

# **Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive**

**Maria Rita Minciardi<sup>1\*</sup>, Rossana Azzollini<sup>2</sup>, Daniela Spada<sup>1</sup>**

*1 Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura, Centro Ricerche ENEA di Saluggia. Strada per Crescentino 13043 Saluggia (VC)*

*2 ARPA Valle d'Aosta, Località Grande Charrière 44, 11020 Saint-Christophe (AO)*

*\* Referente per la corrispondenza: mariarita.minciardi@enea.it*

## **Riassunto**

In Europa, sin dagli anni '70, le macrofite acquatiche sono studiate come comunità bioindicatrice. Negli anni '90 vengono formalizzati i primi Indici Macrofitici efficienti; tali indici sono orientati soprattutto alla valutazione dello stato trofico. La Direttiva 2000/60/CE pone le macrofite tra gli elementi di qualità ecologica per le acque correnti; dal 2000 vari paesi europei hanno dovuto definire metodologie di valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici in funzione dello stato ecologico della comunità macrofitica. Gli Indici trofici sono risultati, quindi, non totalmente conformi a quanto richiesto dalla Direttiva; per contro, l'utilità delle macrofite per la valutazione dello stato trofico ha condotto molti paesi europei a continuare ad usare e, in certi casi, a formalizzare ex novo, indici di stato trofico da utilizzare congiuntamente agli indici di stato ecologico. Le ricerche condotte da ENEA negli ultimi 10 anni nel bacino padano hanno portato all'avvio di una prima caratterizzazione della comunità in vari ambiti fluviali – dai corsi d'acqua alpini ai corsi d'acqua di pianura – e hanno avviato la sperimentazione di indici macrofitici europei.

I risultati confermano la presenza di comunità significative e valutabili in ogni tipologia fluviale e l'efficienza delle macrofite come comunità bioindicatrice. Si evidenzia, inoltre, la significativa uniformità delle comunità a scala biogeografica (fatta salva la diversità tipo-specifica). Le sperimentazioni condotte hanno permesso, inoltre, di verificare l'applicabilità e di validare alcuni indici macrofitici di valutazione dello stato trofico utilizzati in Europa. Nonostante questi studi possano fornire una prima caratterizzazione delle comunità, per arrivare alla definizione di un indice di stato ecologico italiano (attraverso la definizione di condizioni di riferimento tipo-specifiche) è necessario effettuare studi di caratterizzazione aggiuntivi.

PAROLE CHIAVE: macrofite acquatiche / indici macrofitici / bacino padano / WFD

## **Assessment of river systems in the Po plain with macrophyte communities as bioindicators: results, future applications and knowledge gaps**

Studies of aquatic macrophytes as bioindicator community have been carried out since 1970 in many European countries. Efficient Macrophytes Indices, mainly for the assessment of trophic state of aquatic ecosystem, have been implemented in nineties. Since 2000, macrophytes are one of the ecological quality elements considered by the Water Framework Directive (WFD) for running waters. Each member state has to define WFD methodologies compliant to evaluate the ecological status of water bodies with macrophyte indices. Trophic indices are also still considered as very useful in all European countries. In Italy, studies on macrophytes as bioindicators for running waters have been carried out by ENEA during the last 10 years. Macrophyte communities have been analysed in several river typologies in the Po basin, from Alps to the Po plain. These studies allowed the experimental application of several European trophic macrophyte indices. We demonstrated that the macrophyte community was an efficient bioindicator. Substantial and assessable macrophyte communities were found in all river typologies. A considerable floristic and structural similarity of the macrophyte communities was found in similar river typologies at the national scale. This study reports the validation of some European trophic macrophyte indices, which can be correctly applied to river typologies in the Po basin. Although a first characterization of aquatic macrophytes communities was performed in order to develop an Italian index to assess ecological status of running waters, further studies are required to achieve national standards for this biological element.

KEY WORDS: aquatic macrophytes / macrophytes indices / Po basin / FWD

## INTRODUZIONE

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e la colonizzazione di habitat litoranei e strettamente acquatici negli ecosistemi di acque dolci superficiali, sia lotici che lentici. Comprendono molte fanerogame erbacee, un piccolo contingente di pteridofite, numerose briofite, numerose alghe macroscopicamente visibili (NEWMAN *et al.*, 1997; BIELLI *et al.*, 1999; AFNOR, 2003; CEN, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2003, APAT, 2007). Le macrofite costituiscono una comunità piuttosto eterogenea quasi onnipresente nei corsi d'acqua anche se dai più scarsamente conosciuta (HAURY *et al.*, 2000; MINCIARDI *et al.*, 2003; CHAUVIN *et al.*, 2006) la cui definizione nasce, su base funzionale, proprio nell'ambito degli studi di bioindicazione.

La composizione e la struttura della comunità sono determinate dall'interazione del complesso dei fattori ambientali che agiscono sulle comunità presenti in un corso d'acqua.

Negli ambienti acquatici, in particolare negli ecosistemi di acque correnti, sono presenti fattori limitanti che determinano la costituzione di comunità vegetali azonali a scarso o nullo determinismo climatico e a prevalente determinismo edafico. La presenza di condizioni edafiche estreme condiziona le comunità, determinando l'instaurarsi di cenosi non climatiche (HASLAM, 1987; PEDROTTI e GAFTA, 1996; NAIMAN e DÉCAMPS, 1997; SCHNITZLER-LENOBLE, 2007).

L'azione meccanica del corso d'acqua (*water force*) e l'anossia radicale a cui sono soggette le tracheofite radicate, sono i fattori che prioritariamente determinano l'azonalità delle cenosi. Altri fattori rilevanti sono l'intensità luminosa (condizionata a sua volta da fattori quali torbidità e ombreggiamento), la concentrazione di nutrienti, la granulometria del substrato; ma giocano un ruolo importante fattori quali la morfologia del corso d'acqua, la portata, la profondità, la velocità della corrente, la temperatura, il chimismo dell'acqua e del substrato, le interazioni con le altre componenti del biota (HASLAM, 1997; HAURY *et al.*, 2000; NAIMAN *et al.*, 2005). Il regime idrologico condiziona anch'esso le possibilità di sviluppo delle comunità e la loro evoluzione; la variabilità del regime idrologico impedisce l'affermazione di comunità stabili risultando prevalente, come fattore limitante, anche rispetto alla velocità della corrente (HOLMES, 1983; GRASMUCK *et al.*, 1993; KELLY e WHITTON, 1995; HAURY *et al.*, 2000; CHAUVIN *et al.*, 2006).

Le caratteristiche e la stessa esistenza della comunità macrofita sono determinate anche da fattori di natura antropica quali l'inquinamento delle acque e l'alterazione della morfologia fluviale.

