

ST0200372

ENEA

ENTE PER LE NUOVE TECNOLOGIE
L'ENERGIA E L'AMBIENTE

ISSN/1120/5555

Serie Ambiente

MASTER

LA VALUTAZIONE E IL MONITORAGGIO DEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI ATTRAVERSO L'USO DI METODOLOGIE DI BIONDICAZIONE

MARIA RITA MINCIARDI, GIAN LUIGI ROSSI

ENEA - Divisione Protezione dell'Uomo e degli Ecosistemi
Centro Ricerche Saluggia, Vercelli

RT/AMB/2001/13

DISCLAIMER

Portions of this document may be illegible in electronic image products. Images are produced from the best available original document.



ENTE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E L'AMBIENTE

Serie Ambiente

LA VALUTAZIONE E IL MONITORAGGIO DEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI ATTRAVERSO L'USO DI METODOLOGIE DI BIONDICAZIONE

MARIA RITA MINCIARDI, GIAN LUIGI ROSSI

ENEA - Divisione Protezione dell'Uomo e degli Ecosistemi
Centro Ricerche Saluggia, Vercelli

RT/AMB/2001/13

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'Ente.

The technical and scientific contents of these reports express the opinion of the authors but not necessarily the opinion of ENEA.

LA VALUTAZIONE E IL MONITORAGGIO DEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI ATTRAVERSO L'USO DI METODOLOGIE DI BIONDICAZIONE

Riassunto

La complessità dei sistemi ambientali rende difficile la loro analisi e valutazione. In altre parole, per conoscere e descrivere completamente un ecosistema occorre studiarne tutte le componenti, rilevando ed interpretando un grandissimo numero di dati.

I metodi di bioindicazione permettono di considerare un numero limitato di fattori chiave (indicatori ambientali), che possono utilmente riassumere le caratteristiche ed il comportamento di un sistema complesso qual è un ecosistema.

Il presente lavoro, oltre a fornire una panoramica, necessariamente non esaustiva, delle metodiche di bioindicazione che sono state ideate ed utilizzate per il comparto delle acque correnti superficiali ha l'obiettivo di definire le principali "famiglie di metodologie" (sostanzialmente sulla base delle comunità su cui i metodi si fondano), allo scopo di individuarne alcune che, facendo riferimento a componenti dell'ecosistema fluviale poste a diversi livelli lungo la catena trofica, possano costituire un punto di partenza per la predisposizione di linee guida per il monitoraggio biologico delle acque correnti.

ASSESSMENT AND MONITORING OF RIVER ECOSYSTEMS USING BIOINDICATION METHODS

Abstract

The complexity of environmental systems makes their analysis and assessment difficult. In fact, to know and to describe completely an ecosystem it is necessary to study all its components, surveying and explaining a lot of data. The bioindication methods allow to consider a limited set of key factors (environmental indicators), that may usefully summarize the characteristics and the behavior of an ecosystem.

This work, besides to supply a necessarily not exhaustive overview of bioindication methods that have been set up and used for running freshwaters, has the purpose to define the main "families of methodologies" (according to the reference communities), in order to single out those ones that can set up a starting point for a model for biological monitoring of running freshwaters.

Keywords; water quality, bioindication, freshwater ecosystems

INDICE

PREMESSA

- 1. INTRODUZIONE**
- 2. INDICI MACROBENTONICI**
- 3. METODOLOGIE CHE PRENDONO IN CONSIDERAZIONE LA GLOBALITÀ DELL'ECOSISTEMA FLUVIALE**
- 4. L'USO DEI VEGETALI NEGLI STUDI DI VALUTAZIONE E CLASSIFICAZIONE DELLE ACQUE CORRENTI.**
- 5. INDICI DIATOMICI**
- 6. INDICI MACROFITICI**
- 7. INDICI BASATI SULLA VALUTAZIONE DELLE FORMAZIONI VEGETALI RIPARIE**
- 8. BIBLIOGRAFIA**

PREMESSA

Questa pubblicazione, derivante da diversi anni di lavoro condotto dalla Sezione Componente Biotica degli Ecosistemi di Saluggia nel campo del biomonitoraggio e della bioindicazione, è stato redatto nell'ambito del progetto di ricerca "Applicazione integrata di metodologie di biomonitoraggio in aree campione lungo i tratti iniziali di alcuni corsi d'acqua alpini allo scopo di predisporre linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino". Tale progetto, che interessa i tratti montani dei bacini dei torrenti Dora Riparia e Chisone che saranno interessati dalle Olimpiadi Invernali del 2006, è condotto dall'ENEA con il contributo finanziario e la collaborazione dell'Amministrazione Provinciale di Torino – Servizio Inquinamento Idrico.

1. INTRODUZIONE

La complessità propria dei sistemi ambientali rende difficile la loro analisi e valutazione. In altre parole, per conoscere e descrivere completamente un ecosistema occorre studiarne tutte le componenti, rilevando ed interpretando un grandissimo numero di dati.

Gli studi di indicizzazione ambientale nascono dalla necessità di individuare un numero limitato di fattori chiave che possano utilmente riassumere le caratteristiche ed il comportamento di un sistema complesso qual è un ecosistema. Tali fattori chiave altro non sono che indicatori ambientali.

L'indicizzazione ambientale nasce e si diffonde in Europa sin dal 1800 come modalità semplificata di descrizione, valutazione e categorizzazione dei fenomeni naturali in genere. Ben presto, l'evidente progressiva alterazione degli ecosistemi ha indotto allo studio ed alla valutazione dell'alterazione dell'ambiente attraverso l'uso di metodologie di indicizzazione: nel corso della seconda metà del 1900 sono state ideate numerose metodologie di indicizzazione che, sulla base di dati sia fisico-chimici, sia biologici, hanno avuto l'obiettivo di valutare il grado di alterazione di un determinato ambiente o di qualche sua componente.

Le metodologie che utilizzano la componente biotica per la valutazione dello stato di alterazione di un ambiente si fondano, inizialmente, sulla presenza/assenza di specie differenzialmente sensibili e/o tolleranti appartenenti a comunità e gruppi sistematici anche molto distanti; si assiste, successivamente, alla nascita di metodi che si riferiscono ad una singola comunità indicatrice costituita sulla base di una certa uniformità sistematica. Solo successivamente nascono metodologie che analizzano la comunità anche in termini strutturali (De Pauw et al., 1992; Prygiel & Coste, 1995; Vismara, 1996; Vismara & Zavatti, 1996).

Nel corso della seconda metà del 1900, in seguito al progressivo deterioramento delle condizioni dell'ambiente, emerge la necessità di effettuare controlli ambientali organizzati: nasce il monitoraggio ambientale; si fa riferimento inizialmente quasi esclusivamente alla valutazione di parametri di natura fisico-chimica. Relativamente ai vari parametri, di volta in volta, vengono fissati livelli soglia che indicano limiti oltre i quali si ritiene possano instaurarsi fenomeni che possono causare danno alla salute dell'uomo (Borsant & Premazzi, 1992; Cagnoli & Zavatti, 1997).

Per quel che riguarda il comparto delle acque correnti superficiali, a lungo l'attenzione si è concentrata sugli scarichi, cioè solo sulle possibili fonti di inquinamento, in termini di limiti di concentrazione di sostanze nocive, senza considerare le caratteristiche e la sensibilità del corpo idrico recettore. Nel corso degli anni si è però assistito ad una progressiva trasformazione dell'ottica con cui sono stati pianificati e letti i controlli ambientali: da una visione tutta sanitaria, basata esclusivamente su analisi fisico-chimiche e microbiologiche, si è passati a considerare complessivamente il danno causato dalla pressione antropica sull'ecosistema fluviale (Bielli et al., 1999).

Questo approccio, nel corso degli ultimi anni ha portato frutti anche in campo normativo. In molti Paesi europei e negli USA la normativa ambientale prevede che si debba porre l'attenzione sulla protezione dell'intero ecosistema fluviale, non solo prevedendo che le attività di monitoraggio siano orientate anche alla valutazione dello stato delle biocenosi ma

anche prescrivendo l'adozione di misure atte a preservare tutte le acque superficiali da fenomeni di alterazione sia puntiforme sia diffusa (Cairns, 1990).

Anche a livello nazionale il recente Decreto Legislativo 152/99 relativo alla tutela delle acque dall'inquinamento, sulla linea tracciata dal progetto di direttiva comunitaria riguardante la qualità delle acque, si propone il perseguimento di obiettivi di qualità ecologico-funzionale dei corpi idrici in funzione della loro capacità di mantenere i processi naturali e di supportare comunità animali e vegetali ampie e correttamente diversificate. Inoltre, è previsto che debba essere valutato lo stato ecologico del corso d'acqua, inteso come espressione della complessità degli ecosistemi acquatici e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico e della struttura fisica del corpo idrico, considerando comunque prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema.

L'evoluzione delle norme ha contribuito alla configurazione di un nuovo e più articolato quadro delle attività di controllo ambientale, dove a pieno titolo si colloca il monitoraggio biologico.

