

Organisms are identified to lowest practicable taxonomic level, generally species for most groups, and counted. The Workgroup has established the genus level as the minimum level of taxonomy for MACS Workgroup projects, although this level may not be achievable on selected organisms due to size and condition. Metric calculations are made at the genus level to minimize data variability due to taxonomy. Midges (family Chironomidae) and Oligochaetes are mounted on slides for identification. A confidence code (e.g., A, B, C) using EPA's BIOS database system is recorded for each identification. The taxonomic keys used by each State are listed in Table 2.

Table 2. Taxonomic keys used by the Workgroup States, by taxonomic group; Insecta (I), other Arthropoda (A), Chironomidae (C), Mollusca (M), and Oligochaeta (O); principle (1) and secondary (2) keys (citations, page 24).

	DE	MD	SC	NC	NJ	VA
BRIGHAM <i>et al.</i> 1982			I-2	I-1		
BRINKHURST 1986			O-1	O-1		
EPLER 1992			C-1			
HILSENHOFF 1975 (revised)	I-2					
MERRITT and CUMMINS 1996	I-1	I-1	I-1		I-1	I-1
MOZLEY 1980 (revised)				C-2		
NEDHAM and WESTFALL 1954				I-2		
PECKARSKY <i>et al.</i> 1990		A,M,O-1				
PENNAK 1989	A,M,O-1		A,M-1		A,M,O-1 I-2	A,M,O-1 I-2
SCHUSTER and ETNIER 1978				I-2		
SIMPSON and BODE 1980	C-1					
STEWART and STARK 1988				I-2		
USEPA (BURCH) 1982	M-2		M-2	M-1		
USEPA (BROWN) 1976				I-2		
USEPA (HOBBS) 1976				A-1		
USEPA (WILLIAMS) 1976				A-1		
USEPA (BURCH) 1973				M-1		
USEPA (MASON) 1973					C-1	
WARD and WHIPPLE 1966					A,M,O-2 I-2	
WIEDERHOLM 1983		C-1	C-2	C-1		
WIGGINS 1977		I-2		I-2		

### 3.2.3 Quality Assurance

The following is a summary of QA objectives used by the Workgroup States. Specific QA procedures and thresholds are defined by each State and are not summarized here.

### QA Objective #1 - Sorting

Procedures are established to ensure that all of the proper organisms have been removed for identification. This QA check is performed by a second sorter using one of three options.

Option 1 - Sorted grids are checked by a second sorter immediately after sorting to ensure that a prescribed level of quality (e.g., # of organisms, % of total, etc.) has been achieved. At least three grids in each sample are checked by the second sorter. QA is determined by counting the number of animals found by the second sorter. The principle limitation of this option is that the sorting cannot be checked again after the sample processing is completed.

Option 2 - A grid separator (e.g., open-ended box the size of a grid square) is used to remove all of the material from a selected grid without disturbing the rest of the sample. These "subsamples" are selected randomly, removed, and sorted until at least 100 organisms have been counted. The remaining detritus from the sorted subsamples is retained and checked by the QA sorter. QA involves resorting the sorted detritus to determine whether a prescribed threshold (number or percent of organisms missed) has been achieved. A subsampling device has been designed for this purpose (Larry Caton, Oregon Department of Environmental Protection, Portland, OR).

Option 3 - All the organisms are removed from the sample. The random selection process is then performed using the sorted animals. The remaining detritus is retained for QA analysis. QA involves resorting the remaining detritus to determine whether a prescribed threshold (e.g., number or percent of organisms missed) has been achieved. The principle limitation of this option is that this "whole picking" of samples is time consuming since samples often contain over 1000 organisms.

### QA Objective #2 - Enumeration

The number of organisms identified by the taxonomist is compared to the number of organisms sorted by the sorter. The sample passes this QA check if the two numbers are within a prescribed threshold (e.g., 5 percent) of each other. This QA procedure ensures that organisms sorted are not lost and that each sample contains at least 100 organisms. This QA check is performed by the taxonomist.

### QA Objective #3 - Nontarget Material

The taxonomist records and discards pieces of nontarget material in the sorted sample. The sample passes this QA check if the sorted sample contains fewer than a prescribed threshold (e.g., 5 percent) of nontarget material. This QA procedure ensures that the sorted sample does not include a large amount of nontarget material (e.g., empty shells, seeds, other detritus).

### QA Objective #4 - Taxonomy

Procedures are established to evaluate the quality of the taxonomy. This QA check is performed by a second taxonomist. Taxonomy is checked using one of the following two options. Option 2 is preferred, particularly for large numbers of samples in a survey. For both options, the taxonomy passes the QA check if a prescribed percentage (e.g., 90%) of the identifications are the same at the genus level between the original taxonomist and the QA taxonomist.

Option 1 - At least 10% of the samples are identified again by the QA taxonomist. Samples selected for QA should include at least 25% of the taxa identified in the study.

Option 2 - The original taxonomist prepares a reference (i.e., voucher) collection for all of the samples processed for a particular survey. The reference collection will contain at least one representative of each taxon identified. The collection is then identified by the QA taxonomist. Where errors are identified, corrections are made to the reference collection and to the sample data.

### 3.3 Data Management

#### 3.3.1 Sample Size

The data are evaluated to ensure that each sample contains a minimum of 100 organisms. Every attempt is made to sort at least 100 organisms from each sample. Samples with a high abundance of organisms in the final sorted sample (e.g., 150-200 organisms) have a higher incidence of rare taxa than samples with the target abundance (e.g., 100 organisms). This could produce differences in metric values due to differences in abundance rather than differences in community structure and composition. A random number generator is used to eliminate organisms from the taxa list down to 120 organisms before calculating metrics. Therefore, all samples will have 100-120 organisms before calculating metrics.

#### 3.3.2 Metrics

Metric calculations are made on samples with 100-120 organisms. Metrics are not calculated on samples with fewer than 100 organisms. The raw biological data are reported in standard spreadsheet format with the organism names listed in rows and the number of individuals in each sample listed in columns. The data are then reduced to metrics using the following procedures. Table 3 summarizes the metrics used by the MACS Workgroup States in the coastal plain.

**Taxonomic Richness** - The total number of unique taxa in the sample. Metric values decrease as water quality and habitat quality decrease. Values have no limits.

**EPT Richness** - The total number of unique taxa in the Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera orders. Metric values decrease as water quality and habitat quality decrease. Values have no limits.

**% EPT Abundance** - The percent of the organisms in the sample that are EPTs. Metric values decrease as water quality and habitat quality decrease. Values range from 0 to 100.

**% Chironomidae** - The percent of the organisms in the sample that are in the family Chironomidae. Metric values increase as water quality and habitat quality decrease. Organic pollution results in a loss of EPTs and an increase in the abundance of these organisms. Values range from 0 to 100.

**% Dominant Taxon** - The percent of the total abundance that is a single taxon. Metric values increase as water quality and habitat quality decrease. A community dominated by a single taxon is indicative of anthropogenic stress. Values range from 0 to 100.

**Hilsenhoff Biotic Index (HBI)** - A tolerance value is given to each genera and summed for the assemblage as a whole using the following equation. Metric values increase as organic pollution increase. Values range from 0 to 10. The USEPA has prepared a list of tolerance values for calculating the HBI (USEPA 1990).

$$HBI = \sum x_i t_i / n$$

where:

$x_i$  = number of individuals within genera  $i$

$t_i$  = tolerance value for genera  $i$

$n$  = total number of organisms in the sample

**North Carolina Biotic Index** - Same as HBI above using tolerance values developed by the North Carolina Department of Environmental Management.

**Community Loss Index (CLI)** - A measure of the dissimilarity between a test site and a reference site (PLAFKIN *et al.* 1989). Metric values increase as biological impairment (i.e., dissimilarity with the reference) increase. Values have no limits.

$$CLI = a - c / b$$

where:

- a = number of genera in reference sample
- b = number of genera in test sample
- c = number of genera common to both samples

% Non-Insect - The percent of the organisms in the sample which are not insects. Assemblage dominated by snails, worms, leeches, water mites, and other non-insects are generally more pollution tolerant than assemblage dominated by insects. Used principally to assess severe impairment. Values range from 0-100.

The MACS Workgroup is presently evaluating these and other metrics for use in the coastal plain. coastal plain streams naturally have a lower richness and abundance of EPTs than steeper gradient streams with riffle habitats. In addition, the tolerance values used to calculate the HBI may be inappropriate for streams that are naturally depositional and high in particulate and dissolved organic matter. Future updates of these methods will include the results of this analysis.

Table 3. Biological metrics used by the Workgroup States in the coastal plain.

Metric	DE	MD	SC	NC	NJ	VA
Taxonomic Richness (TR)	X	X	X	X	X	X
EPT Richness (EPT)	X	X			X	X
% EPT Abundance (%EPT)	X	X			X	
% Chironomidae (%C)	X					
% Dominant Taxon (%DT)	X	X			X	X
Hilsenhoff Biotic Index (HBI)	X	X			X	X
North Carolina Biotic Index (NCBI)			X	X		
Community Loss Index (CLI)		X				X
% non-insect (%NI)		X				

## 4.0 Habitat Assessment

The habitat assessment is done after the macroinvertebrate collections have been made so that the investigator can consider the knowledge gained during the macroinvertebrate collection in the habitat assessment. If a macroinvertebrate collection is not made, the investigator walks the entire 100 meter assessment area (AA) to characterize the instream and shorezone habitat conditions.

### 4.1 Field Collection

#### 4.1.1 Equipment

The following equipment is required:

- dissolved oxygen meter
- pH meter
- conductivity meter
- thermometer
- Habitat Assessment Field Data Sheets (Appendix A)
- velocity meter
- tape measure
- camera (35 mm) and slide film

#### 4.1.2 Visual Scoring of Habitat Quality

The seven parameters used to score habitat quality are described below. The data sheet used to score each parameter in the field is presented in Appendix A. Each parameter has a maximum of 20 points. The total score for each site is determined by adding the points for all parameters; maximum total score possible is 140 points. For selected parameters, left and right banks are scored separately. The parameters are divided into the following groups.