In particolare, la banalizzazione della morfologia fluviale, unitamente all'alterazione del regime idrologico, determina la presenza di popolamenti a bassissima diversità costituiti da sole specie opportuniste a sviluppo rapido (quali comunità effimere di alghe tolleranti) e/o da angiosperme erbacee a comportamento infestante; talvolta si giunge sino a quasi totale assenza di comunità vegetali acquatiche (ROBACH *et al.*, 1996; HAURY *et al.*, 2000; MINCIARDI *et al.*, 2003; SCHAUMBURG *et al.*, 2004; CHAUVIN *et al.*, 2006).

L'introduzione delle macrofite tra gli elementi di qualità ecologica per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, giunge a valle di un percorso conoscitivo che vede le macrofite acquatiche oggetto di importanti ricerche nel campo della bioindicazione sin dalla fine degli anni '70 del secolo scorso. Posto che l'analisi della componente vegetale è fondamentale per la corretta valutazione degli ecosistemi fluviali (HOLMES, 1983; NEWBOLD e HOLMES, 1987; CAIRNS, 1990; KELLY e WHITTON, 1995; HASLAM, 1997; LEWIS e WANG, 1997), le ricerche hanno avuto l'obiettivo di correlare composizione e struttura delle cenosi acquatiche a qualità e grado di inquinamento dei corsi d'acqua (BUTCHER, 1933; HOLMES e WHITTON, 1977; WIEGLEB, 1981; CARPENTER e LODGE, 1986; HASLAM, 1987; LEGLIZE *et al.*, 1990; GRASMUCK *et al.*, 1993; CARBIENER *et al.*, 1995; TREMP e KOHLER, 1995; HAURY, 1996; BIELLI *et al.*, 1999; MINCIARDI e ROSSI, 2001). Negli anni '80 si assiste alla formalizzazione dei primi Indici Macrofitici: tali metodologie hanno il generico obiettivo di valutare, sulla base dello stato dei popolamenti macrofitici, la qualità dell'acqua e l'alterazione dei corpi idrici (CAFFREY, 1987; DENNISON *et al.*, 1993; HAURY e PELTRE, 1993; KELLY e WHITTON, 1995; HAURY *et al.*, 1996). Ben presto tali indici si evidenziano per la spiccata sensibilità nei confronti delle alterazioni dello stato trofico che sembra poter essere sottostimato dagli indici macrobentonici (CHAMBERS e PREPAS, 1994; KELLY e WHITTON, 1995; ROBACH *et al.*, 1996). Negli anni '90 gli Indici divengono via via più efficienti e cominciano ad essere diffusamente sperimentati in Inghilterra, Irlanda, Francia ed Austria (HAURY e PELTRE, 1993; KELLY e WHITTON, 1995; ÖNORM, 1995; HAURY *et al.*, 1996; HASLAM, 1997; NEWMAN *et al.*, 1997). A partire dalla seconda metà degli anni '90 la quasi totalità degli Indici Macrofitici in uso si pone esplicitamente l'obiettivo di valutare il livello trofico del corso d'acqua (HAURY *et al.*, 1996; HASLAM, 1997; NEWMAN *et al.*, 1997) (Tab. I). Negli stessi anni gli studi sulla comunità macrofita ne confermano ed evidenziano le qualità complessive come comunità bioindicatrice. Le macrofite non forniscono solo indicazioni precise sullo stato trofico del sistema; la complessità delle funzioni ecologiche che

tale comunità svolge la parte ideale bioindicatore ecosistemico (KELLY e WHITTON, 1995; HAURY, 1996; HASLAM, 1997; LEWIS e WANG, 1997; NAIMAN e DE-CAMPS, 1997).

La Direttiva 2000/60/CE (WFD) non sancisce solo la centralità della componente biologica, ponendo le comunità al centro del processo di valutazione e classificazione ma, soprattutto, sposta l'attenzione dalla sola valutazione del comparto acquatico all'intero ecosistema fluviale. In questo nuovo quadro di riferimento ben si colloca la comunità macrofittica come bioindicatore ecosistemico; al momento dell'approvazione della WFD, però, mancano i giusti strumenti per utilizzare pienamente la comunità in questo senso. Per quanto riguarda le macrofite, infatti, l'applicazione della WFD rende necessario definire modalità di valutazione della naturalità delle comunità, sulla base della distanza dalle comunità di riferimento (condizioni di riferimento) attraverso l'uso di Indici Macrofitici per la valutazione dello Stato Ecologico.

**Tab. I.** Definizione di Indici Macrofitici Europei: cronologia di formalizzazione.

---

#### **Prima dell'approvazione della Direttiva "Acque" (2000)**

---

##### Indici trofici

MIS Macrophytes Index Scheme (CAFFREY, 1987)

Plant Score (HARDING, 1981; 1996)

TI Trophic Index (NEWBOLD e HOLMES, 1987)

ÖNORM Method (ÖNORM, 1995)

Indici del Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) (HAURY *et al.*, 1996)

Nutrient Status Order (HASLAM, 1997)

MTR Mean Trophic Rank (NEWMAN *et al.*, 1997)

---

#### **Dopo l'approvazione della Direttiva "Acque" (2000)**

---

##### Indici trofici

IBMR Indice Biologique Macrophytite en Rivière (AFNOR, 2003)

TIM Trophic Index Macrophytes (SCHNEIDER e MELZER, 2004)

British River Macrophyte Nutrient Index (in via di definizione)

##### Indici di stato ecologico

(D) Reference Index Method (MEILINGER *et al.*, 2005)

(A) Austrian Assessment Method for Macrohytes (PALL e MOSER, 2006)

(B-Flanders) MAFWAT (in via di validazione)

(ND) EQR Method (in via di validazione)

(UK) LEAFACS Assessment Scheme (in via di definizione)

(F) *Previste modifiche all'IBMR*

---

L'importanza di una corretta valutazione dello stato trofico permane comunque; tale parametro, definibile come intensità di produzione primaria (DIN 4049, 1990), è valutabile correttamente solo attraverso l'esame di una comunità autotrofa ed è determinato non solo dalla concentrazione di nutrienti ma anche da luminosità e velocità della corrente. La funzionalità della comunità macrofittica in tal senso è talmente consolidata che, anche a valle del recepimento della WFD, molti stati europei hanno adottato nuovi Indici Macrofitici trofici, da utilizzare congiuntamente agli Indici Macrofitici di stato ecologico (SCHNEIDER e MELZER, 2003; MEILINGER *et al.*, 2005; PALL e MOSER, 2006) (Tab. I).