Il controllo ambientale è un insieme di azioni varie e molto diversificate, difficilmente definibili univocamente, che trovano il loro denominatore comune nell'obiettivo che si prefiggono: fornire informazioni sullo stato dell'ambiente e delle sue componenti con particolare riferimento agli effetti prodotti dalle attività antropiche. Nell'ambito dei controlli ambientali, il monitoraggio si configura come un insieme di attività che hanno lo scopo di verificare l'andamento nel tempo di alcuni parametri, da porre in relazione solitamente con impatti di tipo antropico o, più raramente, con l'evoluzione naturale di specifici ambienti.

Il settore del monitoraggio biologico, nel corso degli ultimi decenni, si è sviluppato e differenziato su alcuni filoni principali. Oltre agli studi di bioindicazione (intesa in senso stretto) basati sull'utilizzo di organismi, popolazioni o comunità come indicatori, hanno assunto importanza le applicazioni di ricerche relative al bioaccumulo, che prevedono l'utilizzo di organismi che accumulano selettivamente nei propri tessuti alcune tipologie di inquinanti. Soprattutto con riferimento al comparto delle acque correnti, ha avuto poi grande sviluppo l'applicazione di test ecotossicologici per valutare la tossicità di inquinanti presenti nelle acque o nei sedimenti. Infine, il settore di più recente sviluppo è quello dello studio di sostanze che possano avere la funzione di biomarkers in relazione a stress o a fenomeni di alterazione dell'ambiente in cui l'organismo indagato vive (Betta & Minciardi, 2001).

Le diverse tecniche di biomonitoraggio, afferenti alle varie tipologie di indagine, consentono nel loro complesso di monitorare efficacemente tutte le situazioni ambientali.

Rimane comunque ancora appannaggio degli studi di bioindicazione la prerogativa di essere la fonte principale di metodologie adatte non solo al monitoraggio ma anche alla classificazione degli ambienti in tipologie a diverso grado di qualità. Tale aspetto risulta particolarmente importante per il comparto delle acque correnti superficiali in quanto la normativa, nazionale ed europea, prevede che i corsi d'acqua debbano essere classificati secondo il livello di qualità raggiunto attraverso l'utilizzo di indici biologici (Bielli et al., 1999).

Negli ambienti di acque dolci superficiali sono numerosi gli organismi, le popolazioni e le comunità che possono essere efficacemente utilizzate negli studi di monitoraggio. Nel corso

degli ultimi decenni sono stati individuati, ideati ed utilizzati numerosissimi indicatori ed indici che oggi sono a disposizione dei ricercatori e dei tecnici che operano in questo settore. Le ricerche si sono orientate prioritariamente su alcuni gruppi di organismi, in quanto è emerso chiaramente che questi, più facilmente di altri, consentono di dare indicazioni specifiche sulla qualità o, meglio, sull'integrità ecologica del corso d'acqua considerato. E' ormai assodato, peraltro, che le informazioni fornite dall'utilizzo di metodologie che utilizzano comunità diverse, situate a livelli diversi nella catena trofica, possono integrarsi utilmente, fornendo un quadro più definito dello stato dell'ambiente nel tratto preso in esame.

2. INDICI MACROBENTONICI

La comunità degli invertebrati macrobentonici, cioè l'insieme dei popolamenti di Insetti, Crostacei, Molluschi, Irudinei, Tricladi, Oligocheti, Nemertini e Nematomorfi che vivono per almeno una parte della loro vita su substrati immersi, usando meccanismi di adattamento che li rendono capaci di resistere alla corrente, è quella più utilizzata per la valutazione della qualità ambientale delle acque correnti.

I metodi di bioindicazione basati sulla componente macrobentonica possono essere raggruppati secondo tre diversi approcci: saprobico, di diversità e biotico.

Il metodo delle saprobie è stato il primo ad essere utilizzato: elaborato all'inizio del 1900 prendendo in considerazione organismi perfitici e planctonici, è stato successivamente esteso anche a vegetali superiori ed animali (Kolkwitz & Marsson, 1902; 1908; 1909). Ciascun organismo indicatore è stato assegnato ad un gruppo afferente ad un diverso livello di trofia sulla base delle caratteristiche autoecologiche della specie. Utilizzando tale assegnazione, sono stati elaborati quindi una serie di indici saprobici che, utilizzando i valori attribuiti a ciascuna specie, permettono di esprimere un giudizio sintetico in forma di valore numerico. Indici di questo tipo sono utilizzati ufficialmente in Germania (DIN 1990), ma anche in Olanda, in Russia, negli altri Paesi dell'ex Unione Sovietica, in Europa Orientale. Si tratta di metodi che necessitano di un'ottima competenza sistematica, data la necessità di determinare gli organismi alla specie, e sono basati sulla conoscenza molto approfondita delle caratteristiche ecologiche delle specie indicatrici.

L'approccio basato sulla diversità prende in considerazione la ricchezza in specie e la ripartizione degli individui fra le specie nella comunità macrobentonica, presupponendo che i fenomeni di inquinamento determinino una riduzione nella diversità. Utilizzando valori numerici, è possibile un trattamento statistico dei dati, che però devono essere rilevati con rigorosi metodi quantitativi e necessariamente a livello specifico. Questi indici vengono utilizzati abbastanza diffusamente negli USA (anche se associati a metodi di tipo biotico) (EPA, 1997), mentre in Europa non sono stati adottati come metodi di routine nella valutazione della qualità delle acque superficiali a causa della scarsa confrontabilità tra siti diversi, dato che la diversità può variare anche in funzione del metodo di campionamento,

della stagione, del livello di determinazione anche in condizione di assenza di inquinamento (De Pauw & Hawkes, 1993).

Gli indici biotici racchiudono i principi di entrambi gli altri approcci: prendono infatti in considerazione sia le caratteristiche di sensibilità degli organismi indicatori, sia il numero totale di taxa che costituiscono la comunità. In tal modo l'assenza degli organismi più sensibili può essere ammortizzata in una comunità particolarmente ricca di taxa diversi.

Il primo indice biotico è stato proposto da Woodiwiss per il Fiume Trent (Trent Biotic Index, 1964) e successivamente generalizzato come Extended Biotic Index EBI (Woodiwiss, 1978). Da questa metodica, che non è mai stata adottata come metodo ufficiale nel Regno Unito, sono derivati comunque numerosi metodi adattati a diverse realtà nazionali in Europa: l'Indice Biotique IB (Tuffery & Vernaux, 1968), l'Indice di Qualità Biologica Globale IQBG (AFNOR, 1985) e l'Indice Biologico Globale Normalizzato IBGN in Francia, il Belgian Biotic Index BBI (De Pauw & Vanhooren, 1983; NBN, 1984) in Belgio, l'Indice Biotico Esteso IBE (Ghetti, 1997) in Italia. Tutti questi indici utilizzano una matrice a due entrate per il calcolo del valore dell'indice, che riporta da un lato il numero totale delle unità sistematiche (famiglie o generi) e dall'altro una sequenza di gruppi sistematici in ordine di sensibilità decrescente: dall'incrocio tra il gruppo sistematico più sensibile presente con certezza nella comunità ed il numero totale di taxa deriva il valore dell'indice.

Un'altra famiglia di indici biotici utilizza invece il metodo "a score": a ciascuna unità sistematica indicatrice è attribuito un valore; sulla base dell'elenco faunistico relativo ad una comunità campionata si calcola il valore dell'indice come sommatoria dei punteggi attribuiti a ciascun taxa. Il valore dell'indice aumenta quindi sia in funzione della presenza di organismi sensibili (cui è attribuito un punteggio più elevato), sia in funzione del numero totale di unità sistematiche, che determina il numero di addendi della sommatoria. Il Biological Monitoring Working Party BMWP (Armitage et al., 1983) è stato adottato come metodo ufficiale nel Regno Unito, e un suo adattamento è stato elaborato per la Spagna (BMWP') (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988), dove è diffusamente utilizzato. Per ridurre il peso della variabilità dovuta allo sforzo e all'efficienza di campionamento, selezione ed identificazione degli organismi, che può determinare oscillazioni anche significative nel numero di taxa considerati, è stato proposto ed applicato, ad integrazione del BMWP, l'Average Score Per Taxon ASPT (Armitage et al., 1983).

Un discorso a parte va fatto per il River Invertebrate Prediction and Classification System RIVPACS (Wright et al., 1993), che è applicato nel Regno Unito, e che si basa sul confronto tra la comunità di macroinvertebrati bentonici campionata in un sito e la comunità attesa per quella tipologia di corso d'acqua. Il confronto, realizzato attraverso un apposito software, è possibile data la disponibilità di un archivio di strutture di "comunità tipo" di ambienti non inquinati e non alterati dal punto di vista fisico. Tale archivio è stato predisposto, utilizzando metodi di analisi multivariata, correlando gli elenchi faunistici relativi a comunità presenti in diverse tipologie fluviali con alcune caratteristiche chimico-fisiche e morfologiche delle stazioni di rilevamento; la comunità attesa viene quindi individuata sulla base del rilievo di tali caratteristiche. La misura dello scarto tra la comunità attesa e quella osservata è indicatrice dell'intensità dell'alterazione strutturale della biocenosi, dipendente dall'intensità dell'evento inquinante (Metcalf-Smith, 1994).

