

EURAC book 58

Macrofite & Ambiente

Ordinare libro:

Accademia Europea Bolzano
Viale Druso, 1
39100 Bolzano
Tel. +39 0471 055033
Fax +39 0471 055099
E-mail: press@eurac.edu

Riproduzione parziale o totale del contenuto
autorizzata soltanto con la citazione della fonte
(titolo e edizione).

Direttore responsabile: Stephan Ortner
Curatori: Rossano Bolpagni, Alessandro Oggioni
Foto e immagine inizio capitoli: Uta Schirpke, Roberta Bottarin
Coordinazione: Roberta Bottarin, Uta Schirpke
Stampa: Esperia srl, Lavis (TN)

Contatto:
Istituto per l'Ambiente Alpino
Viale Druso, 1
39100 Bolzano
Tel. +39 0471 055333
E-mail: alpine.environment@eurac.edu

Si ringrazia la Provincia Autonoma di Bolzano -
Agenzia provinciale per l'Ambiente
per il contributo finanziario.



ISBN 978-88-88906-57-7

Macrofite & Ambiente

XIX Congresso della Società Italiana di Ecologia

“Dalle vette alpine alle profondità marine”

Bolzano, 15-18 settembre 2009

Volume 3

Roberta Bottarin, Uta Schirpke, Ulrike Tappeiner,
Alessandro Oggioni, Rossano Bolpagni

in collaborazione con la Società Italiana di Ecologia



2010

Contenuto

Editorial advisors	7
Prefazione	8
Introduzione	9
Valutazione della <i>Specific Leaf Area</i> nelle macrofite al fine di una interpretazione funzionale degli ecosistemi acquatici (Bruno E. L. Cerabolini et al.)	11
Nuovi dati sul declino della popolazione di <i>Phragmites australis</i> al Lago Trasimeno (Daniela Gigante et al.)	23
Growth of <i>Myriophyllum verticillatum</i> under biomanipulation conditions: a field and an ex situ experiments, the case-study of Massacciuccoli Lake (Central Italy) (Adriana Ciurli & Amedeo Alpi)	43
Analisi della diversità floristica in ambienti acquatici marginali del fiume Oglio sublacuale (Italia settentrionale): la componente macrofita (Rossano Bolpagni & Marco Bartoli)	59
Emissioni di metano mediate dal parenchima aerifero di rizofite a foglia galleggiante ed emergente: meccanismi ed implicazioni ecologiche (Cristina Ribaudò & Marco Bartoli)	81
Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio di corsi d'acqua alpini: le applicazioni in Valle d'Aosta (Rossana Azzollini et al.)	91
Le macrofite come indicatori biologici per la valutazione della qualità del bacino del fiume Stella (Friuli Venezia Giulia, Nord-Est Italia) (Michela Tomasella et al.)	105
Utilizzo di macrofite come bioindicatori nelle acque interne dell'Agro Pontino (Lazio meridionale) (Silverio Abati et al.)	119
L'utilizzo delle macrofite per il controllo della qualità dei corsi d'acqua umbri: applicabilità e problemi (Elisabetta Ciccarelli et al.)	133
Prima caratterizzazione delle comunità a macrofite acquatiche in alcuni corsi fluviali della Provincia di Cosenza (Antonietta Mezzotero et al.)	145
La qualità degli habitat fluviali attraverso l'applicazione di indici a due scale di indagine (Anna Testi et al.)	157
Le macrofite acquatiche nella valutazione della qualità ambientale: messa a punto di un indice macrofitico per la Pianura Padana (Isabella Fedeli et al.)	177

Proposta metodologica per la determinazione del valore trofico di piante acquatiche di ambiente lacustre: primi passi verso la formalizzazione di un indice macrofitico (<i>Alessandro Oggioni & Rossano Bolpagni</i>)	191
Studies about macrophytes of the Varese Province lakes (Lombardy, northern Italy) (<i>Stefano Gomasca et al.</i>)	205
Approccio allo studio della vegetazione idro-igrofila di un lago fortemente modificato: il caso di studio del lago di Toblino (Trentino) (<i>Cristina Cappelletti et al.</i>)	215
Flora, vegetazione e indicatori macrofitici dei laghi vulcanici d'Italia (<i>Mattia Martin Azzella et al.</i>)	225
Mappatura delle macrofite del lago Trasimeno tramite tecniche di telerilevamento (<i>Mariano Bresciani et al.</i>)	241
Indicatori macroalgali applicati alla Laguna di Venezia (<i>Daniele Curiel & Andrea Rismondo</i>)	253
Comunità fluviali a macrofite: proposta preliminare di schema sintassonomico a scala nazionale (<i>Roberto Angius et al.</i>)	267
Premio Marchetti – Regolazione dei flussi acqua-atmosfera di CO ₂ e CH ₄ in un letto di <i>Nuphar luteum</i> (<i>Cristina Ribaudo et al.</i>)	281
Postfazione	293
Presentazione del Gruppo di Lavoro "Macrofite e Ambiente" della Società Italiana di Ecologia (<i>Rossano Bolpagni & Alessandro Oggioni</i>)	295
Autori	299

Editorial advisors

Silverio Abati - Università degli Studi di Roma “La Sapienza”
Roberto Angius - CR ENEA di Saluggia
Mattia M. Azzella - Università degli Studi di Roma “La Sapienza”
Marco Bartoli - Università degli Studi di Parma
Rossano Bolpagni - Università degli Studi di Parma
Mariano Bresciani - CNR di Milano
Bruno E.L. Cerabolini - Università degli Studi dell’Insubria
Luana Gallo - Università degli Studi della Calabria
Daniela Gigante - Università degli Studi di Perugia
Stefano Gomasca - Università degli Studi di Milano / A.R.P.A. Lombardia
Lucio Lucadamo - Università degli Studi della Calabria
Antonella Mezzotero - Università degli Studi della Calabria
Alessandro Oggioni - CNR di Verbania-Pallanza
Anna Testi - Università degli Studi di Roma “La Sapienza”
Michela Tomasella - Università degli Studi di Trieste
Marcello Tomaselli - Università degli Studi di Parma

Prefazione

Dr. Luigi Minach*

Lasciando ai ricercatori della Società Italiana di Ecologia, delle Università nazionali ed estere, dei Centri di Ricerca e delle Agenzie per la protezione dell'ambiente il compito di indagare, nel corso del XIX congresso della S.It.E, sull'influenza delle scale temporali e spaziali sugli ecosistemi, mi piace far notare come già la scelta di Bolzano quale luogo per il congresso sia la dimostrazione tangibile di come tempo, spazio, ecologia siano intrinsecamente collegati.

L'Alto Adige, terra di montagna, regione alpina, in epoche lontanissime era un grande mare: Le Dolomiti altro non sono infatti che barriere marine tropicali, testimonianza originale della presenza del mare in questa terra. Ma non solo le rocce testimoniano tale passato, anche la presenza di flora subtropicale in valli laterali della provincia lasciano immaginare climi e geografie diversi dagli attuali.

L'Alto Adige è inoltre dimostrazione "vivente" di come cambiamenti locali possano influire a livello globale, penso ad esempio all'introduzione di tecniche costruttive di risparmio energetico di casaclima, alle piccole centrali di teleriscaldamento a biomassa locale fino alla sensibilizzazione degli abitanti di questo piccolo territorio verso stili di vita che tengano conto della limitata capacità di carico degli ecosistemi alpini. Questi approcci locali, che per la loro limitata area d'influenza potrebbero apparire di scarsa efficacia in un'ottica globale, hanno invece attraversato i confini fondendosi e integrandosi con comportamenti e politiche ambientali virtuose di altre realtà.

Tenere insieme tempo, spazio, ecologia e sviluppo umano: una sfida immane, da affrontare a piccoli passi (minime distanze), a lungo termine (ragionare e procedere per tempi lunghi), con la conoscenza e rispetto di tutti gli ecosistemi interessati dai processi messi in atto dalla specie umana (sostenibilità da parte della terra nel tempo e nello spazio dell'umanità del Nord e del Sud).

Una sfida non impossibile, anche il mare in Alto Adige in fondo sembrava impossibile! Come Agenzia provinciale per l'ambiente abbiamo fatto nostri nel tempo questi compiti: conoscenza degli ecosistemi, monitoraggio dei parametri di qualità ambientali, misura dell'impatto delle attività umane, ricerca ed adozione di misure di riduzione di tali impatti, sensibilizzazione verso uno stile di vita sostenibile.

* Direttore di Ripartizione dell'Agenzia provinciale per l'ambiente della Provincia Autonoma di Bolzano

Introduzione

*Prof. Pierluigi Viaroli**

La proposta di organizzare una sessione su “Macrofite di sistemi lacustri, fluviali, di transizione e marini” nell’ambito del XIX congresso della Società Italiana di Ecologia nasce da un’iniziativa di Rossano Bolpagni e Alessandro Oggioni che sono riusciti a coalizzare un gruppo numeroso di specialisti interessati allo studio di biologia, ecologia e metodi di indagine della vegetazione acquatica. Mentre per flora e vegetazione delle acque di transizione italiane è già presente un quadro aggiornato delle conoscenze, che sono state raccolte in un volume curato da Cecere, Petrocelli, Izzo e Sfriso per l’associazione Lagunet, questo settore della ricerca ecologica presenta invece numerose lacune ed ampi margini di sviluppo per quanto concerne le acque interne.

L’iniziativa curata da Bolpagni e Oggioni costituisce dunque un primo contributo al confronto degli studi sulle macrofite di acqua dolce. La sessione ha visto infatti la partecipazione straordinaria di una settantina di ricercatori, soprattutto di giovani, provenienti da tutta Italia. Nell’ambito dell’incontro è stato inoltre costituito il Gruppo di Lavoro S.It.E. su “Macrofite e Ambiente” (GLM) che ha individuato e discusso linee di ricerca e attività da sviluppare in futuro. I lavori presentati al congresso e pubblicati negli atti costituiscono non solo una prima base coerente di studi sull’ecologia delle macrofite, ma anche un contributo organico all’identificazione e all’applicazione di indicatori ed indici basati sulle macrofite, così come è richiesto dalla direttiva acque (2000/60/CE) e dalla normativa nazionale.

La partecipazione “bottom up” numerosa e qualificata, soprattutto di tanti giovani, è un sintomo della vitalità che ancora anima i vari settori della ricerca ecologica. In particolare, è significativa di una volontà di sviluppare idee e contributi innovativi e potenzialmente utili per la società civile che, in un tempo in cui l’evidenza dei fatti sembra negare spazio proprio ai giovani e alla ricerca, diventa un segnale di speranza e un forte motivo di impegno a sostenere il gruppo di lavoro e le attività che vorrà organizzare nell’ambito della S.It.E.

Con lo straordinario contributo di EURAC, in particolare di Roberta Bottarin, Uta Schirpke e Ulrike Tappeiner e è stato possibile pubblicare gli atti in un volume monografico. A loro, a Rossano ed Alessandro va il più sentito ringraziamento della S.It.E.

* Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma

Valutazione della Specific Leaf Area nelle macrofite al fine di una interpretazione funzionale degli ecosistemi acquatici

Evaluation of Specific Leaf Area of macrophytes towards functional interpretation of aquatic ecosystems

Bruno E. L. Cerabolini¹, Guido Brusa^{1*}, Stefano Gomarasca² & Matteo Sartori¹

¹ Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale, Università degli Studi dell'Insubria,
Via Dunant 3, 21100 Varese

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

* guido.brusa@uninsubria.it

Riassunto

Il presente studio ha analizzato la relazione tra le macrofite acquatiche e i più importanti caratteri fogliari impiegati nell'analisi funzionale delle piante terrestri. Lo scopo finale è stato quello di porre le basi scientifiche per l'interpretazione ecologica degli ecosistemi acquatici. Sono state casualmente campionate dieci foglie per tre distinte popolazioni appartenenti ad otto specie di macrofite acquatiche. Tre *soft trait* (peso secco, contenuto in materia secca e area specifica della foglia) sono stati misurati sui campioni raccolti. *Nymphaea alba* e *Trapa natans* hanno presentato i valori più elevati di peso secco e area specifica fogliare. In generale le specie hanno esibito una variabilità nei caratteri funzionali per le tre popolazioni analizzate, in particolare nei valori di peso secco. La variabilità intraspecifica non è comunque apparsa influenzare la caratterizzazione funzionale delle singole specie. In conclusione, lo studio ha confermato l'utilità dei caratteri fogliari nell'analisi funzionale delle macrofite acquatiche.

Parole chiave: caratteri funzionali, ecosistemi acquatici, idrofite, Lombardia, variabilità intraspecifica

Abstract

The study investigated the relationship between aquatic macrophytes and the most important leaf traits in functional analysis of terrestrial plants. The final aim was the establishment of scientific bases in the ecological interpretation of water ecosystems.

Ten leaves of eight macrophyte species (Magnoliophyta) were randomly collected in each of three different populations. Three soft traits (Leaf Dry Weight, Leaf Dry Matter Content and Specific Leaf Area) were subsequently analysed. *Nymphaea alba* and *Trapa natans* showed the highest values of LDW and SLA. Species generally exhibited a variability of the functional traits among the three populations, in particular in the LDW values. However this intraspecific variability did not appear to affect functional characterization of species. In conclusion, the study confirmed the usefulness of leaf traits in the functional analysis of aquatic macrophytes.

Keywords: aquatic ecosystems, functional traits, hydrophytes, intraspecific variability, Lombardy

Introduzione

Generalmente l'unità fondamentale impiegata per descrivere una comunità è la specie. Tuttavia Colasanti et al. (2001) mettono in evidenza che "*in ecology there are many more actors on the stage than roles that can be played*". Ponendo l'attenzione sulle strategie ecologiche piuttosto che sulle singole specie, è infatti possibile identificare generali passaggi attraverso i quali l'ambiente, e le stesse specie concorrono alla strutturazione di un particolare tipo di comunità caratteristica di uno specifico habitat (Southwood, 1988; Grime, 2001). L'impiego di questo approccio metodologico agevola inoltre la comparazione di comunità con composizione specifica alquanto differente tra loro (Diaz & Cabido, 2001; Diaz et al., 2003, 2004; Pausas et al., 2003). L'analisi funzionale permette quindi di verificare l'esistenza di principali modalità di specializzazione adattativa, che si presentano universalmente tra gli esseri viventi (Grime et al., 1997). Soprattutto per il mondo vegetale, la presenza di schemi ricorrenti di specializzazione permetterebbe di abbandonare le unità tassonomiche come entità principali nella descrizione delle comunità analizzate, per passare all'utilizzo di gruppi definibili genericamente come *strategie* o *tipi funzionali* (Shiple et al., 1989; Heal & Grime, 1991). Il *tipo funzionale* è pertanto considerabile come un livello multi-specifico di aggregazione, collocato sopra il livello di popolazione, ma situato sotto quello di comunità (Allen & Starr, 1982).

Nel mondo vegetale uno degli schemi di classificazione funzionale più conosciuti ed utilizzati allo stato attuale è quello proposto da Grime (1974) e denominato C-S-R da *Competition*, *Stress* e *Ruderality*. Differenti combinazioni nei livelli di questi tre fattori portano ad una identificazione precisa della strategia delle specie vegetali (Grime, 2001). Hodgson et al. (1999) hanno sintetizzato metodologicamente la teoria C-S-R in uno schema che consente di classificare la maggior parte delle specie

di piante superiori terrestri mediante l'impiego di semplici *functional trait*. Questo nuovo approccio ha consentito di estendere il campo di applicazione del sistema C-S-R proposto da Grime, consentendo per esempio di determinare la *functional signature* di una comunità vegetale (Hunt et al., 2004) e di utilizzare il metodo per l'analisi della vegetazione (Caccianiga et al., 2006; Pierce et al., 2007).

Nella letteratura scientifica sono riportati numerosi *functional trait* (Cornelissen et al., 2003), quantunque l'orientamento attuale sia quello soprattutto indirizzato verso l'impiego di *soft trait*, che possono essere interpretati come caratteri funzionali facilmente e velocemente quantificabili (Hodgson et al., 1999). I *soft trait* sono correlabili agli *hard trait* (Grime, 1974; Cornelissen et al., 2003), cioè agli indicatori maggiormente accurati della *plant function*, ma che non possono essere economicamente quantificati per un gran numero di specie e su vasti territori di indagine (Weiher et al., 1999; Lavorel & Garnier, 2002). Tra i diversi *soft trait*, i caratteri relativi alla foglia sono stati proposti come principale espressione della capacità della pianta di acquisire e di utilizzare le risorse ambientali (luce, acqua e nutrienti). Questa informazione a sua volta è di primaria importanza nella comprensione della funzionalità specifica e quindi ecosistemica della specie stessa (Westoby, 1998; Weiher et al., 1999).

La presente ricerca mira a comprendere come le piante acquatiche si rapportino con i *soft trait* fogliari maggiormente impiegati per le piante terrestri, avendo come obiettivo generale la predisposizione di basi scientifiche per l'interpretazione funzionale degli ecosistemi acquatici.

Materiali e metodi

Sono state esaminate otto specie di macrofite appartenenti alle Magnoliophyta (Tab. I). La scelta delle specie è stata effettuata in relazione alla loro diffusione nel territorio lombardo. Tra i mesi di luglio e di settembre 2009 sono state campionate in modo randomizzato dieci foglie da ciascuna delle tre popolazioni considerate per ogni specie (Tab. I). Al fine di minimizzare possibili variazioni legate alla profondità di campionamento (Spence et al., 1973), sono state prelevate le foglie all'interfaccia aria-acqua oppure nelle piante completamente sommerse le foglie più prossime all'apice vegetativo. Le foglie dovevano comunque essere completamente sviluppate e presentare forma e colore tipici della specie.

Tabella I: Elenco delle otto specie di macrofite acquatiche, con indicazione della forma di crescita (secondo Wiegleb, 1991) e della stazione di campionamento.

Specie	Forma di crescita	Località di campionamento
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Pleustofita Ceratophylliden	Fontanile Nuovo (Bareggio; MI)
		Laghetto di Ortanella (Esino L.; LC)
		Lanca di Caviaga (Cavenago d'A.; LO)
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Rizofita Elodeiden	C.na Cantarina (Abbadia Cerreto; LO)
		C.na Molino Doppio (Milano; MI)
		C.na Decima (Lacchiarella; MI)
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Rizofita Myriophylliden	L. di Comabbio (Comabbio; VA)
		C.na Decima (Lacchiarella; MI)
		Pralugano (Valganna; VA)
<i>Nymphaea alba</i> L.	Rizofita Magnonymphaeiden	Laghetto Fornace (Cazzago B.; VA)
		L. di Comabbio (Comabbio; VA)
		L. di Monate (Travedona M.; VA)
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Rizofita Parvopotamiden	Cerello-Battuello (Corbetta; MI)
		C.na Decima (Lacchiarella; MI)
		San Gemolo (Valganna; VA)
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Pleustofita Lemniden	Bestazzo (Cislano; MI)
		C.na Decima (Lacchiarella; MI)
		L. di Varese (Cazzago B.; VA)
<i>Trapa natans</i> L.	Rizofita Magnonymphaeiden	Laghetto Fornace (Cazzago B.; VA)
		L. di Comabbio (Comabbio; VA)
		L. di Varese (Bodio L.; VA)
<i>Utricularia australis</i> R. Br.	Pleustofita Ceratophylliden	Cavagnano (Cuasso al M.; VA)
		Lagozzetta (Besnate; VA)
		Pralugano (Valganna; VA)

Le indagini sui campioni fogliari sono state eseguite considerando i protocolli proposti da Cornelissen et al. (2003). Nello specifico le foglie sono state conservate al buio ad una temperatura di circa 4 °C nell'acqua del corpo idrico dove erano state raccolte, sino ad un massimo di 48 h. I campioni sono stati quindi privati delle parti non fotosintetiche (ad esempio, piccioli o vescicole). La *Leaf Area* (LA, in mm²) è stata determinata impiegando le immagini calibrate e ricavate da uno scanner piano. Il *Leaf Fresh Weight* (LFW, in mg) è stato ricavato pesando le foglie completamente idratate.

Tra i *soft trait* fogliari studiati, il *Leaf Dry Weight* (LDW, in mg) è stato determinato tramite il peso di foglie disidratate in stufa a 105 °C per un tempo di circa 2 h (12 h nel caso di *N. alba* e di *T. natans*). I valori di *Specific Leaf Area* (SLA mm² mg⁻¹) sono stati espressi mediante il rapporto tra LA e LDW, mentre quelli di *Leaf Dry Matter Content* (LDMC, in %) come rapporto tra LDW e LFW.

Ciascuno dei tre *functional trait* analizzati non presenta una distribuzione normale e/o una varianza omogenea. Per questi motivi i dati sono stati analizzati tramite il test non parametrico di Kruskal-Wallis, considerando la specie come fattore di raggruppamento. Il medesimo test è stato quindi applicato a ciascuna specie per verificare eventuali differenze nei valori tra le popolazioni, introducendo la correzione di Bonferroni nel livello di significatività statistica. La relazione tra i tre *functional trait* è stata valutata mediante il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman tra i valori mediani calcolati per ciascuna popolazione.

Risultati

La figura 1 illustra la distribuzione dei tre *functional trait* analizzati per ciascuna popolazione. Il test di Kruskal-Wallis considerando la specie come fattore di raggruppamento è risultato statisticamente significativo per SLA ($\chi_{23} = 223,1$, p-value < 0,001), LDW ($\chi_{23} = 233,2$, p-value < 0,001) e LDMC ($\chi_{23} = 222,7$, p-value < 0,001).

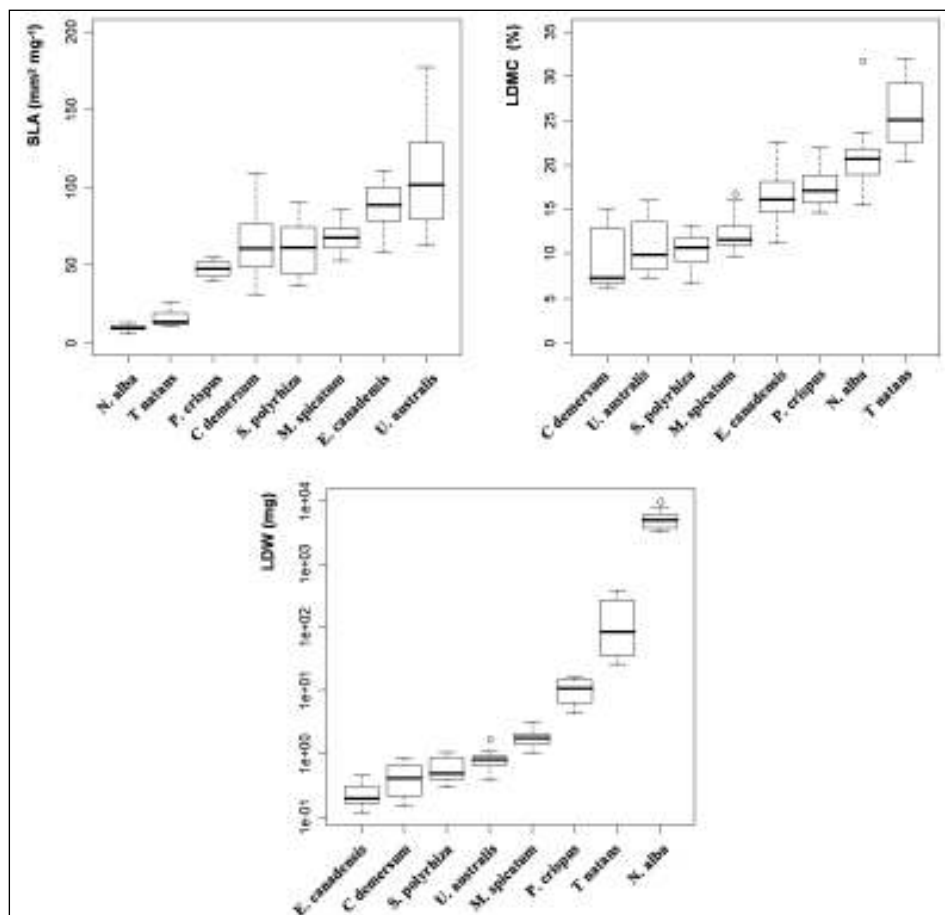


Figura 1: Boxplot relativi a *Specific Leaf Area* (SLA), *Leaf Dry Matter Content* (LDMC) e *Leaf Dry Weight* (LDW) per ciascuna specie analizzata.

La tabella II riporta il valore mediano dei tre *functional trait* per ciascuna popolazione analizzata. I valori di SLA sono risultati statisticamente identici tra le popolazioni di *E. canadensis*, *M. spicatum*, *N. alba* e *P. crispus*; anche i valori di LDMC per le medesime specie sono risultati statisticamente identici, con l'eccezione di *P. crispus*. I valori di LDW sono risultati statisticamente differenti tra tutte le popolazioni di ciascuna specie analizzata, con l'eccezione delle popolazioni di *M. spicatum*.

Tabella II: Valori mediani relativi a *Specific Leaf Area* (SLA), *Leaf Dry Matter Content* (LDMC) e *Leaf Dry Weight* (LDW) per ciascuna delle tre popolazione delle otto specie di macrofite analizzate; viene inoltre riportato il risultato del test di Kruskal-Wallis relativo a ciascuna specie (ns = non significativo; ** = 0,01 > p ≥ 0,001; *** = p < 0,001).

Specie	SLA mm ² mg ⁻¹		LDMC %		LDW mg	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	48,5	***	13,3	**	3,2 10 ⁻¹	**
	62,2		7,1		6,5 10 ⁻¹	
	89,9		6,8		2,7 10 ⁻¹	
<i>Elodea canadensis</i>	99,9	ns	14,7	ns	1,6 10 ⁻¹	***
	89,8		16,9		2,0 10 ⁻¹	
	79,0		16,5		3,3 10 ⁻¹	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	72,2	ns	12,2	ns	2,3 10 ⁰	ns
	65,9		13,2		1,6 10 ⁰	
	64,9		10,8		1,7 10 ⁰	
<i>Nymphaea alba</i>	9,6	ns	21,4	ns	6,0 10 ³	**
	11,1		18,4		3,7 10 ³	
	9,0		21,1		5,0 10 ³	
<i>Potamogeton crispus</i>	44,0	ns	20,5	**	1,1 10 ¹	***
	46,0		16,5		1,5 10 ¹	
	51,9		16,0		5,9 10 ⁰	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	75,2	**	12,1	***	3,5 10 ⁻¹	**
	42,3		10,8		9,6 10 ⁻¹	
	66,7		8,7		4,6 10 ⁻¹	
<i>Trapa natans</i>	20,7	***	25,0	***	3,3 10 ¹	***
	13,6		29,9		8,6 10 ¹	
	11,2		22,4		3,2 10 ²	
<i>Utricularia australis</i>	101,9	***	9,9	***	9,5 10 ⁻¹	**
	72,2		14,6		5,7 10 ⁻¹	
	130,2		7,9		8,5 10 ⁻¹	

La tabella III riporta i valori dei coefficienti di correlazione di Spearman tra i tre *functional trait* analizzati. Tutti i coefficienti sono risultati statisticamente significativi (p < 0,01). SLA è negativamente correlato con LDMC e soprattutto con LDW, mentre quest'ultimo *trait* è positivamente correlato con LDMC.

Tabella III: Valori del coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman tra *Specific Leaf Area* (SLA), *Leaf Dry Matter Content* (LDMC) e *Leaf Dry Weight* (LDW) tra i valori mediani riportati in Tab. II (ns = non significativo; ** = 0,01 > p ≥ 0,001; *** = p < 0,001).

	SLA		LDMC	
LDMC	-0,663	***		
LDW	-0,814	***	+0,611	**

Discussione

I valori minori di SLA sono stati osservati per le due Magnonymphaeiden (*N. alba* e *T. natans*). Le altre specie, che sono tutte macrofite sommerse ad eccezione di *S. polyrhiza*, presentano valori elevati. In particolare i valori più alti sono raggiunti da *U. australis*, che in relazione a particolari combinazioni ecologiche favorevoli (es. elevate precipitazioni e temperature miti), è in grado di ricoprire interamente i piccoli specchi d'acqua in una sola stagione vegetativa, come riscontrato durante la raccolta dei campioni fogliari. SLA è considerato il *soft trait* che può meglio interpretare l'*hard trait* del *Relative Growth Rate* (RGR), cioè la capacità competitiva specifica (Gaudet & Keddy, 1988; Hodgson et al., 1999). Il modello elaborato sulle piante terrestri prevede che specie distintive di ambienti ricchi di risorse presentano valori di SLA maggiori di quelle che crescono in ambienti sottoposti a stress e a carenza di disponibilità delle risorse (Grime, 2001). Alcune specie nemorali presentano elevati valori di SLA (Wilson et al. 1999), anche se una relazione negativa tra SLA e tolleranza all'ombra è stata riportata da Reich et al. (2003). Going et al. (2008) hanno comunque evidenziato come i valori di SLA decrescano in modo lineare lungo un gradiente di incremento dell'intensità luminosa in *Naturtium officinale*: in condizione di luce elevata, il maggiore spessore e la minore superficie della lamina fogliare (bassi valori di SLA) rappresentano un meccanismo per disperdere la luce captata; in condizioni di bassa luminosità, la maggiore superficie fogliare, unita ad una lamina più sottile, consentono invece di incrementare il tasso fotosintetico.

I valori più elevati di LDMC sono osservabili in *N. alba* e *T. natans* (questo dato è previsto anche dalla correlazione negativa tra questo *functional trait* e SLA; v. Tab. III). In generale LDMC risulta correlato negativamente con RGR e positivamente con la *life-span* della foglia, sebbene la robustezza di queste relazioni è generalmente più debole rispetto a quella che coinvolge SLA (Wilson et al., 1999; Ryser & Urbas, 2000; Cornelissen et al., 2003). LDMC esprime soprattutto un fondamentale compromesso delle piante tra la capacità di avere una veloce assimilazione, quindi

un rapido accrescimento, e una efficiente conservazione delle risorse in particolari tessuti della pianta (Wilson et al., 1999; Diaz et al., 2004). Inoltre, foglie con elevati valori di LDMC risultano strutturalmente consistenti e quindi più resistenti a fattori che provocano danneggiamenti fisici, come ad esempio nel caso dei fenomeni di erbivoria nei confronti delle macrofite acquatiche (Elger & Willby, 2003). *N. alba* e *T. natans* espongono le loro foglie all'interfaccia acqua-aria e conseguentemente presentano un'organizzazione tissutale più complessa; rispetto alle altre specie considerate nel presente studio. Esse presentano, infatti, tessuti epidermici che regolano la traspirazione e un maggior contenuto di tessuti meccanici e di trasporto.

N. alba e *T. natans* si discostano piuttosto nettamente dalle altre specie anche per i valori di LDW. Quest'ultimo è un *soft trait* ritenuto rilevante nella stima del livello di *stress*-tolleranza di una pianta (Hodgson et al., 1992). Secondo questo modello le foglie piccole sono esibite caratteristicamente dalle S-specie, mentre quelle grandi dalle C-specie (Grime, 2001). Secondo Milla & Reich (2007) esiste una tendenza delle foglie di grandi dimensioni ad esibire bassi valori di SLA; conseguentemente i valori di SLA riscontrati per *N. alba* e *T. natans* si accorderebbero con la generale osservazione compiuta su specie terrestri da questi autori. *S. polyrhiza* presenta invece foglie di ridotte dimensioni e valori di SLA maggiori; questa specie è una pleustofita e quindi non necessita di un apporto elevato in tessuti meccanici e di trasporto.

I tre *functional trait* mostrano una discreta variabilità intraspecifica, in particolare LDW. Le variazioni nelle specie rilevate per SLA sono invece praticamente analoghe con quelle riscontrate per LDMC. Questa variabilità intraspecifica non sembra comunque essere tale da incidere complessivamente sulla distinzione tra le caratteristiche adattative delle specie considerate. Infatti queste otto specie mostrano nell'insieme valori differenti per i tre *functional trait* analizzati, dimostrando in conclusione la trasferibilità di questi caratteri funzionali anche per le macrofite acquatiche.

Ringraziamenti

Per la concessione dei permessi riguardanti la raccolta di piante, gli autori considerano ringraziare la Provincia di Varese, il Consorzio Parco Regionale Campo dei Fiori, il Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino e in particolar modo la Regione Lombardia (DG Qualità dell'Ambiente) e il Centro Flora Autoctona.

Bibliografia

- Allen, T. F. H. & Starr, R. B. (1982) *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Caccianiga, M., Luzzaro, A., Pierce, S., Ceriani, R. M. & Cerabolini, B. (2006) The functional basis of a primary succession resolved by CSR classification. *Oikos*, **112**, 10-20.
- Colasanti, R. L., Hunt, R. & Askew, A. P. (2001) A self-assembling model of resource dynamics and plant growth incorporating plant functional types. *Functional Ecology*, **15**, 676-687.
- Cornelissen, J. H. C., Lavelle, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P. B., ter Steege, H., Morgan, H. D., van der Heijden, M. G. A., Pausas, J. G. & Poorter, H. (2003) Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **51**, 335-380.
- Cornelissen, J. H. C., Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Grime, P. J., Marzano, P., Cabido, M., Vendramini, F. & Cerabolini, B. (1999) Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist*, **143**, 191-200.
- Diaz, S. & Cabido, M. (2001) Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**, 646-655.
- Diaz, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J. H. C., et al. (2004) The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 295-304.
- Diaz, S., Symstad, A. J., Chapin, F. S. III, Wardle, D. A. & Huenneke, L. F. (2003) Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 140-146.
- Elger, A. & Willby, N. J. (2003) Leaf Dry Matter Content as an integrative expression of plant palatability: the case of freshwater macrophytes. *Functional Ecology*, **17**, 58-65.
- Gaudet, C. L. & Keddy, P. A. (1988) A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*, **334**, 242-243.
- Going, B., Simpson, J. & Even, T. (2008) The influence of light on the growth of watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Hydrobiologia*, **607**, 75-85.
- Grime, J. P. (1974) Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, **250**, 26-31.
- Grime, J. P. (2001) *Plant strategies and vegetation processes*. Second Edition. John Wiley & Sons, Chichester.
- Grime, J. P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J. G., Cornelissen, J. H. C., et al. (1997) Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos*, **79**, 259-281.
- Heal, O. W. & Grime, J. P. (1991) Comparative analysis of ecosystems: past lessons and future directions. In Cole, J., Lovett, G., Findlay, S. (Eds.) *Comparative analysis of ecosystem: patterns, mechanisms and theories*. Springer-Verlag, New York, pp. 7-23.
- Hodgson, J. G., Wilson, P. J., Hunt, W. R., Grime, J. P. & Thompson, K. (1999) Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*, **85**, 282-294.
- Hunt, R., Hodgson, J. G., Thompson, K., Bungener, P., Dunnett, N. P. & Askew, A. P. (2004) A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Applied Vegetation Science*, **7**, 163-170.
- Lavelle, S. & Garnier, E. (2002) Predicting changes community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16**, 545-556.
- Milla, R. & Reich, P. B. (2007) The scaling of leaf area and mass: the cost of light interception increases with leaf size. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences*, **274**, 2109-2115.
- Pausas, J., Rusch, G. M. & Lepš, J. (2003) Plant functional types in relation to disturbance and land use: introduction. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 307-310.
- Pierce, S., Luzzaro, A., Caccianiga, M., Ceriani, R. M. & Cerabolini, B. (2007) Disturbance is the principal α -scale filter determining niche differentiation, coexistence and biodiversity in an alpine community. *Journal of Ecology*, **95**, 698-706.

- Reich, P. B., Wright, I. J., Cavender-Bares, J., Craine, J. M., Oleksyn, J., Westoby, M. & Walters, M. B. (2003) The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Science*, **164**, 143-164.
- Ryser, P. & Urbas, P. (2000) Ecological significance of leaf life span among Central European grass species. *Oikos*, **91**, 41-50.
- Shipley, B., Keddy, P. A., Moore, D. R. J. & Lemky, K. (1989) Regeneration and establishment strategies of emergent macrophytes. *Journal of Ecology*, **77**, 1093-1110.
- Spence, D. H. N., Campbell, R. M. & Chrystal, J. (1973) Specific leaf areas and zonation of freshwater macrophytes. *Journal of Ecology*, **61**, 317-328.
- Southwood T. R. E. (1988) Tactics, strategies and templets. *Oikos*, **52**, 3-18.
- Weier, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O. (1999) Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 609-620.
- Wilson, P. J., Thompson, K. & Hodgson, J. G. (1999) Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytologist*, **143**, 155-162.
- Westoby, M. (1998) A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant & Soil*, **199**, 213-227.
- Wiegand, G. (1991) Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia*, **11**, 135-147.

Nuovi dati sul declino della popolazione di Phragmites australis al Lago Trasimeno

New data about the decline of Phragmites australis population at Lake Trasimeno

**Daniela Gigante^{1*}, Francesco Ferranti¹, Lara Reale¹,
Roberto Venanzoni¹ & Vincenzo Zuccarello²**

¹ Dip. Biologia Applicata, Università degli Studi di Perugia, Borgo XX giugno 74, 06121 Perugia

² DiSTeBA, Università del Salento, Prov.le Lecce-Monteroni, Ecotekne, 73100 Lecce

*daniela.gigante@unipg.it

Riassunto

Il declino della vegetazione macrofita a dominanza di *Phragmites australis* è un fenomeno ben noto in Europa centro-settentrionale ma tuttora poco indagato nel Bacino del Mediterraneo. Vengono qui presentati i risultati dello studio della popolazione di cannuccia del L. Trasimeno, una delle più estese dell'Italia peninsulare, attualmente interessata da un fenomeno di marcata regressione e da uno stato di generale declino. Un set di parametri è stato messo a punto ed impiegato per rilevare, negli anni 2006, 2007 e 2009, all'interno di quadrati permanenti, alcuni aspetti macromorfologici, istoanatomici/istochimici e fenologici allo scopo di caratterizzare lo stato di conservazione della popolazione. Dai risultati ottenuti si delinea una condizione differenziata nelle 19 stazioni considerate. L'analisi dei parametri macromorfologici ha evidenziato l'esistenza di sintomi di declino riconducibili, almeno per alcune stazioni, alla sindrome di *die-back*. Alcuni parametri quali il numero di nodi, il tasso di accrescimento del diametro dei culmi, l'altezza dei culmi, la presenza di culmi con apice morto e la presenza di *clumping* si sono rivelati particolarmente significativi nella caratterizzazione dei gruppi. Le indagini relative agli aspetti istoanatomici/istochimici e fenologici hanno contribuito a fornire ulteriori dettagli per delineare un quadro complessivo, evidenziando come il declino si accompagni ad una ridotta attività fotosintetica e a ridotta capacità di accumulare riserve sotto forma di amido a livello dei rizomi. I nuovi dati qui proposti, ad integrazione di quanto riportato in precedenti indagini, vanno ad ampliare le conoscenze nell'area trasimena. Si forniscono inoltre spunti per la costruzione di un modello di studio del declino dei canneti in territori mediterranei e si formulano prime ipotesi su alcune variabili ambientali ricollegabili all'insorgenza del fenomeno.

Parole chiave: declino del canneto, quadrati permanenti, parametri macromorfologici, isto-anatomici, fenologici, Lago Trasimeno

Abstract

The decline of the macrophytic vegetation dominated by *Phragmites australis* is a well-known phenomenon in central-W-Europe, still neglected in the Mediterranean Basin. We present here the results of a study about Lake Trasimeno's reed population, one of the largest in central Italy, affected by a general condition of decline and evident retreat. A selection of macromorphological, histo-anatomical and phenological traits was set up and used to collect data in 19 permanent plots, during the years 2006, 2007 e 2009, in order to characterize the conservation status of the reed population. The results show a diversified situation in the different stands; the macromorphological parameters highlight several symptoms of decline which allow us to detect the die-back syndrome in some plots. Some traits, such as the number of nodes, the stems' diameter growth rate, the stems' height, the presence of dead apices, the clumping habit, turned out to be particularly meaningful and useful in characterizing the groups of plots. The analysis of the histo-anatomical and phenological traits provided the survey with further details indicating that the reed decline often matches with lower photosynthetic activity and lower ability to store starch in the rhizomes. The analyzed data supplement previous studies on reed decline and extend the knowledge in the Trasimeno area. The carried out research suggests a model to study the mediterranean reedbeds and advances hypothesis about some environmental traits involved in the reed die-back.

Keywords: reed decline, permanent plots, macromorphological, histo-anatomical and phenological traits, Lake Trasimeno

Introduzione

A partire dagli anni '50 in Svizzera (Hürlimann, 1951), sono divenute sempre più frequenti in Europa centrale e nord-orientale le segnalazioni di ecosistemi palustri a dominanza di *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in condizioni critiche di declino (per un inquadramento della problematica: Ostendorp, 1989; Van der Putten, 1997; la nomenclatura tassonomica segue Tuttin et al., 1980). Il tema ha dato origine ad una vasta produzione scientifica che ha portato alla descrizione di una sindrome di *die-back* definita come “un anomalo e irreversibile fenomeno spontaneo di ritiro, distruzione o scomparsa di una stazione matura di cannuccia di palude verificatosi in un arco di tempo non più lungo di un decennio” (Van Der Putten, 1997). Il degrado spontaneo dei canneti non risulta circoscritto a stazioni inquinate; la cannuccia è infatti in grado di sopravvivere in acque ipertrofiche (Bittmann, 1953; Neuhäusl, 1965; Sukopp & Kunick, 1969; Klötzli, 1971; Tschardtke, 1983; Ostendorp, 1989) e in America Settentrionale può anche comportarsi da specie invasiva (Tucker, 1990; Marks et al., 1994; Bailey, 1997; Chambers et al., 1999; Ailstock et

al., 2001; Talley & Levin, 2001). In Europa si registrano casi di forte espansione della specie in ambienti terrestri, soprattutto se ricchi di nutrienti ed in particolare di azoto totale (Brülisauer & Klötzli, 1998; Greco & Patocchi, 2004). I fenomeni connessi con il *die-back* del canneto risultano estremamente diversificati; le patologie macroscopiche più frequentemente rilevate vanno da una riduzione della taglia e del tasso di accrescimento all'indebolimento dei culmi, alla frequente degenerazione e morte degli apici radicali, al disseccamento precoce delle gemme, alla lignificazione o suberizzazione anomala dei tessuti delle radici avventizie, alla formazione di blocchi nell'aerenchima (*callus*), all'habitus di accrescimento per cespi (noto come *clumping*) (Armstrong et al., 1996a, 1996b, 1996c).

Nel 1978 venne istituita l'associazione DACH (dall'acronimo delle iniziali dei paesi coinvolti: Germania, Austria e Svizzera) nel tentativo di contrastare una situazione divenuta ormai allarmante (Güsewell & Klötzli, 2000). Alla fine degli anni '90 furono sviluppati specifici progetti di ricerca (EUREED I/1993-94 e II/1996-98) allo scopo di esaminare le interazioni di aspetti specifici, quali inquinamento, gestione dei livelli e temperature delle acque, con l'ecofisiologia di *P. australis* anche in relazione ai processi biogeochimici (Brix, 1999). Ad oggi, il fenomeno della moria dei canneti risulta poco indagato nei contesti climatici mediterranei. Prima della segnalazione al Lago Trasimeno (Gigante et al., 2008a, 2008b, 2009; Bresciani et al., 2009a, 2009b), l'unico studio specifico su questo tema in Italia era quello di Fogli et al. (2002) relativo ai canneti delle acque salmastre della Sacca di Goro nel Delta del Po. Si può ragionevolmente affermare che la scarsa disponibilità di dati possa essere all'origine dell'opinione diffusa secondo cui il fenomeno di declino è assente dalle aree mediterranee, come ipotizzato da Van Der Putten (1997). I nuovi dati qui proposti, ad integrazione di quanto riportato in Gigante et al. (2009), vanno ad ampliare le conoscenze dell'area trasimena prendendo in considerazione nuovi parametri e sintomatologie e contribuendo ad individuare un modello di studio del fenomeno di declino dei canneti in territori mediterranei.

Materiali e metodi

Area di studio

Il Lago Trasimeno è il quarto lago italiano ed il più esteso dell'Italia peninsulare; ha una superficie media di ca. 121,5 km² ed una profondità massima di 5,5 m con riferimento al livello medio che è pari a 257,1 m s.l.m. (dati relativi al periodo 1963-1997 in Dragoni & Evangelisti, 1999). Il periodo di ricambio delle acque è pari a 24,4 anni; il tasso di evaporazione è di 155x10⁶ m³/anno (Viotti et al., 2002; De Bartolomeo et al., 2004). Il lago non presenta immissari naturali e l'apporto idrico è dipeso sostanzialmente dalle precipitazioni fino a quando, tra il 1959 e il 1961, il bacino idrografico è stato ampliato artificialmente.

Dal punto di vista della caratterizzazione bioclimatica, sulla base degli Indici e della classificazione proposti da Rivas-Martínez et al. (1999) elaborati secondo Rivas-Martínez & Rivas-Saenz (2009) applicati alla stazione di Monte del Lago (295 m s.l.m.), la fascia spondicola del lago rientra nel Macrobioclima Mediterraneo pluvio-stagionale-oceanico, Piano bioclimatico Mesomediterraneo superiore con ombrotipo subumido inferiore (Gigante & Venanzoni, 2007).

L'area è sede di un Parco Regionale e di due Siti della Rete NATURA 2000 (SIC IT5210018 e ZPS IT5210070). Le acque e le sponde del bacino lacustre sono colonizzate da varie cenosi idrofitiche, palustri e di transizione; il canneto è ampiamente rappresentato nei tratti non occupati da strutture ed infrastrutture di origine antropica. Esso presenta alcune problematiche specifiche tra le quali vale la pena ricordare una forte riduzione della superficie, passata da 10,48 km² nel 1988 (Mearelli et al., 1990) a 3,56 km² nel 2005 (Cecchetti et al., 2005).

Disegno sperimentale

Il disegno di campionamento si basa su una rete di quadrati permanenti composta di 19 plot ubicati all'interno di 7 distinti settori spondali (Tab. I). Ciascun plot è rappresentato da un quadrato di 1 m di lato. La scelta iniziale dell'ubicazione dei plot è stata intenzionalmente non casuale: all'interno di ogni settore, i punti di campionamento sono stati posizionati lungo direttrici radiali, a distanza variabile dalla sponda, in modo da rappresentare condizioni diversificate in funzione del gradiente di umidità. La distanza tra i plot è di 15 m ed il loro numero è proporzionale all'ampiezza della fascia di canneto nei diversi settori. I parametri rilevati possono essere

raggruppati in tre principali tipologie: macromorfologici, istoanatomici/istochimici, fenologici.

Tabella I: Sigla ed ubicazione geografica di ciascun plot.

Settore spondale	Sigla del plot	Coordinate geografiche
Oasi 'La Valle'	P1	N43 05,699 E12 11,034
	P2	N43 05,697 E12 11,036
	P3	N43 05,694 E12 11,044
	P4	N43 05,684 E12 10,925
	P5	N43 05,681 E12 10,946
	P6	N43 05,686 E12 10,983
Poggio di Braccio	P7	N43 04,794 E12 07,580
	P8	N43 04,762 E12 07,594
Porto di Panicarola	P9	N43 05,020 E12 06,212
	P10	N43 04,859 E12 06,518
	P11	N43 04,848 E12 06,523
Rio Pescaia	P12	N43 06,752 E12 02,943
	P13	N43 06,747 E12 02,933
Castiglion del Lago	P14	N43 08,709 E12 01,952
	P15	N43 08,254 E12 02,472
Borghetto	P16	N43 11,071 E12 02,161
	P17	N43 11,064 E12 02,154
Passignano	P18	N43 11,412 E12 06,491
	P19	N43 11,415 E12 06,495

Metodologia delle indagini macromorfologiche

I dati macromorfologici sono stati rilevati in tutti i 19 plot negli anni 2006 e 2007. Per quanto riguarda la porzione epigea degli individui di *P. australis*, sono stati presi in considerazione i seguenti caratteri: altezza dei culmi (m), numero di nodi (n°), diametro dei culmi (mm), valori medi su 15 individui scelti casualmente all'interno di ciascun plot, misurati all'apice della stagione vegetativa (fine agosto); tasso di accrescimento dei 3 parametri precedenti, calcolato come media dei tassi di accrescimento rilevati a cadenza quindicinale nel periodo aprile-agosto nel biennio considerato, sempre su 15 individui per plot (rispettivamente: cm/giorno, n°/giorno, mm/giorno); densità dei culmi (n°/m²), densità di culmi fioriti (n°/m²), densità di

apici morti (n°/m^2), presenza di *clumping* (n° cespi/ m^2). Per la porzione ipogea le misurazioni sono avvenute su materiale proveniente da 5 individui per plot nell'anno 2007. Sono stati considerati: diametro dei rizomi (mm), diametro delle radici laterali (mm), quantità di radici laterali (secondo una scala ordinale di 5 classi di abbondanza).

I valori relativi ai 13 parametri macromorfologici (medie per plot sui due anni di campionamento) sono stati oggetto di un'analisi multivariata che, mediante applicazione di fuzzy clustering, fuzzy c-means (Bezdek, 1981), sulle componenti principali selezionate, ha individuato la partizione ottimale attraverso l'indice di Dunn (1974). La procedura ha condotto all'individuazione di 4 gruppi descrittivi dei distinti livelli di declino riscontrabili nella popolazione di cannuccia del Lago Trasimeno (Gigante et al., 2008b, 2010). I dati relativi ai *cluster* emersi da tale analisi sono stati sottoposti a test della significatività statistica mediante l'uso di ANOVA; l'analisi *post hoc* si è basata sul Fisher's Protected LSD test.

Metodologia delle indagini istoanatomiche, istochimiche e polliniche

Sulla base dei gruppi ottenuti mediante *cluster analysis*, nel 2009 sono stati selezionati 7 plot (P3, P5, P11, P12, P13, P18 e P19) dove condurre i campionamenti finalizzati all'analisi degli aspetti istoanatomici ed istochimici, nell'intento di caratterizzare i diversi livelli di declino del canneto anche da un punto di vista anatomico-funzionale. I 7 plot sono stati individuati in base a criteri di rappresentatività delle diverse condizioni di declino, così come emerse dalle analisi macromorfologiche. Per quanto riguarda le analisi della vitalità pollinica, nell'agosto 2009 è stato possibile campionare solo i plot P3, P5, P11, P12 e P18 essendo i restanti due non raggiungibili.

Le indagini istoanatomiche, istochimiche e polliniche hanno riguardato i rizomi, le radici avventizie ed i fiori. Dai rizomi sono state prelevate porzioni in vicinanza dei nodi sui quali erano presenti gemme laterali, mentre da radici avventizie di pari lunghezza sono state prelevate porzioni a 1-2 cm di distanza dall'apice radicale, a 1-2 cm di distanza dall'inserzione sul rizoma e in corrispondenza dell'inserzione con il rizoma. Per ciascuno dei 7 plot considerati, dalle infiorescenze sono state prelevate dieci spighe e da ciascuna sono stati inclusi separatamente i due fiori apicali e alcuni fiori prossimi alla base. Il materiale prelevato è stato fissato in una miscela di aldeide glutarica al 5% in tampone cacodilato di sodio (CSB) 0,075 M a pH 7 e post-fissato in una soluzione all'1% di tetrossido di osmio (OsO_4) in cacodilato di

sodio 0,075 M; i campioni sono stati quindi inclusi in resina epossidica (miscela di Epon, 2-dodecenylnsuccinicanhydride e methyl nadic anhydride) (Reale et al., 2002). I campioni inclusi sono stati sezionati con un ultramicrotomo (OmU2, Reichter, Heidelberg) ad un spessore di 1-2 μm ; le sezioni ottenute sono state colorate con blu di toluidina e utilizzate per l'individuazione di eventuali alterazioni a livello citologico.