**General Characteristics** - the overall physical configuration of the stream with regard to the degree of channelization and frequency of bends. One parameter, total of 20 points.

**Instream Measures** - habitat conditions within the water column. Two parameters, total of 40 points.

**Stream Bank Measures** - habitat conditions along the stream bank where the water surface meets land. Two parameters, total of 40 points.

**Riparian Zone Measures** - habitat conditions next to the stream within a distance of 18 meters (60 feet). Two parameters, total of 40 points.

Scoring is done for each parameter by first selecting one of four assessment categories (“excellent”, “good”, “fair”, “poor”) using the scoring criteria. A specific numerical score within the category is then selected using best professional judgment. The range of scores for each parameter are summarized in Table 4. Guidance on the scoring of each habitat parameter follows. A summary of the habitat assessment scoring criteria appears in Table 5.

Table 4. Habitat parameter scoring ranges; (L) left and (R) right bank while looking downstream; N/A -not applicable, no scoring in this category.

	Excellent	Good	Fair	Poor
<b>General Characteristics</b>				
1. channel modification	20-16	15-11	10-6	5-0
<b>Instream Measures</b>				
2. instream habitat	20-16	15-11	10-6	5-0
3. pools	20-16	15-11	10-6	5-0
<b>Stream Bank Measures</b>				
4. bank stability (L)	10-9	8-6	5-3	2-0
bank stability (R)	10-9	8-6	5-3	2-0
5. bank vegetative type (L)	10-9	8-6	5-3	2-0
bank vegetative type (R)	10-9	8-6	5-3	2-0
<b>Riparian Zone Measures</b>				
6. shading	20-16	15-11	N/A	5-0
7. riparian zone width (L)	10-9	8-6	5-3	2-0
riparian zone width (R)	10-9	8-6	5-3	2-0

##### 1. Channel Modification

This parameter is a measure of the degree to which the stream channel has been modified or engineered by man. Scoring is based upon the extent of channelization and the frequency of bends. Sites are first separated into two groups, “excellent/good” or “fair/poor”, based upon the degree of channelization. The category is then determined by the frequency of bends. Each assessment category is described below.

“Excellent”	natural channel, bends frequent, good diversity of runs and bends
“Good”	natural channel, bends infrequent, mostly straight channel
“Fair”	channelized, bends present or stream meanders within a defined channel
“Poor”	channelized, bends absent, straight channel

Natural channels in the coastal plain include both streams that show no evidence of channelization as well as old channelized streams that have not been reconstructed or substantially altered in the last 30-50 years. Judgment is used to determine if the channel has recently been channelized. The height of the trees along the stream bank may be used to estimate the length of time since channelization. Channels with trees greater than 30-40 feet in height generally have undergone limited alteration in the last 30-50 years. The presence of large trees along the stream bank is not, by itself, an indicator of the degree of channel modification. Some natural channels do not have large trees (e.g., emergent wetland area or mowed yards) while recently channelized streams may have large trees (e.g., selected cutting). The determining factor for scoring this parameter is evidence of recent (within the last 30-50 years) alteration.

For example, a stream that shows evidence of channelization but has reverted to a natural condition with mature trees is scored in either the "excellent" or "good" category. A channelized stream with water meandering through vegetation is scored in the "fair" category. A channelized stream with little or no meandering through vegetation is scored in the "poor" category.

## 2. *Instream Habitat*

This parameter is scored based upon the diversity and abundance of stable habitats available to the aquatic community. Sites are first separated into two groups, "excellent/good" and "fair/poor", based upon the number of types of stable habitats present in the assessment area (diversity), then separated within each group based upon the percentage of the channel that contains stable habitats (abundance). Each assessment category is described below.

"Excellent"	3-4 habitat types, > 50% coverage
"Good"	3-4 habitat types, < 50% coverage
"Fair"	1-2 habitat types, > 50% coverage
"Poor"	1-2 habitat types, < 50% coverage

Habitat diversity is measured by counting the number of stable habitat types present in the assessment area. Stable habitats include snags, riffles, vegetated banks, and macrophytes. Both common and rare habitats are included. Habitat abundance is then determined by estimating whether less than or more than 50 percent of the stream channel is covered by all stable habitats.

For example, a channel with a sand or mud bottom and only stable habitats along the bank would have less than 50 percent stable habitats. This site would be scored "good" if there were 3-4 habitat types present and "poor" if there were 1-2 types present. A site with snags (wooded) or macrophytes (open) throughout the channel would have greater than 50 percent stable habitat. This site would be scored in the "fair" category if there were 1-2 stable habitat types and "excellent" if there were 3-4 types. Sites with 1-2 stable habitat types and less than 50 percent coverage in the channel would be scored in the "poor" category.

## 3. *Pools*

This parameter is scored based upon the diversity and abundance of pools present in the AA. Sites are first separated into two groups, "excellent/good" and "fair/poor", based upon the variety of pool depths, then separated within each group based upon the abundance of pools. Each assessment category is described below.

"Excellent"	deep and shallow pools, > 5 pools
"Good"	deep and shallow pools, < 5 pools
"Fair"	only shallow pools, > 5 pools
"Poor"	only shallow pools, < 5 pools

A pool is defined as any area that is at least one foot deeper than the prevailing depth. A "deep" pool is more than 2-3 feet deeper than the prevailing depth while a "shallow" pool is 1 foot deeper than the prevailing depth. Pools are abundant if there are more than 5 pools within the assessment area while pools are rare if there are fewer than 5 pools. Pool diversity and abundance are estimated based upon the knowledge gained while collecting

macroinvertebrates.

For example, a site with a mixture of deep and shallow pools would be scored in either the “excellent” or “good” categories. Sites with an abundance of shallow pools would be scored in the “fair” category while sites which are uniformly shallow are classified in the “poor” category. Streams which are uniformly deep (>3-4 feet) are generally not wadable but would be scored in the “good” category if sampled for macroinvertebrates along the stream edge or bank.

#### 4. Bank Stability

This parameter is scored by estimating the percentage of the stream bank that shows evidence of recent erosion or bank failure. Left and right banks are scored separately. Each assessment category is described below.

“Excellent”	very stable, no evidence of erosion
“Good”	stable, areas of erosion mostly healed over
“Fair”	unstable, 5-10% bank shows erosion
“Poor”	very unstable, > 10% bank shows erosion

Evidence of erosion is indicated by exposed soil that shows recent scouring, disturbance, or failure. Exposed unvegetated stream banks during low flow conditions or hard packed mud banks in heavily wooded sites are considered stable. The percentage of stream bank eroded is estimated by visual inspection of both banks.

For example, wooded sites with exposed mud banks at low flow and no active erosion are scored in the “excellent” category. Sites that show evidence of erosion that has mostly healed over with vegetation are scored in the “good” category. Banks hardened with rocks or concrete are considered stable and in the “excellent” category although they may show evidence of erosion at the edges of these areas. A stream with more than 10 percent of the banks showing evidence of active erosion (bare soil) is scored in the “poor” category.

#### 5. Bank Vegetative Type

This parameter is scored by determining the dominant type of vegetation along the stream bank. Left and right banks are scored separately. Each assessment category is described below.

“Excellent”	dominant vegetation is shrubs
“Good”	dominant vegetation is trees
“Fair”	dominant vegetation is grasses and herbaceous plants
“Poor”	< 25% of the bank vegetated

The dominant type of vegetation is determined by the area of the stream bank covered by one of three types of vegetation; trees, woody shrubs, and herbaceous plants. Herbaceous plants include grasses and other vegetation that exist only during the growing season. Each stream bank is scored separately; left and right banks are determined while looking downstream.

For example, streams with large mature trees along the bank and a thin understory (i.e., few shrubs) are scored in the “good” category. Sites with a thick growth of shrubs along the bank and scattered trees are scored in the “excellent” category. Open channels with little or no canopy and a thin covering of herbaceous vegetation are scored in the “fair” category. Channels that have more than 50 percent of the bank with exposed soil, rip-rap, concrete, or gabions are scored in the “poor” category.

#### 6. Shading

This parameter is scored by estimating the percent of the water surface that is shaded. Each assessment category is described below.

“Excellent”	25-90% of the water surface shaded, mixture of conditions
“Good”	> 90% shaded, full canopy
“Fair”	no scoring in this category
“Poor”	< 25% shaded

Time of year, time of day, and weather can affect the measurement of shading. Therefore, percent shade is estimated by assuming that the sun is directly overhead and the vegetation is in full leaf-out. There is no scoring in the “fair” category for this parameter.

For example, a mature forested floodplain with an extensive and undisturbed riparian zone generally has greater than 90 percent of the water surface shaded and would be scored in the “good” category. Streams flowing through a scrub/shrub wetland often have greater than 90 percent of the water surface shaded and are scored in the “good” category as well. Forested streams with large gaps in the canopy (e.g., around fallen trees) are scored in the “excellent” category. “Excellent” scores are also given to streams with extensive shade trees along the bank. Open channels are scored in the “poor” category.

Table 5. Summary of habitat parameter scoring criteria and definitions; (L) left and (R) right banks.

Parameter	Criteria	Definitions
channel modification	degree of channelization frequency of bends	channelized: recent maintenance recent: within 30-50 years
instream habitat	diversity abundance	high diversity: 3-4 types low diversity: 1-2 types high abundance: > 50% channel low abundance: < 50% channel
pools	diversity abundance	high diversity: deep and shallow low diversity: shallow only shallow pool: 1 foot deeper deep pool: 2-3 feet deeper high abundance: > 5 per 100 m low abundance: < 5 per 100 m
bank stability (L&R)	evidence of bank erosion % of bank eroded	stable: 0% eroded moderately unstable: 5-10% eroded very unstable: > 10% eroded
bank vegetative type (L&R)	dominant vegetation type (trees, shrubs, grasses/herbs)	dominance: proportion (%) by area
shading	% water surface shaded	full leaf-out sun directly overhead
riparian zone width (L&R)	width of riparian zone with no evidence of human activity	human activities: crops, feedlots, lawns, parks, structures, ditch maintenance (mowing, spraying)

### 7. Riparian Zone Width

This parameter is scored by estimating the width of the riparian zone that shows no evidence of human activity. Left and right banks are scored separately. Each assessment category is described below.