Questo approccio è sicuramente quello più oggettivo, ed è stato reso possibile dalla relativa uniformità delle tipologie ambientali e della fauna bentonica presente in Gran Bretagna (sono state infatti definite 12 tipologie fluviali). La diffusione nel territorio europeo, e quindi anche in Italia, di un approccio di questo genere necessita ancora di un lavoro propedeutico, che permetta di definire le comunità tipo di riferimento, sia per la grande differenziazione faunistica, morfologica e idraulica dei corsi d'acqua, sia per la difficoltà di individuare le situazioni di riferimento, per la rarità di corsi d'acqua non alterati, soprattutto nelle aree urbanizzate di pianura.

In Italia la formalizzazione dell'IBE è stato frutto di un lavoro più che ventennale che ha permesso, attraverso l'applicazione di una versione modificata dell'EBI (Ghetti & Bonazzi, 1981) ed una successiva opera di affinamento elaborata sulla base dell'applicazione sempre più diffusa su tutto il territorio nazionale (Ghetti, 1986; 1995), alla predisposizione della metodica definitiva, che recentemente è stata individuata come riferimento normativo per la definizione dello stato di qualità biologica delle acque superficiali (D.Lgs. 152/99). Ad oggi, quindi, l'IBE può essere considerato il metodo biologico di riferimento per la valutazione della qualità delle acque superficiali in Italia, pur con le dovute attenzioni per i limiti di applicabilità del metodo, che non è utilizzabile in situazioni in cui il valore dell'indice può essere naturalmente inferiore a 10 (corrispondente ad un livello di qualità ottimale): tratti prossimi a sorgenti oligotrofiche, acque di nevaio, ambienti di foce con ingressione del cuneo salino, ambienti di acque ferme per lunghi periodi, tratti non completamente colonizzati dopo asciutte o piene rovinose (Bielli et al., 1999).

E' quindi utile l'utilizzo dell'IBE in parallelo ad altre metodiche che utilizzano come indicatrici altre comunità appartenenti all'ecosistema fluviale, da un lato per verificarne l'applicabilità (utilizzando l'IBE come parametro di riferimento), dall'altro per integrare i risultati derivanti dalle diverse metodiche.

3. METODOLOGIE CHE PRENDONO IN CONSIDERAZIONE LA GLOBALITÀ DELL'ECOSISTEMA FLUVIALE

A fianco dei metodi di bioindicazione che, esaminando una o più comunità biologiche appartenenti all'ecosistema fluviale, tendono ad esprimere un giudizio di qualità sul corpo idrico (come i metodi basati sul macrobenthos, sulle diatomee o sulle macrofite acquatiche), sono state elaborate metodiche che hanno l'obiettivo di valutare complessivamente l'ambiente acquatico, prendendo in considerazione, oltre agli aspetti biologici, anche quelli di tipo idromorfologico, fisionomico e idraulico.

L'origine di tali metodiche può essere fatta risalire alla necessità di formalizzare metodologie di rilevamento dell'insieme delle caratteristiche di un corso d'acqua, suddiviso in tratti omogenei, che permettano di disporre di una banca dati ambientali utilizzabile per le necessità della conservazione e gestione dei corsi d'acqua. L'esempio più compiuto di tale tipo di approccio è costituito dal River Habitat Survey RHS (Raven et al., 1998), condotto da anni

sull'insieme dei corsi d'acqua del Regno Unito, che prevede una serie di check-list e di schede di campo per il rilievo di caratteristiche fisiche del corso d'acqua. In tal modo è stato possibile, tra l'altro, predisporre la banca dati utilizzata per l'elaborazione del metodo RIVPACS per la definizione delle comunità bentoniche attese (come descritto nel paragrafo relativo ai metodi di bioindicazione basati sulle comunità macrobentoniche).

Analoghi processi di rilevamento sistematico e catalogazione dei corsi d'acqua sono attuati negli USA (Platts et al., 1986; Leonard et al., 1992; Briggs et al., 1997), in Germania, in Francia e in altri paesi europei. Anche il metodo RCE (Riparian, Channel and Environmental Inventory) (Petersen, 1992), è stato elaborato inizialmente allo scopo di strutturare un inventario dei piccoli corsi d'acqua scandinavi.

Evidentemente, la disponibilità di informazioni rilevate secondo procedure standardizzate permette l'elaborazione dei dati raccolti allo scopo di produrre dei giudizi di qualità, attraverso la predisposizione di metodologie di indicizzazione che integrino i diversi aspetti dell'ecosistema esaminato. Nell'ambito delle procedure del River Habitat Survey applicate nel Regno Unito, sono così utilizzati l'Habitat Quality Assessment HQA e l'Habitat Modification Score HMS (Raven et al., 1998), che utilizzano direttamente i dati rilevati in campo nel corso dell'inventario. Uno dei principali obiettivi che questi, come altri metodi di valutazione integrata, si prefiggono è di poter rappresentare in modo sintetico la qualità globale dell'ambiente fluviale fornendo una modalità semplificata per comunicare le informazioni tecniche al decisore (pubblico amministratore, progettista, gestore). Proprio a questo scopo, sempre nel Regno Unito è stato elaborato il System for Evaluating Rivers for Conservation (SERCON) (Boon et al., 1997).

Analogamente, in Francia è stato elaborato un metodo integrato, denominato SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité) (Agences de l'Eau 1998; 1999a; 1999b) per la valutazione globale dei corsi d'acqua, a sua volta organizzato in tre settori: SEQ Eau (aspetti fisico-chimici e batteriologici), SEQ Physique (morfologia e idrodinamica del corso d'acqua) e SEQ Bio (comunità animali e vegetali). In tal modo è possibile l'integrazione tra la valutazione delle diverse componenti dell'ecosistema fluviale al fine di esprimere un giudizio di qualità globale.

In ogni caso, è di fondamentale importanza, nell'elaborazione e nell'utilizzo di indici di questo tipo, la consapevolezza del reale significato ecologico dei giudizi espressi: mentre la raccolta di dati e la predisposizione di un inventario è un processo oggettivo, la costruzione di un indice che esprime un giudizio secondo una scala di valori introduce necessariamente un fattore di soggettività, per cui deve essere chiaro quale aspetto della qualità viene privilegiato (la naturalità, la funzionalità, l'integrità ecologica, la diversità biologica o fisica, ecc.). Questo è ancora più importante se si considera la tipica funzione di questi indici: trasmettere a decisori non tecnici le informazioni in forma immediatamente comprensibile.

Questa preoccupazione è alla base del processo di adattamento dell'RCE (Petersen, 1992) alla realtà italiana, che può costituire un esempio metodologico interessante. Come già detto, l'RCE nasce come strumento per il rilevamento delle caratteristiche fisionomiche (fisiche e biologiche) di piccoli corsi d'acqua in ambiente agricolo in Scandinavia, ma, attraverso l'attribuzione di un meccanismo di punteggi attribuiti a ciascun parametro rilevato, permette l'attribuzione di un valore numerico per ciascun tratto rilevato, allo scopo di permettere il

confronto delle condizioni fisiche e biologiche tra differenti torrenti nell'ambito di una stessa regione. La relativa semplicità di applicazione e l'immediatezza dei risultati ha spinto ad elaborare una proposta di modifica per l'applicazione alla realtà italiana, con particolare riferimento all'ambiente alpino e prealpino (Siligardi & Maiolini, 1993; Siligardi, 1997).

L'esigenza di disporre di nuovi strumenti di valutazione dell'ecosistema ha determinato la veloce diffusione dell'applicazione del nuovo indice RCE-2 nel territorio italiano. L'indice è stato infatti applicato estesamente non solo in zone alpine, ma anche in aree di pianura, appenniniche e del sud Italia. Il workshop "La qualità ambientale dei corsi d'acqua. L'RCE-2 Riparian Channel and Environmental Inventory." tenutosi nel 1997 a Saluggia ha permesso di constatare che la scheda RCE-2 era stata più volte sottoposta a ritocchi e modifiche anche rilevanti per adattarla a specifiche tipologie di corsi d'acqua, ad obiettivi di indagini particolari o alle esigenze metodologiche degli operatori. Inoltre, i risultati venivano considerati da alcuni come espressione dello stato di naturalità dell'ecosistema, da altri della funzionalità globale potenziale dell'ecosistema stesso. Stante la necessità di uniformare l'applicazione della metodica e, soprattutto, di predisporre uno strumento utilizzabile con affidabilità in tutta Italia, l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (A.N.P.A.) ha riunito nel 1998 un gruppo di lavoro, costituito da esperti nel campo dell'ecologia fluviale, che, a seguito di approfondite riflessioni e confronti, ha apportato varie modifiche alle domande e alle risposte della scheda, al loro significato e al loro peso. L'insieme delle modifiche apportate, spesso apparentemente lievi ma, in realtà, sostanziali, è risultato talmente rilevante da richiedere una nuova denominazione dell'indice. E' stato quindi definito come Indice di Funzionalità Fluviale IFF (Siligardi et al., 2001), definendo così univocamente il significato ecologico dei suoi risultati (che quindi non valutano la naturalità dell'ambiente). L'applicazione diffusa dell'IFF, promossa dal sistema delle Agenzie Ambientali italiane, permetterà di integrare efficacemente i risultati derivanti dall'IBE, che attualmente è l'unico metodo di bioindicazione in acqua utilizzato diffusamente in Italia, ampliando l'ambito di attenzione nelle attività di controllo ambientale dal corpo idrico all'ecosistema fluviale nel suo complesso.