Nei vari stati europei, per la definizione di Indici di Stato Ecologico sono stati messi in atto progetti di studio delle comunità macrofittiche. In Germania un progetto nazionale ha condotto alla individuazione e caratterizzazione di circa 300 stazioni rappresentative per le diverse tipologie fluviali presenti nel territorio nazionale. I rilievi effettuati sono stati aggregati in 8 "macrotipologie" di comunità; solo per alcune di queste (5) è stato possibile individuare siti di riferimento e, quindi, definire (secondo il criterio spaziale) le condizioni di riferimento; per le altre macrotipologie, non essendo rinvenibili siti di riferimento, per la definizione delle comunità di riferimento si sta procedendo secondo altri criteri. È stato comunque formulato il Reference Index (MEILINGER *et al.*, 2005). Per ciascuna "macrotipologia" macrofittica (corrispondente a una "macrotipologia fluviale") sono definite una lista di specie di riferimento, una lista di specie indifferenti ed una lista di specie indicatrici di disturbo. Sulla base della presenza/assenza ed abbondanza delle tre diverse categorie di specie, l'indice consente di classificare la stazione. In Austria è stato seguito un percorso analogo che ha condotto alla formulazione di un indice nazionale: Austrian Assessment Method for Macrohytes (PALL e MOSER, 2006). Nel Regno Unito, a partire dall'esame di un data set poderoso (circa 9000 stazioni) si sta definendo un sistema di valutazione della distanza della comunità attesa in analogia a quanto avviene con il RIVPACS (WRIGHT *et al.*, 1993). In Olanda sono state definite 8 "macrotipologie" macrofittiche; per ciascuna di esse sono in via di definizione una lista di specie di riferimento, una lista di specie che indicano alterazione, uno spettro di "forme tipologiche" attese (*Lemnidae*, *Ricciellidae*, *Ceratophyllidae*, *Magnopotamidae*, *Nymphaeidae*, *Batrachidi*, *Vallisneridi*, grandi pleustofite, muschi acquatici, piccole e medie elofite, grandi monocotiledoni elofite). Germania, Austria, Regno Unito ed Olanda possiedono già o si stanno comunque dotando anche di un indice macrofitico di valutazione dello stato trofico.

In Francia, a fronte di una diversità ambientale decisamente più rilevante rispetto a quella che caratterizza i paesi del nord Europa, è stata fatta la scelta pragmatica di utilizzare l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) non solo come indice trofico ma anche come indice di stato ecologico, orientando la valutazione delle comunità in termini di valutazione dello stato trofico atteso (HAURY *et al.*, 2006; CHAUVIN *et al.*, 2006; CHAUVIN, 2008).

## MATERIALI E METODI

La Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione dell'ENEA di Saluggia conduce ricerche sulle comunità a macrofite presenti lungo i corsi d'acqua sin dal 1995. Le sperimentazioni fin qui svolte hanno avuto come obiettivi prioritari la caratterizzazione dei corsi d'acqua attraverso lo studio delle macrofite acquatiche, la caratterizzazione delle comunità, la sperimentazione e la messa a punto di modalità di campionamento, la valutazione dell'efficienza della comunità come comunità bioindicatrice, la valutazione critica di Indici Macrofitici europei.

Nel corso delle ricerche sono stati definiti obiettivi di rilevanza applicativa quali redigere e testare un protocollo di rilevamento anche attraverso la compilazione di una scheda di campo, definire o verificare ambiti di applicabilità dei diversi indici (soglie di copertura e di presenza/assenza delle specie indicatrici), sperimentare modalità di restituzione dei risultati in forma normalizzata allo scopo di confrontare i risultati dei diversi indici utilizzati (AZZOLLINI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2005; MORGANA *et al.*, 2005).

Dal 1997 ad oggi sono stati indagati oltre 150 siti in ambito padano. Le stazioni sono collocate in corrispondenza di: tratti montani (Alpi e Appennino), tratti pedemontani, corsi d'acqua appartenenti al reticolo idrografico di pianura (comprendenti anche risorgive e tratti planiziali) (Fig. 1). Sono stati compiuti circa 20 rilievi in Valle d'Aosta, oltre 90 in Piemonte, 12 in Lombardia, circa 20 in Veneto, 5 in Friuli Venezia Giulia, 6 in Emilia Romagna e circa 10 in Liguria (Fig. 2).

I rilievi sono stati condotti nell'ambito di diversi progetti, in genere orientati alla caratterizzazione e valutazione ecosistemica dei corsi d'acqua. Spesso è

stato possibile mettere in relazione i risultati derivanti dalle indagini compiute sulle macrofite acquatiche con quelli derivanti da altre analisi ambientali quali studi botanici autoecologici (LANDOLT, 1977; ELLENBERG 1979; ELLENBERG *et al.*, 1991), sintassonomici, rilievi della comunità macrozoobentonica.

Le modalità di campionamento utilizzate, formalizzate da ENEA attraverso una procedura di campionamento e raccolta (AZZOLLINI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2005), sono conformi alla norma CEN di riferimento (CEN, 2003) disponibile in bozza già dalla fine degli anni '90, nonché al protocollo nazionale (APAT, 2007) che recepisce sia la norma CEN sia le risultanze delle sperimentazioni italiane.

In corrispondenza delle stazioni, è stato indagato un tratto di corso d'acqua con lunghezza compresa tra 50 e 100 m. Nel corso del rilievo (quali-quantitativo a scala stazionale) si è provveduto alla raccolta di campioni di tutte le macrofite presenti ed all'attribuzione di percentuali di copertura a ciascun *taxon*. Contemporaneamente sono stati rilevati anche numerosi parametri stazionali (tra cui ampiezza, profondità, granulometria prevalente, condizioni idrologiche, vegetazione delle rive, uso del suolo nel territorio circostante) utilizzando un'apposita scheda di campionamento (MINCIARDI *et al.*, 2003). È stata eseguita, in campo, la misurazione di pH, temperatura, conducibilità elettrica, potenziale redox, ossigeno disciolto e percentuale di saturazione dell'ossigeno. In molte stazioni sono stati prelevati campioni d'acqua per condurre opportune determinazioni analitiche ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , alcalinità, COD).

Fanerogame e Pteridofite sono state determinate sino al livello di specie secondo PIGNATTI (1982), le Briofite sono state anch'esse determinate a livello di specie secondo SMITH (1996, 2004) mentre le alghe sono state determinate al genere, come usualmente richiesto dai protocolli di applicazione dei vari Indici Macrofitici, secondo BOURRELLY (1966) e JOHN *et al.* (2005).