- “Excellent” no human activity within 18 meters (60 ft)
- “Good” no human activity within 12 meters (40-60 ft)
- “Fair” no human activity within 6 meters (20-40 ft)
- “Poor” human activity within 6 meters (20 ft)

The riparian zone is the area on either side of the stream channel. Human activities include the cultivation of crops, livestock and poultry operations, the mowing of grass or lawns, the control of vegetation either through spraying or cutting, and the construction of buildings, roads, or other structures. The degree, extent, or types of human activities are not considered in the selection of categories but may be considered in the selection of numerical scores within categories. Measurement begins at the point where the water meets the bank.

The age and height of trees in the riparian zone is an indicator of recent human activity. Riparian areas show evidence of human activity if the trees are less than 30-40 feet in height. Larger trees would indicate minimal human alteration of the riparian zone. Mature trees along the sides of a channelized stream are considered part of a riparian zone with no human activity. Mowed banks along channelized streams indicate human activity.

For example, a wooded riparian zone with extensive wetlands in the floodplain would be classified in the "excellent" category. Channelized stream through a farm field with mowed banks are scored in the "poor" category. A 6 meter band of mature tree along a channelized stream through a farm field is scored in the "fair" category. A wooded floodplain with a residential lot with grass up to the edge of the bank is scored in the "poor" category.

#### 4.1.3 Physicochemical Measurements

Measurements of air and water temperature, dissolved oxygen, pH, and specific conductance are made at the time that habitat data and macroinvertebrate samples are collected. Standard procedures are followed according to manufacturer specifications.

#### 4.1.4 Other Information

Additional information on the physical characteristics of the stream and surrounding area are recorded on the Habitat Assessment Field Data Sheet (Appendix A). Flow measurements are recorded along with a more detailed description of the land use and vegetation in the riparian zone. The proportion and condition of stable habitats sampled for macroinvertebrates are recorded. The following provides clarification of the some of the information requested.

location:	The location of the assessment area (lat/long, road crossing, above or below road, etc.).
time on/off:	The time the crew arrived at the AA and the time the crew left the AA.
photos taken:	Photos taken of the AA and the riparian zone (slide film).
flow:	At least 10 depth and velocity measurements taken along a single transect to estimate flow. Channel width, mean depth, mean velocity, and maximum velocity determined from the flow data. Additional velocity measurements also required if the maximum velocity occurs outside the area where the flow measurements were taken.
high water mk:	The height that the water has risen above the present water surface as evidenced by stained leaves and debris on vegetation along the banks.
channel type:	The type of channel.
bottom type:	The type of substrate.
upstream:	The land use (e.g., wooded, open, urban, agriculture) and habitat condition that can be seen immediately upstream of the AA.
sampling:	Macroinvertebrate sample collected and how it was collected.
habitats:	The number, proportion (%), and condition (e.g., algae, accumulation of silt, macrophytes species, etc.) of stable habitats sampled for macroinvertebrates.
riparian:	The land use (e.g., crops, woods, wetlands, yards) and the type of vegetation (trees, shrubs, grass) within 1-2 meters, 2-10 meters, and 10-20 meters from the channel; text or drawing (plan view); left and right riparian areas (while looking downstream) described separately.
comments:	Important information and observations not recorded elsewhere on the Field Data Sheets (e.g., unique features, water clarity, trash, evidence of beaver, dominant aquatic organisms, macrophyte species, fish, amphibians, difficulties, nearby property owners, etc.).

#### 4.1.5 Quality Assurance

Investigators using these methods must be trained field biologists and must be experienced in nontidal stream assessments and stream ecology. Investigators must have been trained by a Workgroup member to draw direct comparisons between their data and data collected by the Workgroup. At least one person in each field crew must be trained in these methods. These methods are not designed for use by non-biologists. Methods for conducting habitat assessments by non-biologist and citizen monitoring groups have been developed by USEPA (USEPA 1995a).

The evaluation of data quality for habitat data is complicated by the visual nature of these measurements. The following procedures are recommended where multiple investigators or survey crews are involved in a survey. These procedures reduce data variability between investigators.

The habitat assessment scores are evaluated by all of the investigators while reviewing the slides, field notes, and other descriptions of each site. The slides taken at each site are particularly helpful in recalling the characteristics of each site, and provide a visual representation of the site to those investigators not familiar with the site. A group discussion of each score in relation to the scoring criteria is conducted to identify discrepancies. Changes are made to an original score only if the following two criteria are met; (1) there is agreement that the original score was incorrect and (2) the change in numerical score would result in a change in category ( e.g., change from "good" to "fair"). Score discrepancies within an assessment category are not changed.

#### 4.2 Data Management

The habitat, water quality, and other physical data are reported in standard spreadsheet format, with each measurement listed in columns and the station numbers listed in rows. The seven habitat metrics are totaled for each site and listed in a separate column.

### 5.0 Literature Cited

- BALL, J.; 1982; "Stream classification guidelines for Wisconsin"; Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin; technical bulletin.
- BARBOUR, M.T. and J.B. STRIBLING; 1993; "An evaluation of visual-based techniques for assessing stream habitat structure"; In proceedings of "Riparian ecosystems of the humid United States", USEPA, Office of Water, Washington, D.C.
- BARBOUR, M.T. and J.B. STRIBLING; 1991; "Use of habitat assessment in evaluating the biological integrity of stream communities"; Proceedings of a symposium - biological criteria research and regulation; Office of Water, Washington, D.C.; EPA 440/5-91-005.
- BARCLAY, J.S.; 1980; "Impact of stream alterations on riparian communities in south-central Oklahoma"; U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, NM; FWS/OBS-80/17.
- BARTHOLOW, J.M.; 1989; "Water temperature investigations: field and analytic methods"; U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, CO.

- BARTON, D.R. and W.D. TAYLOR; 1985; "Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams"; *North American Journal of Fisheries Management* 5, pp. 364-378.
- BECKER, C.D. and D.A. NEITZEL; 1992; *Water quality of north American river systems*; Battelle Press, 304 pages.
- BENKE, A.C. and K.A. PARSONS; 1990; "Modelling blackfly production dynamics in blackwater streams"; *Freshwater Biology* 24, pp. 167-180.
- BENKE, A.C. and J.L. MEYER; 1988; "Structure and function of a blackwater river in the southeastern USA."; *International Association of Theoretical and Applied Limnology* 23, pp. 1209-1218.
- BENKE, A.C., R.L. HENRY, III, D.M. GILLESPIE, and R.J. HUNTER; 1985; "Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams"; *Fisheries* 10(5).
- BENKE, A.C., T.C. VAN ARSDALL, Jr., D. M. GILLESPIE, and F. K. PARRISH; 1984; "Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history"; *Ecological Monographs* 54(1), pp. 25-63.
- BOWARD, D.; 1992; personal communication; Maryland Department of Natural Resources, Annapolis, MD.
- BRAZIER, J.R., and G.W. BROWN; 1973; "Buffer strips for stream temperature control"; research paper no. 15; Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, OR.
- BRINSON, M.M., B.L. SWIFT, R.C. PLANTICO, and J.S. BARCLAY; 1981; "Riparian ecosystems: their ecology and status"; U.S. Fish and Wildlife Service; FWS/OBS-81/17.
- BULKLEY, R.V.; 1975; "A study of the effects of stream channelization and bank stability on warm water sport fish in Iowa, subproject no. 1, Inventory of major stream alterations in Iowa"; U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.; FWS/OBS-76/16.
- CAMPBELL, C.J.; 1970; "Ecological implications of riparian vegetation management"; *Journal of Soil and Water Conservation* 25, p. 49.
- COOPER, J.R., R.B. DANIELS, and W.P. ROBARGE; 1987; "Riparian areas as filters for agricultural sediment"; *Soil Science Society of America Journal* 51(6), pp. 416-240.
- GORMAN, O.T. and J.R. KARR; 1978; "Habitat structure and stream fish communities"; *Ecology* 59, p. 507.
- HACKNEY, C.T., S.M. ADAMS, and W.A. MARTIN; 1992; *Biodiversity of southeastern United States aquatic communities*; John Wiley and Sons, Inc.; 794 pages.
- HEWLETT, J.D. and J.C. FORTSON; 1982; "Stream temperature under an inadequate buffer strip in the southeast piedmont"; *Water Resources Bulletin* 18, pp. 983-988.
- JACOBI, D.I. and A.C. BENKE; 1991; "Life histories and abundance patterns of snag-dwelling mayflies in a blackwater coastal plain river"; *Journal of the North American Benthological Society* 10(4), pp. 374-387.
- JOHNSTON, C.A.; 1991; "Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality"; *Critical Reviews in Environmental Control* 21(5,6), pp. 491-565.
- JOHNSTON, C.J., JOHNSON, T., KUEHL, M., TAYLOR, D., and WESTMAN, J.; 1990; "The effects of freshwater wetlands on water quality: a compilation of literature values"; prepared for USEPA, Office of Research and Development, Duluth, MN; internal report; 178 pp.
- KARR, J.R. and I.J. SCHLOSSER; 1978; "Water resources and the land-water interface"; *Science* 201, pp. 229-234.
- KARR, J.R. and I.J. SCHLOSSER; 1976; "Impact of nearstream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota"; *Ecological Research Series*; EPA-600/3-77-097; USEPA, Washington, D.C.
- KOHNKE, H. and A.R. BERTRAND; 1959; *Soil conservation*; McGraw-Hill; 298 pages.
- KUENZLER, E.J.; 1989; "Value of forested wetlands as filters for sediment and nutrients"; proceedings of the symposium - the forested wetlands of the southern United States, July 12-14, 1988, Orlando, FL; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Asheville, NC; report SE-50, 168 pp.
- LOWRANCE, R.R., J.K. SHARPE, and J.M. SHERIDAN; 1986; "Long-term sediment deposition in a riparian zone of a coastal plain watershed"; *Journal of Soil and Water Conservation*, 41(4), pp. 266-270.
- LOWRANCE, R.R., R. LEONARD, and J. SHERIDAN; 1985; "Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution"; *Journal of Soil and Water Conservation* 40(1), pp. 87-91.
- LOWRANCE, R.R., R.L. TODD, and L.E. ASMUSSEN; 1984a; "Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. phreatic movement"; *Journal of Environmental Quality* 13, pp. 22-27.
- LOWRANCE, R.R., R. TODD, J. FAIL JR., O. HENDRICKSON, JR., R. LEONARD, and L. ASMUSSEN; 1984b; "Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds"; *Bioscience* 34(6), pp. 374-377.
- MAXTED, J.R., E.L. DICKEY, and G.M. MITCHELL; 1995; "The water quality effects of channelization in coastal plain streams of Delaware"; Delaware DNREC, Dover, DE; 21 pages.
- MAXTED, J.R., E.L. DICKEY, and G.M. MITCHELL; 1992; "Level of effort evaluation and analysis of variance of an invertebrate collection method developed for the coastal plain"; technical report no. 1-02; Delaware DNREC, Dover, DE.
- MAXTED, J.R. and E.L. DICKEY; 1990; "Invertebrate community of coastal stream habitats"; technical report no. 1-01; Delaware DNREC, Dover, DE.
- MEDLIN, N.; 1992; "Swamp and nonflowing stream sampling method evaluations"; memo dated April 29, 1992 and draft