Le analisi istochimiche sono state finalizzate all'osservazione della presenza di depositi di amido: a tale scopo, delle porzioni di rizoma sono state prelevate e tagliate con microtomo a mano; le sezioni ottenute sono state colorate con una soluzione iodo-iodurata che conferisce ai granuli di amido un colore violaceo/nero. Il materiale è stato quindi osservato con microscopio ottico in luce chiara (DMLB, Leica).

Per l'analisi della vitalità pollinica, i granuli sono stati colorati con Diacetato di Fluoresceina, sciolto in acetone e aggiunto ad una soluzione di saccarosio al 10%, (Heslop-Harrison & Heslop-Harrison, 1970), quindi osservati al microscopio ottico dotato di epifluorescenza, filtro di eccitazione BP 450-490 e filtro di sbarramento LP 515. Con questa tecnica i pollini vitali appaiono verdi-brillanti mentre i non vitali sono bruno-marroni.

L'analisi degli aspetti fenologici ha riguardato tutte le 19 stazioni analizzate ed ha preso in considerazione l'epoca di comparsa e sviluppo della fase antesica e la sua entità, stimata mediante numero e percentuale di culmi fioriti conteggiati all'interno di ciascun plot, a cadenza quindicinale negli anni 2006 e 2007. Analoga metodologia si è seguita per monitorare a cadenza quindicinale la comparsa e l'entità di apici prematuramente disseccati. L'andamento temporale della fenologia è stato anch'esso riferito ai *cluster* emersi dall'analisi multivariata ed analizzato considerando i valori medi relativi a ciascun gruppo di plot.

Parallelamente ai caratteri biometrici, per ciascun punto di campionamento sono stati rilevati alcuni parametri ambientali relativi a: durata del periodo di sommersione (assente, temporanea, permanente), tipo di substrato (argilloso, argilloso-sabbioso, sabbioso-argilloso, sabbioso), presenza/assenza di sostanza organica indecomposta accumulata a livello del sedimento.

Risultati

Analisi macromorfologica

L'analisi dei parametri macromorfologici ha portato all'individuazione di 4 gruppi principali, rappresentativi di distinti livelli di declino della popolazione di cannuccia nell'area di studio. Attraverso la caratterizzazione dei gruppi è stato possibile evidenziare un 'gradiente di declino' all'interno del quale si individua la seguente sequenza: a) condizione ottimale (CL2: plot P17, P18, P19, P12, P13, P9, P10); b) condizione sub-ottimale (CL3: plot P16, P7, P8, P15, P4, P11); c) condizione di marcata sofferenza con tipica sintomatologia di *die-back* (CL1: plot P1, P2, P3, P5, P6); d) condizione anomala con alcuni sintomi di *die-back*, riferibile ad un unico plot (CL4: plot P14). Nella tabella II si riportano i valori medi assunti dai 13 parametri considerati all'interno di ciascun gruppo di plot; l'ordine delle colonne evidenzia il gradiente di declino crescente.

Tabella II: Valori dei 13 parametri macromorfologici misurati nella popolazione di *Phragmites australis* del Lago Trasimeno. Param. da 1 a 12: valori medi \pm SE (per cluster); param. 13: mediane (per cluster). Lettere diverse indicano significatività statistica per $p < 0,05$ (ANOVA, Fisher's Protected LSD test).

	CL2 (7)	CL3 (6)	CL1 (5)	CL4 (1)
1. Numero di nodi (n°)	24,457 \pm 0,696 ^c	21,767 \pm 0,386 ^b	19,460 \pm 0,601 ^a	21,200
2. Tasso di accrescimento del numero di nodi (n°/giorno)	0,148 \pm 0,007 ^b	0,130 \pm 0,002 ^a	0,125 \pm 0,005 ^a	0,099
3. Altezza culmi (m)	3,198 \pm 0,044 ^b	2,933 \pm 0,069 ^a	2,765 \pm 0,053 ^a	2,073
4. Tasso di accrescimento dell'altezza dei culmi (cm/giorno)	1,926 \pm 0,080 ^b	1,625 \pm 0,106 ^a	1,764 \pm 0,049 ^{ab}	1,419
5. Diametro culmi (mm)	8,343 \pm 0,173 ^b	7,833 \pm 0,095 ^{ab}	7,180 \pm 0,171 ^a	6,650
6. Tasso di accrescimento del diametro dei culmi (mm/giorno)	0,003 \pm 0,005 ^c	-0,003 \pm 0,004 ^b	-0,013 \pm 0,004 ^a	0,027
7. Densità di culmi (n°/m ²)	138,571 \pm 6,175 ^a	139,333 \pm 6,912 ^a	114,800 \pm 12,081 ^a	46,000
8. Densità di culmi in fioritura (n°/m ²)	123,186 \pm 7,797 ^b	117,50 \pm 6,747 ^b	85,000 \pm 10,405 ^a	30,667
9. Densità di culmi con apice morto (n°/m ²)	3,057 \pm 3,057 ^a	17,867 \pm 6,907 ^b	21,220 \pm 2,494 ^b	0,000
10. Clumping (n°/m ²)	0,000 \pm 0,000 ^a	0,000 \pm 0,000 ^a	1,400 \pm 0,872 ^b	0,000
11. Diametro medio dei rizomi (mm)	13,037 \pm 1,312 ^a	10,682 \pm 0,596 ^a	11,550 \pm 0,992 ^a	13,700
12. Diametro medio delle radici laterali (mm)	1,420 \pm 0,101 ^a	1,265 \pm 0,045 ^a	1,240 \pm 0,045 ^a	1,090
13. Quantità media di radici laterali (classi)	3,000	3,000	5,0000	3,000

Tra i caratteri maggiormente significativi per differenziare i gruppi si evidenziano il numero di nodi ed il tasso di accrescimento del diametro dei culmi, che raggiungono i valori più elevati nei plot del gruppo CL2; in particolare, i gruppi CL3 e CL1 presentano tassi di accrescimento negativi per quanto riguarda il diametro dei culmi. Le stazioni in condizioni ottimali (CL2) si differenziano significativamente dalle altre anche per i valori elevati di altezza dei culmi, densità di culmi con apice morto, tasso di accrescimento del numero di nodi, diametro dei culmi. Il cluster in forte declino CL1 mostra una densità di infiorescenze marcatamente ridotta ed è l'unico all'interno del quale è stato osservato il fenomeno del *clumping*. La densità di culmi non mostra differenze significative nei diversi gruppi di plot, pur presentando valori marcatamente inferiori nel gruppo CL1. Il tasso di accrescimento in altezza dei culmi non sembra rappresentare un tratto distintivo ai fini della caratterizzazione dello stato di declino; si sono riscontrati comunque valori marcatamente più elevati nei plot in condizioni ottimali. Per quanto riguarda le porzioni ipogee, il diametro medio dei rizomi e quello delle radici laterali non risultano significativamente differenziati nei diversi gruppi di plot. La quantità di radici laterali, stimata secondo una scala ordinale articolata in 5 classi di valori, risulta più elevata sui rizomi prelevati nel gruppo di plot che mostrano sintomi di *die-back* (CL1).

Analisi istoanatomica/istochimica

Nelle sezioni delle radici avventizie ottenute dalle porzioni in prossimità dei nodi, vicino o in corrispondenza dell'inserzione con il rizoma, sono state identificate due situazioni modello. Nelle radici più sviluppate (Fig. 1A) è stato osservato un esoderma pluristratificato completamente differenziato con inizio della suberificazione degli strati più esterni; gli strati più interni hanno invece parete fortemente ispessita tanto da occludere quasi il lume cellulare. Il cilindro corticale è caratterizzato da un aerenchima completamente differenziato costituito da grosse lacune. L'aerenchima si interrompe a livello di una fila di cellule corticali che circondano l'endoderma, caratterizzato da ispessimenti ad O; nel cilindro centrale non solo le cellule dello xilema ma anche le cellule paratracheali e le cellule midollari hanno le pareti fortemente ispessite. Nelle radici meno sviluppate (Fig. 1B) gli ispessimenti a livello degli strati interni dell'esoderma sono meno accentuati, nell'aerenchima le lacune si alternano a file radiali di cellule corticali uniseriate, l'endoderma ha ispessimenti ad U e le cellule del cilindro centrale, soprattutto quelle midollari, hanno parete meno ispessita.

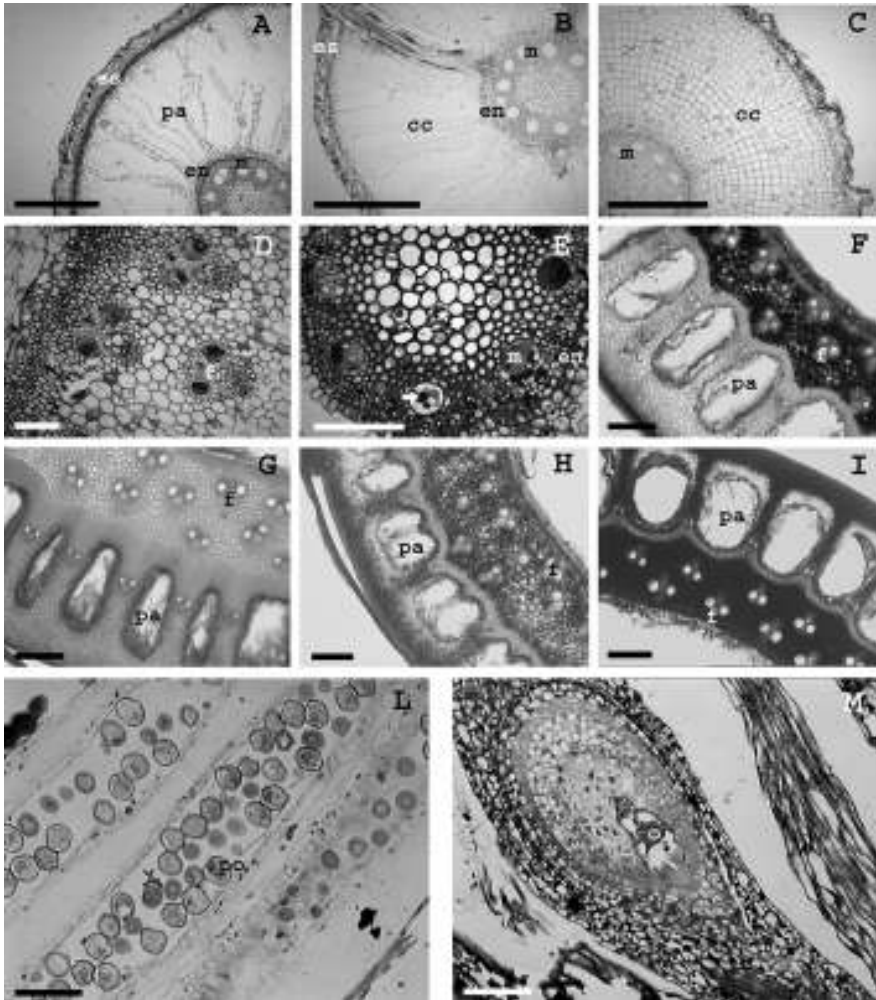


Figura 1: Sezioni trasversali di radici avventizie a differente sviluppo. **A.** Sezione di radice avventizia nella quale è evidente un esoderma pluristratificato (es) i cui strati più interni hanno parete fortemente ispessita, un parenchima aerifero (pa) con grosse lacune ed un endoderma (en) con ispessimenti ad "O". Barra 500 mm. **B.** Sezione di radice avventizia con esoderma pluristratificato (es) e parenchima aerifero (pa) nel quale le lacune si alternano a file uniseriate di cellule corticali (cc); nell'endoderma (en) sono presenti ispessimenti ad "U". Barra 500 mm. **C.** Sezione di radice avventizia a 1-2 mm dall'apice nella quale è evidente un esoderma pluristratificato (es) costituito da cellule con parete non ispessita, un parenchima aerifero (pa) in cui non si sono ancora differenziate le lacune ed un endoderma (en) privo di ispessimenti. Barra 500 mm. **D.** Sezione trasversale di rizoma nei cui fasci vascolari (f) sono presenti occlusioni a livello dei vasi del metaxilema. Barra 200 mm. **E.** Sezione trasversale di radice avventizia nel cui cilindro centrale sono evidenti ife fungine (freccia) all'interno dei vasi del metaxilema (m). Barra 200 mm. **F-G.** Sezioni, colorate con soluzione iodo-iodurata, di rizomi prelevati nel maggio 2009; i granuli di amido appaiono come

corpuscoli neri più o meno numerosi all'interno delle cellule. L'amido è presente nei rizomi prelevati nelle stazioni in condizioni ottimali (Passignano: P18, P19) e sub-ottimali (Porto di Panigarola: P11) (F) mentre è assente nei rizomi prelevati nelle stazioni in declino (Oasi 'La Valle': P3 e P5) (G). Barra 500 mm. **H-I.** Sezioni, colorate con soluzione iodo-iodurata, di rizomi prelevati nel luglio/settembre 2009. L'amido è scarso nei rizomi prelevati nella stazione P1 (H) mentre è abbondante nei rizomi prelevati nella stazione P18 (I). Barra 500 mm. **L.** Sezione longitudinale di antera con granuli di polline (po). Barra 20 mm. **M.** Sezione longitudinale di ovario con ovulo contenente un sacco embrionale che evidenzia la cellula uovo (o) e le due sinergidi. Barra 150 mm.

Nelle sezioni ottenute da porzioni prelevate a 1-2 cm dall'apice (Fig. 1C), le cellule dell'esoderma non hanno parete ispessita, le lacune dell'aerenchima non si sono ancora differenziate ma le cellule corticali delimitano grossi spazi intercellulari; gli ispessimenti dell'endoderma non sono ancora evidenti e nel cilindro centrale solo le cellule del protoxilema mostrano una parete ispessita mentre le cellule del metaxilema sono distese ma non ispessite. Solo nelle sezioni delle porzioni prossime all'apice ottenute da alcuni campioni si ha un grado di sviluppo più avanzato con inizio della differenziazione delle lacune dell'aerenchima e degli ispessimenti a carico delle pareti delle cellule dell'endoderma e degli strati più interni dell'esoderma. Questo potrebbe indicare un allungamento inferiore dell'organo e quindi, a parità di distanza dall'apice, queste radici mostrano un grado superiore di differenziazione cellulare.

L'analisi delle sezioni delle radici avventizie e dei rizomi ha evidenziato la presenza di occlusioni legate alla presenza di tille nei vasi del campione P11 (gr. CL3) (Fig. 1D) ma ha anche messo in luce la presenza, a livello dei vasi delle radici avventizie dei campioni P5 (gr. CL1) e P11 (gr. CL3), non solo di occlusioni dovute a tille ma anche di ife fungine (Fig. 1E).

Le osservazioni sui rizomi, effettuate nel maggio 2009, hanno inoltre evidenziato la presenza di amido, in quantità più o meno abbondante, nelle stazioni P18 e P19 (gr. CL2) e P11 (gr. CL3) (Fig. 1F); nelle stazioni P12 e P13 (gr. CL2) l'amido è scarso, mentre non è stato osservato alcun accumulo di amido nei rizomi prelevati nelle stazioni P3 e P5 (gr. CL1) (Fig. 1G). Le osservazioni effettuate nel luglio/settembre 2009, quindi in piena attività vegetativa, hanno invece evidenziato la presenza di amido, legata alla attività fotosintetica in atto, sui rizomi di tutte le stazioni anche se la sua quantità è risultata notevolmente più bassa nei rizomi delle stazioni in declino (CL1), soprattutto P3 (Fig. 1H), rispetto a quelle in condizioni ottimali, in particolare P18 (CL2) (Fig. 1I).

In alcune delle stazioni le infiorescenze all'antesi hanno rivelato una evidente presenza di polline maturo nelle antere (Fig. 1L) e sacche embrionali completamente differenziate negli ovuli (Fig. 1M).

Analisi fenologica

L'andamento della fioritura è illustrato nella figura 2, che riporta la percentuale di culmi in antesi rispetto al numero totale di culmi per plot, con cadenza quindicinale; i valori si riferiscono alla media calcolata all'interno di ciascuno dei 4 gruppi, negli anni 2006 e 2007. Si evidenzia un ritardo nell'insorgenza della fioritura a carico delle stazioni in declino (CL1, CL4). La figura 3 illustra l'andamento temporale della comparsa di apici prematuramente disseccati, secondo gli stessi criteri esposti a proposito della fioritura. Gli apici secchi risultano maggiormente rappresentati nelle stazioni di canneto in declino (CL1) e la loro comparsa avviene in modo marcato già a partire dalla fine di giugno.

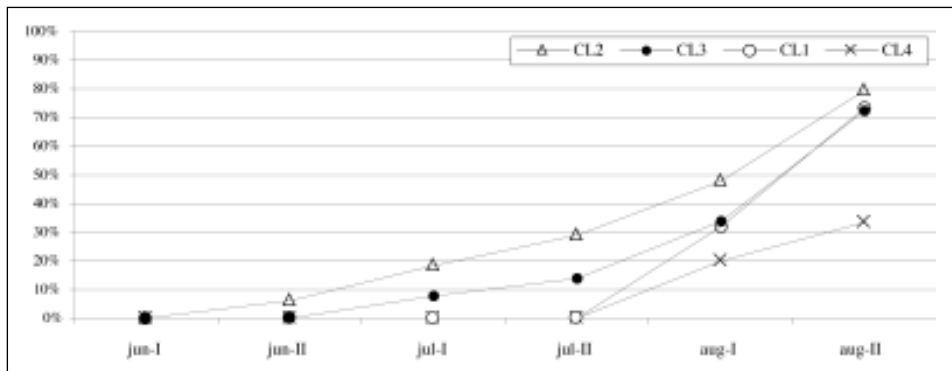


Figura 2: Andamento temporale della comparsa e dell'entità di culmi di *Phragmites australis* in fiore; valori percentuali sul totale dei culmi per plot (n = 15, periodo 2006-2007; valori medi per i 4 gruppi di plot rappresentativi dei 4 diversi livelli di declino del canneto del Lago Trasimeno).

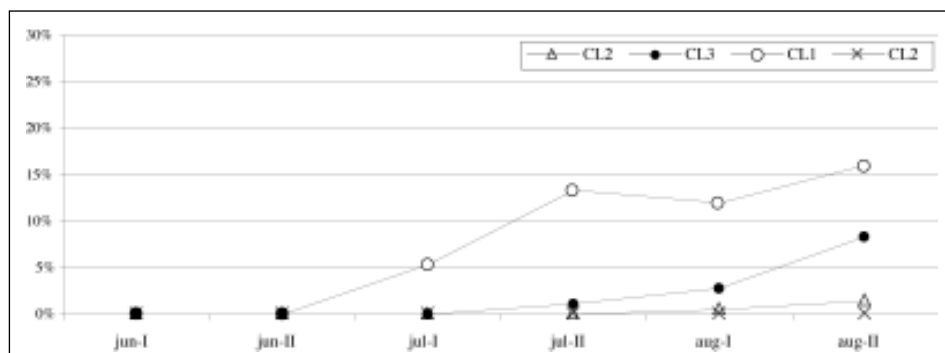


Figura 3: Andamento temporale della comparsa e dell'entità di apici prematuramente disseccati di *Phragmites australis*; valori percentuali sul totale dei culmi per plot (n = 15, periodo 2006-2007; valori medi per i 4 gruppi di plot rappresentativi dei 4 diversi livelli di declino del canneto del Lago Trasimeno).

Parametri ambientali

I parametri ambientali vengono indicati nella tabella III con riferimento ai 4 gruppi di plot corrispondenti ai diversi livelli di declino. Per ogni gruppo si riporta la percentuale di stazioni riferibili alle diverse caratteristiche considerate: durata del periodo di sommersione, tipo di substrato, presenza/assenza di sostanza organica. Si può osservare come la totalità dei plot in declino afferenti al gruppo CL1 sia caratterizzata da sommersione permanente, presenza di sostanza organica indecomposta accumulata nel sedimento, substrato sempre argilloso; il gruppo di stazioni in condizioni ottimali (CL2) risulta invece sempre privo di accumuli di sostanza organica indecomposta e prevalentemente ubicato in stazioni interessate da sommersione temporanea (in un unico caso si tratta di stazione asciutta).

Tabella III: Caratteristiche ambientali dei plot (durata del periodo di sommersione: assente, temporanea, permanente; tipo di substrato: argilloso, argilloso-sabbioso, sabbioso-argilloso, sabbioso; presenza/assenza di sostanza organica); per ciascun gruppo, viene indicata la percentuale di plot riferibile alle diverse tipologie ambientali.

	Sommersione			Sostanza organica		Substrato			
	assente	tempo- ranaea	perma- nente	assente	presente	argilloso	argilloso- sabbioso/	sabbioso- argilloso	sabbioso
CL1	-	-	100%	-	100%	100%	-	-	-
CL2	14,3%	85,7%	-	100%	-	14,3%	57,1%	28,6%	-
CL3	33,3%	50%	16,7%	66,7%	33,3%	33,3%	16,7%	-	50%
CL4	-	100%	-	-	100%	-	-	-	100%

Discussione

I parametri macromorfologici rilevati nelle 19 stazioni considerate hanno consentito di caratterizzare la popolazione di *P. australis* del Lago Trasimeno e di evidenziare l'esistenza di 4 distinti livelli nel suo stato di declino (Tab. II). Il rinvenimento di condizioni di scarso sviluppo, anomalie nell'accrescimento, ritardo nella fioritura, presenza di sintomi tipici quali il *clumping* ed il precoce disseccamento degli apici, hanno permesso di diagnosticare la presenza del fenomeno del *die-back* all'interno di 5 plot riferiti al gruppo CL1. I gruppi CL1 e CL3, benché quest'ultimo in misura minore, presentano inoltre un tasso di accrescimento negativo del diametro dei culmi; analoghe osservazioni a carico di popolazioni di cannuccia in declino sono state riportate da diversi Autori (Mochnacka-Lawacz, 1974; Dinka, 1986; Hofmann, 1986; Rolletschek et al., 1999; Fogli et al., 2002; Hardej & Ozimek, 2002). Il gruppo CL4, composto da un unico plot, mostra una situazione di declino meno netta, con la presenza di alcuni sintomi di sofferenza accompagnati per altri aspetti da una certa vigoria (Tab. II, Figg. 2 e 3).

La distribuzione spaziale dei plot afferenti ai 4 gruppi non appare casuale all'interno dell'area di studio: il gruppo CL1, corrispondente alla condizione di massima sofferenza osservata con tipica sintomatologia di *die-back*, risulta localizzato nel settore sud-orientale del lago in corrispondenza dell'Oasi 'La Valle' ed include 5 dei 6 plot ubicati in questo settore. Delle altre località, due includono solo plot in condizioni ottimali (CL2): Passignano e Rio Pescia. Le restanti 4 (Porto di Panicarola, Borghetto, Idroscalo e Poggio di Braccio) presentano condizioni variabili. Va ricordato che l'area dell'Oasi 'La Valle' è quella che maggiormente ha risentito della forte sommersione seguita all'ampliamento artificiale del bacino idrografico del lago, avvenuto tra il 1959 e il 1961. Caratterizzata da una debole pendenza dei fondali, la zona era occupata da un vastissimo canneto (Granetti, 1965) chiaramente visibile nelle foto aeree della Regione Umbria del 1954; esso, a partire dall'inizio degli anni '60, ha subito un fenomeno di progressivo arretramento che ne ha fortemente ridotto la superficie. È stato notato che il *die-back* si presenta con frequenza nei canneti sommersi (Rücker et al., 1999; Güsewell & Klötzli, 2000). La stabilizzazione ed in generale l'artificializzazione del livello delle acque sono state indicate come possibili cause o fattori scatenanti del declino della cannuccia (Weisner et al., 1993; Armstrong et al., 1994, 1999; Dinka et al., 1995; Rea, 1996; Weisner & Strand, 1996). Inoltre, fenomeni di disturbo e declino sono stati osservati a seguito di inondazioni estreme (Ostendorp et al., 2003). Spesso si è notato che *P. australis* tende a ritirarsi dalle ac-

que profonde (Boar & Crook, 1985; Ostendorp, 1989; Cízková et al., 1996). Va inoltre ricordato che l'oscillazione di livello favorisce la mineralizzazione e può quindi svolgere un effetto positivo sui processi di eutrofizzazione (Cízková et al., 1996). Secondo Ostendorp (1989), la risposta di un canneto a modifiche o danni ambientali può manifestarsi con ritardo poiché i rizomi di *P. australis* possono agire come una sorta di *buffer* in condizioni alterate. Sulla base delle precedenti considerazioni, si può ipotizzare che l'attuale stato di degrado rilevato nell'area dell'Oasi 'La Valle' possa rappresentare lo stadio terminale di un lento e progressivo processo di declino innescato dalle profonde modifiche idrologiche attuate nel bacino nel corso degli ultimi 50 anni. Ulteriori indagini attualmente in corso di completamento da parte degli autori, basate sull'analisi diacronica di fotogrammi aerei, avvalorano l'ipotesi di un continuo arretramento del fronte acquatico della popolazione di cannuccia a partire dalla fine degli anni '50.

Per quanto riguarda gli aspetti istologici ed anatomici della popolazione di cannuccia indagata, si è cercato di evidenziare le caratteristiche dei gruppi principali. I dati riguardanti la presenza di amido riscontrati nei plot in declino dell'Oasi 'La Valle' (P3 e P5, gruppo CL1) indicano una bassa capacità di accumulare riserve sotto forma di amido a livello dei rizomi; analoghi risultati sono emersi anche a carico di alcune stazioni del gruppo che presenta condizioni ottimali (P12 e P13). Questo fenomeno potrebbe essere dovuto ad un basso livello di fotosintesi netta durante la stagione vegetativa precedente al campionamento, dato che non sono stati osservati grossi blocchi a livello delle lacune dell'aerenchima che possano giustificare una riduzione nell'accumulo delle riserve. Dalle analisi effettuate sulle sezioni, ottenute dai campioni inclusi in resina e colorate con blu di toluidina, non sono risultate esserci, infatti, differenze strutturali o istologiche tra i campioni prelevati dalle diverse stazioni, se non quelle collegate ad un diverso stadio di sviluppo della radice; non è stata rilevata la presenza di grosse occlusioni dei vasi se non in alcuni casi (stazioni P11 e P5). La ridotta capacità di accumulo delle riserve può influenzare, oltre che la sopravvivenza della pianta durante l'inverno, anche la ricrescita primaverile dei rizomi e della porzione aerea; infatti le osservazioni effettuate nel luglio/settembre 2009 (in piena attività vegetativa) hanno evidenziato la presenza di amido, legata all'attività fotosintetica in atto, sui rizomi di tutte le stazioni. La quantità di amido è risultata però notevolmente più bassa nei rizomi delle stazioni del gruppo CL1 soprattutto nel plot P1, rispetto alle altre, confermando la minore attività fotosintetica a carico di queste stazioni dovuta probabilmente alla condizione di declino della vegetazione che le caratterizza. Una situazione particolare riguarda i plot P12 e P13 che, pur pre-

sentando una scarsa presenza di amido nella primavera 2009, hanno poi dimostrato una buona ricrescita nella stagione vegetativa 2009.

La percentuale di vitalità del polline misurata nelle stazioni considerate (Fig. 4) è risultata leggermente più bassa rispetto a quella riportata in bibliografia (Ishii & Kadono, 2002) ma non è significativamente diversa tra le stazioni indagate.

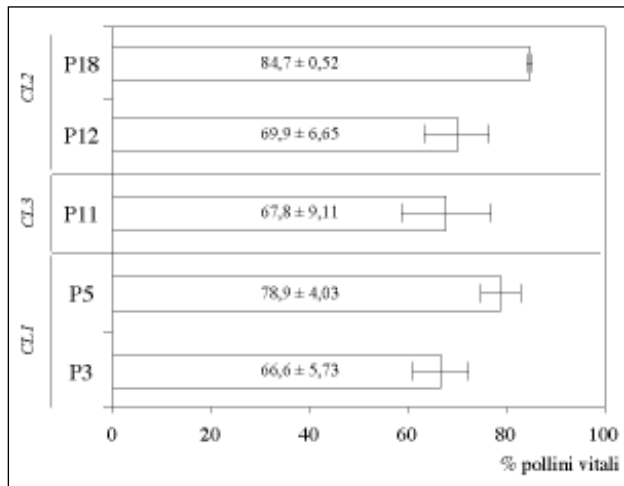


Figura 4: Percentuale di vitalità pollinica per *Phragmites australis* rilevata nei plot analizzati (valori medi \pm SE, n = 5); sono indicati i cluster di appartenenza.

La presenza di ife fungine nei plot P5 e P11 potrebbe essere testimonianza di una infezione. In *P. australis* sono state rilevate alcune associazioni simbiotiche (Oliveira et al., 2001), infatti è possibile la presenza di micorrize, ma la localizzazione del fungo a livello del cilindro centrale fa supporre che si tratti di un parassita. Le infezioni fungine hanno colpito le stazioni più degradate, afferenti al gruppo CL1. Allo stato attuale delle conoscenze, la presenza di tali tipi di fungo può essere considerata sia come uno dei fattori coinvolti nel declino della cannuccia, sia come una conseguenza della situazione di sofferenza.

In generale, si può affermare che la condizione di declino si accompagna ad una ridotta capacità di accumulare riserve sotto forma di amido a livello dei rizomi, pur non trattandosi di un fenomeno esclusivo delle stazioni in che versano in condizioni peggiori, e ad una ridotta attività fotosintetica, al contempo causa ed effetto della taglia ridotta degli individui. Si riscontrano inoltre una percentuale di vitalità pollinica generalmente bassa, benché non significativa nel differenziare i gruppi di plot, e la presenza di infezioni a carico specificamente delle stazioni in declino. Allo stesso tempo, non si sono riscontrate sostanziali anomalie morfologiche.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto con il contributo della Regione Umbria – POR FSE 2007-2013 e della Provincia di Perugia, Servizio Protezione Ambientale e Parchi.

Bibliografia

- Ailstock, M. S., Norman, C. & Bushmann, P. (2001) Common Reed *Phragmites australis*: Control and Effects Upon Biodiversity in Freshwater Nontidal Wetlands. *Restoration Ecology*, **9** (1), 49-59.
- Armstrong, J., Afreen-Zobayed, E. & Armstrong, W. (1996a) *Phragmites* die-back: sulphide- and acetic acid-induced bud and root death, lignifications and blockages within aeration and vascular systems. *New Phytol.*, **134**, 601-614.
- Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F., Blyth, S. & Armstrong, W. (1999) *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquat. Bot.*, **64**, 275-289.
- Armstrong, J., Armstrong, W., Armstrong, I. B. & Pittaway, G. (1996b) Senescence and phytotoxin, insect, fungal and mechanical damage: factors reducing convective gas-flows in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, **54**, 211-226.
- Armstrong, J., Armstrong, W. & Van Der Putten, W. H. (1996c) *Phragmites* die-back: bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytol.*, **133**, 399-414.
- Armstrong, W., Brändle, R. & Jackson, M. B. (1994) Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta. Bot. Neerl.*, **43**, 307-358.
- Bailey, A. R. (1997) Detecting and monitoring *Phragmites* invasion of coastal wetlands: a comparison of remote sensing techniques. MS Thesis, University of Delaware, Newark, DE, USA.
- Bezdek, J. C. (1981) *Pattern Recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms*. Plenum Press, New York.
- Bittmann, E. (1953) Das Schilf (*Phragmites communis* Trin.) und seine Verwendung im Wasserbau. *Angew. Pflanzensoziol.*, **7**, 1-41. Stolzenau (F.R.G.).
- Boar, R. R. & Crook, C. E. (1985) Investigations into the causes of reed-swamp regression in the Norfolk Broads. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **22**, 2916-2919.
- Bresciani, M., Giardino, C. & Musanti, M. (2009a) Il telerilevamento per lo studio dei canneti del Trasimeno. *Micron*, **11**, 37-41.
- Bresciani, M., Stroppiana, D., Fila, G., Montagna, M. & Giardino, C. (2009b) Monitoring reed vegetation in environmentally sensitive areas in Italy. *Riv. Ital. Teleril.*, **41** (2), 125-137.
- Brix, H. (1999) The European research programme on reed die-back and progression (EUREED). *Limnologica*, **29**, 5-10. Berlin.
- Brülsauer, A. & Klötzli, F. (1998) Habitat factors related to the invasion of reed (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. *Z. Ökol. Natursch.*, **7**, 125-136.
- Cecchetti, A., Ficola, M., Lazzarini, G., Pedini, A. & Segantini, F. (2005) *Vegetazione, habitat di interesse comunitario, uso del suolo del Parco del Lago Trasimeno*. Parco del Lago Trasimeno. Passignano sul Trasimeno.
- Chambers, R. M., Meyerson, L. A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquat. Bot.*, **64**, 261-273.
- Cízková, H., Strand, J. & Lukavská, J. (1996) Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rozmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot. Phytotax.*, **31**, 73-84.
- De Bartolomeo, A., Poletti, L., Sanchini, G., Sebastiani, B. & Morozzi, G. (2004) Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*, **55**, 1323-1329.

- Dinka, M. (1986) The effect of mineral nutrient enrichment of Lake Balaton on the common reed (*Phragmites australis*). *Folia Geobot. Phytotax.*, **21**, 65-84.
- Dinka, M., Szeglet, P. & Szabo, I. (1995) *Hungarian Group Report*. In: Van der Putten, W.H., (Ed.) Reed News (Reports of EC Project EUREED – EV5V-CT92-0083), vol. 3. Heteren: Netherlands Institute of Ecology, 96-107.
- Dragoni, W. & Evangelisti, C. (1999) Il problema del lago Trasimeno. *Spazio Ambiente*, **3**, 14-17. Perugia,
- Dunn, J. C. (1974) Well Separated Clusters and Optimal Fuzzy Partitions. *J. Cybernetics*, **4**, 95-104.
- Fogli, S., Marchesini, R. & Gerdol, R. (2002) Reed (*Phragmites australis*) decline in a brackish wetland in Italy. *Marine Env. Research*, **53**, 465-479.
- Gigante, D., Ferranti, F., Reale, L., Venanzoni, R. & Zuccarello, V. (2009) Nuovi dati sul declino della popolazione di *Phragmites australis* al Lago Trasimeno. In: Bottarin, R., Schirpke, U., Tappeiner, U. (Eds.) XIX Congresso S.It.E., Bolzano, 15-18/09/2009. Programma e Riassunti, 104.
- Gigante, D., Reale, R. & Venanzoni, R. (2008a) Risultati preliminari dello studio della popolazione di *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud al Lago Trasimeno (Italia centrale). Riassunti del Congresso della Società Botanica Italiana. Palermo, sett 2008.
- Gigante, D. & Venanzoni, R. (2007) Some remarks about the annual subnitrophilous vegetation of the *Thero-Brometalia* order in Umbria (central Italy). *Lazaroa*, **28**, 15-34.
- Gigante, D., Venanzoni, R. & Zuccarello, V. (2008b) *Detection of reed-bed decline and die-back at the Lake Trasimeno (central Italy)*. In: Mucina, L., Kalwij, J. M., Smith, V. R., Chytrý M., White, P. S., Cilliers, S. S., Pillar, V. D., Zobel, M., Sun, I.-F. (Eds.) *Frontiers of Vegetation Science – An Evolutionary Angle*, K. Philips Images, Somerset West, SA. 62-63.
- Gigante, D., Venanzoni, R. & Zuccarello, V. (2010) Reed die-back in Southern Europe: the case of Lake Trasimeno, first case study in a Mediterranean freshwater ecosystem. *Preslia*. Submitted.
- Granetti, B. (1965) La flora e la vegetazione del lago Trasimeno. Parte I: La vegetazione litoranea. *Riv. Idrobiol.*, **4** (3), 115-153.
- Greco, G. & Patocchi, N. (2004) Parametri topologici, pedologici e floristici caratterizzanti la formazione di pseudocanneti in ambienti palustri aperti alle Bolle di Magadino (Svizzera meridionale). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, **80**, 253-255.
- Güsewell, S. & Klötzli, F. (2000) Assessment of aquatic and terrestrial reed (*Phragmites australis*) stands. *Weit. Ecol. Manag.*, **8**, 367-373.
- Hardej, M. & Ozimek, T. (2002) The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ecol. Eng.*, **18**, 343-350.
- Heslop-Harrison, J. & Heslop-Harrison, Y. (1970) Evaluation of pollen viability by enzymatically induced fluorescence: intracellular hydrolysis of fluorescein diacetate. *Stain Technol.*, **30**, 115-120.
- Hofmann, K. (1986) Wachstumsverhalten von Schilf (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steudel) in klärschlamm-beschickten Filterbeeten. *Arch. Hydrobiol.*, **107**, 385-409.
- Hürlimann, H., (1951) Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz*, **30**, 1-232.
- Ishii, J. & Kadono, Y. (2002) Factors influencing seed production of *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, **72**, 129-141.
- Klötzli, F. (1971) Biogenous influence on aquatic macrophytes especially *Phragmites communis*. *Hidrobiologia*, **12**, 107-111.
- Marks, M., Lapin, B. & Randall, J. (1994) *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal*, **14**, 285-294.
- Mearelli, M., Lorenzoni, M. & Mantilacci, L. (1990) Il Lago Trasimeno. *Riv. Idrobiol.*, **29** (1, 1988), 353-389.
- Mochacka-Lawacz, H. (1974) Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. Part I. Growth, morphometrics, density and biomass. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **21**, 355-368.
- Neuhäusl, R. (1965) *Vegetation der Röhrichte und der sublitoralen Magnocariceten im Wittingauer Becken*. In: Neuhäusl R., Moravec J., Neuhäuslova-Novotna (Eds.), *Synökologische Studien über Röhrichte, Wiesen und Auwälder*. Vegetace, CSSR, A1, 13-177.

- Oliveira, R. S., Dodd, J. C. & Castro, P. M. L. (2001) The mycorrhizal status of *Phragmites australis* in several polluted soils and sediments of an industrialised region of Northern Portugal. *Mycorrhiza*, **10**, 241-247.
- Ostendorp, W. (1989) 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquat. Bot.*, **35** (1), 5-26.
- Ostendorp, W., Dienst M. & Schmieder K. (2003) Disturbance and rehabilitation of lakeside *Phragmites* reeds following an extreme flood in Lake Constance (Germany). *Hydrobiologia*, **506-509**, 687-695.
- Rea, N. (1996) Water levels and *Phragmites*: decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. *Folia Geobot. Phytotax.*, **31**, 85-90.
- Reale, L., Porceddu, A., Lanfaloni, L., Moretti, C., Zenoni, S., Pezzetti, M., Romano, B. & Ferranti, F. (2002) Patterns of cell division and expansion in developing petals of *Petunia hybrida*. *Sex. Plant Reprod.*, **15**, 123-132.
- Rivas-Martinez, S. & Rivas-Saenz, S. (2009) *Worldwide Bioclimatic Classification System, 1996-2009*. Phytosociological Research Center, Spain. Available at: <http://www.globalbioclimatics.org>.
- Rivas-Martínez, S., Sánchez Mata, D. & Costa, M. (1999) North American boreal and western temperate forest vegetation. *It. Geobot.*, **12**: 5-316.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A., Kühl, H. & Kohl, J.-G. (1999) Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. *Aquat. Bot.*, **64**, 247-260.
- Rücker, A., Grosse, S. & Melzer, A. (1999) Geschichte und Ursachen des Röhrichtrückgangs am Ammersee (Deutschland). *Limnologica*, **29** (1), 11-20.
- Sukopp, H. & Kunick, W. (1969) Veränderungen des Röhrichtbestandes der Berliner Havel 1962-1967. *Berl. Naturschutzbl.*, **13/37**, 303-313; **13/38**, 332-344.
- Talley, T. S. & Levin, L. A. (2001) Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological invasions*, **3**, 51-68.
- Tscharntke, T. (1983) Klärteiche – Feuchtgebiete in einer ausgeräumten Kulturlandschaft. *Natur Landschaft*, **58**, 333-337.
- Tucker, G. C. (1990) The genera of Arundioideae (Gramineae) in the southeastern United States. *Journal of the Arnold Arboretum*, **71**, 145-177.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A. (Eds.) (1980) *Flora Europaea*. Vol. 5. Cambridge, University Press. 452
- Van der Putten, W. H. (1997) Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on reed die-back and progression (1993-1994). *Aquat. Bot.*, **59**, 263-275.
- Viotti, P., Galeotti, L., Sbaiffoni, S., Sappa, G., Leccese, M. & Stracqualursi, N. (2002) *Analisi sperimentale dei flussi di fosforo dai sedimenti di un lago: il caso del Lago Trasimeno (Italia)*. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Weisner, S. E. B., Granéli, W. & Ekstam, B. (1993) Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biol.*, **29**, 371-375.
- Weisner, S. E. B. & Strand, J. A. (1996) Rhizome architecture in *Phragmites australis* in relation to water depth: implications for within-plant oxygen transport distances. *Folia Geobot. Phytotax.*, **31**, 91-97.

Growth of *Myriophyllum verticillatum* under biomanipulation conditions: a field and an ex situ experiments, the case-study of Massacciucoli Lake (Central Italy)

Crescita di *Myriophyllum verticillatum* in condizioni di biomanipolazione: un esperimento ex situ ed uno in campo: il caso studio del Lago di Massaciucoli (Centro Italia)

Adriana Ciurli* & Amedeo Alpi

Department of Crop Biology, University of Pisa, Via Mariscoglio 34, 56124 Pisa

*ciurli@agr.unipi.it

Abstract

Massaciucoli Lake, a shallow lake located along the Tuscan coast in Italy, has shown a constant and progressive simplification of the submerged plant community of anthropic origin, leading in recent years to turbid water. Many examples in the literature demonstrate the central role of aquatic macrophytes in preserving the ecological equilibrium of shallow lakes, and their importance in operations of restoration of eutrophic areas that have switched to phytoplankton dominated – turbid water. Our work was performed using two different experimental approaches: the first carried out in enclosures placed directly in the lake and the second in mesocosms, aquaria in controlled growth conditions. The aim of this study was to investigate, in aquaria experiments, the minimum threshold of light, necessary for the survival of a macrophyte, *Myriophyllum verticillatum* L. Light intensities in aquaria were artificially reproduced by sediment resuspension using pumps. Subsequently, biomanipulation techniques were carried in enclosures in the lake. The results showed that, currently, the PAR intensity at the bottom of the lake is not sufficient to allow spontaneous recovery of submerged vegetation. The positive effect of biomanipulation, due to the fish removing and to phytoplankton-grazing by *Daphnia magna* L., may lead to a significant clarification of the water column in the treated enclosures, allowing radication and growth of submerged vegetation.

Keywords: restoration, shallow lakes, aquatic macrophytes, *Myriophyllum verticillatum*, biomanipulation, enclosures

Riassunto

Il lago di Massaciuccoli, un lago a basso fondale situato lungo la costa Tirrenica in Toscana centro Italia, ha mostrato nel tempo una costante e progressiva riduzione quantitativa e qualitativa delle comunità vegetali sommerse, questo fatto ha condotto il lago al così detto stato di acqua torbida. Numerosi sono in letteratura gli esempi che dimostrano il ruolo centrale delle macrofite acquatiche nel preservare l'equilibrio ecologico del lago a basso fondale, e la loro importanza nelle operazioni di risanamento delle aree eutrofiche che sono andate verso uno stato di acqua torbida, dominato dal fitoplancton. Il presente lavoro è stato allestito usando due diversi approcci sperimentali: il primo eseguito all'interno di gabbie collocate direttamente nel lago ed il secondo utilizzando dei mesocosmi, acquari posti in condizioni di crescita controllata. Lo scopo di questo lavoro era rappresentato per gli esperimenti in acquario, dalla determinazione della soglia minima di luce, necessaria per la sopravvivenza della macrofita *Myriophyllum verticillatum* L. L'intensità luminosa veniva regolata in ogni acquario variando la risospensione del sedimento con l'ausilio di pompe. Il secondo obiettivo era quello verificare le tecniche di biomanipolazione mediante l'uso di gabbie collocate nel lago stesso. I risultati degli esperimenti in acquario dimostrano che l'intensità luminosa (PAR) rilevabile sul fondo del lago non è sufficiente a consentire la spontanea ricrescita della vegetazione sommersa. Nel lago la biomanipolazione, dovuta alla rimozione dei pesci e alla riduzione del fitoplancton ad opera di *Daphnia magna* L., ha un effetto positivo sulla chiarificazione della colonna d'acqua permettendo la radicazione e la crescita alla vegetazione sommersa.

Parole chiave: risanamento, lago a basso fondale, macrofite acquatiche, *Myriophyllum verticillatum*, biomanipolazione, enclosures

Introduction

The number of aquatic ecosystems contaminated by anthropogenic-derived pollutants is at present increasing. Runoff from agricultural fields and breedings, industrial chemicals, urban lawns and domestic sewages, are the principal sources of this enrichment (mainly in N and P), that above natural levels lead to note phenomenon of "water eutrophication". The nutrient pollution represents the most important water quality problem worldwide (Lau, 2001).

The enrichment causes an increase in the net primary productivity of ecosystems and an associated decline of water quality. State of unique plant dominance at the lowest concentrations and the alternative of plant-dominance or phytoplankton-dominance at all higher nutrient concentrations, set against a nutrient gradient (Moss, 1996). If the nutrient level is raised, the stability of the clear state decreases, and slight perturbations are enough to cause a switch to a turbid equilibrium. These

nutrients also proved to be powerful stimulants to an excessive algal growth, or “blooms” of algae. The algal blooms led to competitive interactions with submerged plants. Macrophytes stabilize the “macrophytes-dominated state” by root uptake, increasing water transparency and the environmental quality of shallow lakes (Jeppesen et al., 1997). Macrophytes reduce nutrient levels and sediment resuspension, they provide shelter for zooplankton and young fish and a habitat for macro-invertebrates. Macrophytes also permit the physical stabilization of the bottom and can excrete allelopathic substances that inhibit the growth of other photoautotrophs, such as epiphyton and phytoplankton (Mulderij et al., 2007). There is a positive interaction between submerged plants and environment. This positive feedback is thought to cause alternative stable states in shallow lakes. So a lake can be in one state or another within a certain range of nutrient concentrations. Restoration of eutrophic lakes in their turbid water-phytoplankton dominated state, presents several difficulties and the most important is associated with the long term-phosphorus release from the sediments (Pitt et al., 1997; Søndergaard et al., 2002). The difficulties in restoration caused the efforts of researchers to focus on the use of biomanipulation techniques as an alternative and more controllable tool. Many articles confirm the positive effects of biomanipulation (Hansson et al., 1999; Meijer et al., 1999).

Biomanipulation strictly means any adjustment of the biological community in an ecosystem to achieve a desired end. It consists in reduction of planktivorous and benthivorous fish to increase the numbers of grazer zooplankton, particularly *Daphnia* species. *Daphnia* exerts a higher grazing pressure on phytoplankton. This action, thus forcing a spring clear water phase. Reduction of fish further supports the clearing of the lake, because it reduces the resuspension of the sediment and the release of nutrients in the water due to these bottomfeeders (Breukelaar et al., 1994). Clear water, during spring, allows the submerged vegetation to grow and creates a stable clear water state (Hosper et al., 2005).

In this paper we relate to Massaciucoli Lake, an eutrophic shallow lake in Central Italy, where a constant and progressive reduction of the submerged macrophytic community (such as *Potamogeton pectinatus* L., *P. crispus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Utricularia vulgaris* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Elodea canadensis* Michaux, etc.) has been shown to occur over the last 50 years (Pedreschi, 1956). Over the last 10 years a continuous reduction of submerged macrophytes has occurred (Tomei et al., 1997) which resulted in only two species remaining (*Myriophyllum verticillatum* and *E. canadensis*) which have now recently disappeared (Ciurli et al., 2008). The turbidity of water does not provide sufficient irradiation for plants at

the lower levels of the water column (Ciurli & Alpi, 1999). Turbidity is due to several factors: 1) suspension of minute particles brought about by the erosion of agricultural soils located all around the lake (Pensabene et al., 1997), 2) the phytoplankton-dominated state due to the excess of nutrients, brought about by emissaries (Mason, 1997), 3) sediment re-suspension by crayfish, *Procambarus clarkii* Girard (Barbaresi & Gherardi, 2001) and 4) loss of cohesion of the bottom due to the absence of radicated plants (Schutten et al., 2005).

In the current paper we investigated the macrophytes recovery potential, using the model species *M. verticillatum* L., through an ex situ, aquaria experiment, and *in situ* experiments, practicing biomanipulation techniques in enclosure in the lake. We have chosen this plant because, together with *E. canadensis*, it has been the last to disappear. *M. verticillatum*, shows the best capacity to colonise the aquatic environment due to its tendency toward lengthening, and generally showed more remarkable results than *E. canadensis* in reducing nutrient content in water, particularly regarding nitrogen, showing phytodepuration capacity (Ciurli et al., 2008).

The final aim of the research was to obtain evidence for the possibility of the recovery of aquatic macrophytes, and for their important role in the equilibrium of the lake.

The results obtained could be important for the forced reinsertion of submerged vegetation in the whole lake after the causes of degradation have been removed.

Material and methods

The model species was *M. verticillatum* L., collected in a small stream flowing into the lake in the “Piaggetta” zone, where submerged vegetation is still present.

In vitro test

Aquaria preparation: Two aquaria systems were prepared as plant propagation of 200 l capacity (with dimensions 40 x 100 x 50 cm to obtain more working material), and as investigation (25 x 30 x 33 cm) with a 30 l capacity, about the minimum survival light threshold of *M. verticillatum*, caused by resuspension of sediment.

Aquaria experiment: Each aquarium had three replicates and the experiments were repeated many times in one year of experimentation in growth chamber in con-

trolled conditions. The aquaria used for the turbidity tests were totally covered with black film to stop natural light. They were filled with water and sediment collected in three different parts of the lake: Central Lake (CL), Foce Barra (FB) and Centro Chiaro (CC) whose sediment chemistry is reported in (Tab. I).

Table I: Water and sediment chemistry of the three different sampling sites of Massaciuccoli Lake.

Sampling site in Lake	NO ₂ ⁻ -N (µg/l)		NO ₃ ⁻ -N (µg/l)		NH ₃ -N (µg/l)		Total N (µg/l)		PO ₄ ⁻ -P (µg/l)		Total P (µg/l)	
	Water	Sediment	Water	Sediment	Water	Sediment	Water	Sediment	Water	Sediment	Water	Sediment
Centro Lago	10.36	5.07	26.18	30.27	129.92	119.00	3647.00	7.68	<6.2*	51.73	52.39	780.35
Foce Barra	11.48	7.12	37.24	71.80	173.46	75.40	2262.26	7.93	<6.2*	48.61	81.84	819.68
Centro Chiaro	2.94	4.96	21.42	40.05	37.80	120.23	696.08	20.39	<6.2*	142.42	41.85	1161.20

* the values were under the lower limit of determinability

10 plant scions per aquarium (corresponding to the density of 80 unit m⁻², data obtained from experimental preliminary tests) of 10 cm length (obtained from the propagation aquaria plants) were placed at the bottom of the aquaria. The lighting system for each aquarium consisted of one single fluorescent Dennerle lamp, connected to a timer set on 10 hours of light per day. The irradiation in each aquarium was measured daily at 15 cm depth using an aquatic Quantometer Radiation Sensor (Li-Cor) in order to determinate the Photosynthetically Active Radiation (PAR). Different light intensities in aquaria were artificially reproduced, to simulate the natural lake conditions, through constant lighting (except for the control in the dark) and through sediment re-suspension using pumps which raised the sediment. The pump was placed with the rotor near the bottom in order to prevent disturbance of the water-air interface and so avoid uncontrolled extra-oxygenation of the water column, and detached sufficiently to prevent shading from silt on the leaves. The five cases were: 1) aquarium completely dark (dark control, corresponding to PAR of the lake bottom 3 m), 2) maximum turbidity (corresponding to 60-50 cm depth), 3) medium turbidity (50-30 cm depth), 4) minimum turbidity (30-15 cm) and 5) no turbidity (light control, with the pump switched off) (Tab. II).