Negli oltre 10 anni di sperimentazioni sono stati applicati vari Indici Macrofitici europei: Macrophyte Index Scheme MIS (CAFFREY, 1987), Trophic Index (NEWBOLD e HOLMES, 1987), Plant Score (HARDING, 1981), Indici GIS (HAURY *et al.*, 1996), Nutrient Status Order color band (HASLAM, 1997), Mean Trophic

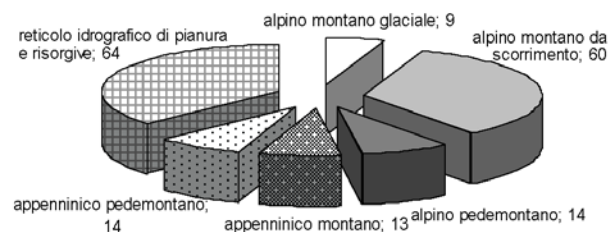


Fig. 1. Distribuzione delle stazioni per categorie fluviali.

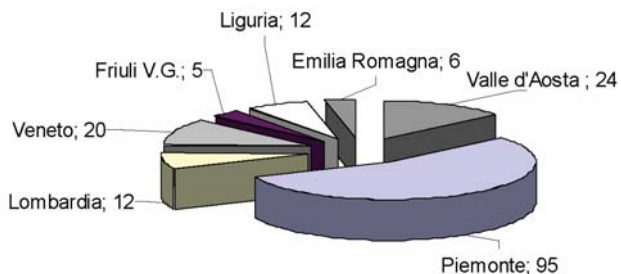


Fig. 2. Distribuzione geografica delle stazioni.

Rank (NEWMAN *et al.*, 1997), Indice Biologique Macrophytique en Rivière IBMR (AFNOR, 2003), Trophic Index Macrophyte TIM (SCHNEIDER e MELZER, 2003).

La maggioranza degli indici trofici utilizzati (tranne il MIS e il Nutrient Status Order) sono indici a “score”: per ciascun indice è definita una lista di *taxa* indicatori (a seconda degli indici, da 30-40 a 250) a ciascuno dei quali è associato un indice specifico  $C_i$  (score) di sensibilità o di tolleranza (solo in qualche caso è associato anche un coefficiente di stenoecia  $E_i$ ). Gli Indici differiscono per numero di *taxa* indicatori, per modalità ed effettiva valutazione della metrica “abbondanza”, per l’attribuzione o meno di un coefficiente di stenoecia (reliability) ai diversi *taxa* indicatori.

La quasi totalità degli indici testati considerano anche il parametro abbondanza (della comunità e dei *taxa* indicatori) attraverso l’attribuzione di un coefficiente di copertura  $K_i$  a ciascun *taxon* presente nella stazione. Le formule di calcolo sono indicate di seguito.

Indici di presenza/assenza:

$$I = \frac{\sum_i^n C_i}{\sum_i^n n}$$

Indici ponderati:

$$I = \frac{\sum_i^n [E_i K_i C_i]}{\sum_i^n E_i K_i}$$

dove :

$E_i$  = coefficiente di stenoecia

$K_i$  = coefficiente di copertura

$C_i$  = coefficiente di sensibilità/tolleranza

$n$  = numero dei *taxa* indicatori

Una sostanziale differenza caratterizza gli Indici GIS (derivanti dagli studi di un primo gruppo di lavoro “Macrofite delle Acque Interne” composto da tecnici e ricercatori francesi) rispetto a tutti gli altri elencati: tra il set di Indici GIS sono stati formalizzati anche indici che si riferiscono non solo alla cenosi presente nell’alveo di magra (zona acquatica) ma anche a quella che si insedia nella zona sopra-acquatica. La zona sopra-acquatica SA viene definita come quella inondata per almeno il 40% dell’anno, in alternativa alla zona acquatica A, costantemente sommer-

sa (HOLMES e WHITTON, 1977; HAURY *et al.*, 1996; BIELLI *et al.*, 1999; MINCIARDI *et al.*, 2003). L’indice IBMR, attualmente in uso in Francia, deriva direttamente dagli indici GIS, seppur con alcune significative modificazioni, tra cui l’abbandono dell’esame della zona sopra-acquatica.

## RISULTATI

Le evidenze derivanti dalle sperimentazioni condotte consentono di affermare che la comunità macrofittica è diffusamente presente in tutte le “categorie” fluviali indagate (Fig. 3). Solo in alcuni ambienti peculiari si sono rilevati popolamenti poverissimi o, ancora più raramente, le macrofite sono risultate assenti.

Nei piccoli corsi d’acqua di origine glaciale (tipologie “piccolo glaciale” e “molto piccolo glaciale” in Valle d’Aosta) e in alcuni corsi d’acqua alpini montani da scorrimento, si sono rinvenute talvolta cenosi macrofittiche molto esigue; negli stessi ambiti sono, peraltro, risultate esigue anche la comunità diatomica e quella macrobentonica. La comunità macrofittica risulta molto modesta anche in alcuni limitati ambiti di forra e anche in questo caso anche le altre comunità indicatrici presentano popolamenti ai limiti della rilevabilità.

L’assenza delle macrofite può essere determinata anche da pressioni d’origine antropica quali quelle che determinano alterazioni della morfologia o del regime idrologico: corsi d’acqua di medie e grandi dimensioni soggetti a artificializzazione delle sponde e distruzione delle porzioni lentiche e lentamente fluenti, corsi d’acqua montani soggetti a *hydropreaking*.

Valutando il complesso dei dati rilevati, confrontando l’analisi della composizione delle comunità in rapporto ai parametri idrologici e ambientali si evidenzia come i fattori limitanti più rilevanti siano la velocità della corrente, la granulometria del substrato e la concentrazione di nutrienti.

L’analisi floristica delle comunità, a scala dell’intero bacino padano, evidenzia la significativa uniformità delle cenosi a scala biogeografica; le comunità si differenziano, però, in funzione delle diverse “categorie” fluviali.

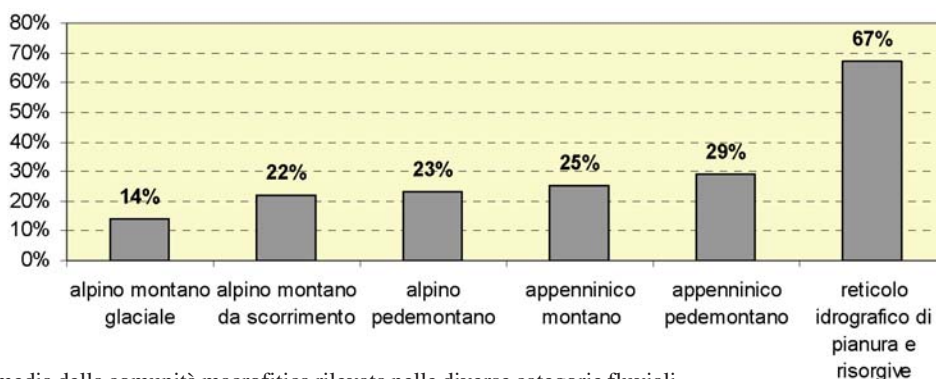


Fig. 3. Copertura media della comunità macrofittica rilevata nelle diverse categorie fluviali.