L'evoluzione auspicabile in questo campo potrà essere, percorrendo a ritroso il cammino effettuato in altri paesi europei, quello di giungere ad un sistema integrato di valutazione ed inventario, che non è mai stato introdotto nel nostro Paese. In tal senso è stato recentemente proposta una serie di metodiche denominate Wild State Index, Buffer Strip Index e Environmental Landscape Indices (Braioni & Penna, 1998), che al momento non appaiono però utilizzabili a grande scala.

4. L'USO DEI VEGETALI NEGLI STUDI DI VALUTAZIONE E CLASSIFICAZIONE DELLE ACQUE CORRENTI.

L'analisi della componente vegetale risulta fondamentale per una corretta valutazione complessiva di un qualsiasi ecosistema e, quindi, anche di quelli fluviali. E' ovvio che tale

componente è stata oggetto di studi numerosi e diversificati, finalizzati all'individuazione di specie e comunità da utilizzare come indicatori ambientali ed alla formalizzazione di metodologie di indicizzazione per gli ecosistemi delle acque correnti superficiali (Holmes, 1983; Hellawell, 1989; Borsant & Premazzi, 1992; Chambers & Prepas, 1994; Kelly & Whitton, 1995; Haslam, 1997).

E' ormai evidente, infatti, per il monitoraggio delle acque correnti, l'utilità di metodologie che considerino le comunità vegetali, da affiancare alle metodologie di indicizzazione biologica più diffusamente utilizzate, basate sulla valutazione della comunità macrobentonica (Wiegleb, 1981; Caffrey, 1987; Hellawell, 1989; Kelly & Whitton, 1995; Naiman & Décamps, 1996; Haslam, 1997).

Mentre i criteri di valutazione basati sull'uso delle comunità macrobentoniche ed ittiche sono ormai molto diffusi e standardizzati, a vario livello, tanto da essere previsti nel monitoraggio routinario, quelli che considerano le comunità vegetali, anche se ampiamente utilizzati, non sono così diffusi e si trovano, comunque, ad un livello di formalizzazione meno avanzato (Franzen & McFarlane, 1980; Newman & McIntosh, 1989; Guzkowska & Gasse, 1990; Burton, 1990; Dennison et al., 1993).

Una grande varietà di parametri fisiologici, morfologici e strutturali relativi alle comunità vegetali sono stati e sono usati per valutare l'integrità ecologica degli ecosistemi fluviali (Lewis & Wang, 1997; Hill, 1997); ci si limita qui a considerare solo gli aspetti e le metodologie legati agli studi di bioindicazione.

Le ricerche hanno permesso di definire abbastanza chiaramente le comunità vegetali che possono essere utilmente oggetto di studi di bioindicazione. E' possibile individuare tre fondamentali comunità e aggruppamenti vegetali su cui si sono orientati gli studi di bioindicazione: le diatomee bentoniche, le macrofite acquatiche e le formazioni riparie. Tali comunità/aggruppamenti sono distinti sia in funzione delle loro caratteristiche fisionomiche e strutturali, sia sulla base della loro collocazione spaziale in alveo e nei pressi del corso d'acqua. Si tratta, ovviamente, di una suddivisione schematica in aggruppamenti funzionali che forzosamente descrive in maniera semplificata la realtà ambientale; non è possibile, infatti, individuare suddivisioni nette tra un aggruppamento funzionale e l'altro: alcune specie possono essere comprese in più d'uno di essi.

Le metodologie che utilizzano queste tre categorie di indicatori vegetali non sempre danno indicazioni confrontabili sugli aspetti che influenzano l'integrità ecologica complessiva dell'ecosistema fluviale. Ad esempio, lo studio delle formazioni che costituiscono le fasce di vegetazione riparia non dà indicazioni direttamente correlate, come quelle fornite dall'analisi delle diatomee bentoniche o delle macrofite, alla qualità dell'acqua nel tratto considerato ma, in ogni caso, l'analisi di tali formazioni è fondamentale per una valutazione sul livello di funzionalità ecologica del sistema fluviale.

Secondo molti autori, le metodiche di indicizzazione che utilizzano le diatomee bentoniche e le macrofite acquatiche consentirebbero di individuare precocemente l'inquinamento di natura organica, che potrebbe essere sottostimato dagli indici macrobentonici (Kelly & Whitton, 1995; Robach et al., 1996).

E' importante sottolineare come complessivamente le cenosi e gli aggruppamenti vegetali rinvenibili dei corsi d'acqua siano costituiti, in larga misura, da specie diffuse e rinvenibili a

scala continentale e che, quindi, le metodologie di indicizzazione che utilizzano tali comunità possano essere applicate in gran parte dell'Europa (Bielli et al., 1999).

Infine, si può ricordare come la maggior parte dei metodi di valutazione che considerano la globalità dell'ecosistema fluviale considerino i vegetali tra gli indicatori di fondamentale importanza.

5. INDICI DIATOMICI

Con il termine periphyton si intende una comunità complessa e strutturata di organismi che vivono aderenti a substrati immersi di diversa natura. Nell'accezione più completa del termine fanno parte del periphyton sia le forme che aderiscono al substrato sia quelle che lo penetrano o che si muovono all'interno della maglia costituita dalle forme sessili (Wetzel, 1983; Bielli et al., 1999). Gli organismi che lo costituiscono, quali alghe, batteri, funghi e protozoi, hanno dimensioni anche molto variabili: da pochi micron a diversi centimetri (Rott, 1991). La componente autotrofa costituisce la porzione preponderante del periphyton sia in termini di biomassa sia dal punto di vista ecologico funzionale e comprende sia microalghe quali le diatomee sia alghe macrofitiche, appartenenti a diversi gruppi tassonomici.

Le comunità perifitiche nella loro globalità sono utilizzate da decenni per monitorare la qualità dei corpi idrici ed è noto come il periphyton risponda efficacemente e rapidamente a variazioni della qualità dell'acqua e dei sedimenti e come, comunque, dal suo studio sia possibile ottenere un considerevole numero di informazioni sulle condizioni ambientali degli ecosistemi acquatici (Patrick, 1973; Collins & Weber, 1978; Prygiel & Coste, 1995; Dell'Uomo, 1996).

Negli studi di monitoraggio le indagini che utilizzano il periphyton si basano sostanzialmente sulla misura delle attività funzionali della comunità come produzione primaria e respirazione, attraverso l'uso di indici quali il rapporto produzione/respirazione, il rapporto di assimilazione, l'efficienza fotosintetica, ma anche su misure di parametri strutturali come la stima della biomassa totale, della sola biomassa autotrofa o, meno frequentemente, sull'analisi qualitativa e quantitativa delle specie colonizzatrici.

E' sulle diatomee, quali organismi più rappresentativi della componente autotrofa del periphyton, che si sono focalizzati gli studi finalizzati alla formulazione di indici che, combinando le informazioni derivanti dalle specie indicatrici con la diversità, consentissero di esprimere valutazioni sul livello di qualità del corpo idrico.

A seguito dell'elaborazione del Sistema delle Saprobie all'inizio del '900 (Kolkwitz & Marsson, 1902; 1908; 1909) furono ideati numerosi metodi di indicizzazione biologica per la misurazione delle acque correnti superficiali, essenzialmente basati sull'esame dei macroinvertebrati bentonici. Solo a partire dagli anni '50 sono stati ideati e proposti metodi basati sullo studio della flora algale e, in particolare, delle diatomee.

La grande maggioranza degli indici diatomici è finalizzata alla valutazione dell'inquinamento di natura organica, del livello di trofia, nonché del livello di salinità (Prygiel & Coste, 1995).

Tra i primi indici deve essere citato il Diatom Index (ID), formulato nel tempo in diverse versioni (Lange-Bertholot, 1979; Fabri & Leclercq, 1986; Descy & Coste, 1989; Descy & Coste, 1990; Descy & Coste, 1991): tale metodologia è basata sulla formula matematica del sistema saprobico e tiene conto delle abbondanze relative, della sensibilità all'inquinamento e del valore indicatore delle specie secondo la formula:

$$\sum_i A_i I_i V_i / \sum_i A_i V_i$$

dove:

A_i = abbondanza relativa della specie i

I_i = sensibilità

V_i = valore indicatore

L'indice utilizza, secondo le versioni, circa un centinaio di specie come indicatrici.

Dal Diatom Index derivano altri indici diatomici, quali l'IPS e l'IDG.

Lo Specific Pollution sensitivity Index (SPI, IPS) (Coste in CEMAGREF, 1982) rimane ancora uno degli indici diatomici più efficaci. Viene sviluppato come indice di inquinamento da sostanza organica e prende in considerazione, sulla base della struttura dell'indice precedente, un numero di specie decisamente maggiore. L'indice è strutturato in maniera tale da condurre ad una suddivisione in cinque classi di qualità del tratto di corso d'acqua esaminato.

Il General Diatom Index (GDI, IDG) (Rumeau & Coste, 1988; Round et al., 1990; Round, 1993), anch'esso strutturato come il DI, prevede di considerare come indicatori i generi e non le specie: in particolare, si basa sul riconoscimento di un numero di generi che va dai 42 ai 174 secondo le versioni.