Table II: Five cases of different turbidity levels in the aquaria, obtained by changing the pump flow (the light intensity equivalent to 0 was obtained maintaining the aquarium completely dark without lamp, the others values of light intensity were obtained using one lamp per aquarium but with different turbidity levels). For each aquarium the PAR intensity corresponding to the mean light intensities (over the year) at different depths in the water column of Massaciuccoli Lake is reported in the two columns to the right.

Five cases (aquaria)	Turbidity level (aquaria)	PAR intensity (aquaria) ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$)	Water depth (lake) (cm)	PAR intensity (lake) ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$)
	/	120	Surface	120
1	Light control (no turbidity)	54	15	54
2	Minimum turbidity	36	/	/
3	Medium turbidity	30	30	30
4	Maximum turbidity	20	50-60	20
	/	2	100	2
5	Dark control (completely dark)	0	150-300	0

Description of site studied

The Massaciuccoli Lake, with an extension of 700 ha, is located in the northern part of the Migliarino San Rossore Massaciuccoli Natural Park, 10 km north of Pisa (Italy), lat. 43° 50' 14", long. 10° 21' 39". The lake and the surrounding wetlands cover about 2700 ha of the territory of the Natural Park (Fig. 1). They represent the widest wetland area along the Tuscan Coast and they have obtained national and international importance for their flora and fauna communities. The lake is located 4 km from the sea, 0 meters above sea level, and it is classified as a shallow lake as its average depth is 2.5 – 3 m (Scheffer et al., 1997).

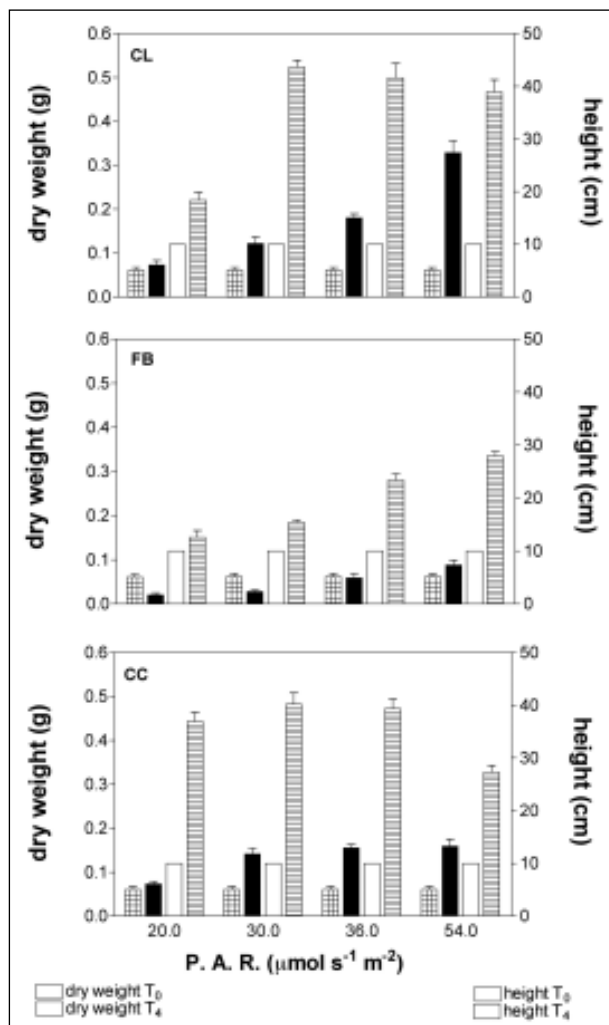


Figure 1: Growth performances (dry weight and height) of *Myriophyllum verticillatum* L. in water and sediment systems from three different sites of the Lake (named Centro Lago, CL; Foce Barra, FB; Centro Chiaro, CC) at different irradiation levels, at the beginning (T₀) and at the end (T₄) of the experiment, after four weeks. In T₀ the height of all the plants was 10 cm and the dry weight 0.06 g as it is possible to observe in the figure. The bars represent the mean and standard error out of three replicates of ten plants each.

In vivo tests: enclosure/exclosure experiments

Nine cylindrical enclosures, 3 m high and with a diameter of 6 m, indicated as A1, A2, A3, B1, B2, B3, C1, C2, C3, were placed in an area of the lake where the water depth is about 2 m, called Punta Grande (PG). The enclosures were open cylinders of small-meshed plastic net (350 μm diameter), so as to prevent zooplankton from escaping to the outside, but at the same time enable water to flow freely. Fish were removed in winter from all the enclosures with an electrostunner. Afterwards, in spring, the zooplankton inoculum (about 5000 individuals of *Daphnia magna*)

was added to the enclosure A replicates; the inoculum had been raised in a rain-water basin in the Department of Crop Biology. The experimental scheme consisted in the application of biomanipulation in the A replicates, no experiments in the B replicates, which represented enclosure controls, and reinsertions of plants without biomanipulation in C replicates, which represented the biomanipulation controls (Tab. III). Plants were placed in A enclosure and C enclosure replicates in June using 15 cm scions of *M. verticillatum*, taken from the above-mentioned propagation aquaria, were tied to 0.5 m² nets with 1 cm mesh. The nets with the plants were maintained floating in water at three different depth levels: water surface, 30 cm and 1.5 m of depth. Different light levels, the same as in the aquaria (Tab. II) were obtained by the placement of the macrophyte scions at different depths in the water column in enclosures. The plant scions at each level were 30. Height and dry weight of the macrophytes were measured at the beginning and at the end of the trial as in the laboratory experiment.

Table III: Experimental scheme of the enclosure in the lake: in A enclosure replicates biomanipulation was carried out, B enclosures represent the control and C enclosures represent the biomanipulation control, in which the plants were introduced without biomanipulation.

Enclosure	A1	Fish removal	Zooplankton inoculum	Plant introduction
Enclosure	A2	Fish removal	Zooplankton inoculum	Plant introduction
Enclosure	A3	Fish removal	Zooplankton inoculum	Plant introduction
Enclosure	B1			
Enclosure	B2		Enclosure control	
Enclosure	B3			
Enclosure	C1			Plant introduction
Enclosure	C2		Biomanipulation control	Plant introduction
Enclosure	C3			Plant introduction

Results

Aquaria experiments

The comparison between the growth of *M. verticillatum* in the three different water-sediment systems shows very highly significant differences in growth responses depending on the sampling site ($p < 0.001$, one-way ANOVA) (Fig. 1). Plants grown on sediment and water from Centro Chiaro (CC) reached the greatest heights even at the lowest light levels ($20 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), because of lengthening. If we consider the accumulation of dry mass, the best results were obtained by plants grown on the Centro Lago (CL) system (water and sediment), mainly at the highest light levels. Plants grown on the Foce Barra (FB) system represent an intermediate situation between the two former ones, showing generally lower growth levels. Different light levels are also associated with highly significant different growth levels ($p < 0.01$). In general, plants show the best growth results not only at maximum, but also at medium light levels ($30\text{-}36 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), giving reason to hope for a good recovery potential also in field experiments. The effect of the combination of light regime and type of water and sediment is highly significant too in causing different growth responses ($p < 0.01$).

Enclosure experiments

At the end of the experimentation, plants from A enclosure replicates showed an average 50% rate of survival at 1.5 m depth, 100% at 30 cm and 100% above the surface (Fig. 2); plants from enclosures C (without biomanipulation) had all disappeared.

In A enclosure replicates, plant scions at 1.5 m reached the highest values of height, while the minimum height was shown by the scions above the surface. Very highly significant differences ($p < 0.001$, one-way ANOVA) of height increases were related to the different depth levels; Tukey's test indicated the pair surface-1.5 m as the source of maximum diversity ($p = 1.0 \cdot 10^{-7}$). On the contrary, plants grown at 1.5 m showed minimum dry biomass production, with significant differences ($p < 0.05$) compared to plants at the surface.

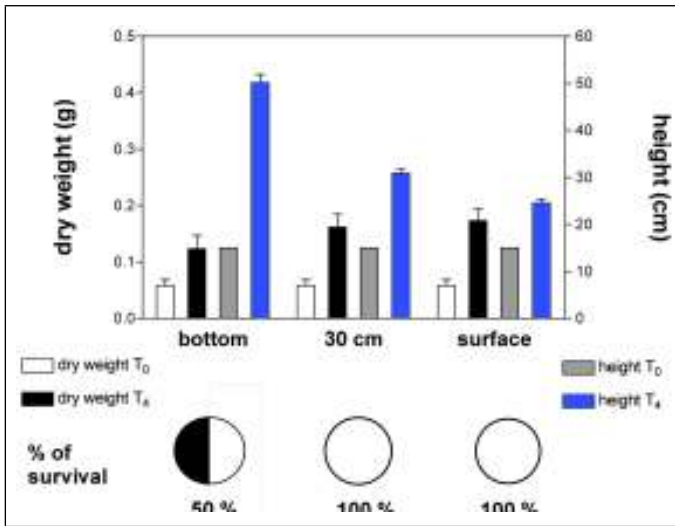


Figure 2: Average growth and % survival of plants grown in three enclosure A replicates at different depth levels: bottom of the lake (1.5 m of depth, 30 cm of depth and surface of the water). The bars represent the mean and standard error out of thirty plants replicated twice.

Secchi depth and PAR irradiation (measured at 30 cm depth) remarkably differed among the three sets of enclosures and the two open water sampling sites (Punta Grande and Centro Lago, enclosure) (Fig. 3). In A replicates, in particular, Secchi depth and PAR irradiation increased sharply during the first two months, and decreased in the second part of the experiment. The maximum clarification of water was reached in A replicates at the end of June, when Secchi depth was about 70 cm and PAR irradiation was $600 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; these values successively dropped down to 35 cm and $300 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectively, at the end of August. In B and C enclosure replicates the values of Secchi depth and PAR irradiation were significantly lower than in A replicates ($p < 0.001$), the transparency fluctuating between 30 and 50 cm in B and between 40 and 55 cm in C; the light intensity was between 250 and $350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in B and between 250 and $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in C. In Punta Grande and Centro Lago these parameters showed even lower values.

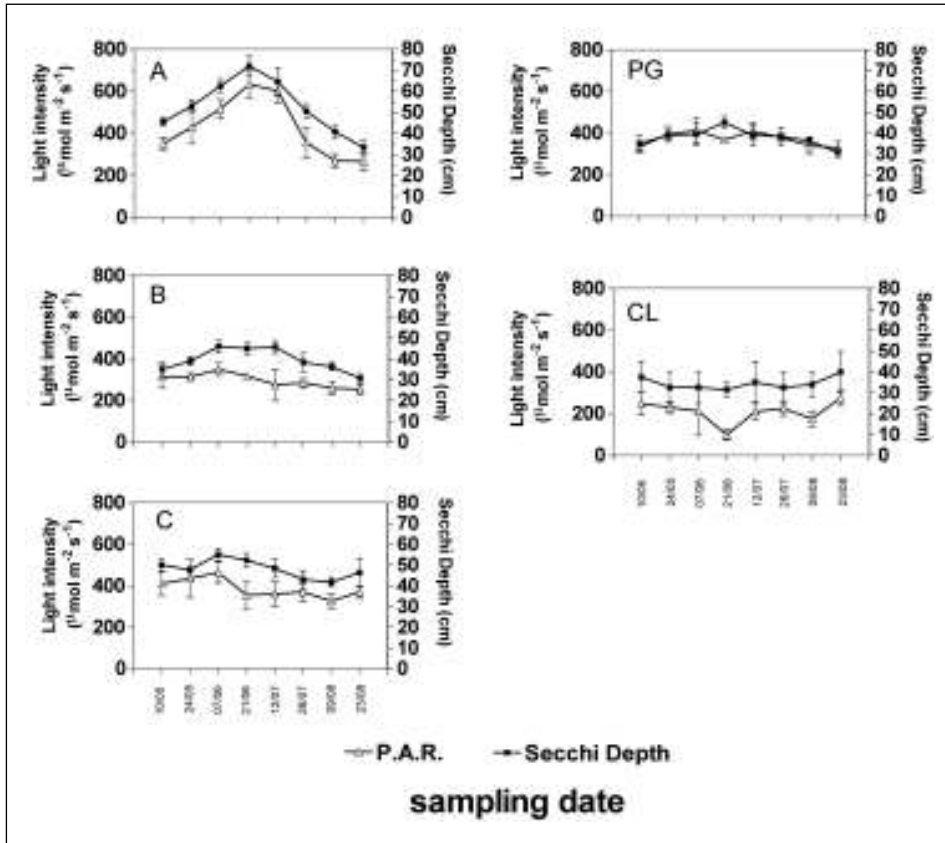


Figure 3: Trends of Photosynthetic Active Radiation (PAR) and Secchi depth in the three replicated enclosures of A, B, C and two open water sampling sites: "Punta Grande" (PG), "Centro Lago" (CL).

The chlorophyll-*a* content followed the opposite tendency regarding Secchi depth and PAR irradiation. At all the sampling sites chlorophyll decreased during the first two months, to rise again starting from the end of June (Fig. 4). A enclosure replicates showed chlorophyll-*a* values which were constantly lower than the other stations. The differences of the chlorophyll-*a* values in A replicates as to B replicates and A replicates as to C replicates were very highly significant ($p < 0.001$, Tukey's test), and significant between A replicates and Centro Lago (CL) ($p < 0.01$) and A replicates and Punta Grande ($p < 0.05$).

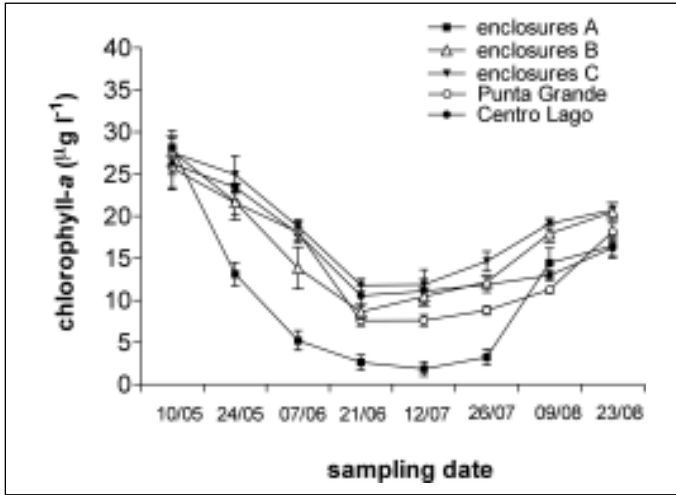


Figure 4: Trends of chlorophyll-*a* content in enclosure replicates water of the five sampling sites; the water analyses were carried out twice a month from May to August 2005. Data are the averages out of three A replicates.

The state of PAR radiation in A replicates is shown in (Fig. 5), it was measured at different depths along the water column. PAR intensity on the surface was constant during the whole trial. The values at 30 cm depth showed a similar trend to those of Secchi depth and opposite to those of chlorophyll-*a*, starting from 300 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, reaching a maximum of 600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ at the end of June and dropping at the end of the experiment to values lower than at the beginning. The PAR radiation at 50 cm was less variable, and at the lowest levels it remained almost flat, showing no correlation with the clarification of the upper layer.

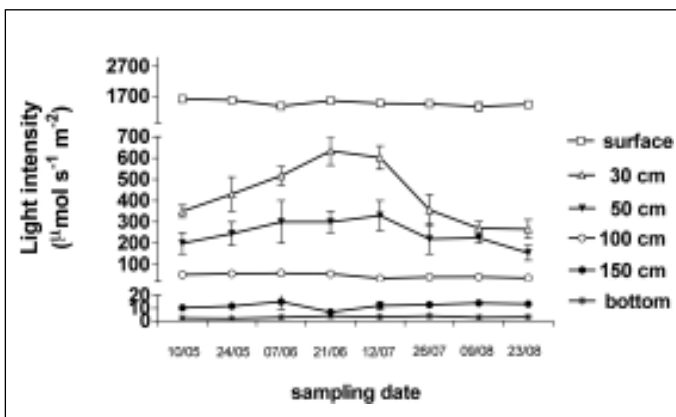


Figure 5: Intensity of PAR radiation at different depths in A enclosure replicates; the analyses were carried out twice a month from May to August 2005.

Discussion

Aquaria experiments showed different growth responses at the same light levels according to the different medium used (Fig. 1). These results are very meaning if we explain them on the basis of the chemical analyses of water and sediments from the different locations: in fact the water and sediment chemistry of Centro Chiaro (CC) and Centro Lago (CL) are contrasting (Tab. I). Water from CC shows the lowest nutrient levels, while its sediment is the richest one, especially for total N (20.39 $\mu\text{g/l}$ in water against 696.08 $\mu\text{g/l}$ in sediment). Since CC is a closed shallow area surrounded by close emerged vegetation, the low nutrient levels of its water are in accordance with the action of phytodepuration performed by botanical associations which are typical of peaty soils *e.g.* *Phragmites australis* (Cav.) Trin., *Cladium mariscus* L., *Typha angustifolia* L. (Farahbakhshazad et al., 2000; Farahbakhshazad & Morrison, 2003).

On the other hand, the high nutrient levels of the Centro Chiaro sediment are due to the accumulation of organic matter deriving from the degradation of plant residues which naturally sink to the bottom, as well as the organic matter deriving from the submerged vegetation which was present until some years ago. This shows that the different chemistry causes different growth responses at the same turbidity levels (Bachmann et al., 2002). The higher dry matter content in plants grown in waters with higher nutrient levels Centro Lago can be evidence of a preferential foliar absorption acted by submerged plants (Brinx, 1997; Wen-Yuan et al., 2004); in fact, the lengthening of plants in the Centro Chiaro, water and sediment, at low light intensities is a symptom of stress. Moreover, since the availability of inorganic carbon has been shown to have a major effect on the interrelationship between light intensity and photosynthesis of submerged macrophytes (Van den Berg et al., 2002), further studies should be carried out to correlate information about pH, alkalinity, calcium content and bicarbonate concentrations of water and sediments with the substantial differences in macrophyte growth when incubated in sediments taken from different parts of a lake.

Considering jointly the results of the two *in aquaria* experiments provides evidence that, at present, the PAR intensity along the water column of the lake is not sufficient to allow the existence of submerged vegetation, particularly near the bottom, where rooting of macrophytes occurs. This phenomenon is due to the water turbidity caused by sediment resuspension induced by the absence of vegetation and an excessive amount of phytoplankton that is a consequence of eutrophication (Mason, 1997; Pensabene et al., 1997).

In the aquaria experiments the different levels of irradiation were simulated at known chemical-physical conditions of water and sediment; the results indicated that the optimal light conditions for growth are, at present, available at about 30 cm of depth in the lake (Tab. II). Since the average depth is 2.5-3 m, this means that the present conditions cannot allow spontaneous recovery of submerged vegetation. According to this evidence it can be seen in what way these values could be reached at the bottom, allowing plant recovery, if higher penetration of light through the water column could be achieved.

The enclosure experiments, showed the positive effect of biomanipulation on the growth of our model species, which was able to grow even at 1.5 m depth, although the lack of light present caused abnormal lengthening. The increase in length combined with a low weight increase at low light conditions indicates shoot elongation to be a valid strategy activated by *M. verticillatum* to compensate conditions of light scarcity. This indicates *M. verticillatum* as being particularly fit for the primary colonization of the bottom of turbid lakes (Ciurli et al., 2008). This species provides a first clarification of the water column and allows the subsequent setting of plants such as *Elodea canadensis*, which in virtue of their tendency to form dense carpets could provide a stabilization of the bottom in the medium-long term (Ciurli et al., 2008).

We retain that the grazing effect carried out by *D. magna* (data not shown) together with fish removal caused the phytoplankton population to drop, leading to a remarkable clarification of water in the treated enclosures; evidence of such an effect of clarification carried out by zooplankton has been provided also by other Authors (Perrow et al., 1994, 1997; Darchambeau et al., 2005). The decline over time of the effect of *D. magna*, in terms of water clarification, can find an explanation in its seasonal dynamics, especially in the contest of a forced predator-prey system (Scheffer et al., 1997). The disappearance of plants from C enclosure replicates, even on the surface and at 30 cm depth, provides evidence of an actual difference between *in vitro* and *in vivo* conditions, and suggests the concomitant effect in the lake of an additional factor contrasting plant growth, such as an excessive development of epiphyton due to the lack of organisms capable of grazing it in the space of the enclosure (Brönmark, 1985). Further long term experiments will be conducted, in particular by removing part of the sediment from inside the enclosures, in order to demonstrate the negative effect of long term nutrient release. Plastic enclosures will be used to prevent the surrounding water from affecting the phosphorus concentration in the above standing water.

References

- Barbaresi, S. & Ghelardi, F. (2001) The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological Invasions*, **2**, 259-264.
- Bachmann, R. W., Horsburgh, C. A., Hoyer, M. V., Mataraza, L. K. & Canfield, D. E. (2002) Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, **470**, 219-234.
- Breukelaar, A. W., Lammens, E. H. R. R. & Klein Breteler, J. G. P. (1994) Effects of benthivorous breams (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll *a*. *Freshwater Biology*, **32**, 113-121.
- Brinx, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment in wetlands? *Water Science and Technology*, **35**, 11-17.
- Brönmark, C. (1985) Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: an experimental approach. *Oikos*, **45**, 26-30.
- Ciurli, A., Zuccarini, P. & Alpi, A. (2009) Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosmos, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecology and Management* DOI 10.1007/s11273-008-9091-9.
- Darchambeau, F., Thys, I., Leporcq, B., Hoffmann, L. & Descy, J. P. (2005) Influence of zooplankton stoichiometry on nutrient sedimentation in a lake system. *Limnology and Oceanography*, **50**, 905-913.
- Farahbakhshzad, N., Morrison, G. M. & Salati Filho, E. (2000) Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*, **29**, 74-77.
- Farahbakhshzad, N. & Morrison, G. M. (2003) Phosphorus removal in vertical upflow constructed wetland system. *Water Science and Technology*, **48**(5), 43-50.
- Hansson, L. A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilson, P. A. & Søndergaard, M. (1999) Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, **1**, 13-23.
- Hosper, S. H., Meijer, M. L., Gulati, R. D. & Van Donk, E. (2005) *Biomanipulation in shallow lakes: concepts, case studies and perspectives*. In: O'Sullivan, P.E., Reynolds, C.S. (Eds), *The lakes handbook*. Volume 2: lake restoration and rehabilitation. Blackwell Publishing.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (1997) *The structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York, pp 423.
- Lau, S. S. S. & Lane, S. N. (2001) Continuity and change in environmental systems: the case of shallow lake ecosystems. *Progress in Physical Geography*, **25**, 178-201.
- Mason, C. F. (1997) *Massaciucoli Lake – trophic status and a review of possibile solutions*. In: Cenni M. (Ed), *Lago di Massaciucoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa, Italy, pp 379-388.
- Meijer, M. L., De Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H. (1999) Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, **408/409**, 13-30.
- Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. (1996) *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. ISBN number 0-948119-29-2.
- Mulderij, G., Van Nes, E. H. & Van Donk, E. (2007) Macrophyte-phytoplankton interactions: the relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological modelling*, **204**, 85-92.
- Pedreschi, L. (1956) Il lago di Massaciucoli e il suo territorio. *Memorie della Società Geografica Italiana*, 1-225.
- Pensabene, G., Frasari, F. & Cini, C. (1997) Valutazione quantitativa del carico di nutrienti e di solidi sospesi immesso nel lago di Massaciucoli dai comprensori di bonifica di Vecchiano e Massaciucoli. In: Cenni, M. (Ed), *Lago di Massaciucoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa, Italy, pp 131-148.

- Perrow, M. R., Moss, B. & Stansfield, J. (1994) Trophic interactions in a shallow lake following a reduction in nutrient loading – A long-term study. *Hydrobiologia*, **276**, 43-52.
- Perrow, M. R., Meijer, M. L., Dawidowicz, P. & Coops, H. (1997) Biomanipulation in shallow lakes: state of art. *Hydrobiologia*, **342/343**, 355-365.
- Pitt, J. A., Kelly, A. & Phillips, G. L. (1997) *Control of nutrient release from sediments*. In: Madwick, F.J., Phillips, G.L. (Eds), Restoration of the Norfolk Broads – Final Report. Broads Authority and Environment Agency, Norwich, UK.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Kuznetsov, Y. A. & Van Nes, E. H. (1997) Seasonal dynamics of *Daphnia* and algae explained as a periodically forced predator-prey system. *Oikos*, **80**, 519-532.
- Schutten, J., Dainty, J. & Davy, A. J. (2005) Root anchorage for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology*, **93**, 556-571.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. & Møller, P. H. (2002) Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow Danish lakes after reduced loading. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **5**, 19-29.
- Tomei, P. E., Guazzi, E. & Barsanti, A. (1997) *La carta della vegetazione delle paludi e del lago di Massaciucoli*. In: Cenni M (ed), Lago di Massaciucoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento. Universitaria Litografica Felici, Pisa, Italy, pp 275-288.
- Van Donk, E. & Van de Bund, W. J. (2002) Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, **72**, 261-274.
- Wen-Yuan, K., Chun-Sheng, L. & Yih-Chi, C. (2004) Foliar nutrient dynamics of five dominant plant species in Yuanyang Lake Nature Preserve, Taiwan. *Taiwania*, **49**, 49-56.

Analisi della diversità floristica in ambienti acquatici marginali del fiume Oglio sublacuale (Italia settentrionale): la componente macrofittica

Analysis of macrophytic diversity in riverine wetlands of the Oglio River (northern Italy)

Rossano Bolpagni* & Marco Bartoli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma,
V.le G.P. Usberti 11/A, 43100 Parma

*rossano@dsa.unipr.it

Riassunto

Gli ambienti marginali sono importanti regolatori metabolici degli ecosistemi fluviali per effetto dell'elevata produttività primaria e l'intensità dei processi biogeochimici interni; rappresentano, inoltre, habitat di pregio per la conservazione della biodiversità in territori in larga misura artificializzati. Il reticolo idrografico della pianura Padana ha subito modificazioni massicce che hanno portato alla quasi totale erosione del capitale naturale locale a causa del crescente sviluppo urbanistico ed agricolo che ha determinato una sostanziale riduzione e/o scomparsa delle fasce di pertinenza fluviale. A fronte dell'inarrestabile perdita di diversità pochissimi sono gli studi condotti in modo sistematico per comprendere i processi evolutivi del patrimonio naturale in contesti di pianura utili all'elaborazione di interventi di riqualificazione funzionale. Questo studio si propone di analizzare le biocenosi in un tratto esemplificativo del fiume Oglio in relazione alle attuali condizioni morfologiche e idrologiche. Nel corso della stagione vegetativa 2007 (giugno-agosto) sono stati analizzati gli habitat idro-igrofilo di 50 ambienti marginali al fine di valutarne la ricchezza specifica e la struttura delle comunità. In questo contributo ci limitiamo a presentare i dati relativi alla diversità floristica con particolare riferimento alla componente macrofittica. In tutta l'area considerata si osserva un generale impoverimento floristico all'aumentare della distanza dal corpo idrico principale e dell'isolamento idraulico degli ambienti marginali. Complessivamente, le comunità sono dominate da pleustofite ed erbidie; esclusivamente nei sistemi idrologicamente connessi al fiume o al reticolo idrografico secondario tendono a persistere macrofite radicate, mentre negli ambienti isolati e distanti dal fiume si osserva un incremento di forme liberamente natanti cui si associa, però, una perdita netta di funzionalità ecologica e di qualità ambientale.

Parole chiave: ecosistemi fluviali, zone umide marginali, specie idro-igrofile, macrofite, idrologia, morfologia, funzionalità ecologica

Abstract

Riverine water bodies play a crucial role as filter for nutrients, and regulator of energy and matter flows between aquatic environments and surrounding areas. Moreover, these ecosystems host a large flora and fauna diversity when compared with their catchments, usually reduced to extreme simplification. In the Po River basin, the landscapes have been intensely transformed during the 20th century due to both agro-zootechnical mechanization and suburban sprawl. As a consequence, the riverscape simplification enhances an intrinsic weakness of the riverine wetlands to external perturbations that favour the development of exotic and nitrophilous taxa. However, few studies were carried out in order to analyse the importance of marginal wetlands to maintain plant diversity in hyper exploited agricultural landscapes.

In this study we present results from an annual monitoring activity (2007) carried out in 50 riverine wetlands located along the lower reach of the Oglio River (northern Italy) to outline the patterns of variation in habitat species assemblages in relation to hydraulic and morphologic properties of the river. This study focused on aquatic species richness and communities complexity, but presented data refer exclusively to flora diversity and macrophytic component.

From river to lateral contexts we observed a progressive increase in species diversity. In the environments directly connected with the river waters or secondary hydro system, plant assemblages were dominated by rhizophytes. Isolated sites were primarily colonised by pleustophyte stands resulting in drastic loss of ecologic functionality and quality (i.e. due to persistent anoxia).

Keywords: river ecosystems, marginal wetlands, hydro-hygrophilous species, macrophytes, hydrology, morphology, ecologic functionality

Introduzione

Le zone umide, ambienti di transizione tra ecosistemi terrestri e acquatici, presentano una marcata variabilità delle caratteristiche idrologiche, un'elevata produzione primaria e un'ampia diversità delle componenti floristiche e faunistiche (Odum, 1990). Le specie idro-igrofile trovano in questi ambienti condizioni di luce, temperatura e disponibilità di nutrienti ottimali per la crescita. Le zone umide marginali sono, di fatto, dei veri e propri reattori biologici in grado di trasformare e metabolizzare un grande numero di sostanze tra cui i nutrienti di origine diffusa veicolati dalle acque di dilavamento verso gli ambienti acquatici profondi (Wetzel, 1990). Le proprietà emergenti di tali sistemi si originano dalle interazioni e delle sovrappo-

sizioni spaziali di ecosistemi, terrestri e acquatici, tra loro confinati. La genesi delle zone umide dipende prevalentemente da fattori esterni, che agiscono su larga scala, quali piene fluviali o variazioni della profondità delle falde freatiche. Le loro caratteristiche dipendono, invece, da processi interni. L'evoluzione stagionale di questi ambienti è, infatti, regolata dalle fasi di sviluppo della vegetazione acquatica che è in grado di modulare direttamente le proprietà chimiche dell'acqua, dall'acidità agli equilibri ionici, e le reazioni di ossido-riduzione nell'acqua interstiziale, nonché la sottrazione di nutrienti dal bacino e la loro conversione in molecole organiche recalcitranti (Holland et al., 1990; Pieczynska, 1990).

A partire dagli anni 70 del secolo scorso, si è registrato un sempre maggiore interesse per gli ambienti perfluviali temporanei e permanenti che ne ha messo in risalto la preminente importanza ecosistemica in relazione alla conservazione dell'avifauna migratoria e della fauna ittica fluviale (Heckman, 1984) e, più in generale, della biodiversità in territori a forte sviluppo agricolo e industriale (Söderquist et al., 2000; Edvardsen & Økland, 2006; Céréghino et al., 2008; Brainwood & Burgin, 2009). Nell'ultimo decennio, tale attenzione è stata fortemente incentivata dall'emanazione della Direttiva 2000/60/CE (*Water Framework Directive, WFD*) che, introducendo l'uso delle biocenosi di riferimento per la valutazione dello stato di conservazione dei corpi idrici, ha imposto il monitoraggio e la caratterizzazione dei principali gruppi biologici acquatici, fra i quali sono annoverate le macrofite, a scala comunitaria.

A livello regionale, l'adozione della *WFD* ha imposto la tipizzazione del reticolo idrografico superficiale (sia per gli ambienti lotici che lentici) e l'avvio di specifici monitoraggi finalizzati alla caratterizzazione delle comunità vegetali acquatiche e all'individuazione delle condizioni di riferimento necessarie per le procedure di valutazione. Nell'ambito dei più generali programmi di implementazione della direttiva sopracitata, nel corso del triennio 2005-2007 nel settore sublacuale del fiume Oglio (Regione Lombardia, Italia settentrionale, Pianura Padana) si è proceduto alla caratterizzazione della ricchezza floristica e della complessità vegetale acquatica al fine di elaborare un *dataset* informativo utile a valutare l'impatto delle alterazioni idrologiche e morfologiche a carico della fascia laterale di mobilità funzionale fluviale.

Materiali e metodi

L'area di studio è rappresentata dal tratto terminale del fiume Oglio sublacuale incluso all'interno del territorio del Parco Regionale Oglio Sud (Province di Cremona e Mantova) (Fig. 1). In termini bioclimatici, tale settore della Pianura Padana centrale è caratterizzato da un clima continentale rientrando nella regione mesaxerica; le temperature annuali medie oscillano tra 14-15 °C, mentre le precipitazioni non superano i 900-950 mm annui.

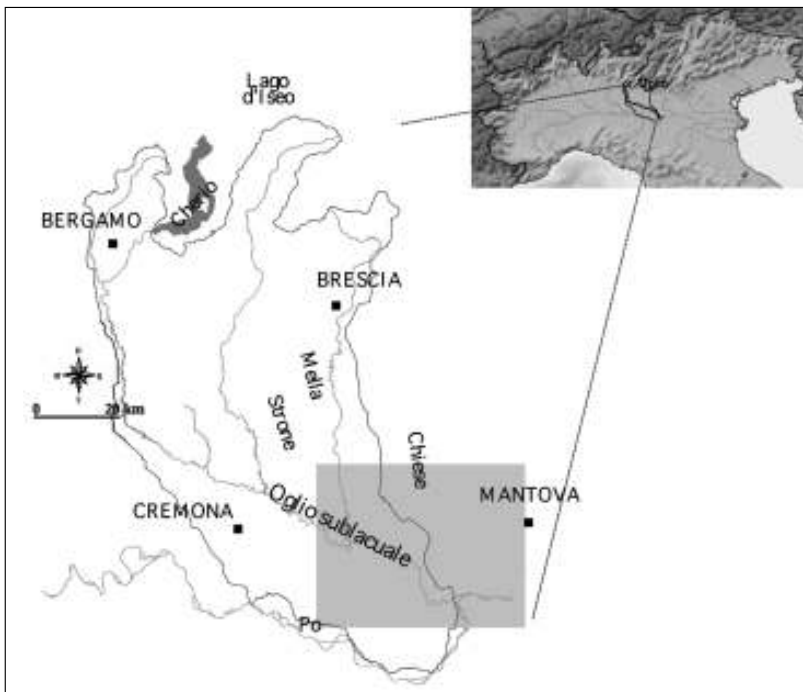


Figura 1: Area di studio (area evidenziata in grigio corrispondente alla regione fluviale dell'Oglio sublacuale nel settore terminale del suo corso).

Sulla base di un'approfondita attività di rilevamento dei nuclei naturaliformi presenti all'interno della fascia di mobilità laterale del fiume Oglio nel suo tratto terminale si è proceduto all'identificazione di un *subset* (50 siti complessivi) (Tabb. I e II) rappresentativo di ambienti acquatici marginali tipici del agro-sistema del basso corso fluviale, complessivamente riconducibili a 4 differenti tipologie ambientali, in accordo con Davies et al. (2008):

1. Specchio d'Acqua (SA), questa tipologia raggruppa i corpi idrici di origine naturale (botri, ecc.) e artificiale (aree di cava, ecc.); in funzione della presenza e della durata di una fase di completo prosciugamento estivo del bacino questa tipologia ambientale può essere distinta in specchi d'acqua permanenti (SAp), semi permanenti (SAs) o temporanei (SAt);

2. Canale (CA), questa tipologia raggruppa i corpi idrici che costituiscono il reticolo idrografico secondario artificiale delle pianure irrigue, analogamente a quanto proposto per gli specchi d'acqua anche questa tipologia ambientale viene suddivisa in due sotto-categorie: canali permanenti (CAp) e temporanei (CAt), in funzione dell'assenza o presenza di una prolungata fase di prosciugamento coincidente con la fase non irrigua (da metà settembre a fine aprile);

3. Torbiera (TB), questa tipologia raggruppa gli ambienti umidi artificiali originatosi a seguito delle attività di estrazione della torba, in cui normalmente le formazioni elofitiche, arbustive e arboree igrofile sono dominanti, e gli specchi d'acqua, se presenti, occupano meno del 40% della area complessiva della zona umida;

4. Lanca (LA); questa tipologia raggruppa gli ambienti di lanca o morta, includendo tutti gli ecosistemi laterali che si sono originati per salto di meandro.

Ciascun sito è stato caratterizzato per dimensioni (area, perimetro e larghezza media), profondità massima, distanza lineare dal fiume e fascia PAI di appartenenza, quest'ultimo descrittore è stato introdotto come *proxy* del livello di connettività degli ambienti marginali con il fiume (in termini di probabilità ad essere interessato da un evento di sommersione).

Tabella I: Elenco degli ambienti indagati suddivisi per tipologia ambientale (SA: Specchio d'Acqua; SAp = Specchio d'Acqua permanente, SAs = Specchio d'Acqua semi-permanente, SAt = Specchio d'Acqua temporaneo; CA: Canale, CAp = Canale permanente, CAt = Canale temporaneo; TB: Torbiera; LA: Lanca).

Tipologie ambientali	Siti	
SA	SAp	186, 187, 190, 198, 199, 225, 251, 260, 261, 269, 279, 281, 326, 330, 333, 339
	SAs	229, 242, 243, 244, 250, 276, 283, 284, 338, 342
	SAt	37, 226, 231, 294
CA	CAp	216, 253, 264, 270, 341
	CAt	47, 146, 157, 327, 340
TB		33, 139, 178
LA		71, 74, 79, 318, 334, 335, 337

Tabella II: Caratteristiche principali dei siti analizzati: Tip Amb (tipologie ambientali vd. Tab. 1), Area, Perimetro, Larghezza media, Profondità massima, Distanza dal fiume e F PAI (individua la fascia PAI di appartenenza).

Sito	Tip. Amb.	Area (m ²)	Perimetro (m)	Larghezza media (m)	Profondità massima (cm)	Distanza dal fiume (m)	F PAI
33	TB	15938	645	59	15	201	C
37	SA	5134	269	11	80	110	A
47	CA	5467	631	7	85	352	A
71	LA	9480	679	18	130	569	B
74	LA	11012	854	22	70	439	B
79	LA	10839	621	8	40	234	B
139	TB	1696	166	12	15	1410	C
146	CA	1512	398	16	60	1231	C
157	CA	43674	2804	42	70	1462	B
178	TB	10617	628	19	35	433	C
186	SA	5918	327	51	300	455	C
187	SA	11256	459	28	370	521	C
190	SA	5340	294	62	260	571	C
198	SA	3870	410	23	45	126	C
199	SA	12658	568	37	20	3594	C
216	CA	4362	432	22	100	846	C
225	SA	5762	308	58	130	2343	C
226	SA	3677	226	43	60	237	A
229	SA	7202	410	44	170	1990	C
231	SA	8116	392	59	95	171	A
242	SA	7116	381	62	135	1476	C
243	SA	24507	913	70	240	317	C
244	SA	5880	291	66	195	472	C
250	SA	5490	411	62	185	1113	C
251	SA	13239	415	89	155	931	C
253	CA	22281	1164	49	145	1464	B
260	SA	32820	1034	121	430	1139	C
261	SA	48246	922	185	390	1146	C
264	CA	22044	975	37	120	1025	B
269	SA	115695	1708	228	615	1052	C
270	CA	41909	2192	28	145	450	B
276	SA	22034	1397	55	35	662	A
279	SA	12588	602	18	280	893	C
281	SA	6322	837	45	90	655	C
283	SA	12788	418	88	165	1212	B
284	SA	7648	364	63	230	1929	C

Sito	Tip. Amb.	Area (m ²)	Perimetro (m)	Larghezza media (m)	Profondità massima (cm)	Distanza dal fiume (m)	F PAI
294	SA	7241	336	70	225	1628	C
318	LA	3286	281	9	150	537	A
326	SA	3104	205	6	170	396	A
327	CA	6508	1627	7	120	208	A
330	SA	8415	338	62	400	134	A
333	SA	10635	470	43	500	227	A
334	LA	2062	192	6	40	360	A
335	LA	6164	554	15	170	540	A
337	LA	39260	1767	23	210	722	A
338	SA	2277	198	9	200	3554	C
339	SA	26058	706	28	250	3300	C
340	CA	1244	377	12	120	3630	C
341	CA	1181	319	10	60	531	B
342	SA	5426	302	33	200	2103	C

Analisi della flora

La flora è stata caratterizzata nel corso della stagione vegetativa 2007 (da maggio a settembre) applicando un protocollo standardizzato che prevedeva una preliminare suddivisione dei siti sottoposti a monitoraggio in unità morfo-funzionali: habitat acquatici (Aq), ripari (Ri), stagionali (St), e laterali (rettoripari; La) (Fig. 2), per poi caratterizzare approfonditamente ciascuna unità individuata in modo da redigere una lista completa della diversità floristica; quando necessario sono stati impiegati strumenti quali rastrelli o benne modificate per la raccolta di campioni dalla colonna d'acqua. Complessivamente sono stati indagati 153 habitat per un numero complessivo di 196 specie. La nomenclatura è conforme a Conti et al. (2005, 2007) e Celesti-Grappo et al. (2009); a compendio dell'analisi floristica, la compagine macrofittica è stata caratterizzata sulla base della forma di crescita in accordo a den Hartog & Segal (1964), Hutchinson (1975), Wiegand (1978) e Willby et al. (2000).

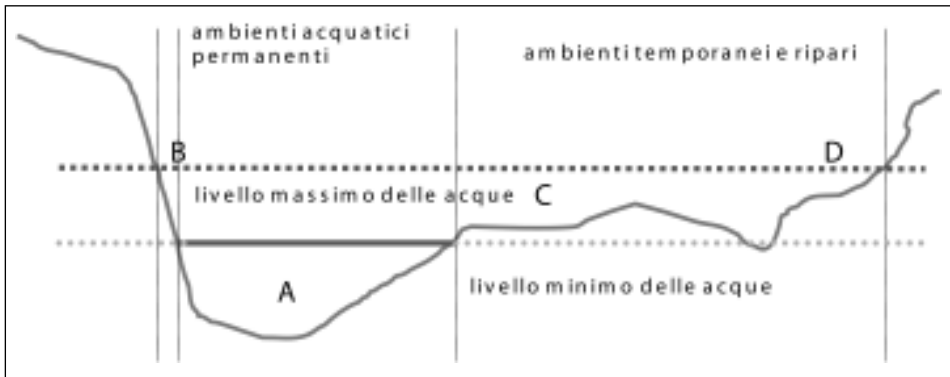


Figura 2: Schema generale delle aree funzionali potenzialmente presenti in ciascun ambiente analizzato (A. ambiente acquatico; B. fasce riparie elofitiche; C. formazioni annuali; D. arbusteti igrofilii).

Risultati e discussione

I siti analizzati presentano un'ampia variabilità in termini di superficie dello specchio d'acqua ($14.140 \pm 18.704 \text{ m}^2$; media \pm deviazione standard), perimetro ($664 \pm 546 \text{ m}$) e larghezza media ($45 \pm 42 \text{ m}$); la profondità massima oscilla tra 615 e 15 cm ($170 \pm 130 \text{ cm}$) mentre la distanza dal fiume si mostra mediamente superiore ad 1 km lineare ($1.022 \pm 931 \text{ m}$) con il massimo pari a 3.630 m e il minimo a 110 m.

L'analisi floristica degli habitat idro-igrofilii ha portato all'individuazione di 184 specie (Allegato), ripartite in quattro principali categorie: idrofite (41), elofite (29), terofite idro-nitrofile (22) e specie propriamente terrestri (92). La componente macrofittica acquatica rappresenta il 22,3% della diversità floristica complessiva, ed è ripartibile, sulla base delle relazioni esistenti tra *habitus* e utilizzazione dell'habitat da parte delle specie medesime (*sensu* Willby et al., 2000), in 9 gruppi distinti: lemnicidi (Le), idrocaridi (Hd), ceratofillidi (Ce), batrachidi (Ba), elodeidi (El), miriofillidi (My), ninfeidi (Ny), sagittaridi (Sa), ed erbidi (Hb). Nell'area di studio i popolamenti macrofittici sono dominati da erbidi (17 taxa) e lemnicidi (7 taxa) (Tab. III), complessivamente questi due gruppi rappresentano il 58,5% della diversità macrofittica. Al primo gruppo appartengono quelle specie capaci di costituire estese formazioni semi-galleggianti che, originandosi dai contesti litoranei, sono in grado di colonizzare gran parte della superficie libera dei corpi idrici colonizzati, per esempio *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb., *Ludwigia* spp., *Mentha aquatica* L., *Paspalum distichum* L. (Hutchinson, 1975; Willby et al., 2000). Questa definizione è, tuttavia,

controversa: la maggior parte delle specie ricondotte a tale gruppo presenta forme biologiche molto diversificate tra loro, poche peraltro sono considerate vere e proprie idrofite (cfr. Pignatti, 1982; Tab. III); nel complesso questi taxa manifestano la capacità di variare il proprio *habitus* in risposta ai repentini cambiamenti che contraddistinguono i corpi idrici colonizzati (ad es., molte specie presentano forme sommerse, semi-sommerse, emergenti o terrestri che si adattano efficacemente alle fluttuazioni della massa d'acqua dei sistemi semi-permanenti laterali nel corso della stagione estiva) (Hutchinson, 1975; Wiegleb, 1991). Al secondo cluster sono ascritte le pleustofite (*Lemna* spp., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm.): specie in grado di originare estesi tappeti galleggianti all'interfaccia acqua-atmosfera, isolare completamente la massa d'acqua ed indurre l'insorgenza di fenomeni di ipossia e anossia (Bolpagni et al., 2006, 2007; Pierobon et al., 2010). Nel complesso queste specie mostrano una spiccata affinità per ambienti eu-ipertrofici e instaurano processi retroattivi positivi in grado di incentivare i processi di rilascio sedimentario di nutrienti verso la colonna d'acqua, favorendo la stabilizzazione dei loro popolamenti considerati classicamente pionieri (Scheffer et al., 2003). I rimanenti gruppi funzionali (Hd, Ce, Ba, El, My, Ny e Sa) sono scarsamente rappresentati ad indicare che solo sporadicamente i corpi idrici analizzati presentano specie radicate e, che nel complesso, i produttori primari sono funzionalmente sconnessi dai sedimenti superficiali. Le specie presenti, peraltro, sono tipiche di ambienti profondamente alterati, in particolare di corpi idrici interessati da significativi processi di eutrofizzazione (Tab. III); esclusivamente *Veronica catenata* Pennell non è specie caratteristica di ambienti eutrofi (Amoros et al., 2000).

Tabella III: Compagine idrofittica dell'area di studio; la *Life Form* (LF) è in accordo con Willby et al. (2000) (Le: lemnicidi, Hd: idrocaridi, Ce: ceratofillidi, Ba: batrachidi, El: elodeidi, My: miriofillidi, Ny:ninfeidi, Sa: sagittaridi, Hb: erbidi); la Forma Biologica (FB) è desunta da Pignatti (1982) ad esclusione di *Riccia fluitans* (den Hartog & Segal, 1964), *Ludwigia hexapetala* [specie non contemplata in Pignatti (1982)] la cui FB è stata definita sulla base delle convergenze adattative-morfologiche con *Veronica catenata* [I-H (T scap)], e *Ceratophyllum demersum* considerata una I nat (Rodwell, 1995); il Livello Trofico (LT) è articolato in tre classi in accordo con la letteratura (O: oligotrofia, M: mesotrofia, E: eutrofia), da Amoros et al. (2000), tabella modificata. * indica l'appartenenza ad una delle tre classi trofiche; qual'ora una specie appartenga a più di una classe trofica;

** indicano la propensione per una delle classi di appartenenza;

(.) indica il rinvenimento sporadico della specie nel corrispondente livello trofico.

LF	specie	FB	O	M	E
	<i>Lemna gibba</i> L.	I nat			*
	<i>Lemna minor</i> L.	I nat		*	**
	<i>Lemna minuta</i> Kunth	I nat		*	**
Le	<i>Lemna trisulca</i> L.	I nat		*	*
	<i>Riccia fluitans</i> L.	I nat			*
	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	I nat			*
	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm.	I nat			*
	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	I rad/I nat			*
Hd	<i>Trapa natans</i> L.	I nat			*
	<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	I nat/T		*	*
Ce	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	I nat			*
Ba	<i>Ranunculus trichophyllus</i> L. subsp. <i>trichophyllus</i>	I rad		*	*
	<i>Potamogeton crispus</i> L.	I rad			*
El	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	I rad	(.)	*	*
	<i>Hottonia palustris</i> L.	I rad		*	*
My	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	I rad	(.)	*	**
	<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	I rad	*	*	*
	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	I rad	*	*	*
Ny	<i>Nymphaea alba</i> L.	I rad	*	*	*
	<i>Potamogeton natans</i> L.	I rad	*	*	(.)
	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr.	I rad			*
	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	I rad		*	*
Sa	<i>Butomus umbellatus</i> L.	I rad		*	**
	<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>erectum</i>	I rad			*
	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	G rhiz	*	*	(.)
	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	I rad/G rhiz	(.)	*	*
Hb	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	G rhiz (I rad)	*	*	
	<i>Juncus articulatus</i> L.	G rhiz		*	*

LF	specie	FB	O	M	E
Hb	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	G rhiz	*	*	
	<i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell	T scap	*	*	*
	<i>Lindernia palustris</i> Hartmann	T scap	*	*	*
Hb	<i>Ludwigia palustris</i> (L.) Elliott	T rept (H caesp)	*	*	*
	<i>Ludwigia hexapetala</i> (Hook. & Arn.) Zardini, H. Gu & P.H. Raven	I-H (T scap)			*
	<i>Mentha aquatica</i> L. subsp. <i>aquatica</i>	H scap	*	*	*
	<i>Mentha pulegium</i> L. subsp. <i>pulegium</i>	H scap	*	*	*
	<i>Myosotis scorpioides</i> L. subsp. <i>scorpioides</i>	H scap		*	*
	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	H scap		*	*
	<i>Paspalum distichum</i> L.	G rhiz		*	*
	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	H scap		*	*
	<i>Veronica anagalloides</i> Guss.	T scap	*	*	*
	<i>Veronica catenata</i> Pennell	I-H (T scap)	*	*	*

Analizzando la partizione della componente macrofittica sulla base della distanza dal fiume Oglio (Fig. 3), la cui fascia di mobilità laterale è stata a tale scopo suddivisa in cinque classi spaziali (1: 0-250 m, 2: 251-750, 3: 751-1.250, 4: 1.251-1.750, 5: >1.751 m), si osserva come i livelli massimi di diversità siano stati rilevati all'interno della fascia retro-riparia (classe 2) e quella che occupa la porzione periferica della regione fluviale (classe 5); il numero medio (\pm deviazione standard) di specie individuate è pari a $5,1 \pm 4,7$ per la classe 1 e $5,9 \pm 4,0$ per la classe 5. La diversità dei popolamenti è sostenuta prioritariamente dalle idrofite liberamente natanti (Le + Ce + Hd) e dagli Hb, il contributo offerto dalle idrofite radicate (Ba + El + My + Ny + Sa) è nel complesso modesto ma raggiunge un peso non trascurabile nei siti più prossimi al fiume (distanza ≤ 250 m).