- technical report, North Carolina Department of Environment, Health, and Natural Resources, Raleigh, NC.
- MID-ATLANTIC COASTAL STREAMS (MACS) WORKGROUP; 1995; "Field testing of methods - data report"; USEPA Region III, Wheeling Field Office, Wheeling WV.
- MID-ATLANTIC COASTAL STREAMS (MACS) WORKGROUP; 1993a; "Comparison of invertebrate collection methods applicable to low velocity streams of the mid-atlantic region"; USEPA Region III, Wheeling Field Office, Wheeling, WV.
- MID-ATLANTIC COASTAL STREAMS (MACS) WORKGROUP; 1993b; "Development of a habitat assessment methodology for low gradient nontidal streams"; USEPA Region III, Wheeling Field Office, Wheeling WV.
- Miller, A.C., D.C. BECKETT, C.M. WAY, and E.J. BACON; 1989; "The habitat value of aquatic macrophytes for macroinvertebrates"; Department of the Army, U.S. Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Technical Report A-89-3.
- MITSCH, W.J. and J.G. GOSSELINK; 1993; *Wetlands*; 2nd edition, Van Nostrand Reinhold, New York; 537 pages.
- MORING, J.R.; 1975; "Fisheries research report no. 9"; Oregon Department of Fish and Wildlife, Corvallis, OR.
- NATIONAL COUNCIL ON THE PAPER INDUSTRY FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT (NCASI); 1987; "Managing oregon's riparian zone for timber, fish and wildlife"; technical bulletin no. 514; New York, NY.
- NIXON, S.W. and V. LEE; 1986; "Wetlands and water quality: a regional review of recent research in the United States on the role of freshwater and saltwater wetlands as sources, sinks, and transformers of nitrogen, phosphorus, and various heavy metals"; U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS; technical report Y-86-2, 229 pp.
- OMERNIK, J.M.; 1987; "Ecoregions of the conterminous United States"; *Annals of the Association of American Geographers* 77(1), pp. 118-125.
- PETERJOHN, W.T. and D.L. CORRELL; 1989; "Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest"; *Ecology* 65(5), pp. 1466-1475.
- PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS, and R.M. HUGHES; 1989; "Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: macroinvertebrates and fish"; USEPA, Office of Water; EPA/444/4-89-001.
- PLATTS, W.S., W.F. MEGAHAN, and G.W. MINSHALL; 1983; "Methods for evaluating streams, riparian, and biotic conditions"; general technical report INT-138; U.S. DOE, Forest Service, Ogden UT.
- ROEDING, C.E. and L.A. SMOCK; 1989; "Ecology of macroinvertebrate shredders in a low-gradient sandy-bottomed stream"; *Journal of the North American Benthological Society* 8(2); pp. 149-161.
- ROSENBERG, P. and V. RESH; 1993; *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*; Chapman and Hall; 512 pages.
- SHIREY, C.A.; 1993; personal communication; Delaware DNREC, Division of Fish and Wildlife.
- SHIREY, C.A.; 1989; "Stream and inland bays fish survey: an inventory of fishes and macroinvertebrates in Delaware streams"; Delaware DNREC, Division of Fish and Wildlife, Dover, DE; No. F-37-R.
- SMITH, L.C. and L.A. SMOCK; 1992; "Ecology of invertebrate predators in a coastal plain stream"; *Freshwater Biology* 28, pp. 319-329.
- SMOCK, L.A. and E. GILINSKY; 1992; "Coastal plain blackwater streams", contained in *Biodiversity of southeastern United States aquatic communities*; Hackney, Adams, and Martin (eds), John Wiley and Sons, Inc.
- SMOCK, L.A., G.M. METZLER, and J.E. GLADDEN; 1989; "Role of debris dams in the structure and function of low-gradient headwater streams"; *Ecology* 70(3); pp. 764-775.
- SMOCK, L.A., E. GILINSKY, and D.L. STONEBURNER; 1985; "Macroinvertebrate production in a southeastern United States blackwater stream"; *Ecology* 66(5); pp. 1491-1503.
- Strecker, E.W., J.M. Kersnar, E.D. Driscoll, and R.R. Horner; 1992; "The use of wetlands for controlling stormwater pollution"; USEPA, Region 4, distributed by the Terrene Institute, Washington, D.C.
- TARPLEE, W.H. JR., D. E. LOUDER, and A.J. WEBER; 1971; "Evaluation of the effects of channelization on fish populations in North Carolina's coastal plain streams"; North Carolina Wildlife Resources Commission, Raleigh, NC.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA); 1996; "Biological criteria - technical guidance for streams and small rivers"; Office of Water, Washington, D.C.; EPA 822-B-96-001.
- USEPA; 1995a; "Volunteer stream monitoring - a methods manual"; field test draft; Office of Water, Washington, D.C.; EPA-841-D-95-001.
- USEPA; 1995b; "Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake Bay watershed; nutrient subcommittee of the Chesapeake Bay program; Annapolis, MD; EPA 903-R-95-004; 67 pages.
- USEPA; 1994; "Watershed protection: TMDL Note #2 - bioassessment and TMDL"; Office of Water, Washington, D.C.; EPA 841-K-94-005a.
- USEPA; 1991; "Technical support document for water quality-based toxics control"; Office of Water; EPA/505/2-90-001, PB91-127415; 145 pages.
- USEPA; 1990; "Freshwater macroinvertebrate species list including tolerance values and functional feeding group designations for use in rapid bioassessment protocols"; prepared for the Assessment and Watershed Protection Division, Washington, D.C. by EA Engineering, Science and Technology, Inc., Mid-Atlantic Regional Operations; report no. 11075.05 (with disk).

- USEPA; 1983; "Technical support manual: waterbody surveys and assessments for conducting use attainability analyses"; Office of Water Regulations and Standards; Washington, D.C.
- WINGER, P.V.; 1986; "Forested wetlands of the southeast: review of major characteristics and role in maintaining water quality"; resource publication no. 163; U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 16 pages.
- ZIMMER, D.W. and R.W. BACHMAN; 1976; "A study of the effects of stream channelization and bank stabilization on warmwater sport fish in Iowa, subproject no. 4, the effects of long reach channelization on habitat and invertebrate drift in some Iowa streams"; U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.; FWS/OBS-76/14.

### ***Taxonomic Keys Used by the MACS Workgroup:***

- BRIGHAM, A.H., W.U. BRIGHAM, and A. GNILKA; 1982; "Aquatic insects and oligochaetes of north and south Carolina"; Midwest Aquatic Enterprises, Mahomet, IL; 800 pages.
- BRINKHURST, R.O.; 1986; "Guide to the freshwater aquatic microdrile oligochaetes of North America"; Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 84; 259 pages.
- EPLER, J.H.; 1992; "Identification manual for the larval Chironomidae of Florida"; State of Florida, Department of Environmental Regulation, Orlando, FL; Contract No. SP251.
- HILSENHOFF, W.L.; 1975 (undated revision); "Aquatic insects of Wisconsin - keys to Wisconsin genera and notes on biology, distribution, and species"; Geological and Natural History Survey, Madison, WI; publication No. 2.
- MERRITT, R.W. and K.W. CUMMINS; 1996; An introduction to the aquatic insects of North America; 3rd edition; Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.
- MOZLEY, S.C.; 1980 (revised 1981); "Biological indicators of water quality in North Carolina - I. Guide to the generic identity of Orthocladiine Chironomidae"; report to the North Carolina Department of Natural Resources, Raleigh, NC.
- NEEDHAM, J.G. and M.J. WESTFALL; 1954; "A manual of the dragonflies of North America"; University of California Press, Berkeley; 615 pages.
- PECKARSKY, B.L., P.R. FRAISSINET, M.A. DENTON, and D.J. CONKLIN, Jr.; 1990; "Freshwater macroinvertebrates of northeast North America"; Cornell University Press, Ithaca, NY; 442 pages.
- PENNAK, R.W.; 1989; Fresh-water invertebrates of the United States - Protozoa to Mollusca; 3rd edition; John Wiley and Sons, Inc., New York, NY.
- SCHUSTER, G.A. and D.A. ETNIER; 1978; "A manual for the identification of the larvae of the caddisfly genera Hydropsychidae Pictet and Symphitopsyche Ulmer in eastern and central North America"; EPA-600/ 4-78-060.
- SIMPSON, K.W., and R.W. BODE; 1980; "Common larvae of Chironomidae from New York State streams and rivers"; New York State Museum, University of the State of New York, Education Department, Albany, New York; Bulletin No. 439.
- STEWART, K.W. and B.P. STARK; 1988; "Nymphs of North American stonefly genera"; The Thomas Say Foundation; Vol. 12, 460 pages.
- USEPA; 1982; "Freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of North America"; prepared by J.B. Burch; Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, OH; EPA-600/3-82-026.
- USEPA; 1976; "Aquatic dryopoid beetles (Coleoptera) of the United States"; prepared by H.P. Brown; Analytical Quality Control Laboratory, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH; Water Pollution Control Research Series 18050 ELD 04/72.
- USEPA; 1976; "Crayfish (Astacidae) of north and middle America"; prepared by H.H. Hobbs, Jr.; Analytical Quality Control Laboratory, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH; Water Pollution Control Research Series 18050 ELD 05/72.
- USEPA; 1976; "Freshwater isopods (Asellidae) of North America"; prepared by W.D. Williams; Analytical Quality Control Laboratory, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH; Water Pollution Control Research Series 18050 ELD 05/72; 45 pages.
- USEPA; 1973; "Freshwater unionacean clams (Mollusca: Pelecypoda) of North America"; prepared by J.B. Burch, Analytical Quality Control Laboratory, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH.; Water Pollution Control Research Series 18050 ELD, Id. Manual No.11.
- USEPA; 1973; "An introduction to the identification of Chironomidae (Diptera) larvae"; prepared by W.T. Mason, Jr.; Analytical Quality Control Laboratory, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH.
- WARD, H. and G. WHIPPLE; 1966; Freshwater biology; 2nd edition; John Wiley and Sons, Inc., New York, NY.
- WIEDERHOLM, T.; 1983; "Chironomidae of the holarctic region - keys and diagnoses - Part 1 - larvae"; Entomologica Scandinavica, supplement no. 19:1-457.
- WIGGINS, G.B.; 1977; "Larvae of North American caddisfly (Trichoptera) genera"; University of Toronto Press, Toronto, Canada; 457 pages.