Si tratta, ovviamente di una metodica che presenta minori difficoltà di applicazione; sulla sua efficacia i pareri sono discordanti: secondo alcuni in corpi idrici affetti da inquinamento organico fornirebbe risposte confrontabili con quelle fornite da altri indici che prevedono il riconoscimento delle specie (Kelly & Whitton, 1995; Kelly et al., 1995); secondo altri sembrerebbe meno attendibile di altri indici inducendo una sovrastima della qualità dell'acqua. L'obiezione più fondata all'uso di questo metodo si basa sulla considerazione che molti generi comprendono specie con autoecologia anche molto diversa, manifestandosi in un diverso grado di sensibilità rispetto ai fattori ambientali.

E' ancora in via di definizione, a cura dell'Agence de l'Eau Artois-Picardie, un indice diatomico che prevede di considerare, come taxa indicatori, circa 90 specie e circa 45 generi; il calcolo dell'indice si basa sempre sulla formula matematica di Zelinka e Marvan (Prygiel et al., 1996).

Il Trophic Diatom Index (TDI) (Schiefel & Kohmann, 1993) è una metodologia applicata recentemente nel Regno Unito per il monitoraggio dello stato trofico dei fiumi dalla National Rivers Authority e per l'applicazione delle direttive per i trattamenti delle acque di scarico urbane previste dall'Unione Europea (Kelly et al., 1995); si basa sul riconoscimento di circa un centinaio di specie. Questo indice dovrebbe essere particolarmente sensibile alle concentrazioni di nutrienti inorganici ed esiste in due versioni: una tarata sul fosforo (TDI-P) e l'altra su fosforo e azoto (TDI-NP). Ogni versione si basa sul riconoscimento di 105 specie di diatomee.

Gli indici diatomici sono molto diffusi in Francia, Spagna, Portogallo, Paesi Scandinavi e Gran Bretagna.

In Italia l'applicazione degli indici diatomici non è altrettanto sviluppata fatta eccezione per qualche caso. Dell'Uomo (1981) ha proposto un indice di qualità basato sull'uso di macro e microalghe (tra cui diatomee) che ha tarato per alcuni corsi d'acqua dell'Appennino marchigiano; successivamente lo stesso autore ha formulato un indice esclusivamente diatomico che si rifà anch'esso alla formula del sistema saprobico. L'Eutrophication Pollution Index (EPI) (Dell'Uomo, 1996), sulla base dell'esame di circa un centinaio di specie indicatrici, conduce alla definizione di 8 classi di qualità. Tale metodologia, anche se non ancora sufficientemente testata, presenta, per l'applicazione in Italia, l'indubbio vantaggio di poter utilizzare un elenco di specie per cui sia il valore indicatore sia la sensibilità sono state studiate nel nostro Paese anche se esclusivamente in ambito appenninico.

Relativamente alla componente vegetale presente nelle acque correnti superficiali, gli indici diatomici sono i più diffusi e presentano il più avanzato stato di standardizzazione. Peraltro, l'esistenza di decine di indici basati sull'osservazione delle diatomee per il monitoraggio dei fiumi ha prodotto confusione, rendendo più difficile la comprensione della validità di questo approccio e la sua diffusione. Il problema della mancata uniformità dell'informazione in questo settore ha determinato il tentativo di standardizzare gli indici basati sulle diatomee, al fine di renderne possibile l'applicazione a tutti i fiumi delle regioni europee (Descy & Coste, 1991; Bielli et al. 1999). Per l'Italia, deve ancora essere verificata l'applicabilità di indici standardizzati nei bacini delle regioni nord-europee.

Tra i principali limiti all'applicazione degli indici diatomici si devono aggiungere la difficoltà nell'identificazione sistematica delle specie nonché la mancanza di certezze sulle indicazioni fornite da questi indici nel caso di inquinamento da erbicidi o altri composti organici; al momento la sperimentazione è stata limitata al rilevamento di effetti dovuti all'alterazione dello stato trofico, della forza ionica, o alla presenza di elevati carichi di sostanza organica.

6. INDICI MACROFITICI

Appartengono all'aggruppamento delle macrofite acquatiche numerose specie vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e l'essere rinvenibili sia in prossimità sia all'interno di acque dolci superficiali (lotiche e lentiche); si tratta per la massima parte di Fanerogame erbacee, ma tale gruppo è composto anche da un piccolo contingente di Pteridofite, da numerose Briofite (Epatiche e Muschi), nonché da alghe macroscopiche (formanti filamenti macroscopicamente visibili).

I popolamenti a macrofite acquatiche sono studiati ormai da anni anche allo scopo di correlare composizione e struttura del popolamento con la qualità o, più genericamente, le caratteristiche degli ecosistemi fluviali in cui si rinvergono (Butcher, 1933; Holmes & Whitton, 1977; Wiegand, 1981; Carpenter & Lodge, 1986; Haslam, 1987; Leglize et al., 1990;

Grasmuck, 1993; Tremp & Kohler, 1995; Botineau & Ghestem, 1995; Grasmuck et al., 1995; Haury, 1996, Bielli et al., 1999).

Gli indici basati sull'uso delle macrofite acquatiche danno indicazioni complessive sulle qualità dell'acqua e sul livello di alterazione dei corsi d'acqua (Caffrey, 1987; Haury & Peltre, 1993; Kelly & Whitton, 1995; Haury et al., 1996), in particolare sono particolarmente sensibili nei confronti dell'inquinamento di natura organica che potrebbe essere sottostimato dagli indici macrobentonici (Kelly & Whitton, 1995; Robach et al., 1996).

Normalmente la determinazione si spinge al genere per le alghe ed alla specie per la maggior parte delle altre macrofite.

Rispetto agli indici diatomici, quelli a macrofite sono stati ideati più tardi, a partire dagli anni '70. Anche per quanto riguarda la struttura dell'indice, non si evidenzia l'omogeneità riscontrabile per gli indici diatomici.

Esistono numerosi indici diversamente strutturati: alcuni metodi conducono al calcolo dell'indice attraverso la valutazione di presenza/assenza ed abbondanza di un numero limitato di specie indicatrici opportunamente scelte e raccolte in *gruppi di sensibilità*; altri metodi sono, invece, strutturati in maniera simile agli indici diatomici: sono individuate numerose specie indicatrici a ciascuna delle quali è attribuito un indice di sensibilità nei confronti dei fenomeni di alterazione ambientale. Appartengono a questa seconda tipologia vari indici che, però, si differenziano l'uno dall'altro per la presenza o meno dell'attribuzione di un valore indicatore, piuttosto che per la presenza o meno di modalità attraverso le quali tenere conto di valori di copertura o sociabilità delle specie (o dei taxa) considerati e, infine, per le modalità con cui viene delimitato l'area del rilievo.

In gran parte, gli indici macrofitici conducono alla possibilità di attribuire una porzione del corso d'acqua in esame ad una classe di qualità.

A lungo sono stati più diffusi i metodi fondati sull'uso di diversi gruppi di organismi con analoghi livelli di sensibilità che, in funzione alla loro presenza-assenza ed abbondanza, danno indicazioni sulla qualità dell'acqua.

Il Macrophyte Index Scheme (MIS) (Caffrey, 1987) utilizza un limitato numero di specie indicatrici che suddivide in 4 classi di sensibilità. I rapporti di abbondanza tra le specie che compongono i 4 gruppi di sensibilità vengono ricondotti, mediante una tabella di conversione, a 5 classi di qualità. La metodologia è finalizzata alla valutazione dell'inquinamento organico. Tale indice pare abbia dato risultati apprezzabili anche in Italia, lungo corsi d'acqua in cui è stato possibile rinvenire diverse porzioni colonizzate da cenosi a macrofite, anche confrontando i risultati con quelli relativi all'applicazione dell'EBI (Turin & Wegher, 1991). Il limite principale del MIS consiste nel fatto che risulta applicabile, nei nostri corsi d'acqua, solo in un limitato numero di località, poiché è molto limitato il numero di stazioni in cui è significativa la presenza delle specie individuate come specie indicatrici.

Il Plant Score (Harding, 1981; 1996) utilizza circa 70 specie indicatrici per ciascuna delle quali individua indici specifici di sensibilità. Sommando gli indici specifici delle piante rilevate si arriva al calcolo del Plant Score che può variare da 0 a 100, mentre gli indici specifici (si tratta di indici specifici di sensibilità in scala crescente) possono variare tra 1 e 10.

L'indice trofico (Newbold & Holmes, 1987) prende in considerazione oltre un centinaio di specie per le quali viene indicato un valore specifico di tolleranza ad elevati livelli di trofia, che può variare tra 1 e 150. L'Indice Trofico complessivo, per il tratto considerato, è dato dalla somma degli indici specifici delle specie rinvenute diviso il numero di specie stesse.