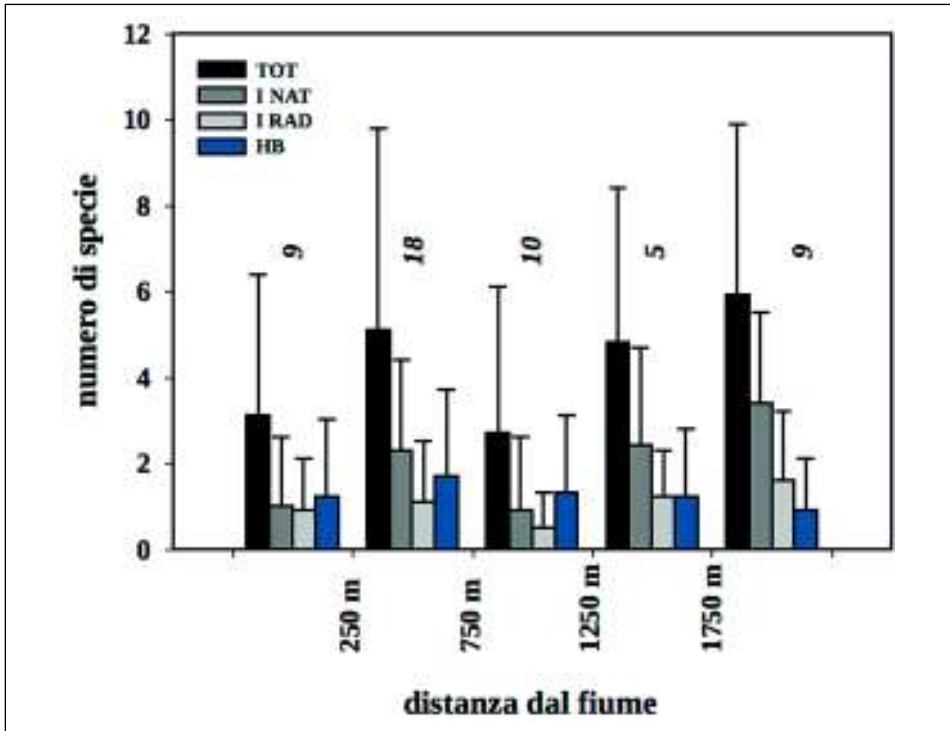


Figura 3: Variazione della composizione della componente macrofittica all'aumentare della distanza dal fiume Oglio (TOT: numero di macrofite complessive; I NAT: numero di idrofite liberamente natanti; I RAD: numero di macrofite radicate; HB: numero di erbidi); i numeri si riferiscono alla rappresentatività dei subcluster analizzati (0-250 m; 251-750 m; 751-1.250 m; 1.251-1.750 m; > 1.751 m).

Procedendo dai contesti ripari alle aree periferiche (le più distali) si osserva un deciso incremento numerico della componente macrofittica, l'unica eccezione è rappresentata dalla fascia 750-1.250 m (classe 3) all'interno della quale si è misurato il minimo di diversità pari a $2,7 \pm 3,4$ taxa. Tali risultati possono essere motivati sulla base del livello residuale di connettività fiume-piana golenale lungo la sezione fluviale analizzata. I siti prossimi all'alveo attivo (classe 1) sono gli unici a presentare una connessione pulsata con il fiume con bassi tempi di ritorno (dell'ordine dei 2/3 anni); questa condizione, mantenendo costantemente giovani i sistemi marginali, tende a limitare la proliferazione dei popolamenti macrofittici sia radicati che liberamente flottanti e, di fatto, riduce la diversità idrofittica dei siti stessi. All'aumentare della distanza dall'alveo tende ad aumentare il grado di isolamento funzionale delle

aree marginali rispetto al reticolo idrografico superficiale che le sottende, favorendo la proliferazione delle macrofite; il notevole carico trofico cui questi siti sono sottoposti (Bartoli, comm.pers.) favorisce, infine, l'affermazione di popolamenti pleustofitici (prevalentemente Le) con conseguenze importanti sulla qualità dei sistemi stessi. L'isolamento della colonna d'acqua stimola l'insorgenza di fenomeni di ipossia e anossia con drastiche conseguenze sulle comunità biotiche che la colonizzano (Bolgagnani et al., 2007; Pierobon et al., 2010). La presenza di una diretta connessione con il reticolo idrografico secondario (canali di bonifica) favorisce, invece, l'affermazione di specie radicate (ad es. *Potamogeton* spp., *Butomus umbellatus*, ecc.) limitando la competitività delle forme liberamente flottanti *vs.* le specie radicate o l'insorgenza di fenomeni degenerativi legati ad un eccessivo consumo di ossigeno nella colonna d'acqua.

Conclusioni

I risultati presentati sono in accordo con dati acquisiti in aree geografiche adiacenti e similari per caratteristiche micro-edafiche (ambiti ripari e perfluviali della Pianura Padana centrale a carattere temperato; Bonali, 2000; Petraglia & Antoniotti, 2004; Antoniotti & Petraglia, 2007). All'interno del sistema di ambienti marginali analizzati una percentuale non trascurabile della diversità floristica complessiva è rappresentata da macrofite (22,3% della diversità specifica totale pari a 41 taxa). Confrontando i dati del sistema di zone umide marginali del basso Oglio con quelli riferiti alla porzione della Pianura Padana centrale raccolti su base provinciale (Zanotti, 1991; Romani & Alessandrini, 2001; Bonali et al., 2006), evidenziano che ben il 50% della diversità idrofittica complessiva (rappresentata da 53 taxa, Bonali et al., 2006) della area geografica vasta è conservata all'interno dell'area di studio. Tali considerazioni fanno emergere l'eccezionale importanza conservazionistica di questi ambienti, veri e propri *hot spot* di diversità floristica e macrofittica nello specifico, in un contesto paesaggistico estremamente monotono. I dati evidenziano, inoltre, il rinvenimento di 23 taxa per i quali vige uno stato di protezione (regionale, nazionale o internazionale, Rossi et al., 2004; Tab. IV), corrispondenti al 12,5% del totale, ad enfatizzarne il pregio ambientale. Tra le specie di maggior interesse ricordiamo *Hydrocotyle vulgaris* L., *Ludwigia palustris* (L.) Elliott e *Senecio paludosus* L. *angustifolius* Holub., taxa considerati minacciati (EN, categorie IUCN) a scala regionale e nazionale (Conti et al., 1992, 1997).

Tabella IV: Specie sottoposte a protezione a scala regionale, nazionale e internazionale (da Rossi et al., 2004, modificata); LRR = Lista Rossa Regionale 1997 (da Conti et al., 1997); LRN = Lista Rossa Nazionale 1997 (da Conti et al., 1997); DH All.IV = Allegato IV Direttiva Habitat; LR 10/08 = Legge Regione 24 luglio 2008 n. 10 (Allegato C1: specie di flora spontanea protette in modo rigoroso); AM = altri motivi, ulteriori segnalazioni di specie di interesse da Rossi et al. (2004); per le categorie riportate dalle liste rosse si rimanda all'IUCN (EN = minacciata, VU = vulnerabile, LR = a minore rischio).

Specie	LRR 1997	LRN 1997	DH All.IV	LR 10/08 (A.C1)	AM
<i>Butomus umbellatus</i> L.	VU			*	*
<i>Carex riparia</i> Curtis	LR				
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	LR				
<i>Clematis viticella</i> L.				*	*
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	LR				
<i>Gratiola officinalis</i> L.	LR				
<i>Hottonia palustris</i> L.	VU	VU		*	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	LR				
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	EN	EN		*	
<i>Lemna trisulca</i> L.	LR				
<i>Leucosium aestivum</i> L. subsp. <i>aestivum</i>	LR			*	*
<i>Lindernia palustris</i> Hartmann	VU	VU	*	*	
<i>Ludwigia palustris</i> (L.) Elliott	EN	EN		*	
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	LR				
<i>Nymphaea alba</i> L.	LR	VU			
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	EN			*	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	LR				
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	LR				
<i>Senecio paludosus</i> L. subsp. <i>angustifolius</i> Holub	EN	EN			
<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>erectum</i>	LR				
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	LR				
<i>Trapa natans</i> L.	VU	EN			
<i>Veronica catenata</i> Pennell					*

Appare chiaro, dunque, il fondamentale contributo fornito dalle aree umide periferiali alla conservazione della diversità vegetale in agro-ecosistemi profondamente impattati dalle attività umane. Conservare questo patrimonio acquisisce un'importanza centrale nelle strategie generali volte al mantenimento delle reti e dei corridoi ecologici di pianura. L'aspirazione all'aumento del loro pregio richiede la

programmazione di piani finalizzati al loro continuo rinnovamento funzionale senza però determinare la distruzione delle stazioni delle specie maggiormente sensibili al disturbo meccanico e all'inquinamento delle acque.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato finanziato dal Parco Regionale Oglio Sud (Regione Lombardia).

Bibliografia

- Amoros, C., Bornette, G. & Henry, C. P. (2000) A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environmental Management*, **25**, 211-227.
- Antonioti, A. M. C. & Petraglia, A. (2007) Analisi floristica di quattro ex-cave di argilla nella provincia di Cremona. *Pianura*, **21**, 3-41.
- Bonali, F. (2000) La flora spontanea del centro storico di Cremona. *Monografie di Pianura*, **4**.
- Bonali, F., D'Auria, G., Ferrari, V. & Giordana, F. (2006) Atlante corologico delle piante vascolari della provincia di Cremona. *Monografie di Pianura*, **7**.
- Brainwood, M. A. & Burgin, S. (2009) Hotspots of biodiversity or homogeneous landscapes? Farm dams as biodiversity reserves in Australia. *Biodiversity Conservation*, **18**, 3043-3052.
- Bolpagni, R., Bartoli, M. & Viaroli, P. (2006) Nitrogen and phosphorous cycling in an oxbow lake dominated by *Trapa natans* L.. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **29**, 1981-1988.
- Bolpagni, R., Pierobon, E., Longhi, D., Nizzoli, D., Bartoli, M., Tomaselli, M. & Viaroli, P. (2007) Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water-atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). *Aquatic Botany*, **87**, 43-48.
- Celesti-Grapow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P. V., Banfi, E., Bernardo, L., Bovio, M., Brundu, G., Cagiotti, M. R., Camarda, I., Carli, E., Conti, F., Fascetti, S., Galasso, G., Gubellini, L., La Valva, V., Lucchese, F., Marchiori, S., Mazzola, P., Peccenini, S., Poldini, L., Pretto, F., Prosser, F., Siniscalco, C., Villanini, C., Viegli, L., Wilhelm, T. & Blasi, C. (2009) Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystem*, **143**(2), 386-430.
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B. & Declerck, S. (2008) The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, **597**, 1-6.
- Conti, F., Manzi, A. & Pedrotti, F. (1992) *Libro rosso delle piante d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Ass. Ital. per il WWF, S.B.I., Poligrafica Editrice, Roma.
- Conti, F., Manzi, A. & Pedrotti, F. (1997) *Liste rosse regionali delle piante d'Italia*. WWF Italia, Società Botanica Italiana, TIPAR Poligrafica Editrice, Camerino.
- Conti, F., Abbate, G., Alessandrini, A. & Blasi, C. (2005) *An annotated check-list of Italian vascular flora*. Palombi Editore, Roma.
- Conti, F., Alessandrini, A., Bacchetta, G., Banfi, E., Barberis, G., Bartolucci, F., Bernardo, L., Bonacquisti, S., Bouvet, D., Bovio, M., Brusa, G., del Guacchio, E., Foggi, B., Frattini, S., Galasso, G., Gallo, L., Vangale, C., Gottschlich, G., Grunanger, P., Gubellini, L., Iriti, G., Lucarini, D., Marchetti, D., Moraldo, B., Peruzzi, L., Poldini, L., Prosser, F., Raffaelli, M., Santangelo, A., Scassellati, E., Scortegagna, S., Selvi, F., Soldano, A.,

- Tinti, D., Ubaldi, D., Uzunov, D. & Vidali, M. (2006) Updating of the checklist of the Italian vascular flora. *Natura Vicentina*, **10**, 5-74.
- Davies, B. R., Biggs, J., Williams, P. J., Lee, J. T. & Thompson, S. (2008) A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia*, **597**, 7-17.
- den Hartog, C. & Segal, S. (1964) A new classification of the water-plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, **13**, 367-393.
- Edwardsen, A. & Økland, R. H. (2006) Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. *Aquatic Botany*, **85**, 79-91.
- Hutchinson, G. (1975) *Limnological Botany*. New York, Wiley.
- Heckman, C. W. (1984) The ecological importance of wetlands along stream and river and the consequence of their elimination. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, **10**, 11-29.
- Holland, M., Whigam, D. & Gopal B. (1990) *The characteristics of wetland ecotones*. In R. J., Naiman, Décamps, H. (Eds.). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. The Partenon Publishing Group, Paris, pp. 171-197.
- Odum, W. (1990) *Internal processes influencing the maintenance of ecotones: do they exist?* In R. J., Naiman, Décamps, H., (Eds.). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. The Partenon Publishing Group, Paris, pp. 91-102.
- Petraglia, A. & Antoniotti, A. M. C. (2004) Analisi floristica dell'area golenale di Casalmaggiore e delle Isole di Santa Maria e di Maria Luigia (CR). *Pianura*, **18**, 25-61.
- Pieczynska, E. (1990) *Lentic aquatic-terrestrial ecotones: their structure, functions, and importance*. In R. J., Naiman, Décamps, H. (Eds.). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. The Partenon Publishing Group, Paris, pp. 103-140.
- Pierobon, E., Bolpagni, R., Bartoli, M. & Viaroli, P. (2010) Net primary production and seasonal CO₂ and CH₄ fluxes in a *Trapa natans* L. meadow. *Journal of Limnology*, **62**, in stampa.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Raunkiaer, C. (1934) *Life forms and terrestrial plant geography*. Oxford Clarendon Press, Oxford.
- Rodwell, J. S. (1995) *British plant communities. 4: Aquatic communities, swamps and tall-herb fens*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rossi, G., Dellavedova, A., Mondoni, A. & Parolo, G. (2004) *Lista rossa piante minacciate in Lombardia*. http://www.floralpinabergamasca.net/modules/F_protetta/schede/Lista%20rossa%20flora%20lombarda.pdf
- Scheffer, M., Szabo, S., Gragnani, A., van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R. M. M. & Franken, R. J. M. (2003) Floating plant dominance as a stable state. *PNAS*, **100**, 4040-4045.
- Romani, E. & Alessandrini, A. (2001) *Flora piacentina*, Piacenza.
- Söderquist, T., Mitsch, W. J. & Turner, R. K. (2000) The values of wetlands: landscape and institutional perspectives. *Ecological Economics*, **34**, 1-132.
- Wetzel, R. G. (1990) Land water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **24**, 6-24.
- Wiegleb, G. (1978) Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. *Archiv für Hydrobiologie*, **83**, 443-484.
- Wiegleb, G. (1991) Die Lebens- und Wuchsformen der Makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia*, **11**, 135-147.
- Willby, N. J., Vickym J. A. & Demars, B. O. L. (2000) Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, **43**, 43-74.
- Zanotti, E. (1991) Flora della pianura bresciana centro-occidentale. *Monografie di Natura Bresciana*, **16**.

Allegato

Di seguito vengono riportate le specie rinvenute nel corso dei sopralluoghi all'interno del gruppo di ambienti naturali indagati, secondo l'elenco sistematico di Pignatti (1982), la nomenclatura è conforme a Conti et al. (2005, 2007) e Celesti-Grapow et al. (2009); PTR: Pteridophyte, AD: Angiospermae, Dicotyledones; AM: Angiospermae, Monocotyledones. Per ciascuna specie sono riportate: la forma biologica (FB) e le sottoforme (in accordo con il seguente schema: P = fanerofite, NP = nanofanerofite, H = emicriptofite, G = geofite, T = terofite, I = idrofite, He = elofite) e l'indicazione dell'allocaltonia (A), desunta da Celesti et al. (2009) (? : si riferisce a specie considerate alloctone in forma dubitativa).

	Famiglia	Specie	FB	A
Ptr	Equisetaceae	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	G rhiz	
		<i>Equisetum arvense</i> L. subsp. <i>arvense</i>	G rhiz	
		<i>Equisetum telmateia</i> Ehrh.	G rhiz	
	Salviniaceae	<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	I nat/T	
Ad	Salicaceae	<i>Salix alba</i> L.	P scap	
		<i>Salix cinerea</i> L.	P caesp	
		<i>Salix eleagnos</i> Scop. subsp. <i>eleagnos</i>	P caesp/P scap	
		<i>Populus canadensis</i> Moench	P scap	*
	Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L.	P scap	
	Ulmaceae	<i>Ulmus minor</i> Mill. subsp. <i>minor</i>	P caesp/P scap	
	Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	P scap	*
	Cannabaceae	<i>Humulus lupulus</i> L.	P lian	
		<i>Humulus japonicus</i> Siebold & Zucc.	T scap	*
	Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L.	H scap	
		<i>Parietaria officinalis</i> L.	H scap	
	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia clematitis</i> L.	G rad	
	Polygonaceae	<i>Persicaria dubia</i> (Stein.) Fourr.	T scap	
		<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	T scap	
		<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre subsp. <i>lapathifolia</i>	T scap	
		<i>Rumex crispus</i> L.	H scap	
<i>Rumex obtusifolius</i> L. subsp. <i>obtusifolius</i>		H scap		
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i> L. subsp. <i>album</i>	T scap		

	Famiglia	Specie	FB	A
Ad	Amaranthaceae	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	T scap	*
		<i>Amaranthus deflexus</i> L.	T scap	*
		<i>Amaranthus blitum</i> L. subsp. <i>blitum</i>	T scap	
	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L. subsp. <i>oleracea</i>	T scap	
	Caryophyllaceae	<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop.	H scap (T scap)	
		<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	H bienn (H scap)	
		<i>Silene dioica</i> (L.) Clairv.	H scap	
		<i>Cucubalus baccifer</i> L.	H scap	
	Nymphaeaceae	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	I rad	
		<i>Nymphaea alba</i> L.	I rad	
		<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	I rad	*
	Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	I nat	
	Ranunculaceae	<i>Clematis vitalba</i> L.	P lian	
		<i>Clematis viticella</i> L.	P lian	
		<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix subsp. <i>trichophyllus</i>	I rad	
		<i>Ranunculus ficaria</i> L. subsp. <i>ficaria</i>	G bulb	
		<i>Ranunculus repens</i> L.	H rept	
		<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	T scap	
		<i>Thalictrum lucidum</i> L.	H scap	
		<i>Thalictrum flavum</i> L.	H scap	
	Brassicaceae	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	H scap	
		<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser subsp. <i>sylvestris</i>	H scap	
	Rosaceae	<i>Rubus caesius</i> L.	NP	
		<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	NP	
		<i>Agrimonia eupatoria</i> L. subsp. <i>eupatoria</i>	H ros	
		<i>Potentilla reptans</i> L.	H ros	
		<i>Prunus avium</i> L. subsp. <i>avium</i>	P scap	
Fabaceae	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	P caesp/P scap	*	
	<i>Galega officinalis</i> L.	H scap	?	
	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	P caesp	*	
	<i>Trifolium repens</i> L. subsp. <i>repens</i>	H rept		
	<i>Trifolium pratense</i> L. subsp. <i>pratense</i>	H scap		
	<i>Lotus tenuis</i> Waldst. & Kit. ex Willd.	H scap		
Oxalidaceae	<i>Oxalis stricta</i> L.	H scap	*	
Euphorbiaceae	<i>Acalypha virginica</i> L.	T scap	*	
	<i>Euphorbia helioscopia</i> L. subsp. <i>helioscopia</i>	T scap		
	<i>Euphorbia palustris</i> L.	G rhiz		

Analisi della diversità floristica in ambienti acquatici marginali del fiume Oglio sublacuale

	Famiglia	Specie	FB	A
Ad	Aceraceae	<i>Acer campestre</i> L.	P scap (P caesp)	
		<i>Acer negundo</i> L.	P scap	*
	Rhamnaceae	<i>Frangula alnus</i> Mill. subsp. <i>alnus</i>	P caesp/P scap	
	Vitaceae	<i>Vitis labrusca</i> L.	P lian	*
		<i>Vitis riparia</i> Michx.	P lian	*
	Malvaceae	<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	T scap	*
	Cucurbitaceae	<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	G rhiz/H scand	
		<i>Sicyos angulatus</i> L.	T scap	*
	Lythraceae	<i>Lythrum salicaria</i> L.	H scap (g. He)	
	Onagraceae	<i>Oenothera stuechii</i> Soldano	H bienn	*
		<i>Ludwigia palustris</i> (L.) Elliott	T rept/H caesp	
		<i>Ludwigia hexapetala</i> (Hook. & Arn.) Zardini, H. Gu & P. H. Raven	I-H (T scap)	*
	Cornaceae	<i>Cornus sanguinea</i> L.	P caesp	
	Apiaceae	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	H scap	
		<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link subsp. <i>arvensis</i>	T scap	
		<i>Daucus carota</i> L.	H bienn (T scap)	
	Primulaceae	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	H scap	
		<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	H scap	
		<i>Anagallis arvensis</i> L. subsp. <i>arvensis</i>	T rept	
	Rubiaceae	<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>elongatum</i> (C.Presl) Lange	H scap	
		<i>Galium mollugo</i> L. subsp. <i>mollugo</i>	H scap	
		<i>Galium mollugo</i> L. subsp. <i>erectum</i> Syme	H scap	
		<i>Galium aparine</i> L.	T scap	
		<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>palustre</i>	H scap	
	Convolvulaceae	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br. subsp. <i>sepium</i>	H scand	
		<i>Convolvulus arvensis</i> L.	G rhiz	
	Boraginaceae	<i>Symphytum officinale</i> L. subsp. <i>officinale</i>	H scap	
		<i>Myosotis scorpioides</i> L. subsp. <i>scorpioides</i>	H scap	
	Lamiaceae	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	G rhiz	
		<i>Stachys palustris</i> L.	H scap	
		<i>Glechoma hederacea</i> L.	H rept	
		<i>Prunella vulgaris</i> L.	H scap	
<i>Lycopus europaeus</i> L. subsp. <i>europaeus</i>		H scap (I rad)		
<i>Mentha aquatica</i> L. subsp. <i>aquatica</i>		H scap		
<i>Mentha pulegium</i> L. subsp. <i>pulegium</i>		H scap		
Solanaceae	<i>Solanum dulcamara</i> L.	NP		

	Famiglia	Specie	FB	A
Ad	Scrophulariaceae	<i>Gratiola officinalis</i> L.	H scap	
		<i>Lindernia palustris</i> Hartmann	T scap	
		<i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell	T scap	*
		<i>Scrophularia nodosa</i> L.	H scap	
		<i>Veronica persica</i> Poir.	T scap	*
		<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>	H rept	
		<i>Veronica anagalloides</i> Guss.	T scap	
		<i>Veronica catenata</i> Pennell	I-H (T scap)	
	Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	H ros	
	Caprifoliaceae	<i>Sambucus ebulus</i> L.	G rhiz (H scap)	
		<i>Sambucus nigra</i> L.	P caesp	
	Valerianaceae	<i>Valeriana officinalis</i> L.	H scap	
		<i>Valerianella locusta</i> (L.) Laterr.	T scap	
	Asteraceae	<i>Eupatorium cannabinum</i> L. subsp. <i>cannabinum</i>	H scap	
		<i>Solidago gigantea</i> Aiton subsp. <i>serotina</i> (Kuntze) McNeill	H scap	*
		<i>Erigeron canadensis</i> L.	T scap	*
		<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	T scap	*
	Asteraceae	<i>Bidens tripartita</i> L.	T scap	
		<i>Bidens frondosa</i> L.	T scap	*
		<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	T scap	*
		<i>Xanthium orientale</i> L. subsp. <i>italicum</i> (Moretti) Greuter	T scap	*
		<i>Artemisia vulgaris</i> L.	H scap	
		<i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	H scap	*
		<i>Senecio paludosus</i> L. subsp. <i>angustifolius</i> Holub	He	
		<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	H bienn	
		<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	G rad	
		<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub	T scap	
		<i>Taraxacum officinale</i> (gruppo)	H ros	
<i>Sonchus arvensis</i> L. subsp. <i>arvensis</i>		H scap		
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill subsp. <i>asper</i>		T scap/H bienn		
<i>Sonchus oleraceus</i> L.		T scap (H bienn)		
<i>Lactuca serriola</i> L.		H bienn/T scap		
Am	Alismataceae	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	I rad	
	Butomaceae	<i>Butomus umbellatus</i> L.	I rad	

Analisi della diversità floristica in ambienti acquatici marginali del fiume Oglio sublacuale

	Famiglia	Specie	FB	A
Am	Potamogetonaceae	<i>Potamogeton natans</i> L.	I rad	
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	I rad	
		<i>Potamogeton crispus</i> L.	I rad	
		<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr.	I rad	
	Amaryllidaceae	<i>Leucorum aestivum</i> L. subsp. <i>aestivum</i>	G bulb	
	Iridaceae	<i>Iris pseudoacorus</i> L.	G rhiz	
	Juncaceae	<i>Juncus bufonius</i> L.	T caesp	
		<i>Juncus compressus</i> Jacq.	G rhiz	
		<i>Juncus articulatus</i> L.	G rhiz	
	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L. <i>glomerata</i>	H caesp	
		<i>Poa sylvicola</i> Guss.	H caesp	
		<i>Poa trivialis</i> L.	H caesp	
		<i>Festuca arundinacea</i> Schreb. subsp. <i>arundinacea</i>	H caesp	
		<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	I rad/G rhiz	
		<i>Lolium perenne</i> L.	H caesp	
		<i>Bromus hordeaceus</i> L. <i>hordeaceus</i>	T scap	
		<i>Bromus sterilis</i> L.	T scap	
		<i>Elymus repens</i> (L.) Gould. subsp. <i>repens</i>	G rhiz	
		<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	T scap	
		<i>Avena sterilis</i> L. <i>sterilis</i>	T scap	
		<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. <i>australis</i>	He/G rhiz	
		<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	T scap	
		<i>Phalaris arundinacea</i> L. subsp. <i>arundinacea</i>	He	
		<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.	G rhiz	
		<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) P. Beauv.	T scap	
		<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop. subsp. <i>sanguinalis</i>	T scap	
		<i>Paspalum distichum</i> L.	G rhiz	*
<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>viridis</i>		T scap		
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.		G rhiz	*	
Lemnaceae	<i>Lemna gibba</i> L.	I nat		
	<i>Lemna minor</i> L.	I nat		
	<i>Lemna trisulca</i> L.	I nat		
	<i>Lemna minuta</i> Kunth	I nat	*	
	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	I nat		
	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm.	I nat	*	
Sparganiaceae	<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>erectum</i>	I rad		

	Famiglia	Specie	FB	A
Am	Typhaceae	<i>Typha latifolia</i> L.	G rhiz	
	Cyperaceae	<i>Carex acuta</i> L.	G rhiz	
		<i>Carex otrubae</i> Podp.	H caesp	
		<i>Carex elata</i> All. <i>elata</i>	H caesp	
		<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	He/G rhiz	
		<i>Carex riparia</i> Curtis	He/G rhiz	
		<i>Carex hirta</i> L.	G rhiz	
		<i>Carex echinata</i> Murray	H caesp	
		<i>Carex pendula</i> Huds.	He	
	Cyperaceae	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	G rhiz	
		<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	G rhiz	
		<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult. subsp. <i>palustris</i>	G rhiz	
		<i>Cyperus longus</i> L.	G rhiz/He	
		<i>Cyperus esculentus</i> L.	G rhiz/He	?
		<i>Cyperus glomeratus</i> L.	He (T scap)	*
		<i>Cyperus fuscus</i> L.	T caesp	
		<i>Cyperus michelianus</i> (L.) Link	T caesp	
<i>Cyperus strigosus</i> L.	H caesp	*		

Emissioni di metano mediate dal parenchima aerifero di rizofite a foglia galleggiante ed emergente: meccanismi ed implicazioni ecologiche

Methane emission through aerenchyma from floating leaved and emergent rhizophytes: mechanisms and ecological implications

Cristina Ribaudo* & Marco Bartoli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli studi di Parma,
Viale G. Usberti 33/A, 43100 Parma
*cririb@yahoo.it

Riassunto

In questa breve *review* viene ripercorsa la storia degli studi effettuati sui meccanismi di trasporto dei gas all'interno del parenchima aerifero di rizofite a foglia galleggiante ed emergente. Particolare attenzione viene posta sui passaggi che hanno portato alla definizione dei fattori ambientali che regolano il flusso di gas attraverso gli spazi intercellulari, dalle prime osservazioni agli esperimenti più complessi; viene inoltre messo in evidenza come vi siano meccanismi di trasporto propri delle diverse famiglie di macrofite a foglia galleggiante ed emergente.

Il movimento gassoso connette direttamente, attraverso il parenchima, il sedimento all'atmosfera, con implicazioni di fondamentale rilevanza ecologica. Il gas in entrata provvede, attraverso la traslocazione alle radici, all'ossigenazione della rizosfera e genera profonde modifiche delle attività batteriche all'interno del sedimento anossico; d'altra parte, il metano prodotto all'interno del sedimento penetra per diffusione all'interno del sistema radicale e, veicolato in atmosfera tramite il flusso in uscita, può provocare delle emissioni di gran lunga superiori a quelle derivanti dall'acqua per processi diffusivi. Il contributo in termini di trasporto di metano mediato da macrofite con parenchima diventa quindi rilevante quando si realizzano studi di *scaling up* di emissioni nette di gas serra da ambienti umidi.

Parole chiave: parenchima aerifero, pressurizzazione interna, emissioni di metano, Nymphaeaceae, Nelumbonaceae

Abstract

This brief review traces the history of the investigations on gas transfer mechanisms within the aerenchima of floating-leaved and emergent rhizophytes. Most attention is put on the steps that led to the characterization of environmental factors regulating gas flux through intracellular spaces, from first observations onwards. Special attention is put on the transfer mechanisms which characterize different families of floating-leaved and emergent rhizophytes.

Gas flowing through the aerenchima connects the sediment and the atmosphere, with implications of ecological relevance. Gas inflow allows the transfer of the oxygen to the rhizosphere, generating that modifications in bacterial activity within the anoxic sediment. On the other hand, the methane produced within the sediment diffuses into the roots and is then conveyed to the atmosphere within through the outflow; this should generate the release to the atmosphere of a major amount of methane with respect to the solely diffusive processes. The contribute of methane released in this way should therefore exactly quantified when proposing scaling up modelling within wetlands.

Keywords: aerenchima, pressurized ventilation, methane emissions, Nymphaeaceae, Nelumbonaceae

Meccanismi di trasporto dei gas attraverso il parenchima aerifero

Le idro-igrofite presentano specifici adattamenti strutturali derivanti dal radicamento in suoli saturi d'acqua, generalmente caratterizzati da uno stato di anossia e dalla presenza di composti ridotti tossici per le radici. In tale contesto, l'apporto di ossigeno alle radici diventa una priorità per la sopravvivenza della pianta, e richiede un meccanismo fisiologico ad hoc. Il parenchima aerifero (o aerenchima) è la struttura atta ad assicurare gli scambi gassosi tra l'apparato apogeo (sede delle aree fotosinteticamente attive) e ipogeo della pianta (sede delle strutture eterotrofe). L'aerenchima è formato da un sistema articolato di spazi intercellulari che crea un circuito continuo che favorisce il trasferimento di ossigeno. Questa struttura presenta un'organizzazione complessa e articolata nelle rizofite a foglie galleggianti e emergenti, e nelle elofite (Seago et al., 2005; Jung et al., 2008). All'interno del parenchima di questi gruppi di macrofite si osserva un flusso di aria regolato da processi di pressurizzazione interna, determinati da differenze di temperatura e umidità tra membrane porose, che prende il nome di "ventilazione pressurizzata" (Dacey, 1981).

Le prime osservazioni e i primi esperimenti per verificare i meccanismi della ventilazione pressurizzata risalgono alla prima metà dell'Ottocento. Nel 1841, i botanici francesi Raffeneau-Delile e Dutrochet confrontarono le osservazioni sullo svi-

luppo di bolle di gas dalla lamina fogliare di *Nelumbo* sp. e *Nuphar lutea*. Il dibattito che né scaturì aprì la strada a studi successivi effettuati da Merget (1874), da Barthélemy (1874) e infine da Ohno (1910).

In questi studi i principali oggetti di investigazione furono lo studio della trama di spazi interna alle foglie e ai piccioli; la dipendenza del ricircolo dei gas dai fattori fisici ambientali; la composizione del gas immesso all'interno del parenchima, specialmente in termini di concentrazione di ossigeno. In particolare si evidenziò come la differenza di temperatura e di umidità dell'aria tra l'interno e l'esterno delle cavità del parenchima fossero i principali fattori di regolazione del flusso all'interno della pianta stessa. In altre parole, si scoprì che la differenza di temperatura e di umidità tra l'interno e l'esterno induce una pressurizzazione interna dei gas che determina il loro flusso attraverso la foglia.

A partire dal 1979 Dacey riprese gli studi sulle rizofite a foglia galleggiante. Tramite i suoi esperimenti, Dacey evidenziò come le foglie di *Nuphar lutea* presentassero un sistema di entrata dei gas attraverso le foglie più giovani (*inflow*), e di uscita tramite le foglie più adulte (*outflow*). L'autore intuì per primo l'importanza di questo adattamento, che permette di convogliare ossigeno al rizoma, di assimilare anidride carbonica direttamente dall'atmosfera, e di espellere i composti gassosi derivati dal metabolismo o penetrati per diffusione all'interno degli spazi intracellulari delle radici (Dacey, 1979, 1980, 1981; Dacey & Klug, 1979, 1982). Da questi studi si evince che il moto convettivo all'interno del parenchima è dipendente da temperatura e umidità, mentre è esclusa una relazione diretta con la radiazione luminosa e l'apertura stomatica, in quanto il transito viene misurato anche durante le ore diurne, probabilmente innescato dal calore relitto in colonna d'acqua.

Grazie alle osservazioni di Dacey, e quelle effettuate successivamente da Mevi-Schutz e Große (1988a, 1988b) su *Nelumbo lucifera*, sono state proposte due principali tipologie di trasporto. Nelle Nelumbonaceae lo scambio di gas con l'atmosfera avviene sempre attraverso la stessa foglia: le zone di entrata e di uscita dei gas sono localizzate rispettivamente sulla parte esterna e quella centrale della lamina fogliare, attraverso un sistema di trasporto a due vie presente all'interno del picciolo (Dacey, 1987; Mevi-Schutz & Große, 1988a) (Fig. 1). Nelle Nymphaeaceae, invece, l'entrata e l'uscita dei gas avviene attraverso foglie di diversa età, che si originano dallo stesso tratto di rizoma e lo mettono in comunicazione con l'atmosfera (Dacey, 1981) (Fig. 2). A partire dagli studi di Dacey e Große, gli approfondimenti si sono quindi concentrati su altre rizofite a foglia galleggiante: *Nymphoides peltata* (Große & Mevi-Schutz, 1987), *Victoria amazonica* (Große et al., 1991) e *Euryale ferox* (Große & Bauch, 1991).



Figura 1: Schematizzazione del sistema di trasporto interno dei gas attraverso le foglie di *Nelumbo* sp. secondo Dacey (1987). L'aria penetra all'interno dei pori più piccoli posti sulla parte più esterna della lamina fogliare e fuoriesce attraverso il canale centrale del picciolo. Il meccanismo a due vie derivante dalla struttura di canali interni al parenchima del picciolo verrà esplicitato successivamente da Mevi-Schutz & Große (1988a).

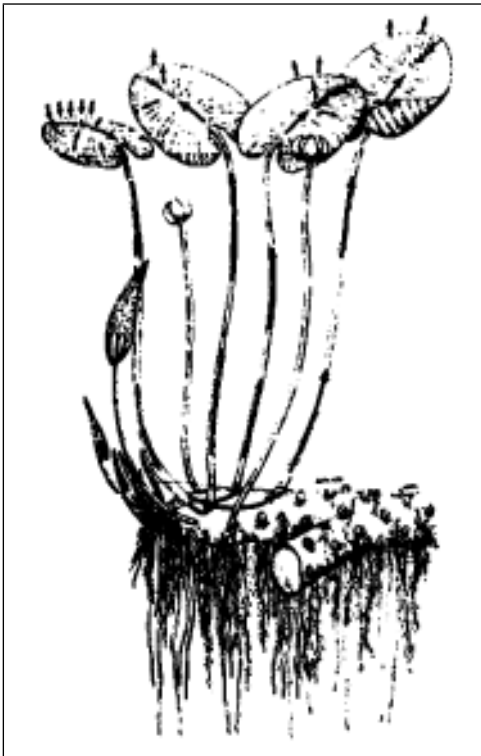


Figura 2: Schematizzazione del sistema di trasporto interno dei gas attraverso le foglie di *N. lutea* secondo Dacey (1981). L'aria ricca in ossigeno penetra all'interno degli stomi sulle foglie più giovani, e viene convogliata fino al rizoma e alle radici. Il flusso in uscita è localizzato nel parenchima delle foglie adulte ed è composto principalmente da anidride carbonica e metano.

Nel suo lavoro del 1981, Dacey cercò di capire quale fosse il meccanismo determinante il flusso di aria attraverso i piccioli di *N. lutea*. Aveva infatti scoperto all'interno di essi l'esistenza di una membrana porosa costituita da spazi intracellulari con diametro inferiore ai 0,1 μm . Tale diametro equivale alla lunghezza limite del cammino libero medio delle molecole di gas (*mean free path*) e sarebbe stata appena sufficiente per permettere lo spostamento delle molecole di gas per semplice diffusione. Inoltre, gli stomi chiusi raggiungono a stento questo diametro: il flusso di gas, presente anche di notte, era quindi determinato da un gradiente di pressione mantenuto da una serie di canali che separano il parenchima a palizzata dal parenchima aerifero (Dacey, 1980; Dacey & Klug, 1982; Schröder et al., 1986; Dacey, 1987).

In seguito ai diversi studi di Dacey, volti alla comprensione del processo di scambio di gas tra la parete porosa e l'atmosfera, Große & Bauch (1991) e Große (1996a, 1996b) riassunsero in maniera definitiva i meccanismi coinvolti in questo processo. Nelle macrofite a foglia galleggiante ed emergente esistono delle ripartizioni attiva termicamente ed osmoticamente ed influenzate da un gradiente di pressione generato da variazioni di temperatura. Tali ripartizioni derivano simultaneamente da un tipo di membrana porosa che determina il flusso molecolare del gas attraverso gli spazi intercellulari (flusso molecolare termico, secondo Knudsen, 1910) e da una membrana ideale di tipo non-poroso, che determina la solubilità dei gas all'interno del citoplasma e delle pareti cellulari (termo-osmosi dei gas, secondo Denbigh & Raumann, 1952). Inoltre, in condizioni di isotermità, ovvero durante i momenti di transizione tra differenze estreme di temperatura (primo mattino, tardo pomeriggio), il passaggio dei gas è regolato dalla pressione derivante da un gradiente di umidità (pressurizzazione igrometrica di Dufour, 1874) (Mevi-Schutz & Große, 1988b).

Il sussistere di un flusso in entrata nelle foglie giovani, ed uno in uscita in quelle più vecchie, nel genere *Nymphaea*, viene imputato al diverso diametro dei pori delle lamine fogliari (Große & Bauch, 1991). Le foglie appena emerse presentano difatti dei pori di diametro inferiore rispetto alle altre foglie: il flusso di gas che ne deriva è quindi debole, ma grazie ai pori piccoli si genera una condizione di pressione alta molto stabile. In questo modo, è la pianta intera che presenta una pressurizzazione interna elevata: questa condizione non può però essere mantenuta dalle foglie più adulte, che posseggono diametri dei pori maggiori. Questa situazione si traduce pertanto in una fuoriuscita di gas attraverso i piccioli e le lamine con i pori più grandi: si tratta di un gas ricco in anidride carbonica, prodotta per respirazione dalla pianta, e in metano, diffusosi dal sedimento all'interno del tessuto radicale. Le lamine fogliari più giovani si comportano invece da sink di anidride carbonica e da

source di ossigeno verso l'atmosfera. In totale si crea un moto convettivo che coinvolge il sistema foglie giovani \rightleftarrows rizoma \rightleftarrows foglie adulte che convoglia in continuo ossigeno all'apparato ipogeo. Si tratta di un flusso d'aria in transito di entità consistente: nel suo studio pionieristico Dacey misurava un valore di 50 ml min^{-1} di aria in movimento all'interno del picciolo di *N. lutea* (Dacey, 1981). Gli studi su altre piante evidenziano dei flussi compresi tra 10 e 80 ml min^{-1} ; per una review completa si rimanda a Große (1996).

Rilevanza ecologica del trasporto dei gas mediato dal parenchima

Già dai primi studi, Dacey pose in risalto l'importanza della composizione del gas in transito all'interno del parenchima: si tratta di un flusso che in entrata possiede una concentrazione di ossigeno e anidride carbonica pari a quella atmosferica, e in uscita è arricchito in metano (Dacey & Klug, 1979). Il trasporto di ossigeno alla rizosfera è determinante per la vita dell'apparato ipogeo; ulteriormente, la diffusione dell'ossigeno attraverso i peli radicali al sedimento, crea delle nicchie ossiche entro le quali vengono favoriti i processi batterici aerobici, come la denitrificazione accoppiata alla nitrificazione (Risgaard-Petersen et al., 1997) o la metanotrofia (van der Nat & Middelburg, 1998), e tutti quei processi supportati dall'aumento del potenziale redox (Jaynes & Carpenter, 1986).

Il trasporto in atmosfera mediato dal parenchima è uno dei tre processi attraverso i quali il metano prodotto nel sedimento anossico può raggiungere l'atmosfera, oltre alla semplice diffusione molecolare in acqua e alla fuoriuscita di bolle dal sedimento (Schutz et al., 1991) (Fig. 3); il prevalere di un meccanismo rispetto all'altro dipende dal carico organico del sedimento, dalle condizioni di turbolenza della colonna d'acqua e dalle specie di piante emergenti presenti.

In condizioni di bassa turbolenza l'ossigenazione dei primi strati del sedimento è ridotta, e i sedimenti presentano uno strato ossico molto sottile (0-3 cm); il metano prodotto nello strato anossico, poco solubile in acqua, viene difficilmente riossidato e si accumula in bolle di gas che fuoriescono in colonna d'acqua e poi in atmosfera (Chanton et al., 1989).

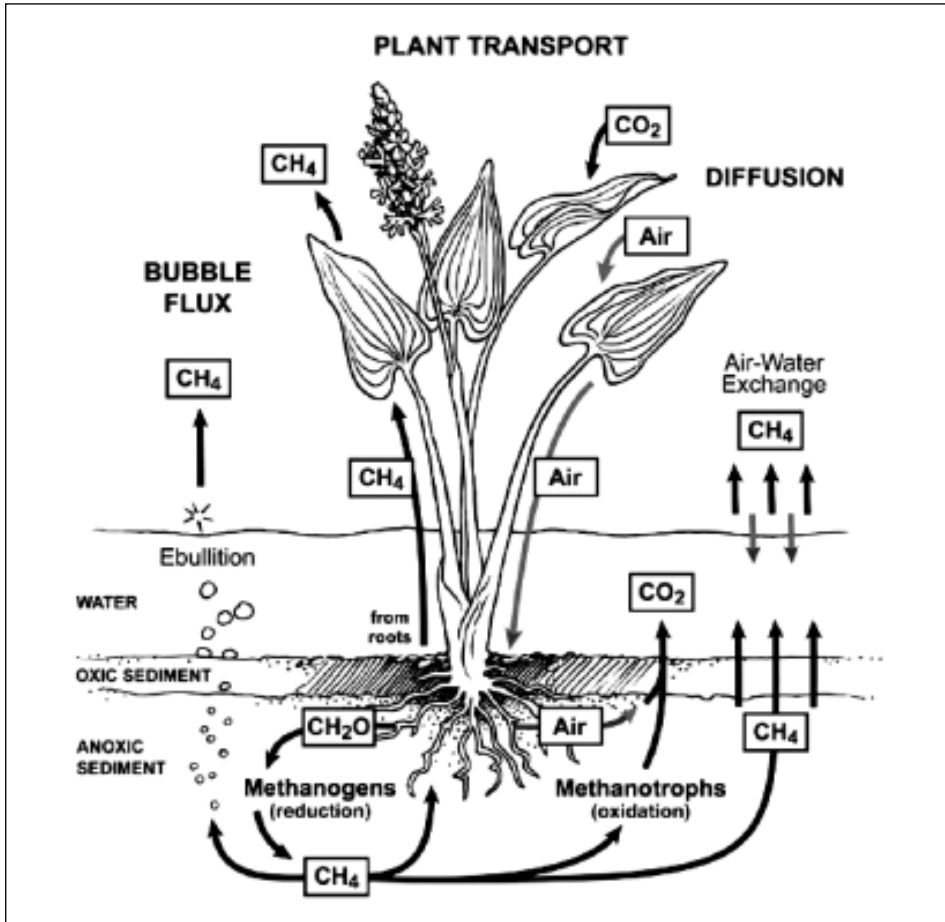


Figura 3: Schematizzazione dei processi di produzione, riossidazione e liberazione di metano all'interfaccia sedimento-acqua-atmosfera secondo Schutz et al. (1991) .

Negli ambienti lentici poco profondi a carico organico sedimentario elevato (paludi, bodri, stagni, lanche) il ciclo di produzione-riosidazione del metano, e allo stesso tempo la sua liberazione in atmosfera, è strettamente legato alla presenza di macrofite radicate emergenti. Il flusso d'aria mediato dal parenchima trasporta grandi quantità di ossigeno alla rizosfera, che sostengono le attività microbiche metanotrofiche; allo stesso modo, la ventilazione interna convoglia direttamente in atmosfera grandi quantità di metano, penetrate per diffusione all'interno delle radici (Colmer, 2003). Il metano prodotto nelle nicchie anossiche della rizosfera, seppur possibilmente di entità minore rispetto a quello prodotto all'interno del sedimento

non vegetato, non ha possibilità di andare incontro ai processi di riossidazione poiché, diffusosi nel parenchima del rizoma, viene veicolato direttamente all'atmosfera.

L'importanza del contributo in termini emissivi delle fasce ripariali delle zone umide è ormai assodato: diversi autori riportano valori relativi a flussi di metano verso l'atmosfera mediati da macrofite emergenti di gran lunga superiori rispetto a quelli misurati sull'acqua libera (Smith & Lewis, 1992; Juutinen et al., 2003; Kankaala et al., 2003; Wang et al., 2006). Numerosi sono gli studi effettuati sulle emissioni da elofite (van der Nat & Middelburg, 1998; Brix et al., 2001; Kåki et al., 2001; Kankaala et al., 2005;) ma pochi sono gli studi condotti finora sulle macrofite a foglia galleggiante ed emergente. Smith e Lewis (1992) furono i primi ad utilizzare un sistema con camera flottante su un letto di *N. lutea*: dallo studio emergono valori di emissione di metano pari a circa $12,6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valore quattro volte maggiore rispetto a quello misurato sull'acqua libera. Dello stesso ordine di grandezza sono i flussi di metano misurati, sempre su *N. lutea*, da Juutinen et al. (2003), pari a $0,4 \text{ mol m}^{-2} \text{ ice free period}^{-1}$, e da Kankaala et al. (2003), pari a $10 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; anche in questi ultimi due casi, la quantità di metano emesso dal lamineto di *N. lutea* è maggiore rispetto a quella attribuibile ai soli processi diffusivi.

Al fine di ottenere dei bilanci ecosistemici più accurati, risultano ancora necessari degli approfondimenti mirati alle emissioni di metano derivanti da tutte le tipologie di vegetazione delle fasce ripariali. Sarà di fondamentale importanza la conoscenza dei processi di equilibrio tra fissazione di carbonio in biomassa e rilascio in atmosfera sottoforma di metano: il bilancio stechiometrico tra i due processi dovrà essere riconsiderato nei termini di bilanci di gas con potere-serra (*sensu* Brix et al., 2001).

Bibliografia

- Barthélemy, M. A. (1874) De la respiration et de la circulation des gaz dans les végétaux. *Ann. Sci. Nat. Bot.*, **19**, 131-175.
- Brix, H., Sorrell, B. K. & Lorenzen, B. (2001) Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or a net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, **69**, 313-324.
- Chanton, J. P., Martens, C. S. & Kelley, C. A. (1989) Gas transport from methane-saturated tidal freshwater and wetland sediments. *Limnology and Oceanography*, **34**, 807-819.
- Colmer, T. D. (2003) Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment*, **26**, 17-36.
- Dacey, J. W. H. (1979) *Gas circulation through the yellow waterlily*. Thesis, Michigan State University, East Lansing.
- Dacey, J. W. H. (1980) Internal winds in water lilies: an adaptation for life in anaerobic sediments. *Science*, **210**, 1017-1019.
- Dacey, J. W. H. (1981) Pressurized ventilation in the yellow waterlily. *Ecology*, **62**, 1137-1147.
- Dacey, J. W. H. (1987) Knudsen-transitional flow and gas pressurization in leaves of *Nelumbo*. *Plant Physiology*, **85**, 199-203.
- Dacey, J. W. H. & Klug, M. J. (1979) Methane efflux from lake sediments through water lilies. *Science*, **203**, 1253-1255.
- Dacey, J. W. H. & Klug, M. J. (1982) Tracer studies of gas circulation in *Nuphar*: $^{18}\text{O}_2$ and $^{14}\text{CO}_2$ transport. *Physiologia Plantarum*, **56**, 361-366.
- Denbigh, K. G. & Raumann, G. (1952) The thermo-osmosis of gases through a membrane. *Proceedings of the Royal Society of London*, **210**, 377-387.
- Dufour, M. L. (1874) Variation de température qui accompagne la diffusion des gaz à travers une cloison de terre poreuse. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat.*, **71**, vol XII, 349-409.
- Dutrochet, M. (1841) Réplique de M. Dutrochet à M. Raffeneau-Delile, au sujet de la respiration du *Nelumbium*. *Ann. Sci. Nat. Ser. II Bot.*, **16**, 335-337.
- Große, W. (1996a) Pressurised ventilation in floating-leaved aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, **54**, 137-150.
- Große, W. (1996b) The mechanism of thermal transpiration (= thermal osmosis). *Aquatic Botany*, **54**, 101-110.
- Große, W. & Mevi-Schutz, W. (1987) A beneficial gas transport system in *Nymphoides peltata*. *American Journal of Botany*, **74**, 947-952.
- Große, W. & Bauch, C. (1991) Gas transfer in floating-leaved plants. *Vegetatio*, **91**, 185-192.
- Große, W., Jovy, K. & Tiebel, H. (1996) Influence of plants on redox potential and methane production in water-saturated soil. *Hydrobiologia*, **340**, 93-99.
- Große, W., Büchel, H. B. & Tiebel, H. (1991) Pressurized ventilation in wetland plants. *Aquatic Botany*, **39**, 89-98.
- Jaynes, M. L. & Carpenter, S. R. (1986) Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology*, **67**, 875-882.
- Jung, J., Cho Lee, S. & Choi, H. (2008) Anatomical patterns of aerenchyma in aquatic and wetland plants. *Journal of Plant Biology*, **51**, 428-439.
- Juutinen, S., Alm, J., Larmola, T., Huttunen, J. T., Morero, M., Martikainen, P. J. & Silvola, J. (2003) Major implication of the littoral zone for methane release from boreal lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, **17**, 1-11.
- Käki, T., Ojala, A. & Kankaala, P. (2001) Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquatic Botany*, **71**, 259-271.
- Kankaala, P., Mäkelä, S., Bergström, I., Huitu, E., Käki, T., Ojala, A., Rantakari, M., Kortelainen, P. & Arvola, L. (2003) Midsummer spatial variation in methane efflux from stands of littoral vegetation in a boreal mesotrophic lake. *Freshwater Biology*, **48**, 1617-1629.