I tratti iniziali dei corsi d'acqua di origine glaciale si caratterizzano per l'esiguità dei popolamenti.

Nei tratti montani dei corsi d'acqua da scorrimento le macrofite sono diffusamente presenti anche se, in genere, le comunità sono caratterizzate da bassa copertura (< 20-15%) e le cenosi sono dominate da alghe e briofite. Negli ambiti ad elevata energia, confinati su substrati duri e stabili si trovano prevalentemente muschi tra cui dominano le specie caratterizzate da struttura particolarmente robusta e fisionomia adattata a resistere a velocità di corrente sostenuta quali *Palustrisella commutata* e *Platyhypnidium riparioides*; in tali ambiti si rinvencono anche alghe rosse ancorate tramite rizoidi (tra cui prioritariamente le specie del genere *Lemanea*) e qualche alga azzurra fortemente adesa al substrato. In corrispondenza delle rive si rinvencono, invece, epatiche e alcune specie muscinali a struttura più fragile quali i muschi del genere *Plagiomnium*.

Nei corsi d'acqua pedemontani, in ambiti a forte energia e substrati ancora grossolani, l'instabilità del substrato condiziona fortemente la cenosi. Le briofite e le fanerogame di acque correnti, quali alcune specie del genere *Ranunculus*, sono confinate negli ambienti lotici ma a buona stabilità. Nelle porzioni laterali a minor energia, al limite tra zona acquatica e sopra-acquatica si sviluppano anche elofite ed idrofite anfifite. Nelle comunità diviene importante la presenza di alghe verdi filamentose che si caratterizzano talvolta per un comportamento fortemente opportunistico con la formazione di popolamenti cospicui anche se spesso effimeri (che si sviluppano soprattutto in corrispondenza di periodi di magra).

I corsi d'acqua del reticolo idrografico di pianura e le risorgive sono caratterizzati da cenosi complesse e diversificate che presentano solitamente valori di copertura elevati. Le comunità sono dominate dalle fanerogame (idrofite ed elofite) ma sono presenti anche briofite ed alghe. La componente muscinale è diversa rispetto a quella presente nei tratti montani: si assiste alla scomparsa delle specie tolleranti condizioni di elevata ed elevatissima energia e divengono dominanti specie quali *Fontinalis antipyretica*, *Leptodictyum riparium* oltre a specie del genere *Amblystegium*. La comunità si differenzia localmente in funzione della granulometria del substrato e della velocità della corrente; la presenza stessa di un popolamento compatto di idrofite radicate flottanti (quali *Ranunculus* e *Callitriche*) può determinare il rallentamento della velocità della corrente e l'instaurarsi, a valle, di una comunità di acque più lentamente fluenti.

Nell'ambito della fascia delle risorgive è ancora possibile individuare piccoli corsi d'acqua in cui rinvenire siti ad antropizzazione molto contenuta il cui stu-

dio può offrire utili indicazioni circa la composizione e la struttura delle comunità di riferimento non solo per queste tipologie fluviali ma, probabilmente, anche per altre tipologie fluviali di pianura.

I medi e grandi corsi d'acqua sono spesso caratterizzati dalla presenza di comunità fortemente banalizzate. L'antropizzazione delle rive e del territorio fluviale, privando il corso d'acqua della diversità morfologica, determina la decisiva riduzione della diversità nelle cenosi macrofite. Le comunità presenti sono spesso fortemente depauperate, costrette alla colonizzazione di un ambiente a scarsissima diversità, spesso in ambito eutrofo. Si rinvencono poche specie di idrofite e elofite, prevalentemente tolleranti livelli di trofia anche elevati; i popolamenti algali tolleranti sono spesso consistenti.

Nei corsi d'acqua medio grandi si dovrebbero rinvenire comunità macrofite complesse: diversificate per numero di specie e, soprattutto, in tipologie di cenosi, in funzione di variazioni puntuali dei fattori ambientali. Gli ambiti di colonizzazione ideali per le macrofite sono la fascia al limite tra canale principale e zona riparia, le porzioni lentiche o lentamente fluenti del canale principale e di quelli secondari, le zone umide perifluviali.

## DISCUSSIONE

I dati derivati dal rilievo delle comunità sono stati elaborati applicando numerosi Indici Macrofitici europei, che sono utilizzati per la valutazione dello stato trofico. Per verificare la reale applicabilità di tali indici sono stati definiti valori soglia per la valutazione dell'affidabilità dei risultati. Sono stati definiti valori soglia sia per la cenosi a macrofite presente nella stazione sia per la comunità indicatrice individuata dall'applicazione di ciascun indice. Se la cenosi a macrofite presente nella stazione non raggiunge una copertura accettabile non può essere compiutamente rappresentativa a causa dell'azione di fattori ecologici estremi che ne compromettono la capacità bioindicatrice. Inoltre, ciascun indice macrofitico, facendo riferimento ad una propria lista floristica "chiusa" consente la valutazione solo di una porzione della comunità effettivamente presente nella stazione.

Si è ritenuto, quindi, necessario definire: a) una soglia minima di copertura per la cenosi a macrofite nel tratto esaminato (valore soglia della cenosi), b) una soglia minima di copertura che deve essere raggiunta dal complesso dei *taxa* indicatori presenti rispetto alla copertura complessiva della comunità, c) una soglia minima come numero di *taxa* indicatori presenti rispetto al complesso dei *taxa* totali presenti nella cenosi (MINCIARDI *et al.*, 2003). Sono stati definiti i seguenti valori soglia per la verifica dell'applicabilità:

- copertura totale macrofite nella stazione > 5%
- n° *taxa* indicatori rispetto al n° di *taxa* complessiva-

mente presenti  $\geq 50\%$

- copertura *taxa* indicatori rispetto alla copertura totale reale dei *taxa* presenti  $\geq 50\%$  (se il n° *taxa* indicatori  $\leq 3$  allora la copertura deve essere  $\geq 60\%$ ).

È opportuno differenziare il valore soglia relativo alla percentuale di copertura totale a macrofite per alcuni ambiti fluviali: in particolare, nel caso di piccoli corsi d'acqua di pianura e porzioni lentiche o lentamente fluenti (con profondità non elevata e scarsa torbidità) si ritiene di elevare tale soglia al 20%.