Il Damage Rating Method (Haslam & Wosley, 1981; Haslam, 1987) ha l'obiettivo di valutare il popolamento censito in funzione di quello atteso in un corso d'acqua privo di disturbo. Si considerano circa 70 specie indicatrici, scelte anche perché di facile determinazione. Haslam descrive le fitocenosi attraverso criteri che sono la diversità floristica, la copertura, la proporzione di specie tolleranti e quella di specie favorite dall'inquinamento. Per ciascuna stazione, secondo questi parametri, vengono calcolati gli Indici di Danno per ciascuna specie. La somma di questi indici parziali definisce un Tasso di Danno per la stazione compreso tra 0 e 22. Questa metodologia che apparentemente risulta complessa, presenta il suo limite principale nella difficoltà di individuare con chiarezza popolamenti di riferimento attendibili.

L'Indice Macrofitico GIS del Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) (Haury et al., 1996) nasce dagli studi di un gruppo di lavoro francese composto da tecnici e ricercatori appartenenti a Enti di Ricerca o preposti al monitoraggio ambientale sul tema "Macrofite delle Acque Interne". Sono state individuate circa duecento specie o taxa indicatori, per i quali sono stati definiti indici specifici di sensibilità C_s , compresi tra 0 e 1 (C_s vicini a 10 indicano situazioni ottimali; per contro, valori di C_s vicini allo 0 sono propri di ambienti che si trovano in gravi condizioni di disturbo). Il metodo non considera le specie che non potrebbero essere determinate in situ; per le alghe e per alcune briofite acquatiche (dei generi *Fissidens* e *Sphagnum*) sono stati presi in considerazione i generi, in quanto la determinazione alla specie non potrebbe essere effettuata in campo. Una particolarità di grande rilievo della metodica consiste nel fatto che non vengono considerate solo le macrofite presenti nell'alveo di magra definito come zona acquatica, ma anche quelle comunque presenti nel greto asciutto in una porzione alveale che viene definita zona sopra-acquatica. La zona sopra-acquatica è caratterizzata ed individuabile in quanto inondata per almeno il 40% dell'anno, in alternativa ad una zona acquatica costantemente sommersa (Holmes & Whitton, 1977; Haury et al., 1996). Il Groupement d'Intérêt Scientifique ha formalizzato diverse tipologie di indici macrofitici che prevedono il rilevamento della sola zona acquatica o di entrambe le zone e che considerano le specie presenti solo dal punto di vista della presenza-assenza o anche valutandone l'abbondanza-dominanza.

I valori di Indice GIS che si ottengono sono correlabili con concentrazioni medie di azoto ammoniacale e fosforo sotto forma di ortofosfati rilevabili nelle acque della stazione di rilevamento.

Tale famiglia di indici è particolarmente interessante perché risulta applicabile in un numero di stazioni decisamente maggiore rispetto agli altri metodi: infatti è abbastanza usuale, anche lungo i corsi d'acqua del nostro Paese, trovare comunque popolamenti di greto che possono essere utilmente analizzati con questi indici.

Gli indici macrofitici sono ampiamente utilizzati in Irlanda, Regno Unito, Francia e Austria (Turin & Wegher, 1991; Haury & Peltre, 1993; Kelly & Whitton, 1995; Tremp & Kohler, 1995; Önorm, 1995; Haury et al., 1996); in Italia sono in corso alcune sperimentazioni (Betta & Minciardi, 2001).

Lungo i corsi d'acqua italiani non sempre è possibile rinvenire popolamenti macrofitici strettamente acquatici (ovvero costituiti da specie sempre completamente o parzialmente in acqua); non solo in relazione a fenomeni di alterazione ambientale quanto, piuttosto, a causa di caratteristiche morfologiche proprie dei nostri corsi d'acqua. E' più utile, quindi, riferirsi a indici macrofitici che prendano in considerazione non solo le macrofite strettamente acquatiche ma anche quelle presenti nell'ambito dell'alveo di morbida (Betta & Minciardi, 2001).

Inoltre, per il nostro paese, al fine di valutare correttamente il livello di alterazione ambientale sulla base dei popolamenti macrofitici, è importante che venga affrontato il problema della definizione delle comunità attese. In altre parole, gli indici a macrofite, utilizzati per lo più in Europa, devono essere tarati, attraverso un processo di validazione, sulle caratteristiche dei nostri corsi d'acqua anche attraverso studi di tipificazione dei popolamenti vegetali cui fanno riferimento (Bielli et. al, 1999; Betta & Minciardi, 2001).

E' evidente come si sia ancora lontani dalla possibilità di definire un unico o un limitato numero di indici a macrofite per l'Italia; peraltro, può essere utile individuare una metodologia di campionamento e rilevamento che renda possibile il confronto dei dati e l'elaborazione degli stessi anche a distanza di anni.

7. INDICI BASATI SULLA VALUTAZIONE DELLE FORMAZIONI VEGETALI RIPARIE

L'ambiente ripario è una zona di interfaccia o ecotono tra l'ambiente acquatico in senso stretto e il territorio circostante, contigua al corso d'acqua ed ancora interessata dalle piene o dalla falda freatica fluviale. La definizione di ambiente ripario è strettamente connessa a quella di vegetazione riparia: è proprio la presenza delle formazioni vegetali ripariali che delimita ed evidenzia l'esistenza di una zona riparia, rendendo possibile la distinzione tra aree prossime all'alveo, in cui la vegetazione è ancora influenzata dal corso d'acqua, e aree circostanti in cui sono insediate le formazioni zonali (Siligardi et al., 2001; Betta & Minciardi, 2001)

Dal punto di vista strutturale, la copertura vegetale degli ambienti ripari è costituita da diverse formazioni vegetali che si insediano, una di fianco all'altra, con sviluppo parallelo rispetto al corso d'acqua, a partire dal limite esterno dell'alveo di morbida, strutturandosi in fasce di vegetazione. A partire dal limite dell'acqua, nell'alveo di morbida, si rinviene la fascia a erbacee pioniere di greto: tale popolamento non viene considerato ripario, ma piuttosto appartiene all'insieme dei popolamenti acquatici in senso lato. Successivamente, nella porzione di letto definibile come alveo di piena, si rinvencono le formazioni arbustive riparie, generalmente a prevalenza di salici (saliceti arbustivi). Le formazioni arboree riparie, spesso a prevalenza di ontani (ontaneti) e/o di salici arborei (saliceti) e pioppi, si insediano esternamente agli arbusteti.

Il climax delle formazioni vegetali dei corsi d'acqua è di tipo azonale, ovvero non segue una precisa zonazione climatica, dipendendo piuttosto da fattori edafici. Infatti, la presenza di condizioni edafiche estreme condiziona fortemente i popolamenti, determinando l'instaurarsi

di paraclimax, (climax edafico piuttosto che climatico), causato dall'impossibilità di raggiungere gli stadi più evoluti nelle serie dinamiche di vegetazione.

Il flusso idrico, comportandosi come una sorta di nastro trasportatore, contribuisce alla diffusione delle specie vegetali insediate lungo le sue sponde determinando il mantenimento di una relativa uniformità dei popolamenti vegetali lungo il corso d'acqua (Siligardi et al., 2001)

Anche le formazioni che costituiscono le fasce di vegetazione ripariale, analogamente a quelle ascrivibili alle macrofite acquatiche, sono costituite da un numero relativamente limitato di specie diffuse in tutta Europa: ne deriva, quindi, sia una certa semplificazione per quel che riguarda la determinazione degli organismi, sia la possibilità di utilizzare metodologie comuni per gran parte del continente.

La valutazione della vegetazione delle fasce riparie, è stata presa in considerazione solo in tempi relativamente recenti negli studi di indicizzazione ambientale. Non si può prescindere da tale componente per dare una valutazione complessiva dell'ecosistema fluviale anche in ragione delle importantissime funzioni che essa svolge in tale contesto (ad esempio funzioni autodepurative, costituzione di microhabitat, apporto di sostanza organica) (Naiman & Décamps, 1997; Haslam, 1997).

Le formazioni vegetali riparie sono spesso oggetto di indagine nell'ambito di metodologie di indicizzazione che prendono in considerazione la globalità dell'ecosistema fluviale, che considerano le fasce di vegetazione riparia una delle componenti da esaminare.

Spesso la vegetazione riparia è stata oggetto di studi finalizzati non tanto alla costruzione di indici quanto, piuttosto, alla formulazione di metodiche di valutazione settoriali, più correttamente definibili come procedure utili per la razionalizzazione e l'esplicitazione di scelte pianificatorie e/o gestionali.

Gli indici basati esclusivamente sul rilevamento delle fasce di vegetazione riparia sono in genere formulati considerando sia la struttura sia la composizione floristica delle cenosi. I vari indici si differenziano per la scelta del criterio valutativo utilizzato. In altre parole, l'indice può avere come comunità di riferimento o quella a massima naturalità vegetazionale, o quella a massima diversità specifica, o quella a massima diversità vegetazionale. In massima parte gli indici applicati sono costruiti in modo tale da valutare la distanza dal climax delle formazioni vegetali che si rinvergono lungo il corso d'acqua in esame.