- Kankaala, P., Käki, T., Mäkelä, S., Ojala, A., Pajunen, H. & Arvola, L. (2005) Methane efflux in relation to plant biomass and sediment characteristics in stands of three common emergent macrophytes in boreal mesoeutrophic lakes. *Global Change Biology*, **11**, 145-153.
- Knudsen, M. (1910) Eine Revision der Gleichgewichtsbedingung der Gase. *Thermische Molekularströmung Ann. Physik*, **31**, 205-229.
- Merget, M. A. (1874) Sur la reproduction artificielle des phénomènes de thermo-diffusion gazeuse des feuilles, par les corps poreux et pulvéreux humides. *Comp. Rend.*, **78**, 884-886.
- Mevi-Schutz, W. & Große, W. (1988a) A two-way gas transport system in *Nelumbo nucifera*. *Plant, Cell and Environment*, **11**, 27-34.
- Mevi-Schutz, W. & Große, W. (1988b) The importance of water vapour for the circulating air flow through *Nelumbo nucifera*. *Journal of Experimental Botany*, **39**, 1231-1236.
- Ohno, N. (1910) Über lebhaft Gasausscheidung aus den Blättern von *Nelumbo nucifera*. *Gaertn. Z. Botanik*, **2**, 641-664.
- Raffeneau-Delile, M. (1841) Evidence du mode respiratoire des feuilles de *Nelumbium*. *Ann. Sci. Nat. Ser. II Bot.*, **16**, 328-335.
- Risgaard-Petersen, N. & Jensen, K. (1997) Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. *Limnology and Oceanography*, **42**, 529-537.
- Schröder, P., Große, W. & Woermann, D. (1986) Localization of thermo-osmotically active partitions in young leaves of *Nuphar lutea*. *Journal of Experimental Botany*, **37**, 1450-1462.
- Schutz, H., Schröder, P. & Rennenberg, H. (1991) *Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere*. In: Mooney, H., Holland, E., Sharkey, T. (Eds.), *Trace Gas Emissions from Plants*. Academic Press, pp. 29-64.
- Seago, J. L., Marsh, L. C., Stevens, K. J., Soukup, A., Votrubova, O. & Enstone, D. E. (2005) A re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to aerenchyma. *Annals of Botany*, **96**, 565-579.
- Smith, L. K. & Lewis W. M. (1992) Seasonality of methane emissions from five lakes and associated wetlands of the Colorado Rockies. *Global Biogeochemical Cycles*, **6**, 323-338.
- van der Nat, F. J. W. A. & Middelburg, J. J. (1998) Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany*, **61**, 95-110.
- Wang, H., Lu, J., Wang, W., Yang, L. & Yin, C. (2006) Methane fluxes from the littoral zone of hypereutrophic Taihu Lake, China. *Journal of Geophysical Research*, **111**, 1-8.

Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio di corsi d'acqua alpini: le applicazioni in Valle d'Aosta

Aquatic macrophytes for monitoring alpine rivers and streams: Valle d'Aosta case study

**Rossana Azzollini^{1*}, Daniela Gerbaz¹, Sara Isabel¹,
Luciana Vicqu ry¹, Maria Rita Minciardi², Gian Luigi Rossi² &
Concita Daniela Spada²**

¹ ARPA, Valle d'Aosta, Localit  Grande Charrière 44,, 11020 Saint-Christophe (AO)

² CR ENEA, Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura,
Strada per Crescentino 41, 13040 Saluggia (VC)

*r.azzollini@arpa.vda.it

Riassunto

A partire dal 2006, con il recepimento della Direttiva 2000/60/CE si   posta la necessit , anche in Italia, di utilizzare la comunit  a macrofite acquatiche per il monitoraggio dei corsi d'acqua. A partire dal 2004, l'ARPA Valle d'Aosta e la Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura dell'ENEA di Saluggia hanno dato inizio all'uso sperimentale della comunit . Nel 2008   iniziata, ed   ancora in corso, una seconda fase di caratterizzazione della comunit  nell'ambito del reticolo idrografico della regione su scala pi  ampia. A valle della conclusione del processo di tipizzazione, sono state individuate prioritariamente 14 stazioni di monitoraggio nell'ambito di tutte le tipologie fluviali presenti. Per alcune tipologie   stato possibile individuare siti di riferimento, per tutte le altre sono state scelte prioritariamente stazioni di riferimento o comunque caratterizzate da presumibile buona integrit , sulla base dell'analisi delle pressioni. Le attivit , in corso anche per tutto il 2009, hanno gi  condotto ad alcuni risultati che dimostrano la diffusa presenza della comunit  in ambito alpino e la rilevanza delle informazioni che tale comunit  pu  apportare nell'ambito di un sistema di valutazione integrato dello stato ecologico nei territori alpini in relazione ad altre comunit . Le indagini condotte hanno consentito anche una prima caratterizzazione delle comunit  presenti nei corsi d'acqua della Valle d'Aosta.

Parole chiave: macrofite acquatiche, indici macrofitici, Valle d'Aosta, WFD

Abstract

Since 2006, the enforcement of Water Frame Directive in Italy made necessary the evaluation of aquatic macrophytes community for monitoring running waters. Since 2004 Environmental Protection Agency of Valle d'Aosta and the Department of Environmental Biology of ENEA started a collaboration aimed at using macrophyte community in a testing study. In 2008 a second step of macrophytes characterization has been extended at regional level and is still in progress. At the end of process of water bodies typization and identification 14 monitoring sites, representative of each typology, were identified for the investigation of all biological quality elements. Reference sites were found only for some of the river typologies and when they were lacking, sites estimated as in "good ecological status", on the ground of a basin pressure analysis, were used in place of them. Monitoring activities carried out in 2009 resulted in both detecting a widespread presence of macrophytes communities in alpine riverine systems and information on the running waters ecological status well integrating those coming from the study of other fluvial communities. Our work made possible also a first characterization of aquatic macrophyte communities in Valle d'Aosta.

Keywords: aquatic macrophytes, macrophytes indices, Valle d'Aosta, FWD

Introduzione

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi taxa vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e l'essere rinvenibili nelle acque dolci superficiali. Le macrofite comprendono molte angiosperme, qualche pteridofita, numerose briofite, numerose alghe, qualche lichene (Newman et al., 1997; AFNOR, 2003; CEN, 2003; Minciardi et al., 2003; APAT, 2007).

La comunità a macrofite acquatiche è compresa tra gli elementi di qualità biologica individuati dalla Direttiva 2000/60/CE e deve, quindi, essere indagata nell'ambito di routinari piani di monitoraggio; tale comunità è, peraltro, ampiamente utilizzata quale comunità indicatrice, già da diversi anni, in molti paesi europei (Newman et al., 1997; Haury et al., 2000; AFNOR, 2003; Schneider & Melzer, 2003; Meilinger et al., 2005).

La gran parte degli indici macrofitici formalizzati ed utilizzati in Europa è prioritariamente finalizzata alla valutazione dello stato trofico del corso d'acqua indagato; tali indici, anche se sostanzialmente non conformi a quanto richiesto dalla Direttiva, comunque consentono di stimare un parametro fondamentale per la caratterizzazione degli ecosistemi delle acque correnti superficiali. Il processo di applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia sta comportando un complesso percorso di

caratterizzazione delle comunità macrofite di riferimento nelle diverse tipologie fluviali e di individuazione di metriche idonee alla valutazione della comunità.

In Valle d'Aosta, l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA VdA) e la Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura dell'ENEA di Saluggia collaborano sin dal 2004 nella sperimentazione di indici macrofitici. Sin dall'inizio le indagini sulla comunità macrofitica hanno avuto come obiettivi prioritari la caratterizzazione delle cenosi nonché la verifica dell'applicabilità di metriche e indici macrofitici europei in ambito alpino, sia in corsi d'acqua da scorrimento sia glaciali. In particolare, è sembrato rilevante valutare l'effettiva presenza di una comunità bioindicatrice sufficientemente strutturata in ambito alpino.

La collaborazione tra ARPA Valle d'Aosta ed ENEA, partita sul bacino campione dell'Ayasse, si è estesa successivamente, a partire dal 2008, nell'ambito di un progetto integrato che ha riguardato l'applicazione della Direttiva 2000/60/CE nei corsi d'acqua nel suo complesso: dal processo di tipizzazione e definizione dei corpi idrici (Decreto 16 giugno 2008, n.131) all'individuazione dei siti di riferimento, sino al campionamento e monitoraggio delle comunità costituenti gli elementi biologici di qualità ambientale secondo quanto stabilito dai protocolli nazionali (APAT, 2007).

Sono stati individuati 209 corpi idrici, riferibili alle tipologie molto piccolo glaciale, molto piccolo da scorrimento, piccolo glaciale, piccolo da scorrimento, medio glaciale, grande glaciale.

Materiali e metodi

Nella primavera del 2008, a valle del processo di tipizzazione e definizione dei corpi idrici sono state individuate 14 stazioni di campionamento (Fig. 1).

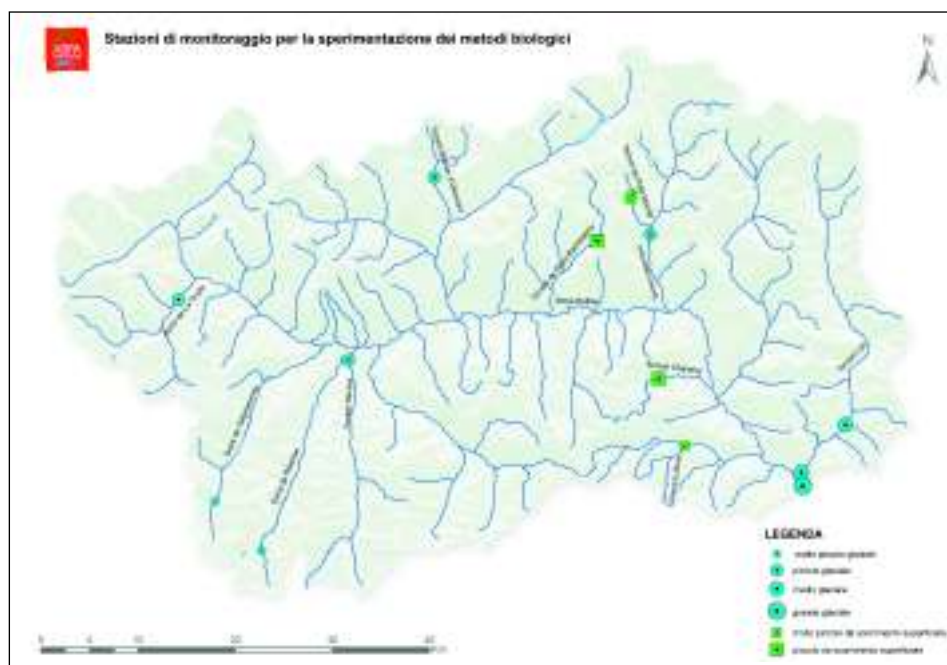


Figura 1: Stazioni di campionamento.

Le stazioni sono state individuate prioritariamente in funzione della necessità di rappresentare tutte le tipologie fluviali presenti nel territorio regionale e di poter utilmente contribuire alla caratterizzazione delle comunità di riferimento. Per alcune tipologie fluviali è stato possibile individuare siti di riferimento, per tutte le altre sono state scelte prioritariamente stazioni caratterizzate dalla presenza di pressioni antropiche il più possibile contenute. Secondariamente rispetto ai criteri enunciati, si è scelto di privilegiare anche stazioni definibili come “critiche” in quanto, pur soggette a pressioni soprattutto di natura idromorfologica anche significative, sono caratterizzate da dati pregressi, relativi al monitoraggio effettuato ai sensi del Dgls. 152/99 e s.m.i., indicanti uno stato di qualità “buono”; è sembrato, infatti, rilevante verificare le potenzialità di valutazione della comunità delle macrofite acquatiche in tali situazioni.

Per la tipologia “molto piccolo glaciale” sono state individuate 2 stazioni: sulla Dora di Rhemes (2200 m s.l.m.), sulla Dora di Valgrisenche (2010 m s.l.m.). Le 4 stazioni riferite alla tipologia “piccolo glaciale” sono localizzate in corrispondenza dei torrenti Dora di La Thuile (1260 m s.l.m.), Buthier d’Ollomont (1450 m s.l.m.), Savara (710 m s.l.m.) e Marmore (1030 m s.l.m.). Per la tipologia “molto piccolo da

scorrimento” sono state individuate 3 stazioni: una sul Torrent Du Bois (1170 m s.l.m.) e due sul Torrent Petit Monde (1930-20 m s.l.m.). Le 2 stazioni rappresentative della tipologia “piccolo da scorrimento” sono state individuate sul Torrent Saint Bartelemy (1660 m s.l.m.) e sul Torrent Chalamy (1275 m s.l.m.).

Per le tipologie “medio glaciale” e “grande glaciale” non è stato possibile individuare stazioni esenti da impatti, sia a causa della diffusa presenza di captazioni idroelettriche sia per l’elevata antropizzazione che caratterizza soprattutto il medio corso della Dora Baltea. Le stazioni relative alla tipologia medio glaciale sono sul Lys, a quota 320 e 700 m circa, mentre per la tipologia grande glaciale è stata individuata una sola stazione sulla Dora Baltea a quota 290 m, praticamente al confine regionale in prossimità di Carema.

I campionamenti, nel corso del 2008, sono stati condotti, anche in ragione delle caratteristiche climatiche della Valle d’Aosta, effettuando un unico campionamento nel periodo compreso tra luglio e settembre.

Le modalità di campionamento utilizzate, conformi alla norma UNI EN 14184:2004 CEN ed al protocollo nazionale di campionamento (APAT, 2007), sono già state applicate in ambito alpino in precedenti ricerche (Minciardi et al., 2003) e, in particolare, nel territorio regionale in precedenti sperimentazioni pilota (ARPA VdA, 2006) e sono di consolidata applicazione, ormai, su tutto il territorio nazionale. Tale metodologia di campionamento è conforme, peraltro, alla totalità degli indici macrofitici in uso in Europa.

In ciascuna delle stazioni di campionamento è stato indagato un tratto di corso d’acqua compreso tra 50 e 100 m in relazione all’ampiezza dell’alveo bagnato. Nel corso del rilievo si è provveduto alla raccolta di campioni di tutte le macrofite presenti ed all’attribuzione di percentuali di copertura a ciascun *taxon*. Contestualmente sono stati rilevati 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, ossigeno disciolto e percentuale di saturazione dell’ossigeno. In tutte le stazioni, inoltre, sono stati prelevati campioni d’acqua sui quali è stata condotta, presso i laboratori di ARPA VdA, la determinazione di parametri chimici quali: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , 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). Le alghe sono state determinate al genere, come usual-

mente richiesto dai protocolli di applicazione dei vari indici macrofitici, secondo Bourrelly (1966) e John et al. (2005).

Sulla base di studi precedentemente condotti in altre regioni italiane (Azzollini et al., 2003; Minciardi et al., 2003, 2005; Morgana et al., 2005; Abati, 2008; Mezzotero et al., 2009) si è scelto di utilizzare tre indici macrofitici tra quelli più diffusi in ambito europeo: il Trophyc Index Macrophytes TIM (Schneider & Melzer, 2003), il Mean Trophyc Rank MTR (Newman et al., 1997) e l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière IBMR (AFNOR, 2003). Si tratta di tre indici finalizzati alla valutazione dello stato trofico che si fondano su cospicue liste di taxa indicatori con buona applicabilità anche in Italia. L'Indice Biologique Macrophytique en Rivière IBMR (AFNOR, 2003) comprende una lista di 210 taxa indicatori e la metodologia consente di classificare la stazione in termini di livello trofico, secondo cinque livelli di trofia (Molto Lieve, Lieve, Media, Elevata, Molto Elevata) (Haury et al., 2006).

Il Mean Trophyc Rank MTR (Newman et al., 1997) comprende una lista di circa 150 taxa indicatori; tale metodologia non consente direttamente la classificazione della stazione ma solo una valutazione del livello del rischio di eutrofizzazione a cui è soggetto il corpo idrico in cui si trova la stazione (stazioni non tendenti all'eutrofia, stazioni a rischio eutrofia, stazioni fortemente compromesse in senso eutrofico).

Il Trophyc Index Macrophytes (Schneider & Melzer, 2003) comprende una lista di circa 50 taxa indicatori suddivisi tra Charophytae, Briophytae e Angiospermae con coefficienti di tolleranza rispetto ad elevati livelli di trofia compresi tra 1 (stato trofico oligotrofico) e 4 (stato trofico ipertrofico).

Risultati

Le indagini condotte hanno portato ad una flora censita di 56 taxa dei quali 20 generi algali, 23 specie di muschi, 2 specie di epatiche, 3 specie di pteridofite e 8 specie di angiosperme.

Nella quasi totalità delle stazioni considerate la comunità è costituita esclusivamente da alghe e briofite. Le alghe si presentano con una copertura più consistente rispetto alle briofite, che sono rappresentate quasi esclusivamente da muschi, tuttavia questi ultimi sono presenti con un numero maggiore di taxa. Tra le alghe, i taxa più frequentemente rinvenuti sono il genere *Oscillatoria* tra le Cyanophyceae, *Hydrurus foetidus* per le Chrysophyceae; tra le alghe verdi il genere più presente è risultato *Ulothrix*. Tra le alghe rosse i generi più frequenti sono *Adouinella* e *Lemanea*.

Le specie muscinali che sono state rinvenute con maggiore frequenza e che sono caratterizzate da classi di copertura più abbondanti sono state *Hygrohypnum luridum*, *Palustriella commutata*, *Palustriella falcata* e *Platyhypnidium riparioides*, ma è frequente anche *Cratoneuron filicinum*.

Le fanerogame sono presenti solo molto sporadicamente e la specie più frequente è *Agrostis stolonifera*.

La comunità macrofittica è risultata presente in tutte le stazioni di campionamento anche se in corrispondenza delle stazioni riferibili alla tipologia “medio glaciale” ha raggiunto valori molto bassi. Come prevedibile nelle tipologie “da scorrimento” le percentuali di copertura sono maggiori rispetto alle tipologie “glaciali”. La comunità macrofittica raggiunge coperture totali del 25 % nelle stazioni “piccolo da scorrimento” e del 45 % nelle stazioni “molto piccolo da scorrimento”. Nelle stazioni “molto piccolo glaciali” la copertura è circa del 10 %, in quelle “piccolo glaciali” la copertura raggiunge il 15 %. Nelle stazioni riferite alla tipologia “medio glaciale” la comunità presenta valori di copertura molto bassi (inferiori al 5 %). Nella stazione appartenente alla tipologia “grande glaciale” la copertura è del 30 %, quasi esclusivamente riferibile a taxa algali ubiquitari e piuttosto tolleranti.

Riguardo gli indici macrofittici è stata verificata, in primo luogo, l'applicabilità degli indici stessi. Tale valutazione è stata effettuata in funzione del raggiungimento di soglie di abbondanza riferite alla comunità indicatrice (in termini di copertura dei taxa indicatori rispetto alla copertura complessiva della comunità e in termini di numero di taxa indicatori rispetto al complesso dei taxa totali) (Minciardi et al., 2003; Mezzotero et al., 2009; Minciardi et al., in stampa-a). Sulla base del raggiungimento di tali soglie, gli indici IBMR, TIM e MTR sono stati ritenuti applicabili o no ed i risultati derivanti dall'applicazione degli Indici sono stati ritenuti affidabili o non affidabili.

L'indice TIM nella totalità delle stazioni considerate è risultato inapplicabile, in ragione della bassissima percentuale di taxa indicatori presenti nell'ambito delle comunità indagate. L'indice MTR è risultato totalmente applicabile in un'unica stazione (su 14) appartenente alla tipologia “piccolo glaciale” (Dora di La Thuile). L'indice MTR ha, poi, dato risultati solo parzialmente affidabili in altre 6 stazioni su 14: tali stazioni sono tutte “da scorrimento” ad esclusione della stazione posta sul torrente Marmore. In corrispondenza delle stazioni in cui è stata attribuita all'MTR solo un'affidabilità parziale, pur in presenza una comunità caratterizzata da coperture soddisfacenti (ampiamente > 5 %), la percentuale di taxa indicatori sul numero di taxa totali presenti non supera mai il 30 %.

Nell'unica stazione in cui è totalmente applicabile, il valore assunto dall'indice MTR indica per tale stazione un rischio di eutrofizzazione seppur limitato. In corrispondenza delle stazioni "da scorrimento" in cui l'MTR conduce a dati solo scarsamente affidabili ovvero: Torrent du Bois, Petit Monde (sia stazione a roccia e massi sia stazione a ciottoli), Chalamy, Saint-Barthélémy, si riscontrano comunque risultati che conducono a classificare le stazioni come non a rischio di eutrofizzazione. Da ultimo, in corrispondenza della stazione posta sul torrente Marmore, i risultati ottenuti indicherebbero comunque un stazione ad elevato rischio di eutrofizzazione.

L'IBMR risulta totalmente applicabile in tutte le stazioni "da scorrimento". In corrispondenza delle stazioni "glaciali" l'eventuale inapplicabilità/affidabilità è legata non a limiti dell'indice ma all'esigua copertura raggiunta dalla comunità macrofitica nella stazione; nelle stazioni localizzate sul Buthier (piccolo glaciale) e alla foce del Lys (medio glaciale), infatti, la copertura della comunità non raggiunge il 5% ma tutti i taxa presenti sono taxa indicatori per l'IBMR. Analogamente, la non totale affidabilità del risultato da riferire alle stazioni poste sul Lys a Lillianes (medio glaciale) e sul Savara (piccolo glaciale) è da imputare, eventualmente, all'esiguità della comunità macrofitica rilevata (copertura del 5%) e due soli taxa presenti.

L'applicazione dell'IBMR conduce ad attribuire tutte le stazioni appartenenti alle tipologie "molto piccolo da scorrimento" e "molto piccolo glaciale" ad un livello di trofia molto lieve. La stazione sullo Chalamy, "piccolo da scorrimento", viene classificata dall'IBMR come a trofia lieve. Le stazioni del tipo "piccolo glaciale" sono tutte da attribuire ad un livello a trofia lieve; ad eccezione della stazione posta sul torrente Marmore classificabile come a trofia forte. Risulta a trofia forte anche la stazione sulla Dora Baltea. La stazione riferibile alla tipologia "medio glaciale", sul Torrente Lys a Lillianes, è attribuita dall'IBMR ad un livello di trofia medio.

I risultati derivanti dall'applicazione dell'IBMR possono essere elaborati anche alla luce di quanto recentemente proposto relativamente all'uso dell'IBMR quale metodo nazionale per la classificazione dei corsi d'acqua (Minciardi et al., 2009; Minciardi et al., in stampa-b). A tale scopo, le diverse tipologie fluviali presenti nel territorio nazionale sono state raggruppate in "macrotipi fluviali" sulla base di una suddivisione in aree geografiche (Alpina, Centrale e Mediterranea) e delle risultanze del processo di tipizzazione (Buffagni et al., 2006). Per ciascun macrotipo fluviale sono stati individuati valori di IBMR di riferimento e per ciascuna area geografica sono stati individuati limiti di EQR che consentono la classificazione delle stazioni (Minciardi et al., in stampa-b). In particolare, relativamente ai corsi d'acqua presi in considerazione nell'ambito di questa sperimentazione è possibile fare riferimento a 3

macrotipi fluviali: (Aa) piccolo e molto piccolo alpino, (Ab) medio alpino, (Cc) grande e molto grande centrale rispettivamente caratterizzati dai valori di IBMR di riferimento 14,5, 14, 10,5.

Effettuando il calcolo dell'IBMR per le stazioni censite si evidenzia come la grande maggioranza delle stazioni appartiene alla classe di qualità elevata; viene attribuita la classe di qualità buono alla stazione posta più a monte sul Lys; infine, alla stazione sul torrente Marmore viene attribuito il livello di qualità sufficiente (Tab. I).

Tabella I: Tabella riassuntiva dei dati acquisiti nel corso della campagna di studio.

Corso d'acqua	Quota	Tipologia	Azoto ammoniacale (mg/l)	Livello LIM	Azoto nitrico (mg/l)	Livello LIM	Fosforo totale (µg/l)	Livello LIM	Fosforo PO ₄ (µg/l)	Livello Trofia (Dir.91/676/CEE)	Valore IBMR	Livello trofia IBMR	Stato Ecologico	IBMR di riferimento	EQR
Doire de Rhemes	2200	molto piccolo glaciale	< 0,01	I	0,18	I	< 10	I	68	Ultra-oligotrofo	13	II	elevato	14,5	0,89
Doire de Valgrisenche	2010	molto piccolo glaciale	< 0,01	I	0,13	I	46	I	99	Ultra-oligotrofo	15,18	I	elevato	14,5	1,07
T.Buthier d'Ollomont	1450	piccolo glaciale	< 0,01	I	0,19	I	14	I	70	Ultra-oligotrofo				14,5	
Doire de La Thuile	1260	piccolo glaciale	0,12	III	0,18	I	90	II	134	Oligotrofo	13,78	II	elevato	14,5	0,95
Torrent Marmore	1030	piccolo glaciale	0,03	I	1,91	III	218	III	30	Oligotrofo	9,6	IV	sufficiente	14,5	0,66
Torrent Savara	710	piccolo glaciale	< 0,01	I	0,24	I	32	I	67	Ultra-oligotrofo	13,43	II	elevato	14,5	0,92
Torrent Lys-Lillianes	700	medio glaciale	< 0,01	I	0,46	II	25	I	86	Ultra-oligotrofo	10,75	III	buono	14	0,76
Torrent Lys-Foce	320	medio glaciale	< 0,01	I	0,33	I	44	I	0	Oligotrofo				14	
Doire Baltée	290	grande glaciale	0,05	I	0,58	II	37	I	0	Oligotrofo	9,08	IV	elevato	10,5	0,93
Torrent Petit Monde	1930	molto piccolo da scorrimento	< 0,01	I	0,22	I	< 10	I	75	Ultra-oligotrofo	16,79	I	elevato	14,5	1,15
Torrent Petit Monde	1920	molto piccolo da scorrimento	< 0,01	I	0,22	I	< 10	I	75	Ultra-oligotrofo	13,82	II	elevato	14,5	0,95
Torrent du Bois	1170	molto piccolo da scorrimento	< 0,01	I	0,53	II	< 10	I	69	Ultra-oligotrofo	15,59	I	elevato	14,5	1,07
Torrent Saint-Barthélemy	1660	piccolo da scorrimento	< 0,01	I	0,26	I	< 10	I	73	Ultra-oligotrofo	15,93	I	elevato	14,5	1,09
Torrent Chalamy	1275	piccolo da scorrimento	< 0,01	I	0,34	II	< 10	I	69	Ultra-oligotrofo	13,76	II	elevato	14,5	0,94

Discussione e conclusioni

Le indagini compiute confermano l'efficienza delle modalità di campionamento utilizzate e, soprattutto, la diffusa presenza della comunità indicatrice anche in ambito alpino, anche laddove importanti fattori ambientali limitanti agiscono sulla comunità biondicatrice caratterizzandone fortemente la struttura e la composizione. Sebbene la velocità della corrente, la forte turbolenza, l'azione meccanica esercitata dai solidi in sospensione possano essere estremamente violente, laddove siano presenti substrati stabili in rapporto alla velocità della corrente, le comunità costituite da muschi ed alghe, adattati a condizioni ambientali estreme, comunque si insediano.

Nelle stazioni indagate, a parte alcuni generi algali ad ampia diffusione e spesso a distribuzione ubiquitaria quali *Ulothrix* ma anche *Oscillatoria*, i muschi e le alghe risultati più frequenti sono stati quelli tipici di ambienti acquatici montani e pedemontani caratterizzati da acque fredde e, soprattutto velocemente correnti. La comunità si insedia più facilmente nelle tipologie a scorrimento superficiale rispetto a quelle glaciali, probabilmente in ragione dell'elevata torbidità che caratterizza tali corsi d'acqua. La torbidità agisce sia in termine di abrasione sul corpo vegetativo sia limitando la luminosità in acqua; le briofite acquatiche sono comunque meglio adattate a sopravvivere in ambienti a bassa luminosità rispetto alle piante vascolari (Glime, 2006). Tra i muschi rinvenuti con maggiore frequenza vi sono muschi reofili quali *Hygrohypnum luridum* e *Platyhypnidium riparioides*, specie estremamente robuste che presentano tolleranza sia all'azione meccanica sia alla frequente alternanza di sommersione ed emersione. Nelle stazioni indagate sono frequenti anche *Palustriella falcata*, *Palustriella commutata* e *Cratoneuron filicinum* che possono essere considerati generi emergenti semi acquatici spesso non completamente sommersi. Nelle stazioni "molto piccolo glaciale" e "piccolo glaciale", i muschi rinvenuti con maggior frequenza sono *Palustriella commutata* e, tra i muschi reofili, *Platyhypnidium riparioides*.

Le alghe sono gli organismi a maggior diffusione. Tra le alghe azzurre il genere più frequente è *Oscillatoria*. Le alghe azzurre si sono rinvenute in condizioni ambientali molto severe come i massi e le rocce nelle stazioni d'alta quota a tipologia glaciale, in ambiti sottoposti a brusche variazioni di portata ma anche a un intenso irraggiamento. Altri taxa censiti con elevata frequenza e copertura sono *Hydrurus foetidus*, che predilige acque fredde e impetuose e che si è rinvenuto con frequenza elevatissima nei corsi d'acqua "molto piccoli" e "piccoli" glaciali e *Ulothrix* un genere cosmopolita molto frequente anche nelle acque di torrenti a flusso turbolento (John et al., 2005). Tra le alghe rosse sono dominanti i generi *Audouinella* e *Lema-*

nea ma è presente anche *Bathrachospermum*: si tratta comunque di generi che prediligono acque fredde che si riscontrano con maggiore frequenza nei corsi d'acqua "molto piccoli" e "piccoli" da scorrimento.

Tra gli indici macrofitici applicati il TIM è risultato totalmente inadeguato alla caratterizzazione e valutazione delle stazioni indagate. Questo indice, in effetti, si basa su una lista esigua di taxa indicatori che esclude totalmente briofite e alghe ad eccezione delle Characeae. L'MTR ha dimostrato un'applicabilità molto limitata che probabilmente è da mettere in relazione allo scarso numero di alghe e, secondariamente, di briofite che considera quali taxa indicatori. L'IBMR, invece, ha dimostrato anche in ambito alpino un'ottima applicabilità; nelle stazioni in cui il risultato non è ritenuto affidabile ciò non è dovuto a limiti dell'indice ma all'esiguità della copertura della comunità indicatrice.

La maggior parte delle stazioni è classificata dall'IBMR come a trofia lieve (II) o molto lieve (I); tale risultato conferma la complessiva integrità delle stazioni indagate; è interessante notare come proprio in corrispondenza delle stazioni scelte in quanto "critiche", laddove la comunità sia presente (Dora Baltea e Torrente Marmore) l'IBMR conduce a classificare le stazioni ad un livello di trofia elevato. È utile confrontare i risultati derivanti dall'applicazione di indici macrofitici trofici con quanto si evince dall'esame dei parametri chimici relativi ai nutrienti (azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale, fosforo come ortofosfato). I valori rinvenuti nelle stazioni in studio per tali parametri sono quasi tutti sotto la soglia definita per il livello I (stato elevato) per il calcolo del LIM (D.Lgs. 152/99). Per la stazione sul Marmore i valori relativi al fosforo totale e azoto nitrico sono, invece, al III Livello del LIM e per la stazione sulla Dora di La Thuile il valore relativo all'azoto ammoniacale è al III livello, mentre il fosforo totale raggiunge un II livello del LIM. Infine, per il solo parametro azoto nitrico raggiungono un II livello del LIM le stazioni sul Lys a Lilliannes, sul Torrent du Bois, sul Torrent Chalamy e sulla Dora Baltea a Carema.

Le stazioni oggetto della presente sperimentazione sono state classificate secondo una ulteriore metodica per la valutazione dello stato trofico, sulla base della richiesta, pervenuta dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio nel corso del 2009, di invio dati sulla classificazione trofica dei corpi idrici superficiali (laghi e fiumi) (Direttiva 91/676/CEE). Poiché la normativa non indica nessun indice trofico per il calcolo della classe di trofia, ARPA Valle d'Aosta ha deciso di utilizzare il sistema di classificazione proposto dalla Francia nel documento "*Status and trends of aquatic environment and agricultural practice – Development guide for Member States' reports*" (2008). Applicando questa classificazione tutte le stazioni indagate risultano

ultraoligotrofe ed oligotrofe, anche le stazioni Dora Baltea–Carema e Torrente Marmore-Antey (Tab. I).

Sembra che l'IBMR, quindi, permetta di valutare in maniera molto precisa lo stato trofico che in effetti è da intendere in termini di intensità di produzione primaria (DIN 4049, 1990) ed è, perciò, valutabile correttamente solo attraverso l'esame di una comunità autotrofa rappresentativa per l'ecosistema. La concentrazione di nutrienti non è, infatti, il solo dato che determina lo stato trofico delle acque correnti, sono determinanti anche la luminosità e la velocità della corrente. La funzionalità della comunità macrofita in tal senso è talmente consolidata che, anche a valle del recepimento della Direttiva Acque, molti stati europei hanno adottato nuovi Indici macrofitici trofici da utilizzare congiuntamente agli indici macrofitici di stato ecologico (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger et al., 2005; Pall & Moser 2006).

Il calcolo dell'RQE_IBMR conduce alla classificazione delle stazioni indagate e conferma la qualità solo sufficiente attribuibile alla stazione posta sul torrente Marmore mentre pone, comunque, la Dora Baltea a Carema in stato elevato.

Le indagini condotte in questo progetto di sperimentazione hanno avuto come ulteriore obiettivo dare un contributo alla definizione delle condizioni di riferimento per la metrica IBMR, proposta come una metrica di valutazione dello stato ecologico, ai sensi della Direttiva 2000/60 /CE (Minciardi et al., 2009; Minciardi et al., in stampa-b).

Sebbene l'IBMR abbia dimostrato buona applicabilità ed efficienza e benché sembri utile impiegare l'RQE_IBMR, ora metrica ecologica nazionale, quale indice di stato ecologico valutando la distanza dello stato trofico rinvenuto rispetto allo stato trofico atteso, sembra importante definire metodologie più articolate che prendano in considerazione diverse metriche di valutazione ecologica.

Bibliografia

- Abati, S. (2008) *Macrofite acquatiche come bioindicatori di qualità. Applicazioni ai canali irrigui dell'Agro Pontino*. Tesi di laurea. Anno Accademico 2006/2007. Università della Sapienza, Roma, 126 pp.
- 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
- ARPA Valle d'Aosta (2006) Terza Relazione sullo Stato dell'Ambiente in Valle d'Aosta. 270 pp.
- 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.
- Bourrelly, P. (1966) *Les algues d'eau douce*. Éditions N. Boubée & Cie. Tome I-II-III.
- CEN (2003) *Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water*. EN 14184: 14pp.
- Buffagni, A., Munafo, 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*, (1), 2-19.
- DIN (1990) *Hydrologie: Begriffe der Gewässerbeschaffenheit*. NA-119-02-AA-4049-2, 68pp.
- Glime J. M. (2006) *Bryophyte Ecology*. Physiological Ecology, Volume 1, Ebook sponsored by Michigan Technological University and International Association of Bryologists. Accessed at: <http://www.bryocol-mtv.edu/>
- Hauray, J., Peltre, M. C., Muller, S., Thiébaud, 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 & CREUM. Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie, 101 pp.
- Hauray, J., Peltre, M. C., Tremolieres, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutatre, A., Laplace-Treytoure, 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.
- John, D. M., Whitton, B. A. & Brook, A. J. (2005) *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, 702 pp.
- 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 Trentini di Scienze Naturali*, 86, 23-31.
- Minciardi, M. R., Azzollini, R. & Spada C. D. (in stampa-a) Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive. *Biologia Ambientale*.
- 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., Azzollini, R. & Betta, G. (2003) *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Provincia di Torino, Torino, 64 pp.

- Minciardi, M. R., Spada, C. D., Rossi, G. L., Angius, R., Orrù, G., Mancini, L., Pace, G., Marcheggiani, S. & Puccinelli, C. (2009) *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle Macrofite acquatiche*. Rapporto Tecnico ENEA RT/2009/23/ENEA, 35pp.
- Minciardi, M. R., Spada, C. D., Rossi, G. L., Angius, R. & Orrù, G. (in stampa-b) *Prima individuazione delle condizioni di riferimento relative alla comunità delle macrofite acquatiche per la classificazione dei corsi d'acqua ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque*. Rapporto Tecnico ENEA.
- Morgana, J., Betta, G., Minciardi, M. R., Prato, S., Rosa, S. & Naviglio, L. (2005) La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*, 24(1-2), 21-32.
- 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.
- Pall, K. & Moser, V. (2006) *Work instruction rivers*. A4-01a Quality element makrophytes: fieldwork, sampling, re-appraisal of samples and assessment, 44 pp.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricole, 3 voll.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003) The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. of Hydrobiol.*, 88, 49-67.
- 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.

***Le macrofite come indicatori biologici
per la valutazione della qualità
del bacino del fiume Stella
(Friuli Venezia Giulia, Nord-Est Italia)***

***Macrophytes as biological indicators
for the Stella river basin quality evaluation
(Friuli Venezia Giulia, Nord-Est Italia)***

Michela Tomasella*, Elisabetta Pizzul & Elisa Zanut

Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Trieste, Via L. Giorgieri 5-9-10, 34127 Trieste

*michela.tomasella@gmail.com

Riassunto

Dall'entrata in vigore della Direttiva 2000/60/CE e del D.Lgs. 152/06, che recepisce la Direttiva europea in Italia, le macrofite acquatiche sono state considerate, per la prima volta, tra gli elementi biologici utili per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali. La composizione e l'abbondanza delle comunità vegetali forniscono, infatti, interessanti informazioni sullo stato dell'ecosistema fluviale, che possono essere sintetizzate tramite l'applicazione di un indice. Nell'ambito di uno studio condotto nel bacino del fiume Stella, si è quindi ritenuto interessante applicare alcuni indici macrofitici in uso in diversi Paesi europei: Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR), Mean Trophic Rank (MTR), Reference Index (RI) e Macrophyte Index Scheme (MIS). L'applicazione di IBMR ha permesso di rilevare una trofia medio-elevata, sia nel periodo primaverile che in quello tardo-estivo. MTR ha evidenziato un'omogeneità nella classificazione, collocando generalmente tutte le stazioni nella fascia intermedia di giudizio, mentre l'applicazione di RI ha evidenziato in tutte soltanto una leggera deviazione dalla tipologia di riferimento. Anche l'applicazione di MIS ha espresso giudizi uniformi. Confrontando i diversi risultati è stato rilevato che, nell'ambiente indagato, l'indice più adatto per la valutazione dello stato ecologico è l'IBMR.

Parole chiave: macrofite, qualità biologica, fiume Stella, indici macrofitici

Abstract

Macrophytes are considered as biological elements for the evaluation of the ecological status of freshwater thanks to the Water Framework Directive, transposed in Italy by D.Lgs 152/2006. Composition and abundance of the plant communities observed in the river ecosystem give relevant information that can be synthesized through mathematic indices. The aim of this work is to illustrate the experimental application of macrophyte-based indices for the biological quality evaluation of the Stella River. In this study we present the application of four european indices: Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR), Mean Trophic Rank (MTR), Reference Index (RI) and Macrophyte Index Scheme (MIS). The results indicate that IBMR is the most proper index for the evaluation of the biological quality of the basin of the Stella River.

Keywords: macrophytes, biological quality, Stella river, macrophyte-based indices

Introduzione

Il presente contributo è parte di un ampio progetto, iniziato nel 2007, che prevede la valutazione della qualità ambientale del bacino del fiume Stella tramite l'analisi delle comunità macrofittiche, ittiche e macrozoobentoniche. Le macrofite acquatiche sono un gruppo definito su base ecologica, che comprende comunità che variano in funzione delle diverse condizioni biotiche ed abiotiche dell'ecosistema acquatico (Haslam, 1997). Questo gruppo comprende organismi sensibili ai disturbi ambientali, ai quali risponde tramite cambiamenti della composizione tassonomica e dell'abbondanza. A differenza di altri bioindicatori presenti nelle acque, le macrofite forniscono informazioni su tutti i comparti del sistema fluviale, le idrofite radicate interessano infatti sia il substrato che l'acqua e registrano le condizioni ambientali in un periodo considerevole, in relazione al lungo tempo di generazione.

Le macrofite acquatiche sono state inserite tra gli elementi biologici per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua dalla Direttiva 2000/60/CE, recepita in Italia dal D.Lgs. 152/06. Prima di essere riconosciute in normativa erano già parte integrante di piani di biomonitoraggio in Inghilterra ed Irlanda, dove da molto tempo vengono analizzate le variazioni della composizione ed abbondanza delle macrofite acquatiche in relazione al carico organico di un corso d'acqua (Caffrey, 1987; Holmes, 1999). Negli ultimi anni, anche in altre realtà europee, diversi sono gli studi svolti sulla componente vegetale degli ambienti acquatici, anche con la finalità di elaborare indici per la valutazione dello stato ambientale (Haury et al., 1996; Minciardi et al., 2003; APPA Trento et al., 2004; Schaumburg et al., 2004). Nel nord-est Italia, alcune ricerche sono mirate all'intercalibrazione di metodiche per la valutazione del

carico organico dei corsi d'acqua (Turin & Wegher, 1991; Zanetti & Grava Vanin, 1994), altre più recenti propongono un nuovo indice macrofitico per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua della Pianura Padana (Maggioni et al., 2009).

L'approccio dell'analisi della vegetazione acquatica in Italia viene tradizionalmente eseguito tramite il rilevamento fitosociologico secondo la scuola di Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964). Gli studi consistono quindi in un approfondimento delle caratteristiche ecologiche delle associazioni e fitocenosi vegetali, in modo da distinguere l'insieme dei fattori ambientali ed antropici che influenzano la strutturazione delle comunità macrofittiche. Negli ambienti acquatici della pianura padano-veneta si distinguono numerose associazioni vegetali che appartengono principalmente a tre classi vegetazionali: una pleustofitica (classe *Lemnetea*) (Sburlino et al., 2004), una rizofitica (classe *Potametea*) (Sburlino et al., 2008) e la classe *Utricularietea intermedio-minoris* (Poldini et al., 2006).

La presente ricerca è stata condotta nel bacino del fiume Stella, un'area pianeggiante e ricca di acque, delimitata a nord dalla fascia delle risorgive, che si estende complessivamente dalle pendici del Monte Cavallo in provincia di Pordenone sino al Carso in provincia di Gorizia. La risorgenza delle acque è dovuta ad un cambiamento della permeabilità del terreno, per la presenza di formazioni argillose e sabbiose, evento che causa la riemersione delle acque di falda sotterranee provenienti dall'Alta Pianura (Mosetti, 1983; Stoch et al., 1992).

Il fiume Stella occupa un'area di 356 km² (Mattassi et al., 1990) ed è costituito da tre rami principali (Stella, Torsa e Corno) che drenano un ampio ventaglio di risorgive. I rami confluiscono nell'unica asta del fiume Stella per poi sfociare nella laguna di Grado e Marano con un ampio delta interlagunare. Il fiume ha una portata media di 34 m³/sec (Mosetti, 1983) e le acque hanno caratteristiche chimico-fisiche simili a quelle di altri corsi d'acqua di risorgiva italiani (Minelli, 2001).

Tutta l'area della Bassa Pianura Friulana, un tempo paludosa, è stata oggetto nell'ultimo secolo di numerosi interventi di bonifica, che hanno permesso lo sfruttamento economico, civile ed energetico dell'area. Queste trasformazioni hanno portato ad un abbassamento della falda freatica e ad un'alterazione degli ambienti naturali tipici dell'area di risorgiva (torbiere e boschi umidi), che insieme hanno ridotto e frammentato gli habitat e causato la scomparsa di molte specie endemiche, sia animali che vegetali. Attualmente, nell'area comprendente il bacino del fiume Stella sono presenti molte aree di tutela sia comunitaria, istituite secondo la Direttiva 92/43/CEE e la Direttiva 79/409/CEE (Rete NATURA 2000), sia regionale come la riserva naturale "Foci dello Stella" istituita secondo la legge regionale 42/96.

La Bassa Pianura Friulana è, infatti, considerata attualmente il più ampio serbatoio di vegetazione umida di acqua dolce. In essa sono segnalate due specie inserite nella Lista Rossa (ANPA, 2001) e negli Allegati della Direttiva Habitat: l'armeria delle paludi (*Armeria helodes*) e l'erucastro delle risorgive (*Erucastrum palustre*). Il territorio oggetto di studio è interessato da una densità di popolazione medio-bassa, fatta eccezione per il comune di Codroipo (15.442 abitanti, fonte: ISTAT 2001). La depurazione delle acque reflue viene condotta, generalmente, mediante trattamento primario con vasche Imhoff, in relazione allo scarso numero di utenze. L'unico impianto di modeste dimensioni serve il comune di Codroipo e ha come corpo recettore il torrente Corno. Dal punto di vista economico, i comuni interessati sono considerati "propriamente agricoli" (Tagliaferri et al., 1990), giacché sono tutti sede di coltivazioni intensive e specializzate (colture cerealicole, pioppeti, vigneti e frutteti). Sul territorio si segnala anche una discreta diffusione dell'allevamento, in particolare di bovini ed avicoli (Fonte: Camera di Commercio di Udine, 2009), ma vi sono inoltre molti impianti per l'allevamento ittico, che sfruttano le acque fresche e limpide di questa zona.

La Bassa Pianura Friulana, essendo sede agricola, è inserita nella zona vulnerabile da nitrati di origine agricola (ZVN), coincidente col bacino scolante della laguna di Grado e Marano (Delibera della Regione Friuli Venezia Giulia 1246/08). Per questo è attualmente oggetto di misure, che riguardano sia le attività agricole che gli allevamenti, in modo da ridurre lo stato di eutrofizzazione delle acque della laguna, secondo quanto previsto dalla Direttiva 91/676/CEE e dal D.Lgs. 152/06 (Micheletti & Barbieri, 2008).

In questo contesto territoriale in cui coesistono aree di elevato pregio naturalistico e zone che risentono di forte antropizzazione, ci si è proposti di applicare e di confrontare gli indici macrofitici maggiormente studiati in Europa per valutare la qualità ecologica delle acque di questo bacino. Poiché tuttavia, nel corso della stesura di questo lavoro, non erano ancora stati definiti i siti di riferimento, per effettuare il calcolo dell'Environmental Quality Ratio (EQR), non è stato possibile attribuire un giudizio sullo stato ecologico del bacino e ci si è limitati ad una valutazione sulla qualità biologica delle acque.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto in 21 stazioni, tutte rappresentative del bacino oggetto di studio, in quanto collocate in ambienti diversi tra loro (diverso sfruttamento del territorio circostante, diversa ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale, diversa portata e diversa natura del substrato). Le stazioni esaminate sono rappresentate in figura 1.

Il campionamento delle macrofite acquatiche è stato impostato secondo la procedura proposta da APAT (2007), sia per quanto riguarda il rilevamento che l'attribuzione delle percentuali di copertura macrofitica. Il campionamento è stato eseguito a maggio-giugno e settembre 2008. La determinazione degli organismi è stata condotta sulla base di Pignatti (1982), Preston et al. (1995) per quanto attiene alle fanerogame; di Smith (1978, 1990) per le briofite; e, infine, di Bourelly (1966), John & Whitton (2005) e Moore et al. (1986) per le alghe. La nomenclatura delle fenoforme delle fanerogame acquatiche segue Sburlino et al. (2004, 2008).

I dati ottenuti hanno permesso di condurre due tipi di analisi ovvero: un'analisi vegetazionale e l'applicazione di quattro indici macrofitici. Lo studio vegetazionale è stato effettuato mediante l'analisi multivariata condotta su una matrice creata a partire dai rilevamenti del periodo tardo-estivo. Sono stati esclusi quelli del periodo primaverile per la minore copertura rilevata durante i campionamenti. Le abbondanze delle diverse entità vegetali sono state espresse secondo i valori della scala di Braun-Blanquet modificata da Pignatti (1953), ottenuti tramite la conversione delle percentuali di copertura rilevate in campo rispetto l'intero tratto campionato. Le matrici ottenute sono state quindi elaborate mediante classificazione gerarchica, algoritmo del legame medio, applicando "*Similarity ratio*" quale misura di somiglianza. Il dendrogramma corrispondente è stato utilizzato per ordinare la matrice di partenza in base ai gruppi ottenuti, sulla quale sono state individuate le principali unità fitosociologiche. La nomenclatura fitosociologica utilizzata nel testo si riferisce a Poldini et al. (2006), mentre quella riguardante le associazioni acquatiche fa riferimento a Sburlino et al. (2004, 2008).

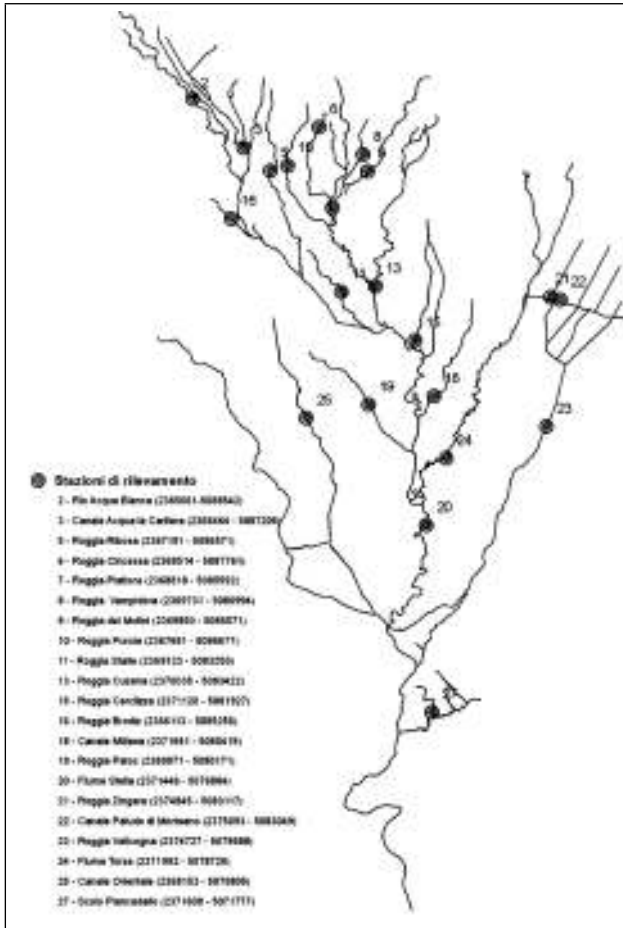


Figura 1: Localizzazione delle stazioni di rilevamento. I corsi d'acqua del bacino del fiume Stella sono sintetizzati dai dati del catalogo IRDAT della Regione Friuli Venezia Giulia su tutti i corsi d'acqua regionali. Le stazioni sono codificate da un numero, una località e le coordinate geografiche (x, y) in Gauss Boaga est.