# APPENDIX A

## Habitat Assessment Field Data Sheets - Coastal Plain

Field and Laboratory Methods  
for Macroinvertebrate and Habitat Assessment  
of Low Gradient, Nontidal Streams

Mid-Atlantic Coastal Streams (MACS) Workgroup

July 1997

### Habitat Assessment Field Data Sheet

(MACS WORKGROUP METHOD - USEPA 1997)

Survey No: \_\_\_\_\_ Date: \_\_\_\_\_ Rater(s): \_\_\_\_\_ Basin: \_\_\_\_\_  
 Station ID/location: \_\_\_\_\_

	Excellent	Good	Fair	Poor
1. Channel Modification	natural channel, bends frequent, good diversity of runs and bends  20-16	natural channel, long runs, bends infrequent  15-11	modified channel with bends, OR stream meanders within straight channel  10-6	modified channel with no bends  5-0
2. Instream Habitat snags vegetated banks undercut banks macrophytes riffles	3-4 types present > 50 % coverage  20-16	3-4 types present < 50 % coverage  15-11	1-2 types present > 50 % coverage  10-6	1-2 types present < 50 % coverage  5-0
3. Pools abundant: >5/100m shallow: >1 ft deep: 2-3 ft  (>prevailing depth)	deep and shallow pools present and pools are abundant  20-16	deep and shallow pools present and pools are rare, OR stream is uniformly deep  15-11	all pools shallow and pools are abundant  10-6	all pools are shallow and rare, or pools are absent  5-0
4. Bank Stability	very stable, no evidence of erosion or bank failure	moderately stable, areas of erosion healed over	moderately unstable, 5-10% of the bank shows signs of active erosion	very unstable, many eroded areas along both runs and bends; >10% of the bank shows signs of erosion
(⇒ while facing downstream)	left 10-9 right 10-9	8-6 8-6	5-3 5-3	2-0 2-0
5. Bank Vegetative Type	dominant vegetation is shrubs	dominant vegetation is trees	dominant vegetation is grass and herbaceous plants (briars)	stream bank dominated by non-vegetation (rock, soil, bulkhead, etc.)
(⇒ while facing downstream)	left 10-9 right 10-9	8-6 8-6	5-3 5-3	2-0 2-0
6. Shading  sun overhead full leaf-out	25-90% of the water surface shaded; a mixture of conditions; areas fully shaded, fully open, and degrees of filtered light  20-16	> 90% of water surface shaded, full canopy; entire water surface receives filtered or no light  15-11	no scoring in this category  10-6	< 25% of water surface shaded; lack of a canopy; full sunlight reaches water surface  5-0
7. Riparian Zone Width	no evidence of human activity within 18 meters (60 feet)	no evidence of human activity within 12 meters (40 feet)	no evidence of human activity within 6 meters (20 feet)	evidence of human activity within 6 meters (20 feet)
(⇒ while facing downstream)	left 10-9 right 10-9	8-6 8-6	5-3 5-3	2-0 2-0
column totals	_____	_____	_____	_____



# APPENDIX B

## Technical Basis

Field and Laboratory Methods  
for Macroinvertebrate and Habitat Assessment  
of Low Gradient, Nontidal Streams

Mid-Atlantic Coastal Streams (MACS) Workgroup

July 1997

## Macroinvertebrate Assessment

### 1. Habitats to Sample

#### Literature Review

Stable habitats provide the greatest density and diversity of macroinvertebrates in nontidal streams. While the riffle habitat is used extensively for macroinvertebrate collections, riffles are often not present throughout much of the middle and southern Atlantic coastal plain. In the low gradient streams that dominate this region, submerged woody material within the stream channel (e.g., snags), roots and vegetation along the stream banks, and submerged macrophytes provide the most stable and productive habitats for macroinvertebrates. The selected sampling equipment and techniques are designed to efficiently sample these target habitats.

Much of the literature on coastal plain streams has been done in North Carolina, South Carolina, Georgia, and Virginia. The importance of snag habitats to the macroinvertebrate community in coastal plain streams is well documented in the literature (BENKE *et al.* 1984; BENKE *et al.* 1985; BENKE and MEYERS 1988; BENKE and PARSONS 1990; JACOBI and BENKE 1991; ROEDING and SMOCK 1989; SMITH and SMOCK 1992; SMOCK *et al.* 1985; SMOCK *et al.* 1989). Snags provide a stable substrate to support the macroinvertebrate community. Benke and PARSONS (1990) found that snags in the Ogeechee River, Georgia increased the available surface area of the stream channel 2-4 times. This additional surface area provides additional living space for aquatic life beyond what would be found in streams without snags. Snags divert flow, create pools, and generally diversify habitat for aquatic life.

Snags also benefit water quality by trapping sediments and suspended organic matter and the nutrients and contaminants associated with suspended material. This physical mechanism of removing suspended material from the water column is, in turn, further aided by biological mechanisms provided by aquatic organisms. Thus, snags are an important habitat with regard to biological integrity and water quality.

BENKE, HENRY, GILLESPIE, and HUNTER (1985) found that snags of the Satilla River had 10 and 64 times the invertebrate biomass of mud and sand habitats, respectively (Table B1). Similarly, the snags had 4 times the invertebrate productivity of both mud and sand habitats (Table B1). The Satilla River is a blackwater river in Southeastern Georgia and is typical of the wooded coastal plain streams of the Mid-Atlantic region.

---

Table B1. Mean annual biomass (g dry wt/m<sub>2</sub>) and productivity (g dry wt/m<sub>2</sub>/yr) of macroinvertebrates found in three habitats of the Satilla River, GA (BENKE *et al.* 1985).

Habitat Biomass Production

Mud	0.59	13.9
Sand	0.09	13.7
Snag	5.80	57.4

---

BENKE, VAN ARSDALL, GILLESPIE, and PARRISH (1984) evaluated the community composition within these three habitats of the Satilla River. The greatest taxonomic richness and number of sensitive EPT genera were in the snag habitat as compared to the sand and mud habitats (Table B2). Approximately half (52%) of the total taxonomic richness (at genus level) was found in the snag habitat, and the snags contained 84% of the pollution sensitive EPT genera (16 of 19) (Table B2). Only the Oligochaeta group had a higher taxonomic richness in the mud and sand habitats. The Diptera group had the highest taxonomic richness for all habitats.

Table B2: Number of genera, by order, found in snag, sand, and mud habitats of the Satilla River, Georgia (BENKE *et al.* 1984).

Group (order)	Snags	Sand	Mud
Diptera	17	15	11
Ephemeroptera	5	0	0
Plecoptera	2	0	0
Trichoptera	9	0	3
Coleoptera	3	1	1
Megaloptera	1	0	0
Odonata	3	1	0
Oligochaeta	0	3	2
Totals	40 (52%)	20 (26%)	17 (22%)

SMOCK, METZLER, and GLADDEN (1989) found 10 times the density and 5 times the biomass on snags as compared to the bottom sediments in two low gradient headwater streams in the coastal plain of Virginia; Buzzards Branch and Collier Creek. ROEDING and SMOCK (1989) further studied Buzzards Branch and found 4 times the total shredder density, 5 times the shredder biomass, and 8 times the productivity on snags compared to bottom sediments, even though the snag habitat comprised only 3 percent of the stream surface area. SMITH and SMOCK (1992) also studied Buzzards Branch and found 5 times the density, 12 times the biomass, and 6 times the productivity of predators in snags as compared to sediments.

SMOCK, GILINSKY, and STONEBURNER (1985) studied three sites on Cedar Creek located in the coastal plain of South Carolina. Macroinvertebrates were sampled monthly from October 1981 to September 1982 in each of five major habitats. Mean annual density, biomass, and production (per meter<sub>l</sub>) were highest in the snag habitats at all sites except the upstream site where the density was highest in the macrophytes. Production was the lowest in the leaf pack habitat. The density, biomass, and productivity of macroinvertebrates in Cedar Creek, South Carolina may be summarized in the following order: snags > macrophytes > banks > stream bottom > leaf packs.

Many coastal plain streams are maintained as open channels with little woody riparian vegetation and woody snag habitat. Submerged macrophytes are a particularly important habitat for macroinvertebrates in open channels that receive direct sunlight. The available literature on the value of aquatic plants to the macroinvertebrate community has recently been summarized by MILLER, BECKETT, WAY, and BACON (1989). They collected macroinvertebrates in vegetated and unvegetated sites of Eau Galle Reservoir, Wisconsin. The density of macroinvertebrates in vegetated sites was 6 to 13 times greater than in unvegetated sites (Table B3).