In Italia sono stati compiuti negli ultimi anni studi finalizzati alla definizione di metodologie di indicizzazione relative alle fasce riparie (Bracco et al., 1984; Ferrari & Dell'Aquila, 1995) e indagini che hanno comportato l'applicazione delle stesse (Canalis et al., 1997; Betta & Minciardi, 2001)

Tra tutte le metodologie che sono state utilizzate in Italia, ci si può riferire, in particolare, all'indice VVA (Valore Vegetazionale di Alveo) (Ferrari & Dell'Aquila, 1995). Tale indice ha l'obiettivo di valutare la naturalità della copertura vegetale lungo i corsi d'acqua. Il metodo prevede un sistema di valutazione delle tipologie fisionomico strutturali (di copertura vegetale e/o di uso del suolo) delle cenosi rilevate e, attraverso l'uso di una tabella, attribuisce a ciascuna di esse un valore vegetazionale specifico, denominato v.v.a._j, definito sulla base della distanza dal climax della tipologia stessa.

L'indice VVA, basandosi sulla valutazione delle fasce di vegetazione ripariale, risulta ampiamente applicabile in Italia, dove tali formazioni, anche se spesso molto sottili, sono ancora diffuse. La procedura di applicazione dell'indice prevede che in campo si rilevino le diverse tipologie vegetazionali, delimitandone lo sviluppo lineare (lungo l'asta fluviale) sul supporto cartografico utilizzato per il rilievo. Successivamente, sulla base dello sviluppo lineare totale (lungo tutto il corso d'acqua) che ciascuna tipologia presenta, viene calcolato il "valore vegetazionale di alveo territoriale" ($v.v.a.t._j$) che quindi è caratteristico per quella tipologia vegetazionale in quel corso d'acqua. Sommando tutti i $v.v.a.t._j$ ottenuti per l'intero corso d'acqua si ottiene il "valore vegetazionale di alveo totale" ($v.v.a.t.$). Infine, si procede al calcolo del V.V.A., dividendo il $v.v.a.t.$ per il $v.v.a.t._{max}$, massimo valore di alveo totale che il corso d'acqua assumerebbe se la vegetazione riparia fosse quella a massima naturalità, ottenendo un valore compreso tra 0 e 1. La metodologia prevede quindi l'assegnazione di un unico Valore Vegetazionale di Alveo per l'intero corso d'acqua.

Tale metodica di valutazione della componente ripariale sembra possedere discrete caratteristiche di affidabilità e di spedività, e si presta ad avere ambiti di applicabilità molto ampi nel nostro paese.

Anche per le metodologie che considerano la vegetazione riparia sussiste, seppur in minor misura rispetto agli indici relativi a diatomee e macrofite, il problema della definizione delle comunità attese. Sarebbe auspicabile progredissero studi tendenti alla caratterizzazione e tipificazione delle tipologie di vegetazione riparia a cui riferirsi come termine di paragone per la definizione della comunità di riferimento. Va comunque sottolineato come esista una sostanziale differenza tra i metodi che si riferiscono alle diatomee ed alle macrofite rispetto a quelli che valutano la vegetazione riparia: mentre per i primi sono previsti rilevamenti di tipo puntuale, quasi tutte le metodologie che prendono in considerazione la componente riparia vanno applicate lungo la totalità delle rive di un corso d'acqua. (Bielli et al., 1999; Betta & Minciardi, 2001).

8. BIBLIOGRAFIA

AFNOR (1985) – Essais de eaux. Détermination de l'indice biologique global (IBG). Afnor T, 90-350.

Agences de l'Eau (1998) – SEQ Physique. A system for the evaluation of the physical quality of watercourses. 16 pp., Agences de l'Eau

Agences de l'Eau (1999a) – Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau (S.E.Q.). Les Etudes de l'Agences de l'Eau, **72**, 1-12.

Agences de l'Eau (1999b) – Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (Version 1) Les Etudes de l'Agences de l'Eau, **64**, 1-59.

Alba-Tercedor J. & Sanchez-Ortega A. (1988) – Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). Limnética, **4**, 51-56.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. (1983) – The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Res., **17**, 333-347.

Betta G. & Minciardi M.R. (2001) – Indicizzazione delle cenosi vegetali in ambienti fluviali: il caso della Stura di Lanzo (TO). ENEA, RT/AMB/.

Bielli E., Buffagni A., Cotta Ramusino M., Crosa G., Galli P., Guzzella L., Guzzi L., Minciardi M.R., Oddo N., Spaggiari R. & Zoppini A. (1999) – Linee guida per la classificazione biologica della acque correnti superficiali. Manuale 191. 59 pp., UNICHIM Milano

Boon P.J., Holmes N.T.H., Maitland P.S., Rowell T.A. & Davies J. (1997) – A system for evaluating Rivers for conservation (SERCON): development, structure and function. In: Boon P.J. & Howell D.L. (eds.): "Freshwater quality: defining the indefinable?", 299-326, The Stationery Office, Edinburgh.

Borsant G. & Premazzi G. (1992) - Gli indici biotici utilizzati per la valutazione della qualità delle acque dolci superficiali. - EUR 14488 IT, 78 pp. Commissione della Comunità Europea. Centro Comune di Ricerca. Istituto dell'Ambiente.

Botineau M. & Ghestem A. (1995) - Caractérisation des communautés des macrophytes aquatiques (plantes vasculaires, bryophytes, lichen) en Limousin. Leurs relations avec la qualité de l'eau. Acta botanica Gallica, **142**(6), 585-594.

Bracco F., Sartori F. & Terzo V. (1984) – Indagine geobotanica per la valutazione di un'area della bassa padania occidentale. *Atti Ist. Bot. e Lab. Critt.*, **7**(3), 5-50.

Braioni M.G. & Penna G. (1998) – I nuovi indici ambientali sintetici di valutazione della qualità delle rive e delle aree riparie: Wild State Index, Buffer Strip Index, Environmental Landscape Indices: il metodo. *Biologia Ambientale* **6**, 3-38.

Briggs M.K., Schmid M.K. & Halvorson W.L. (1997) – Monitoring riparian ecosystems: an inventory of riparian habitat along Rincon Creek near Tucson, AZ – USGS Technical Report 58, 78 pp.

Burton M.A.S. (1990) - Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial habitats. *Botanic Journal of Linnean Society*, **104**, 267-280.

Butcher R.W. (1933) - Studies on the ecology of rivers - I: on the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology*, **21**, 58-91.

Caffrey J.M. (1987) - Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In: Richardson D. H. S. (Ed.): "Biological indicators of pollution. Dublin, 24-25 february 1986", 77-87, Royal Irish Academy.

Canalis L., Bari A., Minciardi M.R., Rossi G.L. & Badino G. (1997) - Confronto tra diverse metodologie di valutazione della qualità ambientale del canale Naviglia (Piemonte occidentale - Italia). *S.I.T.E. Atti*, **18**, 465-467.

Cagnoli P. & Zavatti A. (1997) - Dati e indicatori e indici ambientali. *S.I.T.E. Notizie*, **XVII**, 46-48.

Cairns J.Jr. (1990) - The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. *Environ. Prof.*, **12**, 169-176.

Carpenter S.R. & Lodge D.M. (1986) - Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, **26**, 341-370.

CEMAGREF (1982) – Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E., 218 pp., A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon.

Chambers P.A. & Prepas E.E. (1994) - Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Research*, **29**, 453-464.

Collins G.B. & Weber D.I. (1978) - Phycoperiphyton (algae) as indicators of water quality. Transaction of the American Microscopical Society, **97**, 36-43.

De Pauw N. & Hawkes H.A. (1993) - Biological monitoring of river water quality. - In: W.J. Walley e S. Judd (eds.): "River water quality monitoring and control", 87-111, Aston Univ. U.K.

De Pauw N. & Vanhooren G. (1983) - Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia, **100**, 153-168.

Dell'Uomo A. (1981) - Alghe di acque correnti e loro impiego come bioindicatori. Giornale Botanico Italiano, **115**, 327-342.

Dell'Uomo A. (1996) - Assessment of water quality of an apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. - In: Whitton B. A., Rott E. (Eds): "Use of algae for monitoring rivers II", 65-72.

Dennison W.C., Orth R.J., Moore K.A., Stevenson J.C., Carter V., Kollar S., Bergstrom P.W. & Batiuk R.A. (1993) - Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. BioScience, **43**, 86-94.

De Pauw N., Ghetti P.F., Manzini P. & Spaggiari R. (1992) - Biological assessment methods for running waters. Proceedings: "River Water Quality. Ecological assessment and control. - Commission of the European Communities Bruxelles 1991".

Descy J.P. & Coste M. (1989) - Application d'un nouvel indice diatomique (indice CEE 88) au Réseau National du Bassin Rhône - Méditerranée - Corse. - Rapport d'études, 86pp., Agences de l'eau RMC

Descy J.P. & Coste M. (1990) - Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. - Namur: UNECED Namur/Bordeaux: CEMAGREF.

Descy J.P. & Coste M. (1991) - A test of methods for assessing water quality based on diatoms. Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**, 2112-2116.

DIN (1990) -Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch- ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M): Bestimmung des Saprobienindex (M2). - 38410 Teil 2.

EPA (1997) - Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers.

Fabri R. & Leclercq L. (1986) – Diatom communities in the rivers of Ardennes (Belgium): natural types and impact of pollutions. – In: Ricard M. (ed.): “Proceedings of the 8th International Diatom Symposium. Paris 1984”, 337-346, O.Koeltz Publ. Koenigstein.