L'analisi riguardante gli indici macrofitici ha avuto come obiettivo la valutazione della qualità biologica del bacino del fiume Stella tramite l'applicazione di quattro indici macrofitici scelti tra quelli maggiormente utilizzati negli studi di intercalibrazione a livello europeo. Sono stati pertanto applicati: IBMR – Indice Biologique Macrophytique en Rivière (Haury et al., 2006), MTR – Mean Trophic Rank (Holmes et al., 1999), RI – Reference Index (Meilinger et al., 2005) e MIS – Macrophyte Index Scheme (Caffrey, 1987) (Tab. I). Attualmente non è stato testato l'indice di Maggioni et al. (2009) in quanto non sono ancora disponibili tutti gli elementi necessari ad applicare l'indice.

Tabella I: Legenda di confronto degli indici macrofitici applicati al caso studio.

IBMR		MTR		RI		MIS	
Molto basso	IBMR > 14	Basso	MTR > 65	High	100 > RI ≥ 0	Q1	Qualità cattiva
Basso	12 < IBMR ≤ 14	Medio	25 ≤ MTR ≤ 65	Good	0 > RI ≥ (-50)	Q2	Qualità scadente
Medio	10 < IBMR ≤ 12	Elevato	MTR < 25	Moderate	(-50) > RI ≥ (-70)	Q3	Qualità dubbia
Elevato	8 < IBMR ≤ 10			Poor	(-70) > RI ≥ (-100)	Q4	Qualità discreta
Molto elevato	IBMR ≤ 8			Bad	Depopolamento di macrofite	Q5	Qualità buona

Risultati

Analisi vegetazionale

Sulla base della matrice dei rilievi tardo-estivi, riordinata secondo il dendrogramma, sono stati individuati sei gruppi (Tab. II). La maggior parte di questi gruppi è riferibile a comunità vegetali ben definite e note che sono riconducibili dal punto di vista fitosociologico alle alleanze *Ranunculion fluitantis* Neuhäusl 1959 e *Nymphaeion albae* Oberdofer 1957, comprese entrambe all'interno della classe *Potamogetea* Klika in Klika et V. Novák 1941.

Tabella II: Tabella semplificata dei rilievi vegetazionali tardo-estivi (eseguiti con metodo Braun-Blanquet), riordinata sulla base classificazione gerarchica, algoritmo del legame medio (*similarity ratio*). In alto sono indicati i principali gruppi vegetazionali che rappresentano in ordine: 1 – Ass. *Nymphaetum albo-lutae*; 2 – dom. di *Callitriche hamulata*; 3 – Phytoc. a *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*; 4 – Ass. *Sparganio-Potametum interrupti*; 5 – dom. di *Cladophora* sp.; 6 – Ass. *Beruletum submersae*. In fondo alla tabella sono indicati i risultati dell'applicazione dei 4 indici macrofitici (IBMR, MTR, RI, MIS) sia per quanto riguarda il campionamento primaverile che tardo-estivo.

Gruppo	1	2	3	4					5				6					N° specie							
Specie	N° Stazione		27	15	20	2	3	18	11	24	25	19	21	22	23	9	8	10	6	5	7	16	13		
<i>Nuphar lutea</i>	3									1															2
<i>Callitriche hamulata</i>		3	2														1				1	1	1		6
<i>Sparganium emersum</i> subsp. <i>emersum</i>				4	1	1	1	1	1			1	1												7
<i>Potamogeton pectinatus</i> fo. <i>interruptus</i>			1		2	1	3	4	4					1										1	8
<i>Cladophora</i> sp.										1	3	4	1	2	1	1	2								8
<i>Berula erecta</i> fo. <i>submersa</i>			+			1	2	1		1	1	1			4	3	3	1	4	3	4	4	4		14

Gruppo	1	2	3	4					5					6							N° specie				
Specie	N° Stazione			27	15	20	2	3	18	11	24	25	19	21	22	23	9	8	10	6	5	7	16	13	
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>emersum</i>								3	3					1	4	1							2	1	7
<i>Lemna trisulca</i>			1					1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	15
<i>Agrostis stolonifera</i> fo. <i>submersa</i>			+	1								1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	12
<i>Nasturtium officinale</i> fo. <i>submersum</i>								1				1	1	1	1	1	1	1	2	2	1			1	12
<i>Elodea canadensis</i>				1				1	1	1	1	1	1			1	1						1	1	11
<i>Myosotis scorpioides</i> fo. <i>submersa</i>				1									1	1		1	1	2	2	1				1	9
<i>Lemna minor</i>		3	+		1					1	1	1	1	1	+	1							1	1	9
<i>Sparganium erectum</i> s.l.					1							1	1		1	1			1			1	1	1	8
<i>Callitriche stagnalis</i>				1		1	1	1						1	1									1	7
<i>Potamogeton natans</i> fo. <i>prolixus</i>										1				1	1	2		1						1	6
<i>Myriophyllum spicatum</i>	4		+	1					1			1											1		5
<i>Vaucheria</i> sp.			+					2	1					1									1	1	5
<i>Phalaris arundinacea</i> fo. <i>submersa</i>												1	1							1					5
<i>Ranunculus trichophyllus</i> subsp. <i>Trichophyllus</i>				1	1									1			1	1							5
<i>Phragmites australis</i> fo. <i>Submersa</i>								1		1			1										1		4
<i>Mentha aquatica</i> fo. <i>Submersa</i>																		2	1	2	1				4
<i>Oscillatoria</i> sp.				1													1	1	1	+					4
<i>Fontinalis antipiretica</i>			+					1	1									1							3
<i>Callitriche obtusangola</i> fo. <i>submersa</i>				1		1							1												3
<i>Potamogeton perfoliatus</i>								1				1													2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> fo. <i>submersa</i>			+	1									1												2
<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>palustris</i>				1									1												2
<i>Ceratophyllum demersum</i> /demersum				1						2															2
<i>Spirogyra</i> sp.													1		1										2
<i>Lemna minuta</i>				1										1											2

Gruppo	1	2	3	4					5					6							N° specie					
Indice	N° Stazione			27	15	20	2	3	18	11	24	25	19	21	22	23	9	8	10	6	5	7	16	13		
IBMR	Primavera	Elev.	Elev.	Elev.	Elev.	M.Elev.	M.Elev.	Elev.	M.Elev.	M.Elev.	M.Elev.	M.Elev.	Med.	Med.	M.Elev.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Elev.	Elev.		
	Tarda-Estate	Elev.	Med.	Elev.	Elev.	M.Elev.	M.Elev.	Elev.	Elev.	Elev.	M.Elev.	M.Elev.	Med.	Med.	Elev.	Med.	Med.	Med.	Elev.	Med.	Med.	Med.	Med.	Elev.	Elev.	
MTR	Primavera	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Elev.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	
	Tarda-Estate	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	Med.	

Gruppo		1	2	3	4					5				6						N° specie		
Indice	N° Stazione	27	15	20	2	3	18	11	24	25	19	21	22	23	9	8	10	6	5	7	16	13
RI	Primavera	Poor	Poor	High	High	Good	High	Moder.	Poor	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High
	Tarda-Estate	Good	High	High	Moder	Good	High	High	Good	Moder.	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High	High
MIS	Primavera	NC	Q4	Q4	Q3/Q4	Q4	Q4	Q3	Q3	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3	Q3/Q4	Q4/Q5	Q3/Q4	Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4
	Tarda-Estate	NC	Q1	Q3/Q4	Q4	Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4	Q3/Q4

Il gruppo 1 include una stazione caratterizzata da una dominanza di *Nuphar lutea*, accompagnata da altre specie tra cui *Myriophyllum spicatum*; tale rilievo è riconducibile all'associazione *Nymphaetum albo-lutae* Nowinski 1928, caratteristica di ambienti stagnanti o a scarso idrodinamismo, con acque eutrofiche, profonde fino a 4 m e con substrato limoso e ricco di sostanza organica. La stazione 2, appartenente al gruppo 3, risulta separata da tutte le altre a causa dell'elevata copertura di *Sparganium emersum*, che indica la presenza di una fitocenosi a *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, caratteristica di ambienti con acque eutrofiche e poco profonde (Sburlino et al., 2008). Il gruppo 4 si distingue per l'abbondanza di *Potamogeton pectinatus*, che definisce l'associazione *Sparganio-Potametum interrupti* Hilbig 1971 assieme ad altre specie quali *Sparganium emersum*, *Berula erecta* e *Elodea canadensis*. Questa associazione è spesso riscontrabile in corsi d'acqua correnti, canalizzati, con profondità superiore al metro e substrato limoso-argilloso. Il gruppo 6 raggruppa al suo interno il numero maggiore di stazioni. In questo caso le comunità macrofittiche rilevate sono caratterizzate dalla presenza ed abbondanza di *Berula erecta*, assieme a *Myosotis scorpioides* subsp. *scorpioides*, *Nasturtium officinale* subsp. *officinale* e *Mentha aquatica*, ad identificare l'associazione *Beruletum submersae* Roll 1939. Questa cenosi è tipica di ambienti acquatici reofili prossimi alle sorgenti, con acque poco profonde e a fondale limoso, sabbioso o ghiaioso, spesso in ombra e con una trofia medio-bassa. I rimanenti gruppi rilevati denotano l'abbondanza di una specie, ma non sono riconducibili ad una particolare associazione, tra questi il gruppo 2, caratterizzato dalla presenza di *Callitriche hamulata*, ed il gruppo 5 in cui *Cladophora* sp. è decisamente dominante.

Applicazione degli indici macrofitici

Per quanto riguarda gli indici macrofitici, come si osserva in tabella I, l'IBMR evidenzia complessivamente una trofia medio-elevata in entrambi i periodi di campionamento. Lo stato migliore (livello trofico medio) è stato rilevato nelle rogge affluenti del ramo principale dello Stella (stazioni 5, 6, 8 e 9), in cui il livello di antropizzazione del territorio non condiziona ancora in modo determinante la biodiversità delle comunità a macrofite acquatiche, forse anche grazie alla presenza nelle stazioni di una fascia di vegetazione perifluviale ben sviluppata che funge da filtro. Si tratta di stazioni prossime alla fascia di risorgiva in cui comunque viene segnalata la presenza di nitrati a causa di coltivazioni intensive nel territorio circostante, principalmente cerealicole, e per la riemersione di acque cariche in nitrati dalla falda sotterranea (Michelutti & Barbieri, 2008). Valori medi di trofia sono anche stati riscontrati in primavera nelle stazioni 21 e 22, in cui ci saremmo attesi giudizi riferibili ad un livello trofico elevato, in quanto inserite in un'area ad intenso sviluppo agricolo. Le stazioni poste più a valle sono, invece, caratterizzate da giudizi collegabili ad un livello trofico elevato, sempre principalmente a causa dello sfruttamento agricolo del territorio. Una trofia medio-elevata è stata rilevata anche in alcune rogge situate presso la zona delle risorgive (stazione 3), collegate con rogge site a monte, le quali drenano una zona ad agricoltura intensiva.

L'applicazione del MTR evidenzia un livello trofico medio in entrambi i periodi. Gran parte dei punteggi rilevati si collocano nella fascia intermedia che identifica il corso come realmente o potenzialmente eutrofico. L'unico valore inferiore a 25 è stato riscontrato in primavera nella stazione 24, il giudizio però è poco attendibile in quanto la comunità è costituita da soli sei taxa indicatori dello stato trofico (specie "highlighted"). I risultati ottenuti dall'applicazione di MTR confermano il giudizio dato da IBMR, ma, a differenza di quest'ultimo, non permettono di evidenziare differenze all'interno di un range di trofia molto elevato. L'RI riporta una classificazione piuttosto uniforme, che indica una scarsa deviazione dalla tipologia di riferimento. 16 stazioni su 21, infatti, rientrano nella classe di giudizio elevato (HIGH) in entrambi i periodi. Il fatto che la metodologia tedesca non comprenda le alghe nella lista dei taxa indicatori, non rende applicabile questo indice alle stazioni caratterizzate da una comunità algale con un'elevata copertura (stazioni 19, 21 e 25). Anche l'utilizzo del MIS porta a risultati che non permettono di discriminare lo stato ecologico nelle varie stazioni: 11 stazioni in primavera e 16 in tarda-estate presentano, infatti, una Classe di Qualità intermedia (Q3/Q4) che indica un equilibrio tra le

specie sensibili e tolleranti. Gli unici giudizi che differiscono sono stati attribuiti alla stazione 9 in primavera, che rientra nella Classe di Qualità elevata (Q4/Q5), e alla 15 in tarda-estate, a cui è stata attribuita una cattiva qualità (Q1). Quest'ultimo risultato è riferibile tuttavia ad una comunità con percentuale di copertura estremamente bassa.

Discussione

L'applicazione degli indici macrofitici ha evidenziato che l'IBMR permette una discriminazione più precisa della trofia nei tratti indagati. I risultati ottenuti sono stati quindi confrontati con l'analisi vegetazionale. Da questo confronto è stato rilevato un parallelismo tra alcune stazioni con trofia media e molto elevata e due delle associazioni vegetali riscontrate: ciò ha permesso di caratterizzare ecologicamente i tratti campionati di cui è stato definito lo stato ecologico e di confermare il giudizio espresso dall'indice. Ad esempio, nelle stazioni caratterizzate da trofia molto elevata (stazioni 3, 18 e 25) sono stati rilevati i popolamenti che definiscono l'associazione *Sparganio-Potametum interrupti*. Il confronto è stato condotto anche per le stazioni nella zona prossima alla fascia delle risorgive (stazioni 5, 6, 8, 9), caratterizzate da valori di trofia medi, in cui è stata osservata l'associazione *Beruletum submersae*, le cui caratteristiche ecologiche sono state effettivamente riscontrate nei tratti campionati.

Gli indici utilizzati portano a risultati diversi tra loro e poco confrontabili. Solo i giudizi sulla trofia espressi da IBMR e MTR sono risultati paragonabili, come già rilevato da altri studi (Birk et al., 2006). La validità di MTR nella valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali è stata più volte confermata da studi di intercalibrazione effettuati in diversi paesi europei (Demars & Harper, 1998; Holmes, 1999; Szoszkiewicz et al., 2006). Tuttavia l'indice, pur basandosi su una lista di taxa simile a quella di IBMR, include solo taxa rilevati in Inghilterra e non comprende tutte le specie che assumono invece nei corsi d'acqua medio-oligotrofici italiani una notevole importanza (*Mentha aquatica* e *Myosotis scorpioides* subsp. *scorpioides*) nonché molte specie spondicole (Szoszkiewicz et al., 2006). Il MIS non ha discriminato situazioni trofiche diverse. Per quanto concerne l'applicabilità di questo indice nelle acque italiane, all'inizio degli anni Novanta diversi studi di intercalibrazione (Turin & Wegher, 1991; Zanetti & Grava Vanin, 1994) hanno provato che in alcuni corsi d'acqua veneti è impossibile assegnare la Classe di Qualità migliore (Q5) a causa dell'assenza in tali acque di *Ranunculus penicillatus* (rilevato solo nell'Italia nord-

occidentale e in Sardegna) e *Callitriche intermedia* che non è caratteristica degli ecosistemi acquatici italiani (Pignatti, 1982). Le critiche mosse al metodo sono principalmente: la soggettività nell'attribuzione delle classi di qualità, a causa della mancanza di un'equazione pesata, e l'esiguo numero di taxa indicatori (28) compresi nella lista e non caratteristici dei nostri corsi d'acqua. L'applicazione di RI nelle stazioni analizzate non ha mostrato correlazione con gli altri indici utilizzati essendo basato sull'influenza di altri parametri (idromorfologici e chimico-fisici) e non sul grado di trofia dell'ambiente. In conclusione l'applicazione degli indici ha permesso di rilevare che IBMR è il più adatto per valutare lo stato ecologico in una tipologia fluviale quale quella analizzata, ciò in accordo con precedenti analisi (APPA Trento et al., 2004) che hanno proposto l'IBMR come il metodo da utilizzare in Italia in rispetto all'applicazione della Direttiva 2000/60/CE. Si suggerisce tuttavia l'integrazione della lista di taxa indicatori con altre specie tipiche dei corsi d'acqua italiani, appartenenti soprattutto ad alghe e briofite.

Complessivamente i risultati ottenuti nell'ambito del bacino del fiume Stella, evidenziano stazioni con carico trofico medio-elevato. Questa situazione è causata principalmente dalle attività agricole intensive che interessano il territorio, nonché dalla stessa risorgenza di acque ricche in nitrati che giungono dall'Alta Pianura Friulana. Nell'area investigata, infatti, vi è un unico depuratore biologico che serve un numero elevato di utenze (18.200 abitanti equivalenti, fonte: Provincia di Udine, 2005), sito a Codroipo in località Belvedere. Il corpo recettore dello scarico è il torrente Corno, e quindi i possibili effetti interessano solamente l'unica stazione posta lungo il fiume Stella (stazione 20). Negli altri casi, gli impianti sono rappresentati da vasche Imhoff che servono un numero basso di utenze.

Questo studio necessariamente dovrà essere correlato con indagini chimico-fisiche condotte mediante rilevazioni mensili nell'arco almeno di un anno allo scopo di confermare i risultati ottenuti dall'IBMR ed inoltre, allo scopo di effettuare il calcolo dell'Environmental Quality Ratio (EQR), è in corso uno studio per individuare, nell'area delle risorgive del Friuli Venezia Giulia, uno o più siti di riferimento. Sarebbe inoltre interessante condurre dei rilevamenti in ambienti prossimi alle olle di risorgiva, dove già sono state osservate associazioni tipiche di acque oligotrofiche (Buchwald et al., 2000); ciò permetterebbe di verificare la progressiva variazione dello stato ecologico del bacino del fiume Stella, a partire delle zone prossime alle risorgive sino alla foce.

Bibliografia

- ANPA (2001) *Liste rosse e blu della flora italiana*. ANPA – Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi.
- APAT (2007) *Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, APAT, ISS, ENEA, ARPA Piemonte, Università La Sapienza – Roma, APPA Trento, ARPA Toscana.
- APPA Trento, ARPA Toscana, ARPA Lombardia, Istituto Superiore di Sanità & ENEA (2004) *Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli ambienti di acque correnti (Macrofite)*. Centro Tematico Acque Interne e Marino Costiere, Firenze.
- Birk, S., Korte, T. & Hering, D. (2006) Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. *Hydrobiologia*, 566, 417-430.
- Bourelly, P. (1966) *Les Algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Les Algues Vertes. Tome I*. Éditions N. Boubée & C^{le}, Paris.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie*. 3 Ed. Springer, Wien.
- Buchwald, R., Gamper, U., Sburlino, G. & Zuccarello, V. (2000) Sintassonomia delle comunità a *Potamogeton coloratus* dell'Europa centro-meridionale. *Fitosociologia*, 37(1), 61-68.
- Caffrey, J. M. (1987) *Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. Biological indicators of pollution*. Royal Irish Academy Editions, Dublin.
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (1998) The aquatic macrophytes of an England lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 384, 75-88.
- Haslam, S. M. (1997) *The River Scene*. Cambridge University Press.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Trémolières, M., Barbe, J., Dutartre, A. & Guerlesquin, M. (1996) Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Écologie*, 27(4), 233-244.
- Haury, J., Peltre, M. C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treytoure, 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. (1999) British river macrophytes – perceptions and uses in the 20th century. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 9, 535-539.
- Holmes, N. T. H., Newman, J. R., Chadd, S., Rouen, K. J., Saint, L. & Dawson, F. H. (1999) *Mean Trophic Rank: a user's manual*. Environment Agency, Bristol.
- John, D. M., Whitton, B. A. & Brook A. J. (2005) *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press.
- Maggioni, L. A., Fontaneto, D., Bocchi, S. & Gomasca, S. (2009) Evaluation of water quality and ecological system conditions through macrophytes. *Desalination*, 246, 190-201.
- Mattassi, G., Franchi, M. & Caccin, P. (1990) *La qualità delle acque superficiali della Bassa Pianura*. Unità Sanitaria Locale 8 – Bassa Friulana.
- Meilinger, P., Schneiders, 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 Directory in Germany. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 90(3), 322-342.
- Michelutti, G. & Barbieri, S. (2008) Zone vulnerabili da nitrati in Friuli Venezia Giulia. Divieti e limitazioni alla fertilizzazione ed adempimenti delle aziende agricole previsti dalla normativa vigente. *Notiziario ERSA*, 3, 18-24.
- Minciardi, M. R., Rossi, G. L., Azzollini, R. & Betta, G. (2003) *Linee guida per il biomonitoraggio in ambiente alpino*. ENEA – Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura, Provincia di Torino.

- Minelli, A. (2001) *Quaderni Habitat – Risorgive e fontanili, acque sorgenti di pianura dell'Italia settentrionale*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale – Comune di Udine.
- Moore, J. A., Tebbs, M. & Greene, D. (1986) *Charophytes of Great Britain and Ireland*. Botanical Society of the British Isles, London.
- Mosetti, F. (1983) *Sintesi sull'idrologia del Friuli-Venezia Giulia*. Quaderni ETP, Rivista di Limnologia, 6.
- Pignatti, S. (1953) Introduzione allo studio fitosociologico della Pianura Veneta Orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Archivio Bot.*, 28(4), 265-329.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Vol.I-II-III. Edagricole, Bologna.
- Poldini, L., Oriolo, G., Vidali, M., Tomasella, M., Stoch, F. & Orel, G. (2006) *Manuale degli habitat del Friuli Venezia Giulia. Strumento a supporto della valutazione d'impatto ambientale (VIA), ambientale strategica (VAS) e d'incidenza ecologica (VIE)*. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia – Direzione Centrale Ambiente e Lavori Pubblici – Servizio Valutazione d'Impatto Ambientale, Università degli Studi di Trieste – Dipartimento di Biologia.
- Preston, C. D., Ellis, L. T., Dowlen, M., Dracoulis, K., Lyall, G. & Tebbs, M. (1995) *Pondweeds of Great Britain and Ireland*. Botanical Society of the British Isles, London.
- Sburlino, G., Tomasella, M., Oriolo, G. & Poldini, L. (2004) La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 1 – La classe *Lemnetea* Tüxen ex O. Bolòs et Masclans 1955. *Fitosociologia*, 41(1), 27-42.
- Sburlino, G., Tomasella, M., Oriolo, G., Poldini, L. & Bracco, F. (2008) La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 2 – La classe *Potametea* Klika in Klika et V. Novák 1941. *Fitosociologia*, 45(2), 3-40.
- Schaumburg, J., Schranz C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann G., Meilinger, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004) Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologia*, 34, 283-301.
- Stoch, F., Paradisi, S. & Buda Dancevich, M. (1992) *Carta ittica del Friuli-Venezia Giulia*. Ente Tutela Pesca, Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia. Grafiche Lema, Maniago.
- Szozkiewicz, K., Ferreira, T., Korte, T., Baattrup-Pedersen, A., Davy-Bowker, J. & O'Hare, M. (2006) European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, 566, 211-234.
- Smith, A. J. E. (1978) *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press.
- Smith, A. J. E. (1990) *The Liverworts of Britain & Ireland*. Cambridge University Press.
- Tagliaferri, A., Gottardo, C., Barbina, G., Michelutti, M., Strassoldo, M. & Foramitti, R. (1990) *Bassa Pianura – Tre secoli di bonifica*. Consorzio di Bonifica Bassa Friulana, Udine.
- Turin, P. & Wegher, M. (1991) Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque. *Biologia Ambientale Bollettino, CISBA*, 3(4), 10-16.
- Zanetti, M. & Grava Vanin, B. (1994) Comparazione tra i due metodi biologici E.B.I. e M.I.S. in alcuni corpi idrici della Provincia di Treviso. *Atti del seminario di studi "Dalla tossicologia all'ecotossicologia", Pordenone, 16-17 settembre*, 225-230.

Utilizzo di macrofite come bioindicatori nelle acque interne dell'Agro Pontino (Lazio meridionale)

Macrophytes as bioindicators in water bodies in the Agro Pontino area (Lazio, Italy)

**Silverio Abati^{1,3*}, Mario Castorina³, Mauro Iberite¹,
Maria Rita Minciardi², Ilaria Pelliccioni¹ & Concita Daniela Spada²**

¹ Dip. di Biologia Vegetale, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Largo Cristine di Svezia 24, 00164 Roma

² CR ENEA, Strada per Crescentino 41, 13040 Saluggia (VC)

³ CR ENEA, Via Anguillarese 301, 00123 Casaccia (RM)

*silverio.abati@enea.it

Riassunto

Gli indici macrofitici costituiscono uno strumento utile per la valutazione della funzionalità e della struttura degli ecosistemi acquatici. La loro efficacia, in sinergia con l'applicazione dei più noti indici basati sulle comunità zoobentoniche, ne ha permesso la diffusione in numerosi Paesi Europei; la Direttiva 2000/60/CE (Water Framework Directive) include le macrofite tra gli elementi di qualità biologica necessari per la classificazione dei corpi idrici.

In questo studio sono stati applicati 3 indici macrofitici di stato trofico individuati tra quelli a maggior efficienza e diffusione in ambito europeo: IBMR, TIM e MTR. Nel periodo 2005-2008 sono stati eseguiti 67 campionamenti macrofitici, in 47 stazioni, e sono stati effettuati rilievi floristici e vegetazionali su 220 siti lungo i corsi d'acqua e i canali del reticolo pontino (Provincia di Latina, Lazio). La flora osservata ammonta a 207 entità, circa un terzo delle quali è stato campionato nell'ambito dei rilievi macrofitici. L'applicazione degli indici macrofitici ha prodotto risultati che caratterizzano la gran parte delle stazioni ad un livello di trofia tra medio ed elevato. Tra gli indici applicati, solo l'IBMR risulta presentare ampia applicabilità ed affidabilità.

Parole chiave: qualità delle acque, macrofite, bioindicazione, IBMR, TIM, MTR, monitoraggio

Abstract

Macrophyte indexes are a useful instruments for assessing the functionality and structure of aquatic ecosystems. Their effectiveness, also in relationship with the most popular indexes based on macrobenthic community analysis, allowed their spread in many European countries. The Directive 2000/60/EC (Water Framework Directive) includes macrophytes between biological quality elements for classification of water bodies.

In this study were applied 3 macrophyte indexes of trophic state identified among those with high efficiency and distribution in Europe: IBMR, TIM and MTR.

In the period 2005-2008 were performed 67 macrophyte sampling in 47 sites; moreover floristic and vegetation survey were performed on 220 sites along the hydrographic network of Agro Pontino (Province of Latina, Lazio). The flora observed amounted to 207 taxa, about one third of which was sampled in the macrophyte survey. The application of macrophyte indexes showed that most stations are characterized by medium to high trophic level. Among the indexes used, only the IBMR index demonstrates wide applicability and reliability.

Keywords: water quality, macrophyte, bioindication, IBMR, TIM, MTR, monitoring

Introduzione

La comunità a macrofite è compresa tra gli elementi di qualità biologica individuati dalla Direttiva 2000/60/CE; tale comunità è, peraltro, ampiamente utilizzata quale comunità indicatrice, già da diversi anni, in molti paesi europei (Newman et al., 1997; Haury et al., 2000; AFNOR, 2003; Schneider & Melzer, 2003). Il processo di applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia sta comportando un complesso percorso di caratterizzazione delle comunità macrofite di riferimento nelle diverse tipologie fluviali e di individuazione di metriche idonee alla valutazione della comunità (Mezzotero et al., 2009; Minciardi et al., 2009; Minciardi et al., in stampa). La gran parte degli indici macrofite formalizzati ed utilizzati in Europa è prioritariamente finalizzata alla valutazione dello stato trofico del corso d'acqua indagato; tali indici anche se non completamente conformi a quanto richiesto dalla Direttiva consentono di stimare un parametro fondamentale per la caratterizzazione degli ecosistemi delle acque correnti superficiali e si configurano come un importante punto di partenza metodologico per caratterizzare ed utilizzare la comunità indicatrice.

Obiettivo di questa ricerca è l'applicazione critica e la valutazione congiunta di metodologie bioindicatrici di valutazione dello stato trofico, per verificarne l'applicabilità e l'affidabilità in un territorio diverso da quello della loro messa a punto.

L'indagine è stata eseguita all'interno del reticolo idrografico dell'Agro Pontino, Provincia di Latina, in condizioni idromorfologiche diversificate: da situazioni di completa artificializzazione dell'alveo a situazioni di discreta naturalità idrogeomorfologica.

L'ampio studio floristico e vegetazionale che ha rappresentato la base conoscitiva a tale approccio (Iberite & Pelliccioni, 2009) ha contribuito, inoltre, alla caratterizzazione di questi ecosistemi e può, quindi, contribuire, a scala nazionale, ai fini della messa a punto di metriche aggiuntive di valutazione della comunità da affiancare ad un indice di valutazione dello stato trofico.

Area di studio

La Pianura Pontina ospita un esteso sistema acquifero, caratterizzato da una circolazione idrica complessa e sviluppata su più livelli. Nel settore pedemontano, al contatto tra i calcari mesozoici e i depositi fluvio-palustri, si trovano acquiferi carsici, ospitati dalle dorsali carbonatiche.

L'odierna idrografia superficiale della Pianura Pontina è il risultato di un'ingente attività di regimazione e razionalizzazione del reticolo idrografico operata negli anni '30 del secolo scorso, attualmente caratterizzato da alcune grandi linee di deflusso e da un fitto reticolo di canalizzazioni secondarie. Nonostante questo territorio sia caratterizzato da un'agricoltura di tipo intensivo e da edificazione diffusa, sono comunque rinvenibili alcuni biotopi acquatici con caratteristiche ambientali di pregio designati quali SIC: Ninfa (IT6040002), Laghi Gricilli (IT6040003) e canali in disuso della bonifica Pontina (IT6040008).

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto tra il 2005 e il 2008; durante tale periodo sono state indagate 220 stazioni distribuite lungo il reticolo superficiale pontino. È stata effettuata un'analisi sia floristica sia vegetazionale. La prima ha riguardato l'analisi strutturale e corologica dei popolamenti, per la caratterizzazione delle comunità vegetali invece sono stati condotti 63 rilievi secondo il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet. Per l'inquadramento sintassonomico si è fatto riferimento alla principale letteratura fitosociologia (Venanzoni & Gigante, 2000; Ceschin & Salerno,

2008). In corrispondenza di 47 delle stazioni indagate è stato effettuato il rilievo finalizzato all'applicazione degli Indici Macrofitici (Fig. 1).

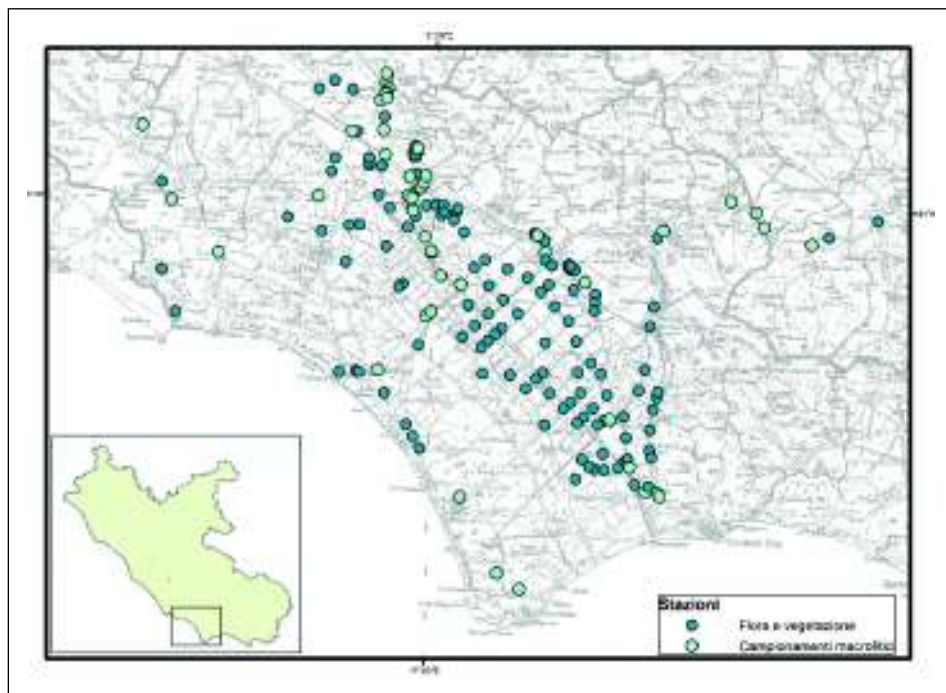


Figura 1: Area di studio.

Il campionamento è stato effettuato secondo quanto previsto dalla norma UNI EN 14184:2004 e dal protocollo nazionale di campionamento (APAT-ISPRA, 2007) secondo modalità di campionamento ormai consolidate in Italia (Minciardi et al., 2003; Morgana et al., 2005; ARPA Sicilia, 2008; ARPA Veneto, 2008; Mezzotero et al., 2009). Tale metodologia di campionamento consente, inoltre, il successivo calcolo della quasi totalità degli indici macrofitici europei rinvenibili in letteratura (sia di valutazione dello stato trofico sia di valutazione dello stato ecologico). Contestualmente al rilievo (quali-quantitativo a scala stazionale) sono stati rilevati 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).

Gli indici macrofitici utilizzati sono stati il *Mean Trophic Rank* (MTR; Newman et al., 1997), l'*Indice Biologique Macrophytisque en Rivière* (IBMR; AFNOR,

2003) e il *Trophic Index Macrophyte* (TIM; Schneider & Melzer, 2003), in quanto già risultati affidabili nella valutazione della trofia dei reticoli idrologici nazionali (Minciardi et al., 2003; Minciardi et al., 2005; Morgana et al., 2005; Minciardi et al., in stampa).

Relativamente all'applicazione degli indici macrofittici, al fine di valutare correttamente l'applicabilità degli indici, si sono considerati valori soglia in termini di numero e copertura dei taxa indicatori rispetto al totale dei taxa presenti. Infatti, ciascun indice, facendo riferimento ad una propria lista floristica "chiusa" di indicatori consente, in pratica, la valutazione solo di una porzione della comunità effettivamente presente nella stazione (Minciardi et al., in stampa). In particolare, sono stati considerati affidabili i risultati ottenuti qualora, per un dato indice, fossero raggiunti i seguenti valori soglia: n° taxa indicatori rispetto al n° di taxa complessivamente presenti $\geq 50\%$ e copertura taxa indicatori rispetto alla copertura totale reale dei taxa presenti $\geq 50\%$ (se il n° taxa indicatori ≤ 3 allora la copertura deve essere $\geq 60\%$).

Al solo scopo di favorire il confronto e la lettura di alcuni risultati si è ritenuto opportuno normalizzare la suddivisione delle classi trofiche proposte dalle metodologie. L'indice MTR non prevede classi di giudizio ma limiti di rischio di eutrofizzazione; a questi limiti sono state assegnate le classi estreme, mentre l'intervallo di valori intermedi ($25 < \text{MTR} < 65$) è stato suddiviso in classi equidimensionali.

Risultati e discussione

La Flora

Sono state censite 207 entità vegetali, appartenenti a 75 famiglie: angiosperme (170), peridofite (4) e briofite (6) sono state determinate a livello di specie, le alghe (27) a livello di genere.

Da un punto di vista corologico il carattere azonale tipico della vegetazione acquatica, rafforzato anche da un forte impatto antropico, è evidenziato dalla prevalenza di specie con ampia distribuzione. L'antropizzazione del territorio è confermata da una discreta presenza di specie esotiche (8%). Lo spettro biologico delle piante vascolari mostra una predominanza delle elofite (26%) le quali appaiono tuttavia in cenosi meno strutturate rispetto alle idrofite (17%). La presenza di un elevato numero di emicriptofite (24%) e terofite (16%) è da attribuirsi ai profondi interventi di artificializzazione delle sponde (sfalci periodici della vegetazione spondale, regimazione delle acque).

La vegetazione

Le comunità rinvenute in ambiente più strettamente acquatico rientrano principalmente in due classi: *Lemnetea minoris*, che descrive le comunità pleustofitiche di acque ferme o debolmente fluenti, e *Potametea pectinati* caratterizzata da fitocenosi a dominanza di rizofite tipiche di acque mesotrofe ed eutrofe più o meno profonde.

Le fitocenosi identificate nei corsi d'acqua indagati sono generalmente paucispecifiche e dominate da specie ubiquitarie e tolleranti nei confronti di fattori di disturbo quali inquinamento fisico-chimico, sfalcio, artificializzazione morfologica (Demars & Harper, 1998; Bernez et al., 2001). Si riscontra, infatti, la massiccia presenza di comunità come il *Potametum pectinati* e il *Ceratophylletum demersi*, tipiche di acque eutrofiche e poco ossigenate (Dawson & Szoszkiewicz, 1999), e lungo le sponde la prevalenza di popolamenti monospecifici ascrivibili al *Phragmitetum australis* e comunità molto frammentate e disturbate di specie nitrofile e sinantropiche.

Gli ambiti caratterizzati da maggiore naturalità, dove si rinvencono comunità a maggior diversità e rilevanza floristica sono soprattutto quelle insediate in corrispondenza delle risorgive pedemontane, dove è migliore la qualità fisico-chimica delle acque e la naturalità idromorfologica.

Le comunità rinvenute sono caratterizzate da struttura e composizione che in termini di diversità e di rilevanza floristica indicano quanto la flora acquatica del territorio in esame sia impoverita ed alterata rispetto ai decenni passati ma, nel contempo, testimoniano quanto rilevante possa essere la capacità di recupero della vegetazione.

Schema sintassonomico

1 Vegetazione acquatica natante

LEMNETEA MINORIS Tüxen ex O. de Bolós et Masclans 1955

LEMNETALIA MINORIS Tüxen ex O. de Bolós et Masclans 1955

LEMNION MINORIS Tüxen ex O. de Bolós et Masclans 1955

Lemnetum minoris Oberd. Ex T. Müller et Görs 1960

Lemno-Azolletum fliculoidis B.-Bl. 1952

Agg. a *Lemna minuta*

Aggr. a *Eichornia crassipes*

2 Vegetazione acquatica radicata

POTAMETEA PECTINATI Kilkka in Kilkka et Novák 1941

POTAMETALIA PECTINATI W. Koch 1926

NYMPHAEION ALBAE Oberd. 1957

Potametum natantis Soò 1927

Myriophylletum spicati Soò 1927

Myriophylletum verticillati Lameè 1937

Myriophyllo verticillati-Nupharetum lutei W. Koch 1926

POTAMION PECTINATI W. Koch 1926 em. Oberd. 1957

Potametum pectinati Carstensen 1955

Zannichellietum palustris Lang 1967

Aggr. a *Elodea canadensis*

Aggr. a *Potamogeton berchtoldii*

Aggr. a *Potamogeton pusillus*

Aggr. a *Vallisneria spiralis*

RANUCULION FLUITANTIS Neuhäusl 1959

Callitrichetum stagnalis Segal 1965

Callitrichetum obtusangulae Sibert 1962

Aggr. a *Nuphar lutea* f. *submersa*

3 Vegetazione ad elofite di piccola taglia delle acque correnti

GLYCERIO-NASTURTIETEA OFFICINALIS Zohary 1974 J. M. et J. Géhu 1987

NASTURTIO-GLYCERIETALIA Pignatti 1953

NASTURTION OFFICINALIS J. M. et J. Géhu 1987

Apietum nodiflori Br.-Bl. 1931

Nasturtietum officinalis Seibert 1962

Veronico-Sietum erecti Passarge 1982

Aggr. a *Sparganium emersum* f. *submersa* e

Ceratophyllum demersum

GLYCERO-SPARGANION Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942

Sparganietum erecti Roll 1938

3A Vegetazione ad elofite di grande taglia

PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA Klika in Klika et Novàk 1941

PHRAGMITETALIA AUSTRALIS Koch 1926

PHRAGMITION AUSTRALIS Koch 1926

Phragmitetum australis Schmale 1939

Iridetum pseudacori Egger 1933

Typhetum latifoliae (Soò 1927) Lang 1973

MAGNOCARICETALIA Pign. 1953

MAGNOCARICION ELATAE W. Koch 1926

Aggr. a *Carex* sp.pl.

Aggr. a *Paspalum distichum*

Aggr. a *Polypogon viridis*

Aggr. a *Alternanthera philoxeroides*

Gli indici macrofitici

Il numero di taxa riscontrati nei 67 campionamenti macrofitici effettuati (in 47 stazioni) va da un minimo di 3 ad un massimo di 27 (\bar{x} : 13,4; s: 5,4); il numero medio di taxa indicatori per ciascun indice va da 5,1 per il TIM a 10,1 per l'IBMR. La copertura vegetale osservata va dal 10% al 100% di tutto l'alveo bagnato considerato (\bar{x} : 68%; s: 26%).

In totale sono stati osservati 55 taxa indicatori per l'indice IBMR, 25 per il TIM e 34 per l'MTR.

Gli indici adottati hanno mostrato una diversa percentuale di applicabilità: l'indice IBMR per il 99% dei campionamenti, seguito dall'MTR col 90% e dal TIM, col 64% dei casi. Oltre ad essere numericamente più corposo, il pull di taxa indicatori dell'indice IBMR risulta più aderente alla flora riscontrabile nella maggior parte delle tipologie fluviali presenti in Italia. Il ridotto numero di macrofite indicatrici e in particolare l'assenza di pleustofite e alghe (ad eccezione delle Characeae) rende l'indice TIM scarsamente applicabile in Italia, come evidenziato anche da altri lavori (ARPA Veneto, 2008; Minciardi et al., in stampa).

La distribuzione delle frequenze mostra un andamento non normale dei valori di trofia calcolati; la distribuzione risulta bimodale (IBMR e MTR) o trimodale (TIM) (Fig. 2). I tre indici risultano significativamente correlati tra loro (Tab. I).

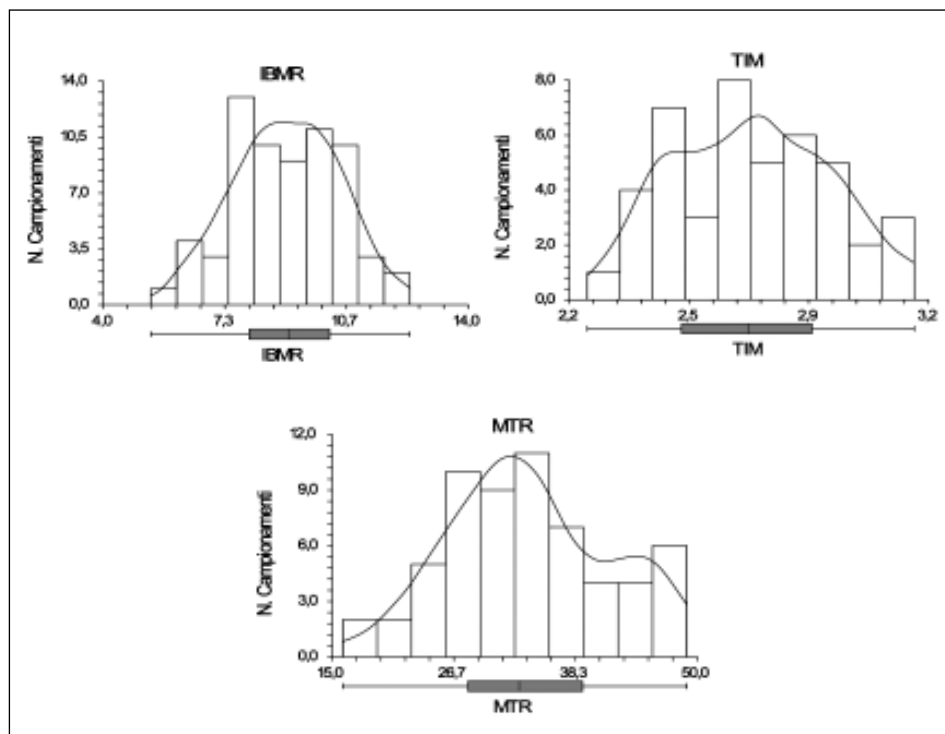


Figura 2: Distribuzione delle frequenze dei valori trofici dei tre indici e Box Plots.

Tabella I: Correlazione tra gli indici macrofitici (Rho di Spearman; $p < 0,01$).

	IBMR	TIM	MTR
IBMR		-0,6646	0,6650
TIM			-0,7263

Osservando le classi di trofia assegnate, per tutti gli indici la più frequente è risultata la classe di trofia elevata; in nessun campionamento è stato riscontrato un livello di trofia molto basso, mentre solo per l'indice IBMR una sola stazione ha evidenziato un lieve livello di trofia (fonti di Lucullo). Anche per le classi di trofia i tre indici hanno tra loro una coerenza ordinale (Fig. 3).

Prendendo in considerazione il numero di taxa presenti per ciascun campionamento in rapporto al livello di trofia osservato, si nota come a valori di trofia estremi (trofia molto lieve o molto elevata) la diversità specifica risulti minore; mentre,

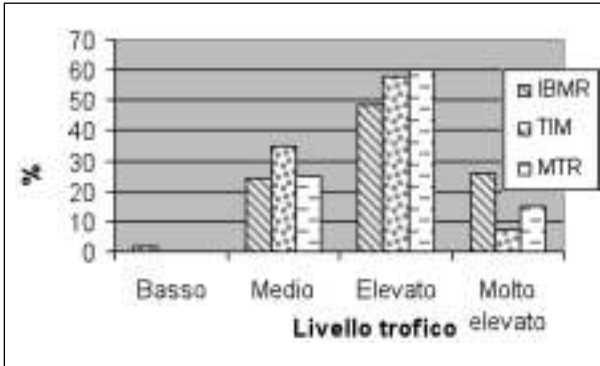


Figura 3: Frequenza di campionamenti per classe di trofia dei tre indici (%).

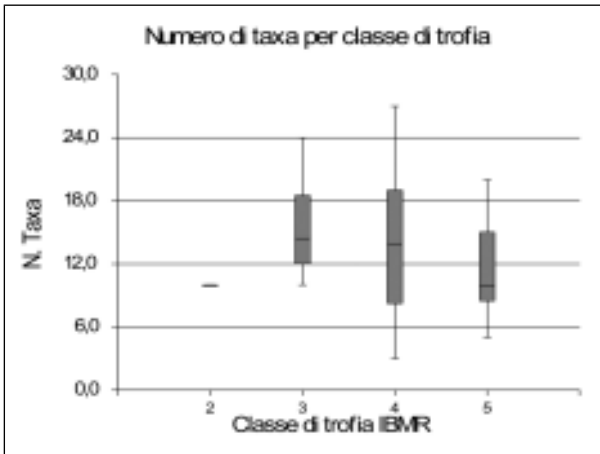


Figura 4: Box plots del numero di taxa nei campionamenti raggruppati per classe di trofia IBMR.

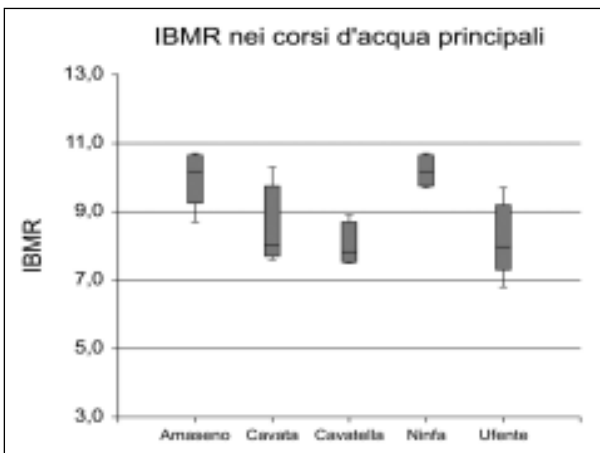


Figura 5: Box plots dei valori di trofia IBMR osservati lungo i corsi d'acqua principali.

per i valori di trofia intermedi il numero di taxa varia in un range più ampio (Fig. 4). I campionamenti assimilati a classi di trofia diverse non si differenziano invece rispetto alla percentuale di copertura vegetale.

La figura 5 mostra i box plots dei livelli trofici rilevati secondo l'IBMR osservati lungo le principali aste fluviali studiate; il corso d'acqua a minor livello di trofia risulta il Ninfa, mentre il fiume Ufente presenta la maggiore variabilità del livello trofico.

Considerando la variazione di trofia lungo le aste fluviali è stata osservata una debole relazione con l'aumento della distanza dalla sorgente; l'assenza di un deciso trend in tal senso, contrariamente a quanto ipotizzabile, è presumibilmente legata alla diffusa presenza di risorgive di subalveo e, solo secondariamente, ai processi autodepurativi operati dall'abbondante vegetazione sommersa.

Confrontando la dispersione della variabile "valore trofico" nei gruppi di campionamenti omogenei dal punto di vista fitosociologico (22 sono i campionamenti in cui sono state eseguite ambedue le analisi) e confrontandola con la deviazione standard di tutta la popolazione "campionamenti macrofittici", gli indici risultano, se pur a livello preliminare, coerenti con alcune delle comunità più diffuse nel territorio pontino; in particolare tutti e tre gli indici mostrano valori costanti in presenza del *Potamotum pectinatum*, l'IBMR e l'MTR con il *Myriophyllum spicatum* e solo l'MTR con il *Callitriche obtusangulae*.

Conclusioni

Lo studio condotto ha consentito di validare le modalità di campionamento delle macrofite formalizzate in ambito europeo e nazionale con successo.

Tra gli indici macrofittici utilizzati, solo IBMR e MTR hanno dimostrato buona applicabilità, mentre il TIM è risultato applicabile solo nel 64% dei casi; inoltre, mentre l'MTR – essendo un indice di "vecchia concezione" – è finalizzato alla valutazione del rischio di eutrofizzazione (in base a 3 livelli di rischio) e non consente una reale classificazione della stazione, l'IBMR permette di classificare la stazione in termini di livello trofico (rispetto a 5 livelli di trofia).

Gli indici macrofittici utilizzati non sono, comunque, completamente conformi alla Direttiva 2000/60/CE che richiede la valutazione dello stato ecologico. L'utilità di metodologie di valutazione dello stato trofico è, comunque, evidente. Infatti, in molti paesi europei si usano congiuntamente due diversi metodi di valutazione:

uno per la valutazione dello stato trofico ed uno per la valutazione dello stato ecologico (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger et al., 2005; Pall & Moser, 2006; Minciardi et al., 2009; Minciardi et al., in stampa).