Table B3. Density (#/m<sub>l</sub>) of macroinvertebrates in three habitat types of Eau Galle Reservoir, Wisconsin (MILLER *et al.* 1989).

Ceratophyllum	35,260
Potamogeton	18,387
no macrophytes	2,730

Both macrophyte genera had higher densities of macroinvertebrates compared to unvegetated sites suggesting that the physical structure of the plants was more important in determining density than the type (genera) of plant (Table B3). There are no studies to indicate that the taxonomic richness of macroinvertebrates varies with plant type. The sampling of all macrophyte types ensures that all microhabitats within macrophytes are sampled for macroinvertebrates.

### Workgroup Studies

The Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control (DNREC) collected macroinvertebrates in a coastal plain stream that contained all of the major habitat types found in low gradient streams

of the Mid-Atlantic region (MAXTED and DICKEY 1990). Dukes Ditch, located in Sussex County Delaware, is a channelized stream that is cleared of woody vegetation along one side to provide sufficient light for aquatic plant growth, and contains natural vegetation (trees and shrubs) with associated bank and snag habitats on the other side. Macroinvertebrate collections were made on June 19, 1990 by hand and using a D-frame net. Each major habitat type was sampled and processed separately.

Table B4. Mean abundance and taxonomic richness (family level) of macroinvertebrates found in the major aquatic habitats of Dukes Ditch, Delaware; (MAXTED and DICKEY 1990).

Habitat	Method	N	Abundance (%)	Richness**
snag/woody banks	dip net	2	241 (21)	11 -
macrophytes	dip net	4	268 (23)	10 -
macrophytes	hand	2	315 (27)	10 -
sticks/leaf packs	hand	2	60 (5)	9 0
gravel/sand	dip net	3	125 (11)	9 3
silt/mud	dip net	1	152 (13)	7 0
totals			1161 (100)	27 3

\*\* number of families not found in banks or macrophytes

Consistent with the literature, the greatest abundance and diversity of macroinvertebrates were in the snags, in the vegetation along the stream banks, and in the submerged macrophytes. The majority (71%) of the organisms identified were from the snags and macrophyte habitats (Table B4). A total of 27 Families were identified. The majority (85%) of the taxonomic richness (family level) was found in the snag and macrophyte habitats. Only 3 Families (11%) were unique to other habitats. There was no difference in the abundance or taxonomic richness in macrophytes sampled by hand and with a dip net (Table B4).

The North Carolina Department of Environment, Health, and Natural Resources conducted a study of major aquatic habitats in 12 nontidal coastal plain streams (MEDLIN 1992). Two replicate collections were made in six major habitats using a variety of collection methods. The results were compiled using a ranking system based upon the number of taxa found in each habitat. The habitat with the greatest taxonomic richness was scored with 6 points, the second highest 5 points, down to the habitat with the lowest richness receiving 1 point. Mean values were calculated for each habitat type. The Mean Richness Rank is a relative measure of the number of taxa found in the habitat sampled. The Mean Rare Taxa Rank is a relative measure of the number of taxa from the specified habitat that were not found in any other habitat sampled. Banks and macrophytes were ranked the highest for both taxonomic richness and the incidence of rare taxa (Table B5). The D-framed dip net collected more taxa than either hand washing or hand picking.

Table B5. Relative ranking (out of a possible 6 points) of taxonomic richness and the incidence of rare taxa (species level) by habitat type and collection method (MEDLIN 1992).

Habitat	Method	N	Mean Richness Rank	Mean Rare Taxa Rank
bank/root mat	dip net	2	5.00	4.42
macrophyte	dip net	2	4.67	4.00
detritus	dip net	2	4.00	3.92
visual (all habitats)	hand pick	2	3.25	3.75
logs	hand wash	2	2.75	3.25
leaf packs	hand wash	2	1.67	1.67

## 2. Collection Gear and Sampling Technique

### *Literature Review*

No literature was found that evaluated the macroinvertebrate community in the coastal plain using a variety of sampling gear and collection techniques.

### *Workgroup Studies*

A variety of collection devices were available to the MACS Workgroup for consideration; nets, coring devices, artificial substrates (multiplates), and hand collections. The Surber sampler and coring devices such as the Ponar grab are designed for quantitative analyses and cover a relatively small area of a single habitat type. Contrary to steeper gradient streams with riffle habitats, there is no single productive habitat in low gradient streams. These types of devices were not considered further because they do not efficiently sample the variety of productive habitats. Hand collection was also eliminated from consideration due to difficulties in standardization. The selection was narrowed down to artificial substrates and dip nets.

The MACS Workgroup conducted a comparison of these two collection methods at six locations during the Summer of 1991 (MACS WORKGROUP 1993a). Replicate collections at three sites allowed for statistical analyses. Summary RBP scores (% of reference) were computed by comparison with an independent reference condition using six biological metrics. The two methods yielded statistically different mean RBP scores ( $p < 0.015$ ) at each of the sites replicated. Generally, the artificial substrate sampler produced lower RBP scores than the dip net sampler, particularly at sites with low velocities (less than 0.5 fps). This suggests that artificial substrates underestimate biological quality possibly due to the deposition of silt on the plates.

In a separate study, the Maryland Department of the Environment reported a 13 percent loss of data using multiplate samplers due to vandalism and burying of the samplers by sediment (BOWARD 1992). These results suggested that multiplate samplers not be used in coastal plain streams with velocities less than 0.5 fps. Artificial substrate samplers were not selected because they are prone to vandalism and may underestimate biological quality due to fouling with sediment.

## 3. Sample Area

### *Literature Review*

No literature was found that evaluated the optimal level of effort in coastal plain streams using dip nets.

### *Workgroup Studies*

Two studies were conducted by MACS Workgroup members to determine the optimal area to sample (i.e., number of jabs). The Delaware DNREC collected replicate samples in a stream near Bridgeville, Delaware (MAXTED *et al.* 1992). Six metrics were used to evaluate five levels of effort ; taxonomic richness (TR), EPT richness (EPT), percent EPT abundance (% EPT), percent Chironomidae abundance (% C), percent dominant taxon (% DT), and Hilsenhoff Biotic Index (HBI). The largest change in metric values occurred within the first two levels of effort (18 jabs); relatively little change in metrics values occurred beyond 18 jabs (Table B6). There was insufficient data to conduct statistical analyses. The results provided a subjective measure of the sensitivity of the collection method to sample area.

Table B6. Effect of sample area on biological metrics (family level) using the MACS Workgroup method (MAXTED *et al.* 1992).

Level of Effort(# of jabs)	TR	EPT	% EPT	% C	% DT	HBI
9	20	3	23.5	12.9	22.4	6.64
18	26	3	11.7	9.1	18.9	6.97
27	29	3	11.7	9.1	17.3	6.95
36	32	4	13.4	9.0	14.4	6.67
45	34	4	16.5	14.2	14.2	6.61

A second analysis was performed by the Workgroup as part of the evaluation of collection devices (MACS WORKGROUP 1993a). Replicate collections made at two sites provided the basis for comparing three levels of effort (20, 40, and 60 jabs). There was no apparent difference in metric values between the three levels of effort (Table B7). These two sites cover the full range of velocity condition for the coastal plain streams from no detectable velocity for Blackbird Creek to a relatively fast velocity of 0.6-1.0 fps for Toms River. There was insufficient data to conduct statistical analyses. The results provided a subjective measure of the sensitivity of the collection method to sample area.

Table B7. Effect of sample area on biological metrics (family level) using the MACS Workgroup method (MACS WORKGROUP 1993a).

Level of Effort (# of jabs)	TR	EPT	% EPT	% C	% DT	HBI
Toms River, NJ						
20 jabs	10	6	10	85	84	5.6
40 jabs	15	7	17	77	77	6.1
60 jabs	19	9	20	72	72	5.9
Blackbird Creek, DE						
20 jabs	13	3	30	20	30	5.0
40 jabs	14	3	22	29	30	5.2
60 jabs	17	3	18	36	36	5.5

#### 4. *Subsampling and Taxonomy*

The single 100-organism subsample was selected as the standard sample size for data analysis. Individual States have compared metric data derived from 100, 200, and 300-organism subsamples as well as whole picked (i.e., all macroinvertebrates removed) samples. No attempt is made here to summarize these results. The recommended level of subsampling was determined from a consensus of the Workgroup.

Workgroup data collected in 1995 show no difference between 100-organism and 200-organism subsamples for the % EPT, %C, %DT, and HBI metrics at the genus level (MACS WORKGROUP 1995). The richness metrics (TR and EPT) were 25% lower for the 100-organism subsample compared to the 200-organism subsample. The recommended level of subsampling will be evaluated further as additional replicate subsampling data are collected.

The genus level was selected as the minimum level of taxonomy. This was determined from a consensus of the Workgroup. While some environmental stressors may be evaluated at the family or even order levels, the additional information gained at the genus level provides the basis for more in-depth analyses. The genus level also assigns a scientific name to each organism. Genus level taxonomy was determined to be cost-effective when combined with subsampling. The species level was determined to be highly variable due to differences in the knowledge, keys, and nomenclature of each taxonomists. The recommended methods often yields early instars that are difficult to identify beyond the genus level.

Two experienced taxonomist separately identified a reference collection of 201 species collected in the coastal plain of Delaware. 28% of the identifications were different at the species level, 14% were different at the genus level, and 1% were different at the family level (MAXTED, personal communication). Both taxonomists had over 20 years of experience in freshwater invertebrate taxonomy. Most of the differences were due to difficulties in the identification of early instars. Identification should be based upon the evidence provided by each specimen (no educated guessing), and sorting should avoid very early instars that are difficult to identify at the genus level.

## 5. Analysis of Variance

There is insufficient replicate data to estimate the variability in RBP scores using the recommended method. In addition, the scoring criteria (thresholds) for calculating RBP scores are likely to be different in the coastal plain than those used by the States in the higher gradient streams (e.g., piedmont riffles). The Workgroup is currently evaluating metrics and RBP scoring criteria from data collected using the recommended method, and the results will be provided in future updates of these methods. Future efforts of the Workgroup will include the collection of replicate samples for the purpose of estimating the variability in RBP scores.