Ferrari C. & Dell'Aquila L. (1995) - Aspetti vegetazionali delle aste fluviali principali del bacino idrografico del fiume Reno nel territorio montano e collinare. Sintesi dei risultati. Atti del Seminario: “Gli indicatori biologici nell'analisi della qualità dei corsi d'acqua del bacino idrografico del fiume Reno: esperienze e prospettive. - Bologna, 26 maggio 1995”, 16 pp.

Franzen W.G. & McFarlane G.A. (1980) - An analysis of the aquatic macrophyte, *Myriophyllum exalbens*, as an indicator of metal contamination of aquatic ecosystems near a base metal smelter. Bulletin of Environmental, Contamination and Toxicology, **24**, 597-605.

Ghetti P.F. (1986) – I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione Indice Biotico E.B.I. modificato. 111 pp., Provincia Autonoma di Trento,

Ghetti P.F. (1995) – Indice Biotico Esteso I.B.E. (Metodi di analisi per ambienti di acque correnti). IRSA-CNR Notiziario dei metodi analitici, **100 Suppl.**, 1-24.

Ghetti P.F. (1997) – Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. 222 pp., Provincia Autonoma di Trento.

Ghetti P.F. & Bonazzi G. (1981) – I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. Collana P.F. Promozione della qualità dell'ambiente CNR AQ/1/127.

Grasmuck N., Haury J., Leglize L. & Muller S. (1993) - Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. Ann.ls de Limnologie, **29**(3-4), 223-237.

Grasmuck N., Haury J., Leglize L. & Muller S. (1995) - Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. Hydrobiologia, **300/301**, 115-122.

Guzkowska M.A.J. & Gasse F. (1990) - Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes. Freshwater Biology, **23a**, 233-250.

Harding J.P.C. (1981) – Macrophytes as a monitors of river quality in the Southern N.W.W.A. area. TS-BS-81-2, 54pp., North West Water Athority, Rivers Division.

- Harding J.P.C. (1996) – Use of algae for monitoring rivers in the United Kingdom. Recent developments. – In: Whitton B.A., Rott E. (eds.): “Use of algae for monitoring rivers. II”, 125-133, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck.
- Haslam S.M. (1987) - River plants of Western Europe. The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community, 504 pp., Cambridge University Press.
- Haslam S.M. (1997) - River types in relation to river vegetation. - In: “The River Scene”, 71-142, Cambridge University Press.
- Haslam S.M. & Wosley (1981) – River Vegetation: its identification, assessment and management. Cambridge University Press.
- Haury J. (1996) - Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in Normandy river. *Hydrobiologia*, **340**, 43-49.
- Haury J. & Peltre M.C. (1993) - Intérêts et limites des “indices macrophytes” pour qualifier la mésologie et la physicochimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Annls de Limnologie*, **29**(3-4), 239-253.
- Haury J., Peltre M.C., Muller S., Tremolières M., Barbe J., Dutartre A. & Guerlesquin M. (1996) - Des indices macrophytes pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières proposition. *Ecologie*, 233-244.
- Hellawell J.M. (1989) - Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. 546 pp., Elsevier Applied Science.
- Hill B.H. (1997) - Aquatic plant communities for impact monitoring and assessment. - In: Wang W., Gorsuch J.W. & Hughes J.S. (Eds): “Plants for Environmental Studies.” - 277-305.
- Holmes N.T.H. (1983) - Typing British rivers according to their flora. Focus on nature conservancy 4. 194 pp., Nature Conservancy Council. U.K.
- Holmes N.T.H. & Whitton B.A. (1977) - The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, **7**, 43-60.
- Kelly M.G., Penny C.J. & Whitton B.A. (1995) – Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river quality. *Hydrobiologia* **302**, 179-188.
- Kelly M.G. & Whitton B.A. (1995) - Plants for monitoring rivers. – Proceedings “Workshop, Durham, 26-27 September 1994”. 34 pp., National Rivers Authority.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1902) – Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserrein, **1**, 33-72.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1908) – Ökologie der pflanz-lichen Saprobien. Ber. Dtsch. Bot Ges., **26**, 505.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1909) – Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., **2**, 126-152.

Lange-Bertholot H. (1979) – Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedw. **64**, 285-304.

Leglise L., Peltre M.C., Decloux J.P., Duval T., Paris P. & Zumstein J.F. (1990) - Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée. Atti "14^e Conférence du COLUMA. Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes. Versailles, 23-24 janvier 1990", 237-245, ANPP.

Leonard S., Staidl G., Fogg J., Gebhardt K., Hagenbuck W. & Pritchard D. (1992) – Riparian area management: procedures for ecological site inventory – with special reference to riparian-wetland sites. TR-1737-7, 135 pp., US Dep. of Interior, Bureau of Land Management.

Lewis M.A. & Wang W. (1997) - Water quality and aquatic plants. In: Wang W., Gorsuch J.W. & Hughes J.S. (Eds.): "Plants for Environmental Studies", 141-175.

Metcalf-Smith J.L. (1994) – Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Calow & Petts (eds.): "The Rivers Handbook. II", 144-170, Blackwell Sci. Pub., London.

Naiman R.J. & Décamps H. (1997) - The ecology of interfaces: Riparian Zones. Annual Review of Ecology and Systematics, **28**, 621-658.

NBN (1984) – Norme belge T 92-402. Qualité biologique des cour d'eau. Détermination de l'indice biotique se basant sur les macro-invertébrés aquatiques. 11 pp., Institut Belge de Normalisation.

Newbold C. & Holmes N.T.H. (1987) – Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. Water Pollution Control, **86**, 345-364.

Newman M.C. & McIntosh A.W. (1989) - Appropriateness of Aufwuchs as monitor of bioaccumulation. Environmental Pollution, **60**, 83-100.

ÖNORM (1995) - Guidelines for the ecological study and assessment of rivers M 6232 E, 1-10.

Patrick R. (1973) - Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. In: "Biological Methods for the Assessment of Water Quality". ASTM STP 528, 76-95, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

Petersen R.C. (1992) - The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, **27**, 295-306.

Platts W.S., Armour C., Booth G.D., Bryant M., Bufford J.L., Culpin P., Jensen S., Leinkaemper G.W., Minshall G.W., Monsen S.B., Nelson R.L., Sedell J.R. & Tuhy J.S. (1986) - Method for evaluating riparian habitats with applications to management. General Technical report INT-221, 177 pp. U.S. Dep. of Agriculture, Forest Service

Prygiel J. & Coste M. (1995) - Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courants continentales: les principales méthodes indicielles. *Vie Milieu*, **45**(3/4), 179-186.

Prygiel J., Leveque L. & Iserentant R. (1996) - Un nouvel Indice Diatomique Pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des Sciences de l'Eau*, **1**, 97-113.

Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I.R. & Rouen K.J. (1998) - River Habitat Quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. River Habitat Survey Report, 2, 86 pp.

Robach F., Thiébault G., Trémolières M. & Muller S. (1996) - A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acid waters in north-east France. *Hydrobiologia*, **340**, 67-76.

Rott E. (1991) - Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. (eds.): "Use of algae for monitoring rivers", 9-16.

Round F.E. (1993) - A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality. Methods for the examination of waters and associated materials. H.M. Stationary Office, London.

Round F.E., Crawford R. & Mann D. (1990) - The diatoms. Biology and morphology of the genera. 747 pp., Cambridge University Press.

Rumeau A. & Coste M. (1988) - Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche et Piscic.*, **309**, 1-69.

Schiefele S. & Kohmann F. (1993) – Bioindikation der trophie in Fliessgewässern. – Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Wasserwirtschaft. Forschungsbericht 102 01 504 Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Siligardi M. (1997) - Ecologia del paesaggio e sistemi fluviali. In: Ingegnoli V. (Ed.): "Esercizi di ecologia del paesaggio." 73-103, Città Studi Edizioni.

Siligardi M., Cappelletti C., Chierici M., Ciutti F., Egaddi F., Maiolini B., Mancini L., Monauni K., Minciardi M.R., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R. & Zanetti M. (2001) – Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F. Manuale di applicazione. – ANPA.

Siligardi M & Maiolini B. (1993) – L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini. Guida all'uso della scheda RCE-2. *Biologia Ambientale* 2, 18-24.

Trempe H. & Kohler A. (1995) - The usefulness of macrophyte monitoring-system, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta botanica Gallica*, 142(6), 541-550.

Tuffery G. & Vernaux J. (1968) – Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. 23 pp., Min. Agriculture CERAFER Section Pêche et Pisciculture

Turin P. & Wegher M. (1991) - Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque. *Biologia ambientale*, 3-4, 10-16.

Vismara R. (1996) - Indicatori ed Indici. In: Vismara R. & Zavatti A. (Eds.): "Indicatori e scale di qualità" Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale 53, 1-17, Pitagora Editrice Bologna.

Vismara R. & Zavatti A. (1996) - Indicatori e scale di qualità. 378 pp., Pitagora Editrice Bologna.

Wetzel R.G. (1983) – Periphyton of freshwater ecosystems. *Developments in Hydrobiology*, 17, 1-346.

Wiegand G. (1981) - Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. *Colloq. phytosoc. Végétations aquatiques*, X, 69-83.

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

Woodiwiss F.S. (1978) – Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Summary Report Commission of the European Communities.

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