Bibliografia

- AFNOR (2003) *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)*. NF T 90-395.
- APAT-ISPRA (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.
- ARPA Sicilia (2008) *Attività di caratterizzazione dei corpi idrici, elaborazione del Piano regionale di monitoraggio dei corpi idrici con l'implementazione e l'integrazione delle relative reti di monitoraggio*. P.O.R. Sicilia 2000/2006, Misura 1.01.
- ARPAV (2008) *PROGETTO BIO60 Attività propedeutiche all'implementazione della Direttiva 2000/60/CE*.
- Bernez, I., Daniel, H. & Haury, J. (2001) Etude des variations des communautés végétales aquatiques sous l'effet des perturbations anthropiques en rivière régulée. *Bull. Fr. Peche Piscic*, 357/358, 169-190.
- Ceschin, S. & Salerno, G. (2008) La vegetazione del basso corso del Fiume Tevere e dei suoi affluenti (Lazio, Italia). *Fitosociologia*, 45 (1), 39-74.
- Dawson, F. H. & Szoszkiewicz, K. (1999) Relationships of some ecological factors with the associations of vegetation in British rivers. *Hydrobiologia*, 415, 117-122.
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (1998) The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 384, 75-88.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Thiébaud, 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 & CREUM. Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie.
- Iberite, M. & Pelliccioni, I. (2009) La flora delle acque interne dell'Agro Pontino (Lazio Meridionale): indagini preliminari. *Ann. Bot.* (Roma), n.s., 9 (suppl.), 155-164.
- 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. *Int. Rev. Hydrobiol.* (Berlin), 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. *Atti XVII Convegno G. Gadio per l'Ecologia di base "Un mondo che cambia: successioni ecologiche, invasioni biologiche ed alterazioni antropiche"*. Alessandria, 9-11 maggio. Studi Trentini di Scienze Naturali 86.
- Minciardi, M. R., Azzollini, R. & Spada, D. (in stampa) Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive. In: *Atti del XVIII Congresso Nazionale S.It.E "Ecologia, Emergenza, Pianificazione"*, Parma 1-3 settembre 2008 – Biologia Ambientale.
- Minciardi, M. R., Rossi, G. L., Azzolini, R. & Betta, G. (2003) *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. Provincia di Torino – ENEA.
- Minciardi, M. R., Spada, D., Rossi, G. L., Angius, R., Orrù, G., Mancini, L., Pace, G., Marcheggiani, S. & Puccinelli, C. (2009) Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche. *Rapporto Tecnico ENEA-BAS*, 23.

- Morgana, J., Betta, G., Minciardi, M. R., Prato, S., Rosa, S. & Naviglio, L. (2005) La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*, **24**, 21-32.
- 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*. Environment Agency of England & Wales, Bristol.
- Pall, K. & Moser, V. (2006) *Work instruction rivers. A4-01a Quality element makrophytes: fieldwork, sampling, reappraisal of samples and assesment*. Lebensministerium, Vienna.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003) The Trophic Index of Macrophytes (TIM): a New Tool for Indicating the Trophic state of Running water. *Int. Rev. Hydrobiol.*, **88**, 49-67.
- Venanzoni, R. & Gigante, D. (2000) Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria. *Fitosociologia*, **37** (2), 13-63.

L'utilizzo delle macrofite per il controllo della qualità dei corsi d'acqua umbri: applicabilità e problemi

The use of macrophyte communities to evaluate the Umbrian water courses quality: applicability and problems

**Elisabetta Ciccarelli*, Tatiana Notargiacomo,
Fedra Charavgis & Linda Cingolani**

ARPA Umbria, Via Pievaiola San Sisto, 06132 Perugia
*e.ciccarelli@arpa.umbria.it

Riassunto

Nel 2008 è stato avviato sui corsi d'acqua umbri il monitoraggio degli indicatori biologici secondo quanto previsto dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE e dal D.L.g.s. 152/06. Per quanto riguarda il rilevamento della componente vegetazionale, nel periodo luglio-ottobre 2008 è stato effettuato un campionamento delle macrofite su 17 siti, appartenenti a diverse tipologie fluviali del reticolo idrografico del fiume Tevere. La metodologia di riferimento utilizzata è quella indicata nel Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti. Nel lavoro vengono illustrati i risultati ottenuti da questa prima campagna di monitoraggio, elaborati in modo da trarre informazioni sulla copertura della vegetazione acquatica e sulla ricchezza floristica dei siti indagati, con particolare attenzione alle specie rilevate con maggiore frequenza. Il calcolo degli indici ponderati GIS (Groupement d'Interet Scientifique) e IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Riviere) ci ha permesso di esprimere una prima valutazione sullo stato trofico dei tratti indagati. Il giudizio di qualità, che va da un livello di trofia medio a molto elevato, fornito dagli indici macrofitici per le diverse stazioni monitorate, è stato inoltre confrontato con le valutazioni qualitative derivanti dall'analisi delle concentrazioni dei nutrienti (ortofosfati e azoto ammoniacale) riscontrate sugli stessi siti nel corso del 2008. Nel lavoro si fa riferimento, inoltre, alle principali problematiche emerse dall'applicazione del protocollo di campionamento delle macrofite proposto da APAT e dei due indici macrofitici, elaborati in altri paesi europei, per la classificazione della qualità dei nostri corsi d'acqua.

Il lavoro avviato fornisce un importante contributo per la caratterizzazione dei corpi idrici superficiali umbri e costituisce una base di partenza per l'individuazione di ambienti di particolare interesse naturalistico e per la pianificazione di interventi di gestione e risanamento mirati alla conservazione della biodiversità negli ambienti acquatici.

Parole chiave: Direttiva Quadro 60/2000, macrofite, acque correnti, indici GIS e IBMR, stato trofico

Abstract

The monitoring of biological indicators according to the Water Framework Directive 2000/60/EC and the LD 152/06 started in 2008 on Umbria rivers. The detection of vegetation component in the period from July to October 2008 was carried out by sampling macrophytes on 17 sites belonging to different types of Tiber river drainage network. The reference methodology used is specified in the Protocol for sampling and analysis for macrophyte in running waters (Manual APAT, 2007). This work shows the results obtained from this first monitoring survey, processed in order to get information on aquatic vegetation coverage and floristic richness in the investigated sites, focusing the attention on the most frequently detected species. The computation of the weighted indexes GIS (Groupement d'intérêt scientifique) and IBMR (Index macrophytique biologique en riviere) allowed us to make a preliminary assessment of trophic status of the stretches investigated. The assessment of quality, ranging from medium to very high trophic levels and provided by macrophytic indices, was also compared with the qualitative assessments based on the analysis of concentrations of nutrients (orthophosphate and ammonia) found in the same sites during 2008. The work refers also to the main issues raised by the application of the sampling protocol of macrophytes proposed by APAT and the two macrophytic indices, developed in other European countries used in order to classify the quality of Umbrian rivers. The work represents an important contribution for the characterization of surface water bodies in Umbria and it is a starting point in order to identify environments of peculiar naturalistic interest and to plan actions focused on the rehabilitation and conservation of biodiversity in aquatic ecosystems.

Keywords: WFD 60/2000, macrophytes, running waters, index GIS and IBMR, trophic state

Introduzione

Le macrofite svolgono un importante ruolo nell'ambito degli ecosistemi acquatici e sono ritenute degli ottimi indicatori biologici dell'inquinamento derivante dall'eccessivo carico di nutrienti e organico (Caffrey, 1987; Kelly & Whitton, 1995; Haury et al., 1996; Robach et al., 1996; Thiebaut et al., 1999; Clarke et al., 2001). Lo studio delle comunità macrofitiche permette di evidenziare importanti cambiamenti dei corsi d'acqua derivanti dalle continue pressioni che l'uomo esercita sul territorio e fornisce informazioni utili per l'attuazione di interventi di risanamento degli ambienti fluviali e per il raggiungimento degli obiettivi di qualità ai sensi della

Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE). In base a quanto previsto dal D.L.g.s. 152/06 per il controllo sulle acque superficiali, nel 2008 è stata avviata una campagna di monitoraggio delle macrofite, finalizzata alla valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua umbri. L'attivazione del biomonitoraggio ha permesso di sperimentare il "Protocollo di campionamento e analisi delle macrofite presenti nelle acque correnti" (APAT, 2007) e di evidenziare sia le principali problematiche legate all'applicazione di tale metodologia di campionamento, che quelle relative all'elaborazione dei dati secondo due dei più comuni indici macrofitici applicati a livello europeo: GIS e IBMR.

Materiali e metodi

I campionamenti della vegetazione acquatica sono stati eseguiti nel periodo luglio–ottobre 2008 su 17 stazioni scelte sulle diverse tipologie fluviali del bacino del fiume Tevere, individuate per il territorio umbro (Fig. 1).

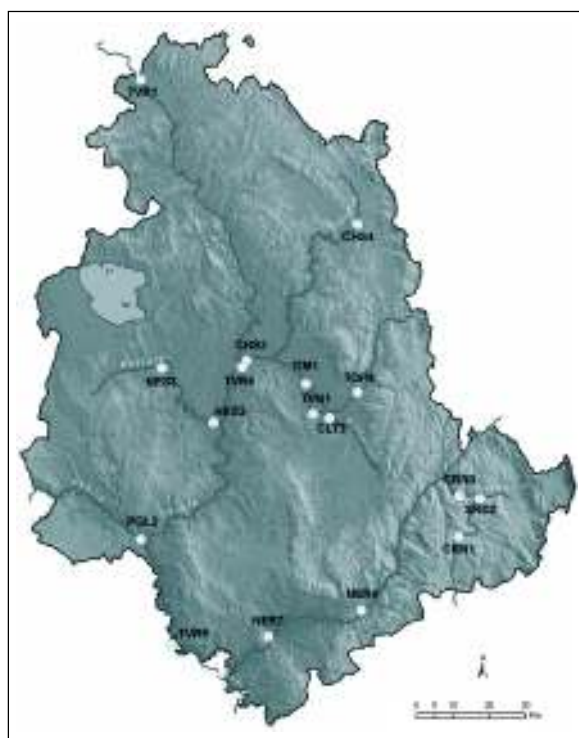


Figura 1: Stazioni di campionamento.

Il rilievo della comunità macrofitica è stato eseguito secondo il Protocollo sopraccitato, che prevede il rilevamento della copertura totale a macrofite su un tratto di almeno 50 m (rappresentativo del corso d'acqua in esame), l'identificazione dei taxa presenti (appartenenti ai gruppi di fanerogame, briofite, pteridofite e macroalghe) e una stima della loro abbondanza espressa mediante valori che vanno dal 5 al 100%. Sulle stazioni individuate per il monitoraggio della comunità macrofitica sono stati eseguiti prelievi per la determinazione delle concentrazioni di azoto ammoniacale (APAT 4030 A2 Man 29 2003) e ortofosfati (APAT 4110 Man 29 2003).

Per la valutazione della qualità delle acque correnti è stata sperimentata l'applicazione degli indici macrofitici: GIS (Groupement d'Interet Scientifique) (Haury et al., 1996; Minciardi et al., 2003) e IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Riviere; AFNOR, 2003).

Nel primo caso per il calcolo dell'indice si tiene conto del coefficiente di abbondanza delle specie rilevate (valori da 0,5 a 5 specifici per 6 diversi intervalli di copertura) e di un punteggio di sensibilità/tolleranza individuato per ogni singolo taxon indicatore (da 0 a 10). I valori GIS (abbondanza/dominanza) ottenuti sono stati utilizzati per la valutazione della qualità dei siti indagati in base alla classificazione proposta da Minciardi et al. (2003). La determinazione dell'IBMR si basa, invece, su tre coefficienti specifici da assegnare ad ognuna delle specie indicatrici rilevate: quello di abbondanza (valori da 1 a 5, suddivisi fra i 5 diversi intervalli di copertura), quello di oligotrofia che va da 1 a 20 e uno di stenoecia che varia da 1 a 3. I valori IBMR calcolati hanno permesso di effettuare una prima classificazione dei tratti indagati in base al livello trofico.

Risultati

Per quanto riguarda la copertura della vegetazione acquatica l'analisi dei dati raccolti permette di evidenziare percentuali superiori al 50% (coperture abbondanti del sito) in 7 tratti, localizzati prevalentemente su corsi d'acqua di pianura (Fig. 2), che attraversano aree ad agricoltura intensiva, che ricevono consistenti carichi organici e con caratteristiche idromorfologiche favorevoli allo sviluppo delle macrofite (basse velocità di corrente e scarsa ombreggiatura dell'alveo).

Nelle altre 10 stazioni, con coperture comprese tra 50 e 5%, la modesta/scarsa crescita di macrofite potrebbe essere legata, in alcuni siti, al notevole ombreggiamento, ad elevate velocità di corrente e instabilità dei substrati (NER4, NER7,

CRN3), mentre, in altri tratti, lo sviluppo limitato delle piante acquatiche potrebbe essere dovuto soprattutto all'elevata torbidità e a diversi impatti antropici (TIM1, TVN1, TVR5, CHS3).

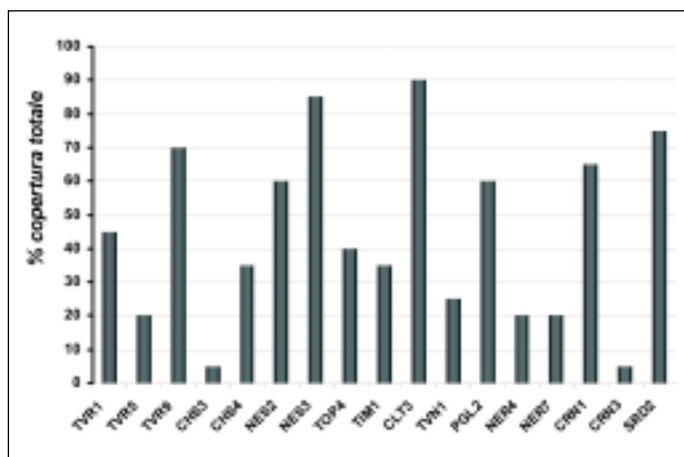


Figura 2: Rappresentazione grafica delle percentuali di copertura delle macrofite rilevate.

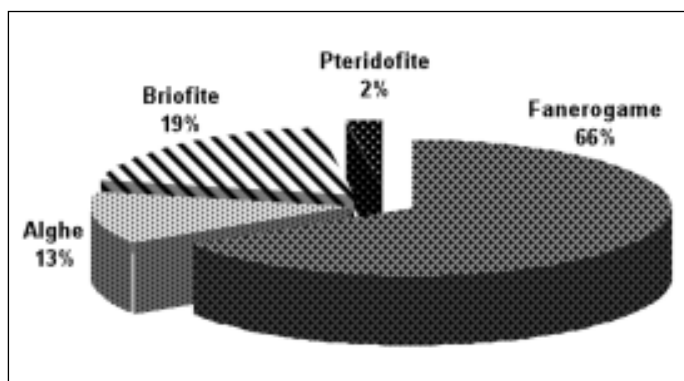


Figura 3: Distribuzione percentuale dei taxa rilevati nel gruppo delle macrofite.

Dall'analisi della distribuzione dei taxa rilevati nel gruppo delle macrofite (Fig. 3) si nota che le fanerogame rappresentano una quota piuttosto elevata (66%), attribuibile alla presenza nei tratti indagati di numerose erbacee sopracquatiche in stretta connessione con gli ecosistemi acquatici.

Il contributo delle specie prettamente acquatiche, appartenenti prevalentemente ai generi *Lemna*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Potamogeton*, *Callitriche*, *Zannichellia*, risulta, invece, piuttosto modesto (circa il 22%). Le briofite, che rappresentano circa il 20% delle macrofite campionate, pur essendo caratterizzate da

bassi valori di copertura, presentano una buona diversificazione in specie. Complessivamente sono stati riscontrati 18 taxa, che colonizzano prevalentemente substrati stabili (roccia, massi) dei corsi d'acqua a regime torrentizio, con forte dinamismo delle acque ed elevato ombreggiamento. Le macroalghe, pur rappresentando complessivamente il 13% della comunità macrofittica, costituiscono una componente importante, spesso predominante ed invasiva, nei tratti fluviali a lento decorso, con elevati carichi trofici e sottoposti a forte irraggiamento. Per quanto riguarda la ricchezza floristica (Fig. 4), il 52% dei siti monitorati mostra una buona ricchezza in taxa (>20).

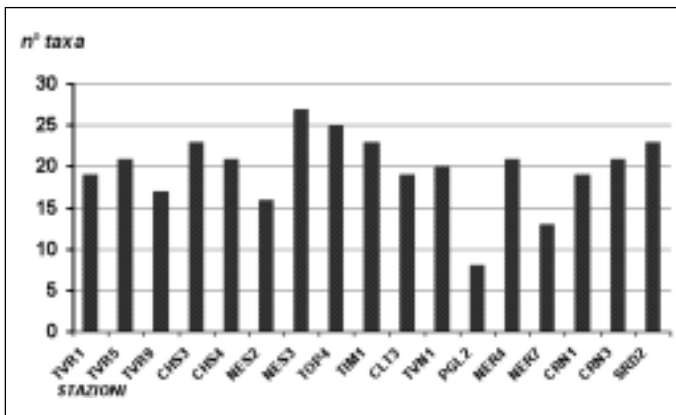


Figura 4: Ricchezza floristica rilevata nelle stazioni monitorate.

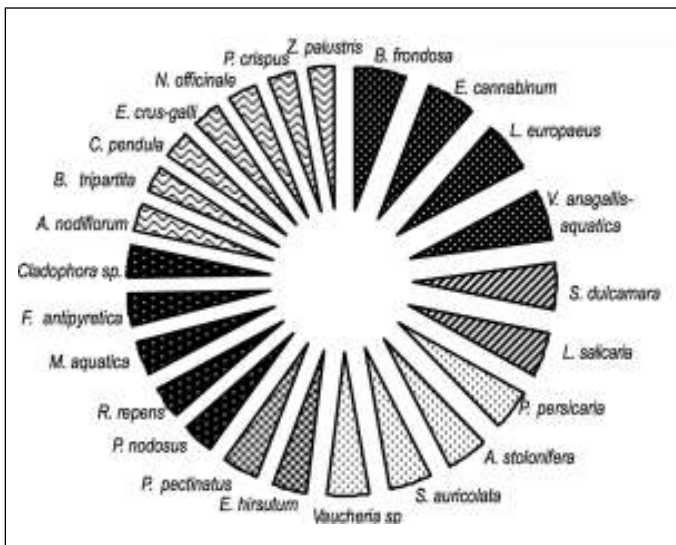


Figura 5: Specie più comuni riscontrate nelle stazioni monitorate.

I tratti lungo i fiumi Nestore (NES3), Sordo (SDR2), Topino (TOP4), Chiascio (CHS4) e Timia (TIM1), oltre ad essere interessati da una buona copertura macrofittica, sono risultati caratterizzati da un'apprezzabile diversificazione floristica. I siti sul Corno (CNR3) e sul Chiascio (CHS3) pur avendo uno sviluppo delle popolazioni molto limitato sono, tuttavia, interessati da una discreta biodiversità. Il tratto sul Paglia (PGL2) ha presentato in assoluto il minor numero di specie; la comunità, estremamente semplificata, risulta costituita quasi esclusivamente da specie del genere *Potamogeton* e macroalghe.

Le specie rilevate con maggiore frequenza nelle stazioni monitorate (Fig. 5) sono piante erbacee associabili a cenosi spondali presenti anche in ambienti con disturbi antropici evidenti (*Bidens frondosa*, *Eupatorium cannabinum*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, ecc.).

La componente di fanerogame più strettamente acquatica comprende prevalentemente specie come *Veronica anagallis-aquatica*, *Mentha aquatica*, *Apium nodiflorum* e *Nasturtium officinale*, associabili ad ambienti mesoeutrofici ed idrofite tolleranti ad elevate concentrazioni di nutrienti, tipiche di acque eutrofiche-ipertrofiche come *Potamogeton pectinatus*, *P. nodosus* e *Zannichellia palustris*. Le alghe filamentose maggiormente presenti appartengono a due generi cosmopoliti, che in alcuni tratti raggiungono valori di copertura piuttosto elevati: *Vaucheria* sp. e *Cladophora* sp., quest'ultima risulta capace di colonizzare ambienti ricchi di nutrienti (John et al., 2002). Tra le briofite *Fontinalis antipyretica* è risultata la specie più diffusa.

C'è da sottolineare che l'identificazione delle componenti vegetali a livello di specie è risultata piuttosto difficoltosa, soprattutto nei casi in cui per il riconoscimento è indispensabile l'osservazione delle strutture riproduttive (es. per il genere Callitriche e per le alghe filamentose). Grandi difficoltà sono state riscontrate anche per l'identificazione delle briofite fino a livello di specie, pertanto in questa fase ci siamo dovuti avvalere del supporto di briologi esperti.

Indici macrofittici

I dati relativi al monitoraggio delle macrofite sono stati utilizzati per il calcolo di due degli indici più in uso in ambito europeo: l'indice GIS e l'IBMR. Tutti i valori dell'Indice GIS ottenuti dall'applicazione della metodologia di Haury et al. (1996), modificata da Minciardi et al. (2003), sono risultati < 5. Secondo tale metodo le concentrazioni di azoto ammoniacale e ortofosfati corrispondenti dovrebbero raggiungere, pertanto, valori superiori a 100-150 µg/l. Applicando ai valori ottenuti la classificazione proposta da Minciardi et al. (2003) per la valutazione dello stato

traffico, le stazioni ricadrebbero nelle 2 classi di qualità peggiori (ambienti eutrofici e altamente eutrofici) (Fig. 6).

Si ritiene utile evidenziare che l'affidabilità dell'indice risulta limitata a causa dal mancato riscontro, nell'elenco delle specie indicatrici del GIS (acquatiche + sopracquatiche), di 30 dei 95 taxa rilevati. I valori ottenuti dall'applicazione dell'indice IBMR, secondo AFNOR (2003) sono rappresentati nella figura 7.

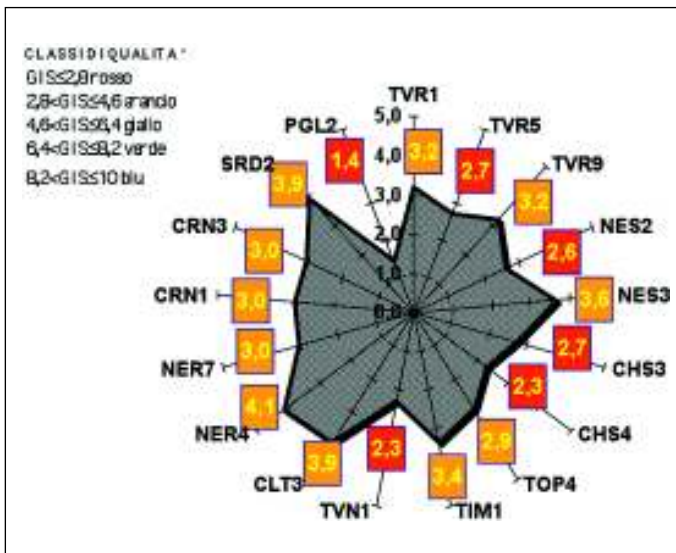


Figura 6: Rappresentazione dei valori GIS e della classificazione secondo Minciardi et al. (2003).

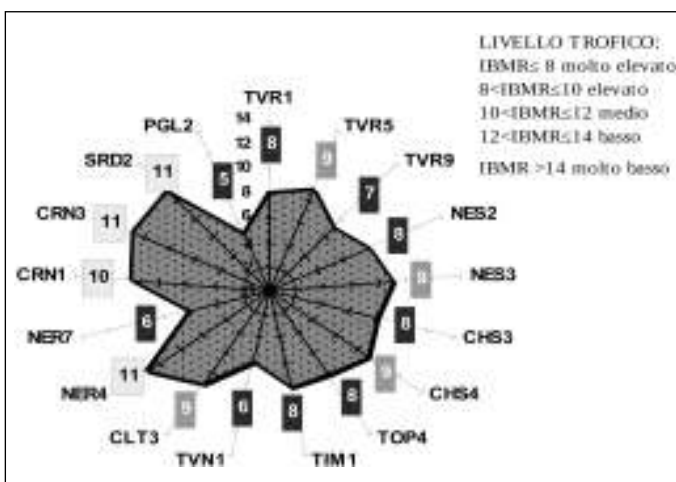


Figura 7: Rappresentazione dei valori dell'Indice IBMR e dei relativi livelli trofici.

Dall'analisi dei dati si può osservare come tale indice riesca ad individuare un maggior numero di livelli trofici degli habitat esaminati (medio, elevato, molto elevato). Anche relativamente all'IBMR è importante segnalare una parziale affidabilità del giudizio derivante dall'indice, a causa l'esclusione dal calcolo di molte delle specie rilevate nei nostri campionamenti (44 taxa su 95). I taxa non compresi nella lista floristica appartengono soprattutto a fanerogame acquatiche e sopracquatiche e ad alcune briofite.

Per quanto riguarda i dati chimici relativi all'azoto ammoniacale e agli ortofosfati, determinati nei tratti in esame nel corso del 2008 (Fig. 8), si può evidenziare che ben 13 stazioni su 17 presentano concentrazioni di azoto ammoniacale tipiche di ambienti eutrofici di qualità scadente.

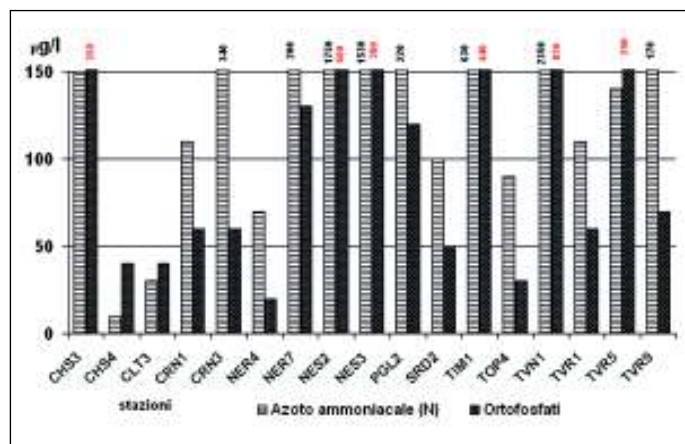


Figura 8: Rappresentazione dei valori degli ortofosfati e dell'azoto ammoniacale registrati nel corso del 2008.

Tali dati (valori medi annuali) sembrerebbero concordare con il giudizio di qualità derivante dagli indici macrofitici applicati. Al contrario, le concentrazioni degli ortofosfati confermano il giudizio sullo stato trofico derivante dagli indici macrofitici GIS e IBMR, solo in 6 stazioni.

Conclusioni

Questo primo approccio al monitoraggio delle macrofite dei corsi d'acqua umbri ha permesso di avviare una prima raccolta dati per lo studio della biodiversità e della qualità di siti che non erano stati mai indagati attraverso rilevamenti vegetazionali. L'indagine ha reso possibile, inoltre, la sperimentazione della metodologia proposta da APAT e dei due degli indici (GIS e IBMR) più utilizzati per la valutazione della qualità trofica degli ambienti studiati. L'elaborazione di questi primi dati mediante tali indici ha permesso di evidenziare l'immissione nei corsi d'acqua umbri indagati di un consistente carico organico che determina il raggiungimento di livelli trofici medio-alti.

Una delle principali problematiche riscontrate durante l'avvio del monitoraggio della vegetazione acquatica, è la carenza di strumenti formativi efficaci per acquisire conoscenze specialistiche richieste. Per quanto riguarda la metodologia di rilevamento delle macrofite proposta da APAT, si segnala la necessità di aggiornare e completare le procedure analitiche in funzione dell'indice da utilizzare per l'elaborazione dati ai fini della classificazione delle acque correnti.

Altro punto fondamentale è la revisione delle liste floristiche e l'attribuzione degli opportuni coefficienti per il calcolo degli indici, tenendo conto della flora tipica dei diversi habitat presenti sul territorio italiano in rapporto alla qualità delle acque e alle pressioni ambientali. Tale revisione, risulta indispensabile per rendere affidabile l'indice da applicare e non può prescindere da una collaborazione tra i vari operatori delle Agenzie Regionali per l'Ambiente, gli unici costantemente presenti sul territorio per le attività di biomonitoraggio.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Prof. M. Aleffi e la Dr.ssa R. Tacchi del Dipartimento di Scienze Ambientali, Sezione di Botanica ed Ecologia, Laboratorio di Briologia dell'Università degli Studi di Camerino per il prezioso contributo offerto nelle fasi di determinazione della componente briologica.

Bibliografia

- AFNOR, (2003) *Qualité de l'eau: détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en rivière (IBMR)*. NF T 90-395.
- Caffrey, J. M. (1987) *Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers*. In: Biological indicators of pollution. Ed. Royal Irish Academy, Dublin, 77-87.
- Clarke, S. & Wharton, G. (2001) Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Sci. Total Environ.*, **266**, 103-112.
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale".
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (1998) The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, **384**, 75-88.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.
- John, D. M., Whitton, B. A. & Brook, A. J. (2002) *The freshwater algal flora of the British isles*. Cambridge University Press, Cambridge.
- G.I.S. Macrophytes des Eaux Continentales (1998) *Biologie et Ecologie des espèces végétales aquatiques proliférant en France*. Agence de l'Eau, 173 pp.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Trémolières, M., Barbe, J., Dutatre, A. & Guerlesquin, M. (1996) Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie*, **27**(4), 233-244.
- APAT (2007) *Metodi biologici per le acque*. Parte I Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. appl. Phycol.*, **7**, 433-444.
- APAT, IRSA-CNR (2003) Manuali e linee guida 29/2003 Metodi analitici per le acque.
- 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.
- Robach, F., Thiebaut, G., Trémolières, M. & Muller, S. (1996) A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic water in north-east France. *Hydrobiologia*, **340**, 67-76.
- Thiebaut, G. & Muller S. (1999) A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, **410**, 17-24.
- Thiebaut, G., Vanderporten, A., Guerold, F., Boudot, J. P. & Muller, S. (1998) Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges Mountains (N.E. France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere*, **36**, 1275-1289.

Prima caratterizzazione delle comunità a macrofite acquatiche in alcuni corsi fluviali della Provincia di Cosenza

Preliminary characterization of the aquatic macrophyte communities in water courses of the Cosenza Province

**Antonietta Mezzotero^{1*}, Maria Rita Minciardi²,
Concita Daniela Spada², Luana Gallo¹ & Lucio Lucadamo¹**

¹ Laboratorio di Ecologia Generale ed Applicata, Università della Calabria, Cubo 6b,
Arcavacata di Rende, 87036 (CS)

² ENEA Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura, C.R. ENEA Strada
per Crescentino, 13040 Saluggia (VC)

*antonella_mez@libero.it

Riassunto

Durante le stagioni vegetative 2007 e 2008 sono state condotte ricerche per la caratterizzazione e la valutazione ecologica delle cenosi a macrofite presenti lungo alcuni corsi d'acqua della provincia di Cosenza (Italia meridionale). Nello studio, si è privilegiata la ricerca di stazioni interessate da pressioni antropiche nulle o contenute. Sono state individuate 21 stazioni localizzate soprattutto in ambito montano. I dati derivanti dai rilievi stazionali sono stati elaborati utilizzando indici macrofitici europei principalmente finalizzati alla valutazione dello stato trofico che hanno dimostrato ampia applicabilità in Italia negli ultimi anni. I risultati hanno evidenziato la diffusa presenza della comunità negli ambiti in esame, hanno condotto all'analisi critica degli indici macrofitici utilizzati ed hanno consentito anche una prima caratterizzazione delle comunità presenti nei corsi d'acqua del territorio indagato.

Parole chiave: Regione Calabria, macrofite acquatiche, IBMR, MTR

Abstract

The characterization and ecological evaluation of macrophyte communities of some watercourses flowing through the province of Cosenza (South Italy) were carried out during the 2007 and 2008 growing Seasons. Totally 21 mountain sampling stations, placed in areas where the anthropic pressure were absent or highly reduced, were monitored. Biocenoses data were used to calculate European macrophytic indexes

aimed at the evaluation of trophic status. These indexes were recently successfully applied to Italian water network and this study is a further test of their applicability in to a geographic national area where macrophytes studies are still very scarce. The work resulted in an analysis of structure of macrophytic communities and showed their widespread presence through all the monitored basins.

Keywords: Calabria Region, aquatic macrophytes, IBMR, MTR

Introduzione

La biocenosi a macrofite acquatiche, utilizzata già da diversi anni in molti paesi europei quale comunità indicatrice (Newman et al., 1997; Haury et al., 2000; AFNOR, 2003; Schneider & Melzer, 2003; Meilinger et al., 2005), è compresa tra gli elementi di qualità biologica della Direttiva 2000/60/CE e deve essere, quindi, indagata nei routinari piani di monitoraggio.

La gran parte degli indici macrofitici usati in Europa è stata prioritariamente finalizzata alla valutazione dello stato trofico; tali indici, pur non pienamente conformi a quanto richiesto dalla Direttiva 2000/60, consentono di stimare un parametro fondamentale per la caratterizzazione degli ecosistemi delle acque lotiche e costituiscono una base culturale e metodologica essenziale nello sviluppo di strumenti di indagine adeguati alle richieste della Direttiva Quadro stessa. Poiché l'applicazione della Direttiva in Italia sta comportando un complesso percorso di caratterizzazione delle cenosi macrofitiche di riferimento nelle diverse tipologie fluviali e di individuazione di metriche idonee alla valutazione della comunità, risulta necessario estendere tale processo anche all'Italia meridionale, e soprattutto alla Calabria, in quanto del tutto carente di dati.

Materiali e metodi

Sono stati studiati 17 bacini della Provincia di Cosenza per un totale di 21 stazioni di campionamento, riportati qui di seguito: Argentino (ARG1 e ARG2), affluente del fiume Lao; Rosa (R1 e R2), Occido (OC), Coscile (CO), Arente (AR1 e AR2) e Busento (B), affluenti del fiume Crati; Crati (CRA); Laurenzana (LAU), Santa Croce (SC) e Ortiano (ORT), affluenti del fiume Trionto; Grande (GRA), affluente del fiume Savuto; Abatemarco (AB1 e AB2), Bagni (BA), Oliva (OLV), Fabiano (FA), Corvino (COV) e Nicà (NI) (Fig. 1).

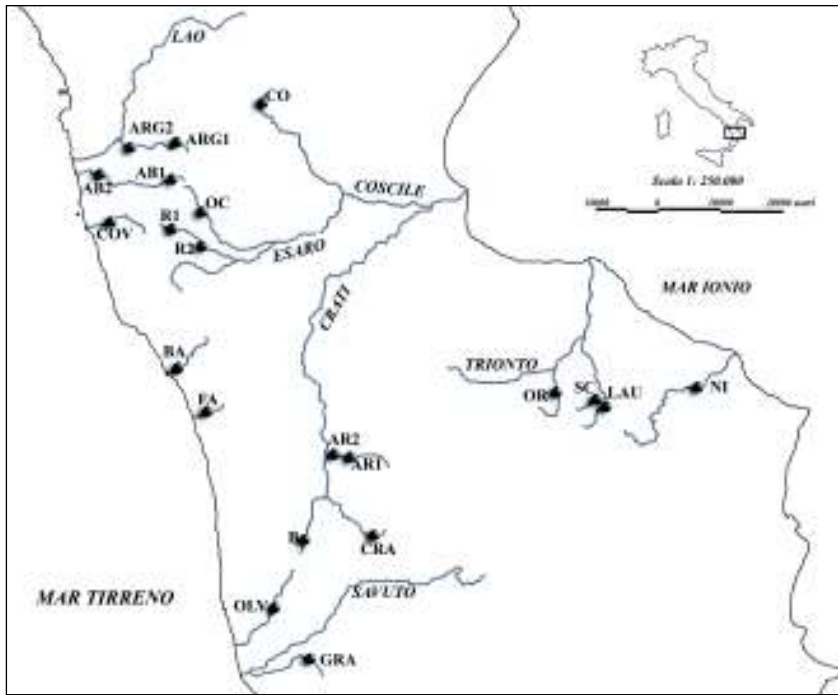


Figura 1: Area di studio e ubicazione dei siti di campionamento.

I bacini dei fiumi Argentino, Abatemarco, Rosa, Occido, Coscile, Nicà, Laurenzana e Corvino si caratterizzano per la prevalenza di substrati calcarei. Quelli dei fiumi Bagni, Arente, Busento e Craticello (Crati) sono accomunati dalla prevalenza di substrati magmatici acidi. I bacini di S. Croce, Ortiano, Grande e Oliva comprendono sia substrati calcarei sia acidi.

Le stazioni più a monte dell'Argentino (ARG1), dell'Abatemarco (AB1) e quella sul Craticello sono caratterizzate dalla quasi completa assenza di pressioni mentre quella superiore del Rosa (R1) e la stazione sul Busento da antropizzazione rada e ridotta attività agricola; le stazioni rimanenti si collocano in segmenti fluviali su cui incidono pressioni antropiche di varia natura. Le stazioni più a valle dei fiumi Arente (AR2), Abatemarco (AB2) e Argentino (ARG2), nonché quelle sui fiumi Nicà, Laurenzana, S. Croce e Coscile sono inserite in ambiti territoriali ove l'agricoltura viene intensamente esercitata. In altri casi, a un'attività agricola meno intensa si sommano i reflui rilasciati da aree urbane di varia dimensione, come nel caso delle stazioni sui fiumi Oliva, Grande e Fabiano. Sono meno rilevanti le pressioni che insistono in corrispondenza delle stazioni site sui fiumi Corvino, Occido e Bagni (scar-

sa urbanizzazione e attività agricola poco diffusa). Le stazioni B, CO e CRA sono prossime all'area sorgiva mentre le altre mostrano una tipica morfologia metaritrale e, talvolta, iporitrale. La fascia di vegetazione arborea riparia appare, in media, ben preservata con sviluppo di un ombreggiamento apprezzabile, sebbene in alcune stazioni (CO, NI, ORT, AR2) appaia diradata o assente.

Lo studio delle macrofite acquatiche è stato condotto tra l'autunno 2006 e l'autunno 2008; le campagne di monitoraggio sono state effettuate durante le stagioni vegetative del 2007 e del 2008.

I bacini indagati nel primo anno sono stati Argentino, Abatemarco, Occido, Coscile, Rosa, Bagni, Arente, Busento, nel secondo Corvino, Fabiano, Crati, Oliva, Grande, Ortiano, S. Croce, Laurenzana e Nicà.

Le modalità di campionamento, conformi alla norma UNI EN 14184:2004 CEN ed al protocollo nazionale di campionamento APAT-ISPRA (2007), sono concordi con quanto definito dai protocolli di applicazione degli indici utilizzati (Newman et al., 1997; AFNOR, 2003). Sono stati rilevati e annotati su un'apposita scheda di campo messa a punto da ENEA (Minciardi et al., 2003) parametri stazionali tra cui ampiezza, profondità, granulometria prevalente, condizioni idrologiche, vegetazione delle rive, uso del suolo nel territorio circostante. Per mezzo di sonde multiparametriche sono stati misurati in campo alcuni parametri idrochimici quali pH, temperatura, conducibilità elettrica, solidi disciolti totali, ossigeno disciolto e relativa percentuale di saturazione; sono stati prelevati campioni d'acqua sui quali sono stati determinati NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , tramite cromatografia ionica, alcalinità e COD (APAT-CNR/IRSA, 2003).

Le fanerogame e le pteridofite sono state riconosciute a livello di specie (Pignatti, 1982), così come le briofite (Smith, 1996, 2004). Le alghe sono state determinate sino al genere (Bourrelly, 1966; John et al., 2005).

Lo studio della struttura delle comunità è stato realizzato mediante la *Detrended Correspondence Analysis* (DCA) e la *Canonical Correspondence Analysis* (CCA), utilizzando il software PC-ORD4.

Gli indici macrofitici utilizzati sono stati il *Mean Trophic Rank* (Newman et al., 1997) e l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (AFNOR, 2003), risultati affidabili nella valutazione della trofia dei reticoli idrologici nazionali (Azzollini et al., 2003; Minciardi et al., 2003, 2005; Morgana et al., 2005; Minciardi et al., in stampa).

L'IBMR consente la classificazione della stazione su 5 livelli di trofia; l'MTR, invece, permette solo di valutare il rischio di eutrofizzazione su 3 livelli.

Risultati

Sono stati individuati 35 muschi, 11 epatiche, 30 alghe, 35 fanerogame e 4 pteridofite. Muschi e alghe appaiono presenti, rispettivamente, nel 92,1% e 97,4% dei casi, le epatiche nel 50%, le fanerogame nel 31,5% e le pteridofite solo nel 5,26%. Le alghe mostrano il valore più alto di copertura totale (49%) seguite dai muschi (36%) e dalle fanerogame (14%). L' α -diversità algale (valore medio della ricchezza) è più alta rispetto a quella dei muschi (5 e 3), mentre i valori di copertura si equivalgono (rispettivamente 15 e 16). Per le fanerogame entrambi i parametri sono pari a zero per la scarsa frequenza di rinvenimento.

Se si prendono in esame i taxa dominanti (in base alla % di rinvenimento e al valore medio % di copertura nei campioni ove l'organismo è presente), tra i muschi prevalgono *Platyhypnidium riparioides* (presente nel 70% dei casi) e *Palustriella commutata* (20%), entrambi con una copertura media dell'11%. Tra le alghe, risulta dominante *Cladophora glomerata*; è importante la presenza di *Bangia atropurpurea*, *Lemanea* sp., *Nostoc* sp., *Oscillatoria* sp. e, solo secondariamente, di *Phormidium* sp. e *Homeothrix* sp.

Epatiche e fanerogame si rinvencono sporadicamente ad eccezione, per le prime, di *Marcanthia polymorpha* e *Pellia endiviifolia* e, per le seconde, di *Apium nodiflorum*, *Veronica beccabunga*, *Veronica anagallis-aquatica* e *Nasturtium officinale* e, soprattutto, *Groenlandia densa* che, pur rinvenendosi in una sola stazione (CO), mostra valori medi di copertura elevati (30%).

La DCA individua gradienti molto intensi (lunghezza gradiente: asse 1 = 6,026, asse 2 = 3,884) con una sostituzione pressoché completa dei taxa (McCune & Grace, 2002) e intercetta una quota apprezzabile di variazione in relazione ai primi due assi (R^2 primo asse = 38,3%, R^2 secondo asse = 14%, R^2 tot = 52,3%). Nel grafico risultante (Fig. 2) si individuano un primo cluster in basso a destra comprendente campioni a prevalenza fanerogamica (morfotipi iporitrati), un secondo in posizione centrale a prevalenza algale e/o muscinale (morfotipi metaritrati) e due microcluster in posizione latero-prossimale a prevalenza briofitica (morfotipi metaritrati). Mentre la maggior parte delle stazioni modificano di poco, nella transizione primavera-estate, la loro posizione nello spazio di ordinamento appare molto marcato il cambiamento per le stazioni R1 e B passando, la prima da una colonizzazione briofitica ad una algale, viceversa, la seconda.

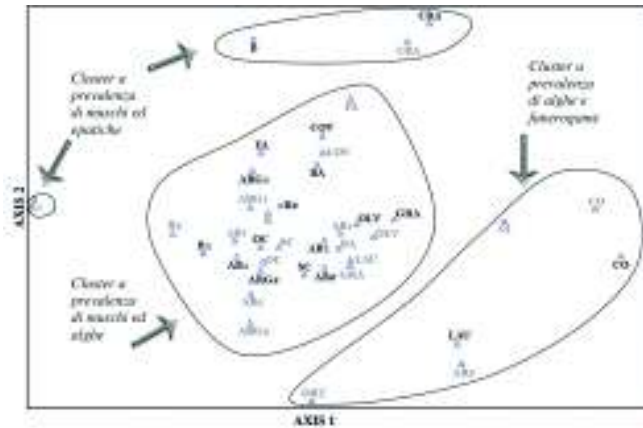


Figura 2: Risultati della *Detrended Correspondence Analysis* (DCA) applicata ai campionamenti primaverili (sigle in grigio) ed estivi (sigle in nero).

L'ordinamento dei campioni nella CCA (a cui risulta associata circa il 20% della variazione totale, test di Montecarlo: $p = 0,0010$) mostra una buona sovrapposizione con quella della DCA e suggerisce che le stazioni a prevalenza fanerogamica si ordinano in base ai parametri di substrato fine e NO_3^- mentre quelle a prevalenza algale e muscinale in base ai substrati di taglia maggiore, alla temperatura, all'ombreggiamento ed alla velocità di corrente (Fig. 3). Tra i parametri idrochimici, benché misurati in maniera puntiforme nel tempo, alcuni assumono valori decisamente anormali in relazione al naturale gradiente monte-valle e, segnatamente, l' NH_4^+ nelle stazioni R1, AR2 e BA in primavera, e R1 e R2 in estate, l' NO_3^- nelle stazioni NI, FA, GRA e COV in primavera e la conducibilità in circa il 30% di tutte le misurazioni.

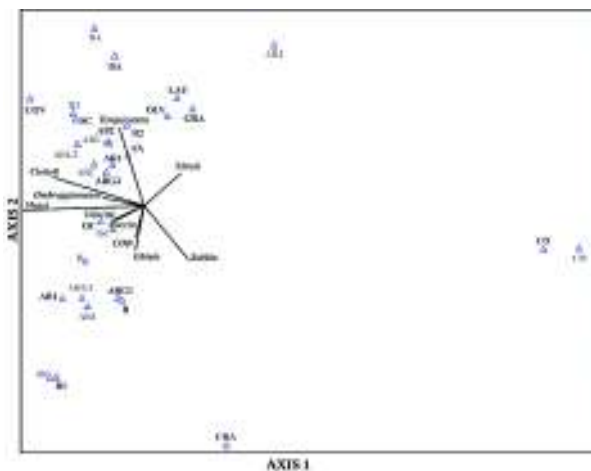


Figura 3: Risultati della *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) applicata ai campionamenti primaverili (sigle in grigio) ed estivi (sigle in nero).

Degli indici macrofitici utilizzati ne è stata testata in primo luogo l'affidabilità (quale rapporto tra numero e copertura dei taxa indicatori rispetto al numero e alla copertura di tutti i taxa): l'IBMR ha condotto a risultati affidabili nel 90 % dei campionamenti rispetto al solo 70 % dell'MTR.

L'applicazione dell'IBMR, nel 40 % dei campionamenti, ha associato le stazioni a livelli trofici lievi o molto lievi, nel 50 % circa a livelli di trofia media e nel 10 % a trofia elevata. L'applicazione dell'MTR, laddove conduce a risultati affidabili, indica solo due stazioni "non a rischio di eutrofizzazione", la maggior parte a "rischio di eutrofizzazione" mentre solo le stazioni AB2, SC e ORT risultano "danneggiate da eutrofizzazione".

Il confronto stagionale dei valori degli indici (Tabb. I e II) indica una diffusa tendenza ad un incremento del livello di trofia secondo l'IBMR che, laddove si hanno valori affidabili, risulta concorde all'andamento dell'MTR.

Tabella I: Valori dell'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière* (IBMR) e del Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) relativi al campionamento primaverile-estivo del 2007.

Stazione	Quota (m s.l.m.)	Valore IBMR	Livello trofico	Valore IBMR	Livello trofico	Macrotipo fluviale per le macrofite	IBMR atteso	IBMR medio	RQE_IBMR	Stato ecologico
		Maggio-Giugno 2007		Settembre 2007						
ARG1	302	12,5	Lieve	14,5	Molto lieve	Ma	12,5	13,5	1,08	Elevato
ARG2	87	11,09	Medio	11,86	Medio	Ma	12,5	11,475	0,918	Elevato
AB1	448	14,14	Molto lieve	13,55	Lieve	Ma	12,5	13,845	1,1076	Elevato
AB2	67	10,04	Medio	9,78	Elevato	Ma	12,5	9,91	0,7928	Sufficiente
R1	450	15	Molto lieve	11,19	Medio	Ma	12,5	13,095	1,0476	Elevato
R2	305	11,54	Medio	12,54	Lieve	Ma	12,5	12,04	0,9632	Elevato
AR1	228	11,26	Medio	12,87	Lieve	Ma	12,5	12,065	0,9652	Elevato
AR2	168	10,54	Medio	Alveo in secca	Alveo in secca	Ma	12,5	10,54	0,8432	Buono
BA	143	11,54	Medio	12,33	Lieve	Ma	12,5	11,935	0,9548	Elevato
CO	565	11,76	Medio	11,95	Medio	Ma	12,5	11,855	0,9484	Elevato
B	781	9,75	Elevato	20	Molto lieve	Ma	12,5	14,875	1,19	Elevato
OC	305	12,26	Lieve	13,41	Lieve	Ma	12,5	12,835	1,0268	Elevato

Tabella II: Valori dell'Indice Biologique Macrophytisque en Rivière (IBMR) e del Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) relativi al campionamento primaverile-estivo del 2008.

Stazione	Quota (m s.l.m.)	Valore IBMR	Livello trofico	Valore IBMR	Livello trofico	Macrotipo fluviale per le macrofite	IBMR atteso	IBMR medio	RQE_IBMR	Stato ecologico
		Maggio-Giugno 2008		Settembre 2008						
FA	87	10,43	Medio	11,3	Medio	Ma	12,5	10,865	0,8692	Buono
COV	112	11	Medio	10,61	Medio	Ma	12,5	10,805	0,8644	Buono
OLV	395	10,9	Medio	11,92	Medio	Ma	12,5	11,41	0,9128	Elevato
LAU	241	10,18	Medio	11,25	Medio	Ma	12,5	10,715	0,8572	Buono
SC	245	7,14	Molto elevato	6,73	Molto elevato	Ma	12,5	6,935	0,5548	Scarso
CRA	1260	15,97	Molto lieve	15	Molto lieve	Ma	12,5	15,485	1,2388	Elevato
GRA	510	8,7	Elevato	11,2	Medio	Ma	12,5	9,95	0,796	Sufficiente
NI	140	8,59	Elevato	11,24	Medio	M5	-	9,915	-	
ORT	348	8,47	Elevato	Alveo in secca	Alveo in secca	M5	-	8,47	-	

I risultati dell'IBMR possono essere elaborati anche alla luce della sua potenziale applicazione per la classificazione nazionale dei corsi d'acqua (Minciardi et al., 2009; Minciardi et al., in stampa-b). Al fine di effettuare la classificazione di una stazione occorre, in primo luogo, individuare per idroecoregione e per ciascuna "tipologia fluviale" i rispettivi siti di riferimento (Buffagni et al., 2006; Minciardi et al., in stampa-b). Per ciascuna comunità di riferimento si calcola l'IBMR che risulta quello "atteso" e, poi, l'RQE_IBMR ovvero il rapporto tra IBMR calcolato e IBMR atteso. Il grado di scostamento dal valore dell'unità individua i differenti livelli di classificazione trofica delle stazioni monitorate.

Effettuando il calcolo dell'EQR_IBMR per le stazioni censite, per lo più appartenenti alla macrotipologia fluviale per le macrofite "Ma" (corsi d'acqua mediterranei molto piccoli e piccoli) (Minciardi et al., in stampa-b), si evidenzia come la grande maggioranza di esse appartenga alla classe di qualità ecologica elevato, ad eccezione delle stazioni AR2, FA, COV e LAU, in stato ecologico buono; sono in uno stato ecologico sufficiente le stazioni AB2 e GRA; è classificata in stato ecologico scarso la stazione SC. Le stazioni NI e ORT non sono correttamente classificabili in termini di RQE_IBMR perché site su corsi d'acqua temporanei.

Discussione

Nelle comunità macrofitiche risultano dominanti le componenti algali e muscinali (considerata la prevalenza di tipologie meta- ed iporitrili) nelle specie di *Platyhypnidium riparioides* (Smith, 2004) e *Cladophora glomerata* (Welch et al., 1998), organismi eurieci, seguiti da taxa a maggiore stenoeccia quali *Palustriella commutata* (Cantonati & Lange Bertalot, 2006) ed il genere *Lemanea* (Kucera & Marvan, 2004).

Sebbene le fanerogame mostrino coperture molto ridotte, il relativo valore di γ -diversità appare il più elevato tra tutti i gruppi tassonomici individuati e ciò suggerisce che gli ambienti monitorati, benché soggetti a pressioni, conservano ancora un numero apprezzabile di nicchie di dimensioni molto contenute.