Replicate collections (n=6) were made by the Workgroup at two sites during the Spring of 1995 (MACS WORKGROUP 1996). Site 1 (Maidstone Branch) represented "good" biological and physical habitat conditions (natural wooded floodplain) while Site 2 (Tappahanna Ditch) represented "poor" conditions (channelized, unshaded) (Figure B2). Metrics were derived from 100-organism subsamples identified to the genus level. These data were used to evaluate the variability in biological metrics between the six States. CV values ranged from 2.2 to 53.1 percent (Table B8). The EPT, %EPT, and %C metrics were more variable than TR and HBI metrics (Table B8).

Table B8. Mean, standard deviation (SD), and coefficient of variation (CV) for six biological metrics derived from replicate collections (n=6) using the MACS Workgroup method; natural (S1) and channelized (S2) stream; genus level (MACS WORKGROUP 1995).

	TR		EPT		% EPT		% C		% DT		HBI	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
mean	33.0	18.0	5.0	2.7	6.9	17.0	68.1	28.3	20.9	44.0	5.8	5.9
SD	4.6	2.4	2.0	0.8	3.7	7.7	11.4	14.1	6.6	10.0	0.1	0.2
CV	13.8	13.1	40.0	30.6	53.1	45.1	16.7	49.9	31.7	22.7	2.2	3.4

## Habitat Assessment

This habitat assessment method is a visual-based technique for assessing habitat quality. It was designed to provide quantitative measures of habitat quality based upon qualitative estimates of selected habitat attributes. This approach was selected over detailed quantitative measures of specific habitat attributes in order to provide a rapid measure of habitat quality. More detailed measures of habitat quality may be needed to meet specific project objectives. Habitat parameters were selected to reflect the overall characteristics of habitat quality necessary to protect aquatic organisms, particularly macroinvertebrates and fish.

The assessment procedures and parameters were adapted from EPA guidance (PLAFKIN *et al.* 1989). The parameters used to evaluate riffle habitats were modified by the MACS Workgroup to reflect the conditions commonly found in low gradient streams. Modifications were made by first eliminating parameters not sensitive to habitat conditions of the coastal plain streams and then modifying the remaining parameters using literature, field testing, and best professional judgment. A technical report on the development and field testing of the habitat assessment method by the MACS Workgroup is available (MACS WORKGROUP 1993b).

The overall process of numerically scoring habitat quality is taken from EPA guidance (PLAFKIN *et al.* 1989), in particular BALL (1982) and PLATTS, MEGAHAN, and MINSHALL (1983). The technical basis for the seven habitat

parameters used in the MACS Workgroup method is also taken largely from EPA guidance (USEPA 1983; PLAFKIN *et al.* 1989). An update of EPA's habitat assessment method has been developed for low gradient streams (BARBOUR and STRIBLING 1993) along with a compilation of the literature that supports the various habitat parameters (BARBOUR and STRIBLING 1991). The technical basis that supports each of the seven habitat parameters selected by the MACS Workgroup is discussed below.

### **1. Channel Modification (CM)**

Scoring of this parameter is based upon the degree of channel reconstruction and the frequency of bends. EPA has prepared a summary of the literature on the affects of channelization on the physical, chemical, and biological characteristics of nontidal streams (EPA 1983). Channelization eliminates stable habitats from the stream channel, eliminates pools, reduces the depth through the widening of the channel, and degrades shoreline habitat. Gorman and Karr (1978) demonstrated a relationship between overall habitat structure and fish species diversity. Recently, SMOCK and GILINSKY (1992) prepared a summary of the literature on the affects of channelization on stream ecology and water quality.

TARPLEE, LOUDER, and WEBER (1971) studied the affects of channelization on the fish and macrobenthos of 46 channelized stream in North Carolina. They found that natural streams had 3 times the total fish biomass (pounds per unit area), 4 times the game fish biomass, 4 times the number of harvestable game fish (per unit area), and 3 times the average fish size (by weight) compared to channelized streams. They concluded that the greatest single factor affecting the aquatic community was the loss of stream cover and its affect on temperature and dissolved oxygen.

The removal of bends reduces the stream channel length and thereby increases the slope and current velocity. Channelization of two streams in Iowa (BULKLEY 1975) and Oklahoma (BARCLAY 1980) reduced average channel length by 45 percent and 31 percent, respectively. This reduction in channel length reduces the living space for aquatic organisms. ZIMMER and BACHMAN (1976) found that habitat diversity was directly related to the degree of meandering in natural and channelized streams in Iowa. The straightening of the channel directly degrades bank habitat which is a productive habitat for macroinvertebrates and fish.

Channelization also lowers the surrounding water table and alters the hydrology of adjacent wetlands; i.e., draining wetlands. Placement of spoil material adjacent to the stream channel creates a berm which isolates the stream from the adjacent floodplain. Channelization reduces the streams capacity to assimilate contaminants by more efficiently delivering water and contaminants downstream. The alteration of stream channels to promote drainage directly and indirectly affect streams with regard to aquatic life, wildlife, water quality, and flood attenuation.

### **2. Instream Habitat (IH)**

Scoring of his parameter is based upon the abundance and diversity of submerged stable habitats. The importance of stable habitats is presented in the previous section on Macroinvertebrate Assessment . In addition, macroinvertebrates are the primary food source for the fish community in coastal plain streams. Of the 55 fish species collected in nontidal coastal plain streams in Delaware (SHIREY 1989), 80 percent rely predominantly on macroinvertebrates as their primary food source (SHIREY 1993). TARPLEE, LOUDER, and WEBER (1971) found that natural streams had 5 times the macroinvertebrate biomass of channelized streams.

Stable habitats also benefit water quality by trapping sediments and suspended organic matter, nutrients, and other contaminants. SMOCK, METZLER, and GLADDEN (1989) studied two coastal plain streams in Southeastern Virginia. They found that snags stored 21 percent and 85 percent of the coarse particulate organic matter in Colliers Creek and Buzzards Branch, respectively. Snags also serve to divert flow to surrounding wetland floodplain areas to further remove suspended and dissolved contaminants.

### **3. Pools (P)**

Scoring of this parameter is based upon the abundance and diversity of pools. Pools provide living space for aquatic life under drought conditions, and are particularly important to the fish community of small streams (EPA

1983). The selection of 5 pools per 100 meters to define abundant pools was based upon best professional judgment and the frequency of pools found in least impacted streams in the region. The depths selected to define shallow and deep pools was taken from the pool rating system developed by PLATTS, MEGAHAN, and MINSHALL (1983).

#### 4. *Bank Stability (BS)*

Scoring of this parameter is based upon the percentage of the stream bank that shows evidence of erosion. The soil along the banks is held in place by the plant root system. Therefore, the percentage of the banks that are covered in these stable materials is an indicator of the stability of the bank and the potential to cause erosion and sedimentation. Erosion delivers sediment to the stream which fills in pools and smothers productive habitats. Increased sediment production downstream of eroded stream banks degrades habitat, the quality of the aquatic community, and water quality.

The percentages for this parameter recommended by EPA (PLAFKIN *et al.* 1989) were taken largely from studies of Western streams where annual rainfall is lower and the growing season shorter than in the Mid-Atlantic and Southeastern regions. Thus, stream channels are generally more vegetated in the East than in the West. These percentages were modified by the MACS Workgroup to reflect the range of conditions that occur in the Mid-Atlantic Coastal Plain region.

#### 5. *Bank Vegetative Type (BV)*

Scoring of this parameter is based upon the types of vegetation along the stream bank. Trees and woody shrubs have deeper and more permanent root systems than grasses and herbaceous plants (KOHNKE and BERTRAND 1959) and are, therefore, more effective in reducing erosion. Woody plants provide this benefit throughout the year while grasses and herbaceous plants provide this benefit only during growing season. In addition, trees and shrubs provide a source for woody debris in the stream channel that is the principle stable aquatic habitat in coastal plain streams.

#### 6. *Shading (S)*

Scoring of this parameter is based upon the percentage of the water surface that is shaded by vegetation. The lack of shade affects the aquatic community by raising the water temperature and promoting the excessive growth of submerged macrophytes and algae. Algae indirectly affects the community through diel variation in dissolved oxygen (DO), pH, and temperature.

HEWLETT and FORTSON (1982) found that clearcutting in Oregon increased the maximum and minimum stream temperature in June by 8 °C (14 °F) and 4 °C (7 °F), respectively. Similarly, KARR and SCHLOSSER (1976) showed that the removal of shade in agricultural watersheds in Illinois increase stream temperatures by 5-8 °C (10-15 °F). Other studies have documented the importance of shade in moderating stream temperatures (KARR and SCHLOSSER 1978, MORING 1975, CAMPBELL 1970). A summary of the literature on the affects of shade on stream temperature is available from the US Fish and Wildlife Service (BARTHOLOW 1989) and the National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement (NCASI 1987). Shade is a major factor in riparian evaluations in EPA guidance (USEPA 1983). Shade is also identified as an important factor in many papers that address the relationship between riparian forests and stream quality (see discussion of Riparian Zone Width).

In Delaware, continuous measurements of temperature and DO were taken over a 40 day period in shaded and unshaded sites during the Summer of 1993 (MAXTED *et al.* 1995). Unshaded sites exceeded the daily minimum DO criterion of 4.0 ppm on 73 percent of the days surveyed while the maximum temperature criteria of 86EF was exceeded on 38 percent of the days surveyed. There were no exceedence of either criteria at shaded sites. These results show a direct relationship between shade and the exceedence of temperature and DO criteria.

Undisturbed streams in the Mid-Atlantic Coastal Plain region are in wooded floodplains that are well shaded by vegetation. They are open to direct sunlight only in isolated spots near fallen trees or near beaver activity. Open unshaded stream channels in the coastal plain are almost exclusively the result of human activities. Therefore, shade provides a measure of anthropogenic disturbance.