È possibile definire anche soglie meno restrittive (applicabilità parziale), al fine di considerare, sia pure con riserva, alcuni risultati:

- copertura totale macrofite nella stazione  $> 5\%$
- n° *taxa* indicatori rispetto al n° di *taxa* complessivamente presenti  $\geq 30\%$
- copertura *taxa* indicatori rispetto alla copertura totale reale dei *taxa* presenti  $\geq 30\%$  (se il n° *taxa* indicatori  $\leq 3$  allora la copertura deve essere  $\geq 60\%$ )

I diversi indici sperimentati, in funzione dei criteri descritti, mostrano differenze sostanziali, in termini di applicabilità. Tali differenze divengono particolarmente evidenti in alcune “categorie” fluviali: mentre nei piccoli corsi d'acqua di pianura tutti gli indici raggiungono i loro massimi livelli di applicabilità, negli ambienti montani si registra per molti indici una bassa coincidenza tra *taxa* indicatori e *taxa* effettivamente presenti nelle cenosi rilevate.

Gli indici risultati più diffusamente applicabili sono gli Indici GIS (HAURY *et al.*, 1996), il Mean Trophic Rank (MTR) (NEWMAN *et al.*, 1997) e l'Indice Biologique Macrophytite en Rivière (IBMR) (AFNOR, 2003). Il Plant Score (HARDING, 1981), il Nutrient Status Order color band (HASLAM, 1997), il Trophic Index (NEWBOLD e HOLMES, 1987) e il Trophic Index Macrophyte TIM (SCHNEIDER e MELZER, 2004) risultano caratterizzati da applicabilità decisamente minore, compresa tra il 20 e il 40 %; infine il Macrophyte Index Scheme (MIS) (CAFFREY, 1987) risulta quasi costantemente inapplicabile.

Non tutti gli Indici conducono alla possibilità di classificare la stazione in maniera efficiente. Solo gli Indici trofici di ultima generazione, IBMR e TIM consentono una classificazione di dettaglio in termini di livelli di trofia; MTR e Indici GIS conducono, comunque, alla possibilità di valutare, rispettivamente, il rischio di eutrofizzazione e lo stato trofico anche se in modo meno dettagliato (3 “ambiti” trofici). Sulla base degli studi condotti precedentemente in varie regioni italiane (AZZOLLINI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2005; MORGANA *et al.*, 2005) nelle ricerche compiute negli ultimi anni si è scelto di utilizzare esclusivamente gli indici IBMR, MTR, TIM e GIS. Tra gli indici GIS è stato usato prioritariamente l'indice

GIS ponderato riferito alla sola “zona acquatica”. È evidente la maggior applicabilità (che supera in tutte le categorie fluviali il 50%) degli Indici IBMR e GIS, da porre in relazione alla maggior ampiezza della lista dei *taxa* indicatori; l'MTR presenta livelli di applicabilità minori ma supera decisamente l'applicabilità dell'indice TIM, spesso non applicabile, anche perché caratterizzato da una lista di *taxa* indicatori molto limitata.

I risultati derivanti dall'applicazione dei vari indici, quando questi risultino applicabili, sono abbastanza concordi, seppur con livelli di sensibilità diversi e testimoniano, anche per molti corsi d'acqua montani, diffuse condizioni di alterazione dello stato trofico nel bacino padano.

Il confronto con i dati derivanti dall'uso di altre comunità indicatrici e dalle analisi chimiche conferma la sensibilità delle macrofite nel rilevare alterazioni dello stato trofico; tale capacità si è dimostrata importante soprattutto laddove, specie in ambito montano, alcuni tipi di pressione (prelievo idrico, immissioni di nutrienti) non determinano nella comunità macrobentonica impatti facilmente rilevabili attraverso l'utilizzo della maggior parte degli indici macrobentonici disponibili.

## CONCLUSIONI

Le ricerche condotte hanno fornito importanti dati di caratterizzazione relativamente alle comunità macrofite in molti ambienti del bacino padano. I siti di campionamento indagati, seppur molto numerosi, non possono essere considerati rappresentativi della globalità della realtà del bacino padano, essendo stati individuati nell'ambito di diversi progetti distinti anche se, soprattutto negli ultimi anni, le ricerche, realizzate in collaborazione con ARPA regionali, Regioni, Province ed Enti Parco, hanno avuto tra le altre anche la finalità di comporre un puzzle di informazioni unitario. In tal senso, è stata privilegiata la scelta di stazioni in tratti in cui l'antropizzazione fosse trascurabile o contenuta al fine di consentire il rinvenimento di comunità a significativa integrità con l'obiettivo prioritario di effettuare una caratterizzazione delle comunità presenti nei corsi d'acqua oggetto di studio.

I dati censiti, alcuni ancora in fase di elaborazione, hanno contribuito e stanno contribuendo in maniera decisiva alla creazione dei data set italiani per il processo di intercalibrazione nei Geographical Intercalibration Group (GIG) continentale e mediterraneo.

Le sperimentazioni hanno consentito, a partire dalle prime bozze della norma CEN, di mettere a punto procedure di campionamento efficienti per quasi tutte le tipologie fluviali indagate; per i fiumi molto grandi è in via di definizione una procedura di campionamento apposita anche attraverso specifiche campagne di studio sul Po.

Gli studi hanno dimostrato la diffusa presenza delle

macrofite in tutte le tipologie fluviali. L'opinione diffusa secondo la quale le macrofite sarebbero scarsamente presenti nei corsi d'acqua è infondata: deriva da un complesso di convinzioni e modalità di osservazione errate. Troppo spesso nella ricerca della comunità ci si limita all'osservazione nelle stazioni di monitoraggio individuate per i campionamenti chimici e del macrobentos; queste spesso si trovano collocate in corrispondenza o in prossimità di ponti e, quindi, in siti non idonei e non rappresentativi per il corpo idrico in esame (perché caratterizzati da peculiare impatto morfologico). Inoltre, è diffusa la convinzione che la comunità macrofita, per essere realmente rappresentativa, debba essere presente con livelli di copertura molto elevati. Si aggiunga a ciò che l'osservazione delle macrofite e la valutazione circa la reale presenza della comunità devono essere effettuate dall'interno del corso d'acqua e non dalle rive.

Un altro risultato rilevante è la conferma che corsi d'acqua appartenenti ad una stessa "categoria" (o "macrotipologia") fluviale sono colonizzati da comunità significativamente omogenee. I drastici fattori limitanti che agiscono nei territori fluviali divengono preponderanti rispetto ai fattori climatici e biogeografici: solo un numero limitato di specie è caratterizzato dagli specifici adattamenti fisiologici, morfologici e riproduttivi che consentono l'attecchimento e lo sviluppo nei territori fluviali. Ciò conduce ad una significativa uniformità floristica nota anche a scala biogeografica continentale, sia per le cenosi acquatiche sia per quelle riparie (HASLAM, 1987; NEWBOLD e HOLMES, 1987; NAIMAN e DECAMPS, 1997; HAURY *et al.*, 2000; NAIMAN *et al.*, 2005; SCHNITZER-LENOBLE, 2007).

Nel determinismo delle cenosi la prevalenza di fattori quali velocità della corrente, granulometria e concentrazione di nutrienti è confermata anche da studi condotti in altre realtà italiane (MORGANA *et al.*, 2005; MEZZOTERO *et al.*, 2009) e coincide con le evidenze rilevate in Europa negli ultimi anni (HAURY *et al.*, 2000; MEILINGER *et al.*; 2005; CHAUVIN *et al.*, 2006; HAURY *et al.*, 2006; PALL e MOSER, 2006).

L'applicazione sperimentale di molti Indici Macrofitici formalizzati in Europa ha consentito di individuare un numero limitato di metodologie di valutazione dello stato trofico che possono essere efficientemente applicate in Italia. In particolare, l'uso dell'IBMR appare molto utile, si tratta di un indice "robusto" costruito su una lista di circa 250 *taxa* indicatori, molto diffusi anche nel nostro paese e consente di effettuare una efficiente valutazione dello stato trofico. Sembra, però, importante arricchire la lista dei *taxa* indicatori dell'IBMR con alcuni *taxa* che, oltre ad essere molto ricorrenti nei corsi d'acqua, sembrano anche essere connotati da buon potere indicatore. Negli ambienti

montani, in particolare, l'IBMR, pur dimostrando in ogni caso una buona applicabilità, dimostra un'affidabilità lievemente minore di quella che lo caratterizza in altri ambiti (MINCIARDI *et al.*, 2005; MORGANA *et al.*, 2005); ciò è imputabile all'assenza, tra i *taxa* indicatori, di alcuni muschi e di un significativo contingente di epatiche presenti lungo molti corsi d'acqua montani: l'incompleta lettura della porzione di comunità probabilmente più stenoecia (rispetto a bassi livelli di trofia) rende meno precisi i risultati forniti dall'indice.

Gli Indici Macrofitici trofici sperimentati non possono essere ritenuti conformi alla Direttiva 2000/60/CE che richiede l'utilizzo di metodologie di valutazione dello stato ecologico. Sia per adeguarsi alla Direttiva "Acque" sia per cogliere pienamente il potenziale valutativo fornito dalla comunità macrofita, è necessario definire per il nostro paese un Indice Macrofitico per la valutazione dello stato ecologico, analogamente a quanto sta avvenendo, non senza difficoltà, anche negli altri paesi europei. È evidente che il nodo centrale da sciogliere è quello della definizione delle condizioni di riferimento che impone un notevole impegno in termini di incremento ed organizzazione delle conoscenze. La complessità delle informazioni che devono essere acquisite deve indurre a operare in maniera pragmatica, procedendo secondo approfondimenti successivi. È opportuno raggruppare in "macrotipologie" fluviali, in analogia a quanto sperimentato in Germania (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2005), le varie tipologie fluviali definite in Italia a conclusione del processo di tipizzazione (BUFFAGNI *et al.*, 2006). La significativa uniformità delle comunità (sia in termini floristici sia strutturali) rilevabile nell'ambito di una stessa "categoria" fluviale, dovrebbe favorire ed incoraggiare questo approccio semplificato. Per la definizione delle condizioni di riferimento, poiché per molte tipologie fluviali non esistono più siti di riferimento, non è possibile perseguire il solo criterio "spaziale". In Danimarca si sta percorrendo un'interessante "variante" del criterio spaziale nella definizione delle condizioni di riferimento. Per alcune tipologie fluviali, in assenza di siti di riferimento sul territorio nazionale, si è andati alla ricerca di siti di riferimento in stati contigui (Lituania e Lettonia) in ambiti territoriali indisturbati (BAATRUPP-PEDERSEN *et al.*, 2008). L'assenza di siti di riferimento dovrà comunque condurre a intraprendere percorsi alternativi nella ricerca delle condizioni di riferimento tra cui, prioritariamente la ricerca di dati storici derivanti dalla letteratura floristica degli scorsi due secoli, la composizione di liste di specie di riferimento sulla base delle conoscenze sintassonomiche nonché l'analisi di dati derivanti anche da altre categorie e tipologie fluviali nonché da altri stati europei.

Da ultimo, gli studi condotti hanno consentito di



affrontare, anche se sommariamente, alcune delle problematiche che caratterizzano i grandi fiumi. Le peculiarità ecologiche che caratterizzano tali corsi d'acqua suggeriscono la necessità di utilizzare modalità di campionamento specifiche e, forse, anche specifiche metodologie di valutazione. La metodologia di valutazione dovrà, necessariamente, operare ad una scala di dettaglio diversa da quella degli altri corsi d'acqua: presumi-

bilmente è opportuna una valutazione non tanto (o almeno non solo) in termini di presenza/assenza ed abbondanza a livello di specie o *taxa* bensì a livello di habitat.

Peraltro, le capacità diagnostiche in materia di caratteristiche morfologiche possedute dalla comunità a macrofite fa di questa una delle comunità biologiche che meglio possono riassumere lo stato ecologico dei grandi fiumi (CHAUVIN, 2008; PALL e MOSER, 2006).

## BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière* (IBMR). NF T 90-395: 28 pp.
- APAT, 2007. Protocollo di campionamento ed analisi per le macrofite delle acque correnti. In "Metodi Biologici per le acque. Parte I". *Manuali e Linee Guida APAT*. Roma
- AZZOLLINI R., BETTA G., MINCIARDI M.R., 2003. Uso di macrofite acquatiche per il biomonitoraggio delle acque dei canali irrigui: prima applicazione in un'area del Vercellese. In: Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle Zone Umide", Vercelli 10-11 Novembre 2000 – Società Botanica Italiana – *Bollettino del Museo Regionale di Storia Naturale del Piemonte*: 269-292.
- BAATTRUPP-PEDERSEN A., SPRINGE G., RIIS T., LARSEN S., SAND-JENSEN K., LARSEN L.M., The search for reference conditions for stream vegetation in northern Europe. *Freshwater Biology* **53**, 1890-1901.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2005. *Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos*. 89 pp.
- BIELLI E., BUFFAGNI A., COTTA RAMUSINO M., CROSA G., GALLI P., GUZZI L., GUZZELLA L., MINCIARDI M.R., SPAGGIARI R., ZOPPINI A., 1999. Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali. *Manuale UNICHIM* 191: 59 pp.
- BOURRELLY P., 1966. *Les algues d'eau douce*. Éditions N. Boubée e Cie. Paris. Tome I-II-III.
- BUFFAGNI A., MUNAFÒ M., TORNATORE F., BONAMINI I., DIDOMENICANTONIO A., MANCINI L., MARTINELLI A., SCANU G., SOLLAZZO C., 2006. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della Direttiva 2000/60/EC. *IRSA-CNR Notiziario del Metodi Analitici*, 2006 (1): 2-19
- BUTCHER R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers: 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. Royal Irish Academy: 77-87.
- CAIRNS J.JR., 1990. The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. *Environ. Prof.*, **12**: 169-176.
- CARBIENER R., TRÉMOLIÈRES M., MULLER S., 1995. Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta botanica Gallica*, **142**: 489-531.
- CARPENTER S.R., LODGE D.M., 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, **26**: 341-370.
- CEN, 2003. *Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water*. EN 14184: 14pp.
- CHAMBERS P.A., PREPAS E.E., 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Research*, **29**: 453-464.
- CHAUVIN C., 2008. *Echantillonnage des Macrophytes dans les réseaux de mesure DCE. Note Méthodologique*. Cemagref Bordeaux: 7 pp.
- CHAUVIN C., HAURY J., PELTRE M.C., LAPLACE-TREYTURE C., BREUGNOT E., DUTARTRE A., 2006. Évaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique. De l'approche fonctionnelle à l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grand cours d'eau. In: *Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux*. Paris Mai 2006: 13 pp.
- DENNISON W.C., ORTH R.J., MOORE K.A., STEVENSON J.C., CARTER V., KOLLAR S., BERGSTOM P.W., BATIUK R.A., 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*, **43**: 86-94.
- DIN, 1990. *Hydrologie; Begriffe der Gewässerbeschaffenheit*. NA 119-06-02 AA 4049-2, 68 pp.
- ELLENBERG, H., 1979. Zeigerwerte von Gefässpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, **9**: 122 pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D., 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, **18**: 248 pp.
- 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. *Annales de Limnologie*, **29**: 223-237.
- HARDING J.P.C., 1981. Macrophytes as a monitors of river quality in the Southern N.W.W.A. area. North West Water Authority, River Division ref. TS-BS-81, 2,54 pp.
- HASLAM S.M., 1987. *River plants of Western Europe - The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community*. Cambridge University Press, 504 pp.
- HASLAM S.M., 1997. *The River Scene*. Cambridge University Press, 344 pp.
- HAURY J., PELTRE M.C., 1993. Interêts et limites des «indices macrophytes» pour qualifier la mésologie et la physicochimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Annales de Limnologie*, **29**: 239-244.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytes pour estimer la qualite des cours d'eau francais:

- premières proposition. *Écologie*, **27**: 233-244.
- HAURY J., PELTRE M. C., MULLER S., THIÉBAUT G., TREMOLIERES M., DEMARS B., BARBE J., DUTATRE A., DANIEL H., BERNEZ I., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotique – Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes e CREUM. Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie: 101 pp.
- HAURY J., PELTRE M.C., TREMOLIÈRES M., BARBE J., THIÉBAUT G., BERNEZ I., DANIEL H., CHATENET P., HAAN-ARCHIPOF G., MULLER S., DUTATRE A., LAPLACE-TREYTURE C., CAZAUBON A., LAMBERT-SERVIEN E., 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution. The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, **570**: 153-158.
- HOLMES N.T.H., 1983. Typing British rivers according to their flora. Focus on nature conservancy 4. *Nature Conservancy Council. U.K.*, 194 pp.
- 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.
- JOHN D. M., WHITTON B.A., BROOK A.J., 2005. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, 702 pp.
- KELLY M.G., WHITTON B.A., 1995. Workshop: "Plants for monitoring rivers" Durham, 26-27 September 1994. - National Rivers Authority, 34 pp.
- LANDOLT E., 1977. *Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Stiftung Rubel, Zurich: 65-171.
- LEGLIZE 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. 14<sup>e</sup> Conférence du COLUMA. *Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes*. Versailles, 23-24 janvier 1990. ANPP: 237-245.
- 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*. CRC Press, Boca Raton: 141-175.
- MEILINGER P., SCHNEIDER S., MELZER A., 2005. The Reference Index Method for the Macrophyte-Based Assessment of Rivers. A Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Internat.Rev.Hydrobiol.*, **90**: 322-342.
- MEZZOTERO A., MINCIARDI M.R., SPADA C.D., LUCADAMO L., GALLO L., DE FILIPPIS A., 2009. Prima caratterizzazione e valutazione delle comunità a macrofite acquatiche nei corsi d'acqua della Provincia di Cosenza. *Studi Trent. Sci. Nat.*, **86**: 23-31.
- MINCIARDI M.R., POMA S., ROSSI G.L., 2005. Qualità delle acque superficiali. In: Rossi G.L. & Minciardi M.R. (a cura di), *Un Piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un sito Natura 2000*. Regione Piemonte: 41-45.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., 2001. La valutazione e il monitoraggio degli ecosistemi fluviali attraverso l'uso di metodiche di bioindicazione. *ENEA Rapporto Tecnico RT/AMB/2001/13*, 31 pp.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLLINI R., BETTA G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Provincia di Torino, Torino: 64 pp.
- MORGANA J., BETTA G., MINCIARDI M.R., PRATO S., ROSA S., NAVIGLIO L., 2005. La certificazione del Parco Nazionale del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*, **24**: 21-32.
- NAIMAN R.J., DÉCAMP H., 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**: 621-658.
- NAIMAN R.J., DÉCAMP H., McCLAIN M., 2005. *Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press: 430 pp.
- 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 J.R., DAWSON F.H., HOLMES N.T.H., CHADD S., ROUEN K. J., SHARP L., 1997. *Mean Trophic Rank: A User's Manual*. R&D Technical Report E38-Environment Agency: 129 pp.
- ÖNORM, 1995. *Guidelines for the ecological study and assessment of rivers*. 6232 E.: 1-10.
- PALL K., MOSER V., 2006. Work instruction rivers. A4-01a *Quality element makrophytes: fieldwork, sampling, reappraisal of samples and assessment*: 44 pp.
- PEDROTTI F., GAFTA D., 1996. *Ecologia delle foreste ripariali e paludose dell'Italia. L'Uomo e L'Ambiente*, 23. Università degli Studi di Camerino: 162 pp.
- PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, 3 voll.
- 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.
- SCHAUMBURG J., SCHRANZ C., FOERSTER J., GUTOWSKI A., HOFMANN G., MEILINGER P., SCHNEIDER S., SCHMEDTJIE U., 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologia*, **34**: 283-301.
- SCHNEIDER S., MELZER A., 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *International Review of Hydrobiology*, **88**: 49-67.
- SCHNITZLER-LENOBLE A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe*. Edition TEC & DOC, Paris: 384 pp.
- SMITH A.J.E., 1996. *The Liverworts of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, 362 pp.
- SMITH A.J.E., 2004. *The Moss Flora of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, 1012 pp.
- TREMP H., KOHLER A., 1995. The usefulness of macrophyte monitoring-system, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta botanica Gallica*, **142**: 541-550.
- WIEGLEB G., 1981. Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. *Colloq. phytosoc. X Végétations aquatiques*: 69-83.
- 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**: 15-25.