The percentages used to score this parameter were based upon best professional judgment. Greater than 25 percent of the water surface shaded was considered sufficient to minimize temperature and DO problems. Since some direct sunlight promotes the growth of submerged macrophytes and thus diversifies overall habitat quality, a mixture of light conditions was considered more beneficial than fully shaded conditions. Less than 25 percent shaded was used to define a predominantly open channel that would exhibit temperature and DO problems related to the lack of shade.

## 7. *Riparian Zone Width (RZ)*

Scoring of this parameter is based upon the width of the riparian zone where there is no evidence of human activity. Two factors were considered for this parameter; (1) the relationship between buffer width and water quality and (2) the relationship between buffer width and shading of the water surface.

There is extensive literature on the water quality benefits of riparian forested buffers, and in particular forested buffers in agricultural areas (USEPA 1995b, LOWRANCE 1995, LOWRANCE *et al.* 1986, LOWRANCE *et al.* 1985; LOWRANCE *et al.* 1984a; LOWRANCE *et al.* 1984b; PETERJOHN and CORRELL 1989; BRINSON *et al.* 1981; and COOPER *et al.* 1987). Since streams in the coastal plain are often associated with wetlands, the literature on the water quality benefits of wetlands is also pertinent. No attempt has been made here to summarize the literature in these areas. WINGER (1986) and KUENZLER (1989) have prepared summaries of the water quality benefits of riparian forested wetlands of the Southeastern United States. Detailed summaries of the literature on the water quality functions of wetlands have been prepared by the US Department of the Army, Corps of Engineers (NIXON and LEE 1986), the US Environmental Protection Agency (JOHNSTON *et al.* 1990), and the US Department of Agriculture, Soil Conservation Service (DICKERMAN 1985). The role of freshwater wetlands in sediment and nutrient retention has recently been summarized (STRECKER *et al.* 1992 and JOHNSTON *et al.* 1991).

The shading of the stream channel is dependent upon the width of the riparian zone. BRAZIER and BROWN (1973) found that canopy density along the path of solar radiation (e.g., south side) in Oregon was the primary factor affecting shading capacity. The width of the stream and the height and density of vegetation also affect the width needed to shade the channel. BARTON and TAYLOR (1985) found a relationship between stream temperature and buffer strip length and width, and recommended a minimum 10 meter (33 feet) buffer width. BARTHOLOW (1989) developed a relationship between buffer width and percent shade and defined a maximum buffer width of 18 meter (60 feet).

The relationship developed by BARTHOLOW (1989) was used by BARBOUR and STRIBLING (1991) as the basis for scoring the "Riparian Vegetative Zone Width" parameter. The criteria selected by BARBOUR and STRIBLING (1993) were adopted by the MACS Workgroup for scoring this parameter.

## 8. *Analysis of Variance*

The habitat assessment method was developed through revision and field testing by the MACS Workgroup. Testing in the field involved the independent scoring by 7-13 Workgroup members at 7 sites on 3 occasions; two sites in Virginia on May 8, 1990 (MACS WORKGROUP 1993a), three sites in Maryland on June 11, 1992 (MACS WORKGROUP 1993a), and two sites in Delaware on April 27, 1995 (MACS WORKGROUP 1995). The testing in Delaware used the habitat parameters and criteria presented in this document. Generally, the variability in total habitat scores decreased with each field test. Scoring and testing was done primarily in streams with "good" and "poor" habitat scores (Figure B1). No sites were scored middle or "fair" scoring range (e.g., 60-80 points). It is likely that scores in this range will have greater variability between investigators than scores in the low and high ranges.

The data collected in Delaware provides an estimate of the variability in scoring using the recommended method (MACS WORKGROUP 1995). Variance was measured using the standard deviation (SD), the coefficient of variation (SD/mean - CV), and the percent deviation (SD/maximum possible points - PD).

The PD statistic was used to compare the variability between sites with different habitat scores. Extremely high CV values (e.g., > 100%) occurred where mean scores are low (e.g., < 1 point). Thus, the PD provides a measure of data variability independent of habitat score.

The PD on individual habitat parameters ranged from a low of 1.9 percent for the Shading parameter at Site 1 to a high of 14.5 percent for the Pool parameter at Site 2 (Table B9). Therefore, the scores for any one habitat parameter varied no more than 3 points out of 20 points between Workgroup members (i.e., +/- 1 standard deviation). The PD on the total scores were 4.9 percent for Site 1 and 3.8 percent for Site 2 (Table B9). Therefore, the total habitat scores varied no more than 7 points out of 140 (+/- 5%) between Workgroup members (i.e., +/- 1 standard deviation). Variability is likely to be greater for scores in the middle ranges (“fair” quality).

These results show sensitivity in the scoring between sites with different levels of anthropogenic disturbance. Site 1 (Maidstone Branch) was a wooded floodplain with minimal human disturbance while Site 2 (Tappahanna Ditch) was a channelized stream with a heavily managed riparian zone (Figure B2). There was an 82 point difference in mean habitat score between the two sites using the recommended method (Figure B1) (Table B9).

Based upon these data, the variability in habitat scores reported as a percent of reference using the Workgroup method is estimated to be +/- 5 percent at “good” and “poor” sites (i.e., within +/- 1 standard deviation). Further testing by the Workgroup is needed to estimate the variance at sites with intermediate habitat conditions (i.e., “fair” quality).

Figure B1. Distribution in total habitat scores between investigators at seven sites; in Virginia and Maryland (MACS WORKGROUP 1993), and in Delaware (MACS WORKGROUP 1995).

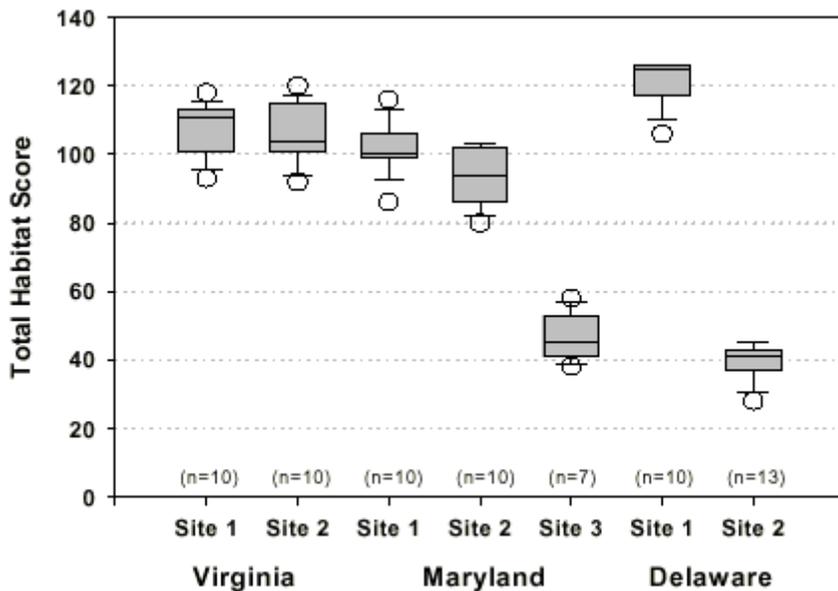


Table B9. Mean, standard deviation (SD), coefficient of variation (CV as %), and percent deviation (PD as %) for seven habitat metrics and total habitat scores derived from replicate collections (MACS Workgroup 1995); see text for abbreviations.

		CM	IH	P	BS	BV	S	RZ	Total
Site 1	(n=10)								
	mean	17.7	15.8	16.6	17.1	17.0	17.8	19.5	121.5
	SD	1.9	2.4	2.4	2.1	2.6	1.3	0.8	6.9
	CV	11.0	15.2	14.5	12.5	15.3	7.4	4.4	5.7
	PD	9.7	12.0	12.1	10.7	12.9	6.6	4.2	4.9
Site 2	(n=13)								
	mean	6.5	6.6	7.5	9.5	8.4	0.1	0.8	39.5
	SD	2.0	1.9	2.9	2.1	1.7	0.4	1.0	5.3
	CV	31.3	29.3	38.9	22.5	19.7	244.1	131.7	13.5
	PD	10.1	9.7	14.5	10.7	8.3	1.9	5.1	3.8

Figure B2. Photographs of sites where the recommended methods were tested by the MACS Workgroup (MACS WORKGROUP 1995); habitat scores out of a possible 140 points (see Table B9).



Site 1 - Maidstone Branch, Kent County, Delaware Mean

Habitat Score = 121.5



Site 2 - Tappahanna Ditch, Kent County, Delaware Mean

Habitat Score = 39.5



**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](mailto:g.sansoni@arpat.toscana.it) oppure [sansoni@interfree.it](mailto:sansoni@interfree.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](mailto:g.sansoni@arpat.toscana.it); oppure [sansoni@interfree.it](mailto:sansoni@interfree.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 1  
Aprile 2000

## SOMMARIO

### Lavori originali

- 1 Editoriale
- 3 FRANCESCHINI S., SARTORE F., SPAGGIARI R., VIAROLI P. - Individuazione di un indice sintetico di qualità chimico-microbiologica delle acque superficiali mediante analisi multivariata: il caso del bacino del Torrente Enza
- 11 GALLI P. - Influenza dell'inquinamento sui parassiti dei pesci
- 17 GENONI P., STRADA L. - Confronto tra metodi di prelievo per l'analisi quantitativa del macrobenthos
- 23 PIRONDINI A. - Analisi della biodiversità in un'azienda biologica confinante con una strada densamente trafficata

### Informazione & documentazione

#### ABSTRACTS

- 31 Rassegna monografica di ecologia fluviale

- 40 Benvenuto, CIRF

#### RECENSIONI

- 43 Pubblicazioni ANPA  
52 Le bugie della scienza  
56 L'impronta ecologica  
57 Come studiare l'ambiente fluviale?

#### METODI

- 59 THE MID-ATLANTIC COASTAL STREAMS WORK-GROUP - Field and Laboratory Methods for Macroinvertebrate and Habitat Assessment of Low Gradient, Nontidal Streams
- 100 Presentazione del CISBA