L'assenza di cambiamenti apprezzabili nella struttura di comunità, fatte le debite eccezioni, suggerisce che l'azione dei fattori limitanti risulta costante nella transizione primavera-estate; la relativa azione prevalente tra segmenti metaritrili ed iporitrili/fondovallivi appare coerente con il gradiente naturale di valori atteso (Schumm, 1971; Vannote et al., 1980). Nei tratti medio-inferiori, ove l'antropizzazione aumenta, le alterazioni di alcune variabili idrochimiche coincidono con l'incremento (in termini di copertura e frequenza) di taxa eurivalenti, a dimostrazione di come le pressioni influenzino la struttura delle comunità a macrofite.

I fattori ecologici preponderanti nel determinare la struttura delle comunità macrofitiche sono risultati essere: la concentrazione di nutrienti, la velocità della corrente, la granulometria e il COD.

La forte influenza esercitata dai primi due fattori è largamente confermata da studi precedenti in altre realtà italiane (Azzollini et al., 2003; Minciardi et al., 2003; Minciardi et al., 2005; Morgana et al., 2005), oltre che dalla letteratura europea degli ultimi anni (Haury et al., 2000; Meilinger et al., 2005; Haury et al., 2006; Pall & Moser, 2006).

Per quanto riguarda la granulometria, è noto come i substrati duri e stabili, in rapporto alla velocità della corrente, favoriscano comunità a forte dominanza di muschi (Haury et al., 2000; Minciardi et al., 2003; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2005; Minciardi et al., in stampa-a) e di alghe rosse reofile quali *Lemanea* sp. (John et al., 2005).

L'applicazione degli indici macrofitici scelti ha condotto a risultati affidabili nella maggioranza delle stazioni, pur con ampie differenze in termini di efficienza.

La maggior ampiezza della lista di taxa indicatori che caratterizza l'IBMR rispetto all'MTR determina una sua maggiore applicabilità poiché aumenta la rappre-

sentatività della comunità indicatrice rispetto alla comunità effettivamente presente con un aumento in termini di affidabilità del risultato. Inoltre l'MTR determinando solo il rischio di eutrofizzazione della stazione, non ne consente una reale classificazione, in termini di livello trofico, contrariamente a quanto invece è possibile fare con l'IBMR.

Comunque, i risultati derivanti dai due indici, nelle stazioni in cui sono entrambi applicabili, sono confrontabili e sembrano rispecchiare la realtà stazionale.

L'analisi congiunta delle pressioni, sia in termini di uso del suolo che di caratterizzazione chimico-fisica stazionale, ha permesso di ritenere siti di riferimento quelli dei tratti sommitali dei torrenti Abatemarco e Argentino (idroecoregione Appennino meridionale) e la stazione sul Craticello (Calabria Nebrodi).

Lo stato ecologico dei siti sottoposti a monitoraggio derivante dal calcolo dell'RQE_IBMR appare coerente con la distribuzione delle pressioni nell'ambito del territorio indagato, risultando prevalentemente elevato o buono come prevedibile in funzione dei criteri di scelta delle stazioni che hanno privilegiato ambiti a buona integrità.

Conclusioni

Lo studio condotto ha permesso di effettuare una prima, seppur sommaria, caratterizzazione delle comunità a macrofite acquatiche in ambito mediterraneo montano, sperimentando, con successo, le modalità di campionamento formalizzate in ambito europeo e nazionale.

In stretta analogia a quanto avviene in altri ambiti montani (sia alpini che appenninici) nel nostro paese, la comunità risulta connotata dalla presenza di muschi ed epatiche a cui si associano alcuni generi algali che, nei siti in cui le pressioni sono assenti o scarsamente significative, sono prevalentemente costituiti da alghe rosse a cui si associano, solo secondariamente, alghe azzurre e verdi.

Gli indici macrofittici utilizzati hanno dimostrato buona applicabilità. In particolare l'IBMR è risultato estremamente efficiente nella valutazione dello stato trofico.

A prescindere dalla formalizzazione e uso di indici di stato ecologico, appare evidente l'utilità delle metodologie di valutazione dello stato trofico, come confermato dal loro uso congiunto in alcuni paesi europei (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger et al., 2005; Pall & Moser, 2006).

Le indagini condotte in questo progetto di sperimentazione hanno avuto come ulteriore obiettivo quello di dare un significativo contributo alla definizione delle condizioni di riferimento per la metrica IBMR, proposta come una metrica di valutazione dello stato ecologico ai sensi della Direttiva 2000/60/CE (Minciardi et al., in stampa-b).

Sebbene l'IBMR abbia dimostrato buona applicabilità ed efficienza e benché risulti vantaggioso utilizzare l'RQE_IBMR quale indice di stato ecologico, valutando la distanza dello stato trofico rinvenuto rispetto allo stato trofico atteso, appare importante definire, in futuro, anche altre metriche di valutazione che, nel loro complesso, permettano di avere a disposizione un robusto indice di stato ecologico.

Bibliografia

- AFNOR (2003) *Qualité de l'eau: détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)-NF T 90-395*, 28 pp.
- APAT-CNR/IRSA (2003) *Metodi analitici per le acque*. Quaderni APAT 29. Voll. I e II, Roma.
- APAT-ISPRA (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. E. & Minciardi, M. R. (2003) *Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio delle acque di canali irrigui: prime applicazioni in un'area del Vercellese*. In: *Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle zone umide"*, Vercelli-Albano Vercellese, 10-11 Novembre 2000. Società Botanica Italiana, Bollettino del Museo Regionale di Storia Naturale del Piemonte, 269-292.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2005) *Instruction Protocol for the Ecological Assessment of Running Waters for Implementation for the EU Water Framework Directive. Macrophytes and Phytobenthos*, 89 pp.
- Bourrelly, P. (1966) *Les algues d'eau douce*. Edition N. Bouée & Cie. Paris IV, Fr.
- 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*, 1, 2-19.
- Cantonati, M. & Lange Bertalot, H. (2006) *Achnantidium dolomiticum* sp. nov. (Bacillariophyta) from oligotrophic mountain springs and lakes fed by dolomite aquifers. *Journal of Phycology*, 42, 1184-1188.
- CEN (2004) *Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters*. EN 14184, 14 pp.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Thiébaud, G., Tremolieres, M., Demars, B., Barbe, J., Dutatre, A., Daniel, H., Bernez, I., Guerlesquin, M. & Lambert, E. (2000) *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques. 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 & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie, 101 pp.
- Haury, J., Peltre, M. C., Tremolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutatre, A., Laplace-Treytoure, 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.

- John, D. M., Whitton, B. A. & Brook, A. J. (2005) *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Kucera, P. & Marvan, P. (2004) Taxonomy and distribution of *Lemanea* and *Paralemanea* (Lemnaceae, Rhodophyta) in the Czech Republic. *Preslia*, **76**, 163-174.
- McCune, B. & Grace, J. B. (2002) *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Glendened Beach, Or.
- 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.
- Minciardi, M. R., Rossi, G. L., Azzollini, R. & Betta, G. (2003) *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA e Provincia di Torino, pp. 64.
- Minciardi, M. R., Rossi, G. L., Azzolini, R., Betta G. & Porro, E. (2005) Proposte di linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino. *Biologia Ambientale* **19**(1), 25-30. Atti del Seminario: Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE. Trento, 12-13 febbraio 2004. Baldaccini G. B., Sansoni G. (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA.
- Minciardi, M. R., Spada, C. D., Rossi, G. L., Angius, R., Orrù, G., Mancini, L., Pace, G., Marcheggiani, S. & Puccinelli, C. (2009) *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle Macrofite acquatiche*. Rapporto Tecnico ENEA RT/2009/23/ENEA, 35 pp.
- Minciardi, M. R., Azzollini, R. & Spada, C. D. (in stampa-a) *Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive*. In Atti del XVIII Congresso Nazionale S.It.E "Ecologia, Emergenza, Pianificazione", Parma 1-3 settembre 2008. *Biologia Ambientale*.
- Minciardi, M. R., Spada, C. D., Rossi, G. L., Angius, R. & Orrù, G. (in stampa-b) *Prima individuazione delle condizioni di riferimento relative alla comunità delle macrofite acquatiche per la classificazione dei corsi d'acqua ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque*. Rapporto Tecnico ENEA.
- Morgana, J. G., Betta, G., Minciardi, M.R., Prato, S., Rosa, S. & Naviglio, L. (2005) La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia Central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*, **24**(1-2), 21-32.
- 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*. Environment Agency, R&D Technical Report E38, 129 pp.
- Pall, K. & Moser, V. (2006) *Quality Elements Macrophytes: fieldwork, sampling, reappraisal of samples and assessment*. Lebenministerium, 44 pp.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003) The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. of Hydrobiol.*, **88**, 49-67.
- Schumm, S.A. (1971) *Fluvial geomorphology: channel adjustments and river metamorphosis*. In: River Mechanics. H.W. Shen (ed.). Vol. 1, Colorado State University Fort Collins, Colorado.
- Smith, A. J. E. (1996) *The Liverworts of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Smith, A. J. E. (2004) *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Vannote, R. L., Minshall, G.W., Cummins, K. W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Welch, E. B., Jacoby, J. M., Horner, R. R. & Seeley, M. R. (1998) Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. *Hydrobiologia*, **157**, 161-168.

La qualità degli habitat fluviali attraverso l'applicazione di indici a due scale di indagine

Application of indices at two spatial scales to detect river habitats quality

**Anna Testi^{1*}, Diego D'Angeli¹, Giuliano Fanelli¹, Stefano Gomasasca²,
Silvia Guidotti¹, Valerio Castigliani³, Mauro Cristaldi³, Marco De
Antonio³, Luisanna Ieradi⁴, Giovanna Martella⁵ & Maurizio Salvatori⁵**

¹ Dipartimento di Biologia Vegetale, Orto Botanico, Università di Roma "La Sapienza",
Largo Cristina di Svezia 24, 00165 Roma

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

³ Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", Via Borelli 50, 00161 Roma

⁴ Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, c/o Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo,
Università di Roma "La Sapienza", Via Borelli 50, 00161 Roma

⁵ Agenzia Regionale Tutela Ambiente, ARTA Abruzzo, Dipartimento di Pescara, V.le Marconi 51, 65126 Pescara

*anna.testi@uniroma1.it

Riassunto

Nel presente lavoro è stata testata l'efficacia di quattro diversi modelli di bioindicazione basati sulla componente vegetale e animale dell'ecosistema, per esprimere la qualità dell'habitat fluviale a due scale di indagine: locale, nel caso di studio dei fiumi Tirino-Pescara (Abruzzo) e geografica, utilizzando un set di fiumi dal Nord al Sud della penisola. Negli stessi siti di saggio lungo le aste fluviali sono stati rilevati: vegetazione, microartropodi del suolo, macroinvertebrati acquatici e alle matrici dei rilievi sono stati applicati 4 diversi indici: emerobia, che stima il disturbo antropico, i nutrienti del suolo (secondo Ellenberg), entrambi basati sulla vegetazione, QBS-ar e IBE per la qualità del suolo e dell'acqua. Il test non parametrico di correlazione di Spearman ha evidenziato che i 4 indici sono altamente interconnessi, mostrando i legami esistenti tra diverse componenti dell'ecosistema e tra i due comparti ambientali acqua/soilo: gli invertebrati acquatici forniscono indicazioni sul comparto acqua, quelli del suolo sulla sponda e retro-sponda, mentre i vegetali integrano i due comparti. In particolare, i risultati di questo studio hanno evidenziato che l'indice di emerobia e il QBS-ar sono in grado di registrare variazioni anche molto localizzate della qualità dell'habitat.

Parole chiave: qualità ambientale, modelli di bioindicazione, emerobia, nutrienti del suolo, QBS-ar, IBE, correlazione

Abstract

In the present study the effectiveness of four bioindication models based on plant and animal communities were applied to express the river habitat quality at two different scales: local, Tirino-Pescara rivers and geographical, utilizing a set of rivers from Northern to Southern Italy. In the same sampling sites, vegetation, edaphic microarthropods, aquatic macroinvertebrates were surveyed. Four different kinds of indices were applied to the matrix of the relevés: hemeroby for evaluating anthropical disturbance, Ellenberg soil nutrients, both based on vegetation, soil (QBS-ar) and water quality (EBI). Non-parametric Spearman test showed that the indices are highly and significantly correlated, focusing the links among the different components of the ecosystem and between soil and water. Aquatic macroinvertebrates give informations on water quality, soil microarthropods on shore and backshore, vegetation integrates the two matrices – water and soil. Furthermore, the results of this study displayed that hemeroby and QBS-ar indices are able to detect also small variations of the habitat quality along the rivers.

Keywords: environmental quality, bioindication models, hemeroby, Ellenberg soil nutrients, soil quality, EBI, correlation

Introduzione

L'utilizzazione di organismi animali e vegetali come misura della qualità ecologica di un habitat, pur nella consapevolezza della difficoltà di interpretare la forte dinamicità spazio-temporale dei fenomeni ambientali, permette di ricostruire parte della complessità ecosistemica. I risultati di indagini che usano gli indicatori biologici possono descrivere le condizioni di un ecosistema, poiché le comunità animali e vegetali sono in grado di mantenere la memoria storica e spaziale sia dei fenomeni naturali che di quelli legati a processi di alterazione e perturbazione ambientale (Pignatti et al., 2001; Testi et al., 2006).

L'uso degli indicatori biologici permette di evidenziare gli effetti sinergici di più fonti di stress e di registrare eventi di inquinamento anche intermittenti. Basandosi sui requisiti dei bioindicatori vengono ricavati indici numerici che rappresentano una sintesi ad elevato contenuto informativo delle relazioni vivente/ambiente; molti di essi si basano sulla capacità di piante e animali di esprimere la qualità dell'ambiente e le sue condizioni fisiche ed ecologiche e si rivelano particolarmente efficaci negli studi applicativi e comparativi.

L'applicazione agli ecosistemi fluviali di diversi set di bioindicatori e di indici ricavati permette di analizzare la complessa dinamica esistente tra l'ambiente acquatico

tico e quello ripariale, considerando che in molti territori trasformati dalle attività antropiche, le zone ripariali rappresentano le ultime aree residue di habitat semi-naturali. Le zone riparie sono un'interfaccia spazio-dinamica tra acqua e matrice circostante e svolgono ruoli fondamentali: stabilizzazione delle sponde, attenuazione delle inondazioni, riciclo dei nutrienti, depurazione delle acque, regolazione della portata e della temperatura del corso d'acqua e ricarica dell'acqua nel suolo (Kauffman et al., 1997; Tickner et al., 2001). Inoltre forniscono rifugio alla fauna selvatica sia in ambienti urbani che rurali e costituiscono corridoi ecologici per il movimento delle specie e per il trasporto di propaguli vegetali (Forman & Godron, 1986; Botkin & Beveridge, 1997; Naiman & Decamps, 1997). Infine, in alcuni casi, aumentano il valore estetico dei paesaggi agricoli e urbani circostanti (Postel & Carpenter, 1997), fornendo una qualità aggiuntiva alle aree in via di sviluppo dove le popolazioni locali utilizzano il corso d'acqua per l'irrigazione, l'approvvigionamento idrico o per fini ricreativi (Meek et al., 2009). Le zone ripariali quindi, costituendo spesso il *focus* di parte delle attività umane, presentano comunità vegetali e animali profondamente modellate in relazione al grado di disturbo antropico (Holmes et al., 2005). L'uso intensivo del territorio lungo la fascia ripariale ha numerosi effetti, tra cui l'aumento dei nutrienti nel suolo, dei processi erosivi, dell'irraggiamento solare; tutto ciò si ripercuote sui cambiamenti nella composizione specifica delle comunità naturali. Questa molteplicità di fattori e di processi ecologici che intervengono lungo gradienti spaziali e temporali può essere registrata tramite l'uso di diversi set di bioindicatori che, semplificando la complessità ecosistemica, rendono possibile l'interpretazione dei fenomeni biologici.

Scopo del presente lavoro è quello di testare l'efficacia di diversi modelli di bioindicazione basati sulla componente vegetale e animale dell'ecosistema per esprimere la qualità degli habitat fluviali a due scale di indagine: scala locale e scala geografica.

Metodi

Nel presente studio sono stati applicati i seguenti modelli di bioindicazione:

1) Modelli di bioindicazione basati sulle piante vascolari: Indici di Ellenberg e di Emerobia

Due modelli di bioindicazione sono particolarmente adatti per lo studio dei fattori ambientali negli ecosistemi: il modello di bioindicazione secondo Ellenberg

(1974, 1979, 1986, 1992) e l'indice di emerobia per la stima del disturbo antropico (Sukopp, 1990; Fanelli, 2002).

Il modello di bioindicazione di Ellenberg (1979) rappresenta il primo rigoroso studio di bioindicazione associato alla flora e alla vegetazione; esso riassume in 7 indici le richieste ecologiche di una specie e/o di una comunità per luce (L), temperatura (T), continentalità (K), umidità del suolo (F), pH (R), nutrienti (N), e salinità (S); l'efficacia di questo modello deriva dalla sua semplicità e facilità di applicazione, risultando particolarmente valido in studi comparativi e per seguire i cambiamenti su scala spaziale e temporale (Pignatti et al., 2001; Fanelli et al., 2006a; Testi et al., 2006). Ogni indicatore esprime l'*optimum* di una specie su una scala a 10 punti rispetto a ciascuno dei fattori elencati in precedenza. Gli indicatori di Ellenberg sono particolarmente utili negli studi di monitoraggio su periodi medi e lunghi. Ripetendo i rilievi nel tempo è possibile quantificare le variazioni temporali della vegetazione e con essa le "richieste ecologiche complessive" ad essa associate.

Un metodo di bioindicazione affine basato sull'autoecologica e sulla sinecologia delle specie è l'indice di emerobia. Il concetto di emerobia nasce nella prima metà del novecento ad opera della scuola tedesca, e viene diffuso successivamente grazie a Sukopp (1990) e a Kowarik (1990).

L'emerobia rappresenta la componente antropica del disturbo, definita come la somma degli effetti dell'impatto dell'uomo sullo stato attuale della vegetazione; esprime praticamente il grado di antropizzazione di un territorio attraverso le modificazioni della vegetazione: queste variazioni vengono descritte secondo una scala a dieci punti, compresa tra 0 e 9. Il valore «0» è puramente ipotetico in quanto dovrebbe indicare l'assenza d'impatto umano sulla vegetazione. Il valore «9» mostra, invece, il massimo impatto sulla vegetazione. L'indice di emerobia è in grado di identificare i gradienti di disturbo negli ecosistemi terrestri naturali, artificiali (Fanelli et al., 2006a; Fanelli & Testi, 2008) e acquatici (Testi et al., 2006) e si è rivelato particolarmente efficace in applicazioni cartografiche per la stima della qualità ambientale di ecosistemi fluviali (Testi et al., 2009a).

2) Modello di bioindicazione basato sui microartropodi del suolo: indice di qualità del suolo QBS-ar

La fauna del suolo rappresenta una delle parti essenziali di tale comparto ambientale, in quanto partecipa alla formazione del suolo e alla sua evoluzione, elaborandone le materie prime. La pedofauna è considerata un buon indicatore biologico in quanto è sensibile alle alterazioni di origine naturale o antropica ed agli equilibri

chimico-fisici, è facilmente campionabile ed è di semplice riconoscimento sistematico, non attestandosi a livello di *specie* per il calcolo dell'indice QBS-ar (Qualità Biologica del Suolo in base agli artropodi) che stima la qualità di un suolo (Parisi, 2001; Gardi et al., 2002). Questo indice si basa sul principio per cui i diversi gruppi sistematici dei microartropodi del suolo mostrano una resistenza differenziale alle condizioni avverse e al cambiamento dei parametri ambientali, dovuti ad eventi di inquinamento di origine antropica. Il metodo implica la ricerca delle forme biologiche presenti nel suolo e l'attribuzione di un indice ecomorfologico (EMI) proporzionato al grado di adattamento della pedofauna all'ambiente edafico (Parisi et al., 2005). L'indice è compreso tra 0 e 20, generalmente 0 per le forme epiedafiche e 20 per quelle euedafiche; si basa sul concetto che "migliore è la qualità del suolo, maggiore sarà il numero di taxa ad esso adattati" (Parisi et al., 2005). Il QBS-ar viene utilizzato per verificare la qualità del suolo in diversi ambienti come quello forestale o agricolo, per indagare l'impatto delle differenti gestioni delle pratiche agronomiche sulla qualità biologica del suolo e l'eventuale presenza di inquinanti (Gardi et al., 2002; Parisi et al., 2005; Miani et al., 2004, 2005; ARPA Piemonte, 2006; Leoni et al., 2008).

3) Modello di bioindicazione basato sui macroinvertebrati: Indice Biotico Esteso (IBE)

Consente di verificare la qualità degli ambienti delle acque correnti sulla base delle modificazioni della struttura delle comunità dei macroinvertebrati bentonici causate da inquinamento o da significative alterazioni fisiche dell'ambiente fluviale. La versione dell'IBE utilizzata è quella sviluppata da Ghetti (1995, 1997) come applicazione alla realtà italiana delle formulazioni originali (Extended Biotic Index – Woodwiss, 1978). Tale indice è stato introdotto nella legislazione italiana come primo metodo biologico ufficiale per verificare ed attestare la qualità degli ambienti fluviali. È efficace nelle diagnosi preliminari di qualità di reticoli idrografici, per il controllo dell'evoluzione di tale qualità, per stimare l'impatto prodotto da scarichi inquinanti puntiformi e diffusi, continui e accidentali, per valutare l'impatto di trasformazioni fisiche del corpo idrico, nella predisposizione di carte ittiche, e per la stima delle capacità autodepurative di un corso d'acqua.

Area di studio

A) Scala locale

Lo studio condotto nell'area del Tirino/Pescara ha preso in considerazione i tre set di indici basati sulla vegetazione, sui microartropodi del suolo e sulla comunità acquatica dei macroinvertebrati.

L'area oggetto di studio, situata nella Regione Abruzzo, nel comune di Bussi sul Tirino (PE), confina con i territori del Parco Nazionale del Gran Sasso e dei Monti della Laga e con il Parco Nazionale della Majella ed è caratterizzata dalla presenza di due corpi fluviali che rientrano nel bacino idrografico Aterno-Pescara (fiumi Pescara e Tirino). Il seguente studio è stato condotto tra il 2007 e il 2009 lungo l'asta fluviale del fiume Tirino e in due stazioni sul fiume Pescara prossime alla confluenza dei due fiumi. Il fiume Tirino proviene dal Gran Sasso, precisamente dal sistema acquifero di Campo Imperatore e dopo un percorso carsico di 25 km, fuoriesce a valle. Dopo i lavori del traforo del Gran Sasso, la sua capacità si è molto ridotta, ma rimane costante per tutto l'anno (6000 l/sec) ad una temperatura di 11 °C; non avendo affluenti, le sue acque sono sempre limpide. A valle alimenta tre sorgenti, Capo d'Acqua, Presciano e il piccolo lago sotto Capestrano, ma il maggiore afflusso proviene da Capo d'Acqua, essendo le altre due quasi ferme. Il Tirino è considerato da molti critici uno dei più importanti "chalk-stream" italiani, in grado di competere con le risorgive Friulane. Ciononostante l'area mostra un impatto antropico dovuto alla presenza di un polo industriale ubicato nei pressi del paese di Bussi, di linee di comunicazione (viadotto autostradale, stazione ferroviaria) e inoltre, agli inizi del 2007, è stata scoperta una discarica abusiva contenente rifiuti di origine industriale che hanno compromesso la qualità delle acque di rete destinate alle Province di Pescara e Chieti. L'azione antropica nel tratto fluviale del Tirino compreso tra le sorgenti e il paese è legata principalmente alla presenza del tessuto urbano, delle coltivazioni agricole e di due impianti per l'allevamento di trote e gamberi che, pur non compromettendo la qualità delle acque, creano tuttavia una matrice peri-fluviale eterogenea e a tratti scompaginata nelle comunità vegetali e animali che la compongono.

Campionamento della vegetazione

Lungo il corso del fiume Tirino sono stati scelti 14 siti dalle sorgenti alla foce e due siti del fiume Pescara nel punto di confluenza (Fig. 1). La vegetazione è stata rilevata mediante transetti disposti parallelamente al corso del fiume, ciascuno largo

20 m, la cui lunghezza variava in base alla morfologia del sito stesso, in genere da 2 a 6 m. Nel transetto è stato incluso il tratto di sponda interessato dall'acqua durante le piene. Ogni transetto comprende tre fasce: acqua, sponda e retro-sponda. Le tre fasce vengono facilmente riconosciute sulla base delle rotture di pendio.

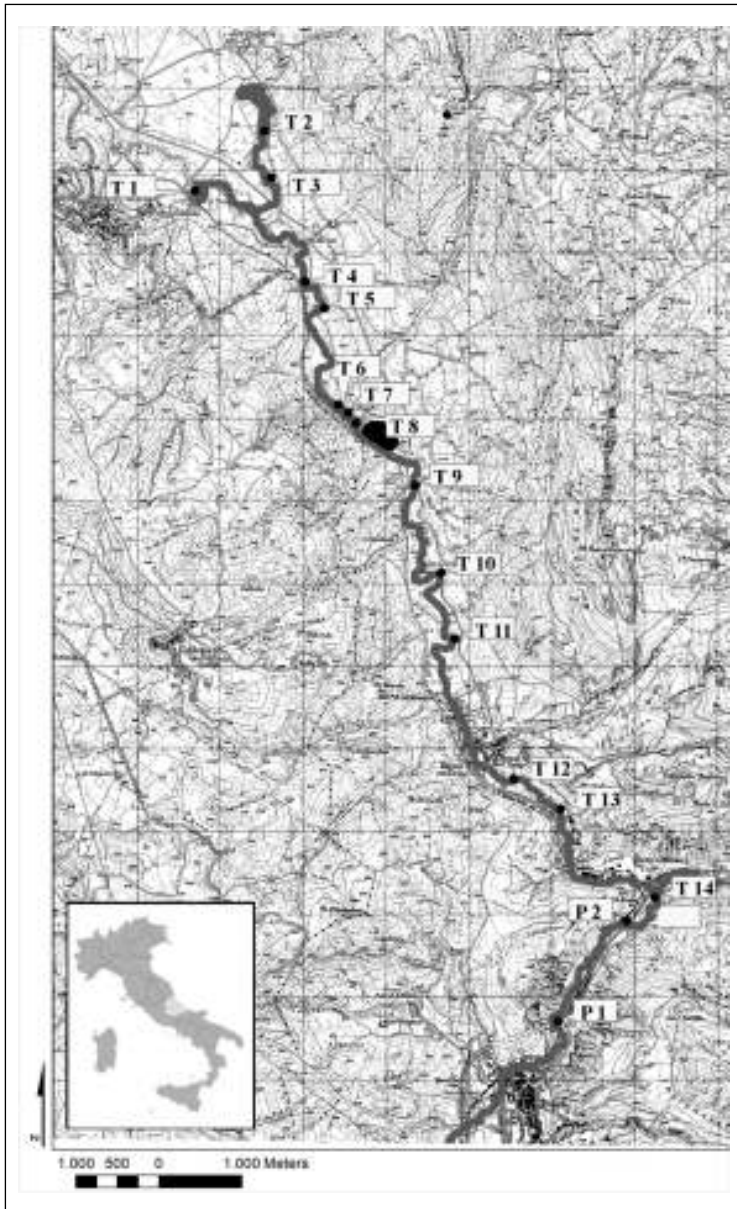


Figura 1: Siti di campionamento della vegetazione, dei macroinvertebrati acquatici e dei microartropodi del suolo nei fiumi Tirino e Pescara.

Lungo la fascia riparia è stata effettuata una ricerca del sito di saggio ove posizionare il transetto in accordo a “Water Quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters- EN 14184” (EPA, 2003). In ciascun transetto tutte le piante vascolari sono state censite e determinate e ad ognuna è stato attribuito il valore di copertura percentuale. Negli stessi siti di saggio della vegetazione sono stati effettuati campionamenti di suolo per il calcolo dell’indice di qualità del suolo e di macroinvertebrati acquatici per la stima della qualità delle acque (Fig. 2).

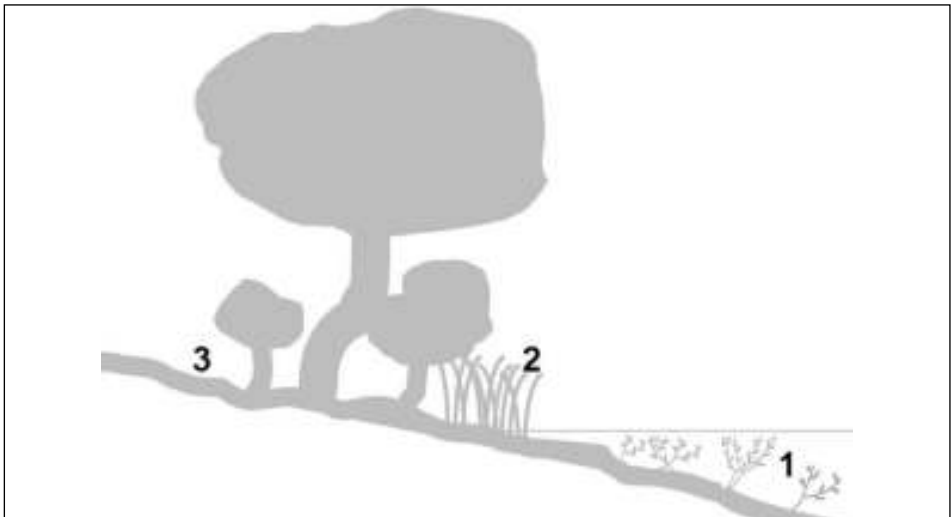


Figura 2: Schema del transetto. 1-acqua: IBE e vegetazione; 2-sponda: QBS-ar e vegetazione; 3-retro-sponda: QBS-ar e vegetazione.

Campionamento dei microartropodi del suolo

L’indice è stato calcolato sui campioni di suolo raccolti nell’area di studio dei fiumi Tirino/Pescara negli stessi siti in cui è stata rilevata la vegetazione ed effettuato il campionamento dei macroinvertebrati (con l’eccezione dei siti T1, T8, T9, T11, T13). In ogni sito sono stati raccolti a *random* tre campioni di suolo nella zona ripariale della sponda e della retro-sponda. I suddetti campioni (zolle di suolo di dimensioni 10 cm x 10 cm prelevati ad una profondità di 10 cm a cui viene eliminata la copertura dei vegetali e la lettiera) sono stati osservati allo stereomicroscopio e la fauna è stata identificata per mezzo della chiave dicotomica (Angelini et al., 2002). Oltre al riconoscimento è stato conteggiato il numero di individui appartenenti ad ogni gruppo all’interno di ciascun campione. Quindi si è proceduto con l’attribuzione

dell'indice eco-morfologico ai gruppi presenti ed è stato infine calcolato il valore QBS-ar nei tre campioni raccolti in ogni sito. Il valore del QBS-ar complessivo per ogni sito è stato convertito in classi di QBS-ar, come proposto da D'Avino (Angelini et al., 2002; D'Avino, 2002): le classi con valore maggiore sono indicatrici di una migliore qualità del suolo.

Campionamento dei macroinvertebrati

Il campionamento dei macroinvertebrati è stato effettuato in 10 siti lungo l'asta fluviale del fiume Tirino, in corrispondenza dei punti di rilievo di vegetazione e di suolo, utilizzando il retino immanicato. Nelle stazioni T2, T7, T8, T10 non è stato effettuato il campionamento che sarebbe stato ridondante per la vicinanza a quelle già campionate e per l'assenza di impatti negativi. I dati relativi ai due siti del fiume Pescara sono desunti da quelli disponibili presso l'ARTA di Pescara.

Il campionamento è stato eseguito lungo un transetto obliquo operando controcorrente per pochi minuti, smuovendo il fondo, rimuovendo e lavando sassi o ciottoli, risciacquando le piante acquatiche in modo da provocare il distacco degli organismi ad esse adesi.

I campioni sono stati analizzati in campo in vivo per esprimere un giudizio preliminare di qualità, quindi raccolti in barattoli di polietilene, fissati in alcool al 70%, ed esaminati in laboratorio per la conferma delle Unità Sistematiche e per il calcolo del valore di IBE e della relativa Classe di Qualità. Le stazioni esaminate lungo il fiume sono rappresentative delle condizioni dei singoli tratti studiati; alcune di esse vengono costantemente monitorate dal Dipartimento ARTA di Pescara già dal 2003.

B) Scala geografica

In questo secondo contesto è stato scelto un set di fiumi lungo un transetto peninsulare comprendente Lombardia, Toscana, Lazio, Abruzzo, Molise, Campania, per un totale di 115 stazioni lungo le aste dei fiumi Adda, Lambro, Ticino, canale Gambarina, torrente Agogna-Mezzano, Tormo, Fontanile Rio, Fontanile Lisicate (Lombardia), fiumi Ombrone, Merse, Orcia (Toscana), Tevere – tratto urbano –, Aniene, Farfa, Fibreno, Treja (Lazio), Pescara, Tirino (Abruzzo), Volturno, Zittola (Molise, Campania). L'indagine ha preso in considerazione esclusivamente il tratto medio e inferiore di questi fiumi.

In questo set sono state utilizzate le stesse metodologie di campionamento ed elaborazione dei dati della scala locale. Per ogni fiume del transetto geografico sono

stati ricavati i valori medi relativi agli indici di emerobia, nutrienti-N, Indice Biotico Esteso – IBE, con lo scopo di verificare se anche ad una scala più ampia i suddetti indici fossero in grado di descrivere la qualità dell’ecosistema fluviale. Con l’eccezione dei fiumi lombardi, le analisi della vegetazione e dei macroinvertebrati sono state presentate in un precedente lavoro (Testi et al., 2006).

C) Trattamento statistico dei dati

La matrice floristica specie/rilievi è stata trasformata in una matrice ecologica attribuendo alle specie i valori corrispondenti a ciascuno dei 7 indici di luce-L, temperatura-T, continentalità-K, umidità del suolo-F, pH-R, nutrienti-N, emerobia-H, desunti dalle banche dati esistenti (Fanelli et al., 2006b). I valori degli indici sono stati ponderati sui valori di copertura delle specie, ottenendo per ciascun rilievo, corrispondente al sito di saggio, i valori corrispondenti dei 7 indici, oltre a quelli di IBE e QBS-ar ricavati rispettivamente dalle analisi della comunità dei macroinvertebrati acquatici e dei microartropodi del suolo. La nuova matrice è stata sottoposta al test di correlazione non-parametrico di Spearman per verificare l’esistenza di correlazioni tra i suddetti indici.

Risultati

A) Scala locale: il caso del fiume Tirino

Variazione dei singoli indici lungo il corso del fiume

L’indice di emerobia ha permesso di individuare un gradiente lungo il corso del fiume dalle sorgenti alla foce (Fig. 3, Tab. I). I valori risultano medio-alti (6,3-8,6) nei primi tre siti della parte alta dell’asta fluviale, corrispondenti alle due sorgenti T1 e T2 e al sito successivo T3. Negli altri siti dell’alto corso del fiume i valori marcatamente inferiori, compresi tra 2,6-6, indicano la presenza di un minor disturbo antropico. La parte bassa del fiume è caratterizzata da un’emerobia decisamente più elevata (valori compresi tra 7,5 e 8,6). In sintesi, utilizzando i valori medi dell’indice, è possibile suddividere l’intero tratto fluviale nell’alto corso (siti T1-T9) caratterizzato da un’emerobia di grado intermedio (5,6) e il basso corso (siti T10-T14, P1, P2) con emerobia elevata (8), indicanti rispettivamente una condizione di medio ed elevato impatto antropico.

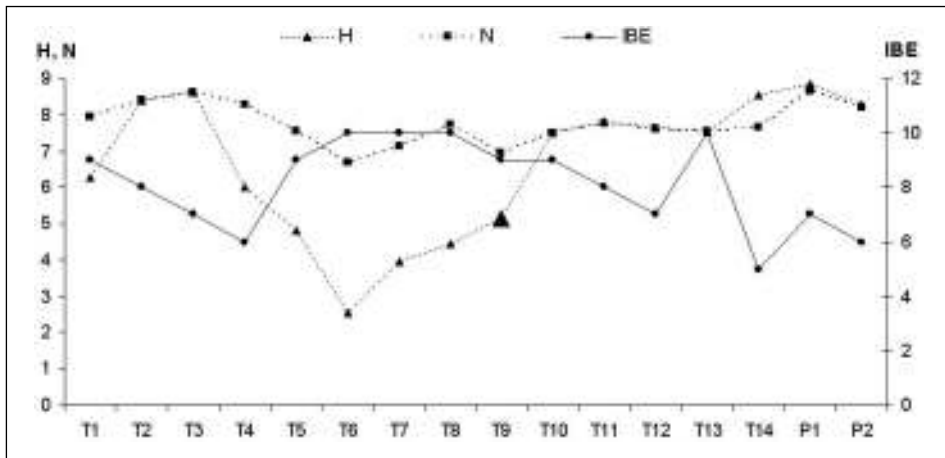


Figura 3: Variazione dei valori degli indici di H-emerobia, N-nutrienti e IBE lungo il corso del fiume Tirino e nei due siti del fiume Pescara prossimi alla confluenza dei due fiumi. Il sito T9 subito a valle dell'allevamento di trote è evidenziato con un triangolo più grande. H e N presentano andamenti paralleli, l'IBE ha un pattern speculare rispetto agli altri due indici.

Tabella I: Valori degli indici di: H-emerobia, L-luce, T-temperatura, K-continentalità, F-umidità del suolo, R-pH del suolo, N-nutrienti del suolo, QBS-ar -indice di qualità del suolo, CQs-classi di qualità del suolo, IBE-indice biotico esteso, US-unità sistematiche, Cqa-classi di qualità dell'acqua nei siti di saggio dei fiumi Tirino/Pescara.

siti	H	L	T	K	F	R	N	QBS-ar	CQs	IBE	US	CQa
T1	6,3	7,5	4,8	3,5	8,3	7,7	8,0	-	-	9	18	1
T2	8,4	6,6	4,6	3,7	8,7	7,9	8,4	177	6	8	-	1
T3	8,6	7,3	4,6	4,3	9,2	8,0	8,6	86	6	7	14	2
T4	6,0	6,9	4,8	3,4	8,9	7,9	8,3	196	6	6	10	3
T5	4,8	6,7	4,0	3,3	7,9	6,9	7,5	201	7	9	16	2
T6	2,6	6,0	4,2	2,4	8,4	7,4	6,7	206	6	10	18	1
T7	4,0	5,1	5,6	2,6	7,5	7,7	7,1	170	6	10	-	1
T8	4,4	5,9	3,5	3,2	8,7	7,5	7,7	-	-	10	-	1
T9	5,2	4,8	3,7	2,6	5,8	6,1	6,9	-	-	9	20	2
T10	7,5	6,0	4,1	3,6	8,0	7,0	7,5	197	6	9	-	-2
T11	7,8	6,3	4,1	4,2	8,7	7,2	7,8	-	-	8	15	2
T12	7,6	4,6	5,5	2,1	7,0	7,6	7,6	220	7	7	13	3
T13	7,6	7,2	4,9	3,3	8,3	7,2	7,6	-	-	10	18	3
T14	8,6	4,8	5,7	2,4	7,1	7,9	7,7	202	7	5	8	4
P1	8,8	4,7	4,6	4,9	8,3	9,0	8,7	227	7	7	-	2
P2	8,3	5,1	4,9	2,7	7,6	7,8	8,2	187	6	6	-	3

Lungo il gradiente (Fig. 3) è possibile riconoscere variazioni dei valori su una scala spaziale stretta, indicanti cambiamenti puntuali nella gestione del territorio circostante l'habitat fluviale: nei siti 4, 5, 6, a monte del grande allevamento di trote (sito T9 evidenziato in Fig. 3), la vegetazione presenta una struttura più naturale, con presenza di nuclei continui a *Salix alba*, boscaglia ripariale a *Sambucus nigra*, popolamenti a *Lythrum salicaria* e *Epilobium hirsutum* lungo la sponda; nei siti successivi il valore dell'indice segue un incremento lineare.

Gli indici di Ellenberg (Tab. I) evidenziano condizioni di luminosità (L) compresi tra 4,6 e 7,5, che esprimono una variabilità delle condizioni di ombreggiamento lungo l'asta fluviale, dovuti alla discontinuità della copertura del bosco ripariale a *Salix alba*; valori dell'indicatore di temperatura (T) tra 4 e 5,7 corrispondenti ad una generale condizione di mesofilia; continentalità del clima (K) tra 2,1 e 4,9; umidità del suolo elevata (F) tra 7 e 9,2; pH (R) tra 6,9 e 9, che indica suoli basici; valori di nitrofilia tra 6,7 e 8,7 (N), indicanti un ambiente mediamente eutrofico. L'indice N segue lo stesso andamento dell'indice di emerobia lungo i siti di saggio (Fig. 3), con valori più alti nei tratti iniziali e finali e più bassi in quelli intermedi.

L'indice QBS-ar evidenzia valori compresi tra 85 e 227 (Tab. I) corrispondenti ad una qualità del suolo che rientra tra la classe 4 e 7 evidenziandone una buona qualità, ad eccezione del sito T3. Gruppi di rilievo come Diplura, Chilopoda e Diplopoda sono presenti in tutti i siti monitorati; nei siti della parte bassa del Fiume (T12, T14, P1, P2), prossimi al polo industriale e all'insediamento urbano, è stata rilevata la presenza del gruppo dei Protura.

L'IBE sul fiume Tirino

L'applicazione del metodo e l'analisi della comunità di macroinvertebrati presenti hanno permesso di esprimere un giudizio di buona qualità delle acque (comprese tra prima e seconda classe), con poche eccezioni legate a stress di natura antropica, in relazione alle pratiche agricole nel primo tratto e alla presenza di industrie chimiche nel tratto terminale. L'andamento dei valori dell'IBE (Tab. I) riflette un pattern simile a quello espresso dagli indici di emerobia e dei nutrienti della vegetazione (Fig. 3).

Dall'analisi delle comunità rilevate nel corso degli anni e nelle stazioni oggetto di questa ricerca emerge che, nonostante l'elevato valore naturalistico ed ecologico di questo fiume, la qualità risente di effetti negativi per lo più di origine antropica; solo per le prime due stazioni (T1 e T3) si potrebbe parlare di valore legato a caratteristiche naturali del corso d'acqua (vicinanza alle sorgenti, leggera oligotrofia). I tratti

che più risentono di impatti legati ad attività umane sono rappresentati da: T9, stazione posta a valle di un allevamento ittiogenico intensivo, dove la qualità dell'acqua si riduce anche se la composizione della comunità macrobentonica conserva valori elevati di diversità (20 US: Tab. I); T12 a valle del depuratore del Paese di Bussi sul Tirino; T14, situato immediatamente a valle dell'insediamento chimico della Solvay Solexis, in cui si osserva una drastica riduzione del numero dei taxa (8 US: Tab. I). L'andamento dell'IBE mostra un miglioramento della qualità subito a valle delle situazione di degrado, dimostrando che il corso d'acqua mantiene notevoli capacità autodepurative.

Correlazioni tra indici lungo il corso del fiume

Il test di Spearman (Tab. II) restituisce coefficienti elevati e statisticamente significativi di correlazione tra:

1. Emerobia (H) e indice di nitrofilia del suolo (N) ($\rho = 0,75$; $p < 0,01$).
2. Emerobia (H – calcolata in questo caso sulle specie vegetali della sponda e retro-sponda, senza quelle acquatiche) e indice di qualità del suolo (QBS-ar) ($\rho = -0,69$; $p < 0,05$)
3. IBE e emerobia (H) ($\rho = -0,62$; $p < 0,05$).
4. IBE e indice di nitrofilia (N) ($\rho = -0,62$; $p < 0,05$).
5. QBS-ar e indice di luce (L) ($\rho = -0,75$; $p < 0,01$).

La matrice delle correlazioni mostra quindi un sistema in cui i quattro indici sono altamente interconnessi. QBS-ar e luce risultano correlati, in quanto l'indice QBS-ar si calcola sulle specie lucifughe; è interessante osservare come nelle faggete abruzzesi si osserva un'analogia correlazione tra indice L di Ellenberg e disturbo espresso dall'indice H (Testi et al., 2009b).

Tabella II: Tirino/Pescara – Output del test di correlazione di Spearman tra indici di H-emerobia, L-luce, T-temperatura, K-continentalità, F-umidità del suolo, R-pH del suolo, N-nutrienti del suolo, IBE-indice biotico esteso, QBS-ar -indice di qualità del suolo. **In grassetto** i coefficienti di correlazione (ρ) relativi agli indici trattati. Sono riportate le significatività: * la correlazione è significativa a 0,05 (2 – code); ** la correlazione è significativa a 0,01 (2 – code).

	L	T	K	F	R	N	H
L	1						
T	-0,21	1					
K	0,37	-0,28	1				
F	0,39	-0,32	0,91	1			
R	-0,10	0,54	0,47	0,54	1		
N	0,15	0,32	0,69	0,56	0,76	1	
H	-0,20	0,55	0,40	0,10	0,55	0,75**	1
IBE	0,41	-0,60	0,00	0,13	-0,56	-0,62*	-0,62*
QBS-ar	-0,75**	0,20	-0,43	-0,34	-0,09	-0,18	-0,69*

B) Scala geografica

Lungo il transetto peninsulare si nota un gradiente di disturbo antropico, espresso dalla vegetazione, e di qualità delle acque, espressa dai macroinvertebrati: l'indice di emerobia (Fig. 4) presenta valori medio-alti (valore medio = 6) nei fiumi lombardi, scende in quelli toscani (4,3), in quelli laziali ha valori intermedi (5), ancora medio- alti nei due fiumi Tirino e Pescara dell'Abruzzo (5,8), e i valori in assoluto più bassi nel Volturno e nella Zittola (3,6). L'indice dei nutrienti-N segue quello dell'emerobia e l'IBE mostra un trend specularmente inverso: i tre indici risultano correlati (Tab. III) (coefficiente di correlazione N *vs.* emerobia = 0,72; $p < 0,01$; coefficiente di correlazione IBE *vs.* Emerobia: -0,30; $p < 0,05$). La correlazione tra IBE ed emerobia, anche se statisticamente significativa, presenta un coefficiente basso.

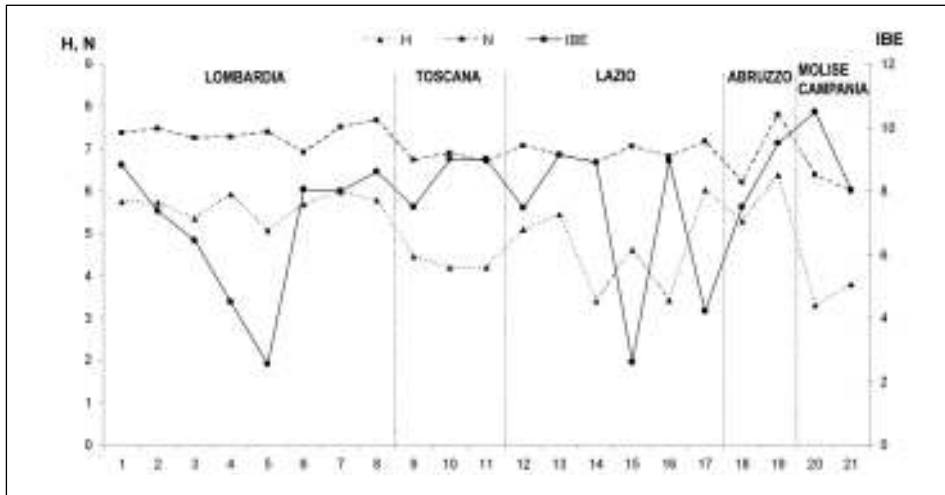


Figura 4: Andamenti degli indici di H-emerobia-, N-nutrienti, IBE-macroinvertebrati lungo il transetto geografico. 1-Adda, 2-Lambro, 3-Ticino, 4-Canale Gambarina, 5- Torrente Agogna-Mezzano, 6-Torrente Tormo, 7-Fontanile Rio, 8-Fontanile Liscate, 9-Ombrone, 10-Merse, 11-Orcia, 12-Treja, 13-Fibreno, 14-Aniene extraurbano, 15-Aniene città, 16-Farfa, 17-Tevere, 18-Pescara, 19-Tirino, 20-Volturno, 21-Zittola.

Tabella III: Transetto geografico – Output del test di Spearman tra gli indici di H-emerobia, N-nutrienti, IBE-indice biotico esteso. **In grassetto** i coefficienti di correlazione (rho) relativi agli indici trattati. Sono riportate le significatività: * la correlazione è significativa a 0,05 (2 – code); ** la correlazione è significativa a 0,01 (2 – code).

	H	N	IBE
H	1		
N	0,72**	1	
IBE	-0,30*	-0,23	1

Discussione e conclusioni

Tre diversi modelli di bioindicazione – basati sulla vegetazione, sui microartropodi del suolo e sui macroinvertebrati acquatici – sono stati applicati a scala locale nell'area di studio del Tirino. I risultati del test di correlazione hanno evidenziato i legami esistenti tra queste tre diverse componenti dell'ecosistema nell'esprimere la qualità dell'habitat. I valori elevati dell'indice di nitrofilia (N) mettono in risalto un ambiente mediamente eutrofico espresso dalla componente vegetale lungo l'intera asta del Tirino e nei due siti del fiume Pescara; questa condizione è una conseguenza dell'azione antropica dovuta ad una matrice agricola perifluviale più estesa nella parte alta del fiume e ad insediamenti urbani e industriali presenti nella parte terminale del tratto fluviale. L'indice di emerobia (Tab. I) concorda con le condizioni di nitrofilia (Tab. II), mostrando un valore medio di 5,6 nel tratto alto interessato dalla matrice agricola e un valore di 7,8, indicante un disturbo più marcato, nel tratto interessato dagli insediamenti. I siti meno disturbati (T6, T7 e T8 con valori tra 2 e 4), si trovano a monte dell'allevamento di trote, dove evidentemente il carico organico è inferiore e dove la vegetazione ha una struttura più naturale: le pratiche di sfalcio in acqua e sulle sponde sono ridotte o assenti rispetto agli altri siti e di conseguenza le comunità vegetali presenti sono più stabili (copertura continua del bosco a *Salix alba*, boscaglie igrofile retrostanti a *Salix caprea*, *S. purpurea* e popolamenti in acqua ad elevata densità di *Lemna trisulca*). I siti P1, P2, T14 in prossimità degli insediamenti e del polo industriale mostrano i valori più alti di Emerobia (8,3, 8,8, 8,6). Questi tre siti corrispondono infatti ai tratti dei fiumi Pescara e Tirino situati dopo le aree urbane e/o in prossimità del polo industriale, dove la presenza, ad esempio, di *Potamogeton pectinatus*, assente negli altri siti, indica una qualità delle acque più scadente. Questa specie presenta infatti un valore elevato (9) sia dell'indice di nitrofilia che di emerobia. Emerobia e indice di qualità del suolo, inversamente e significativamente correlati (Tab. II), danno informazioni integrate relative ai comparti acqua/soilo. Confrontando i valori di QBS-ar ottenuti sul Tirino con quelli presenti in letteratura, si può notare come i valori dell'area di studio si discostino da quelli trovati generalmente nelle aree sottoposte ad interventi agricoli di forte impatto (arature, concimazioni, utilizzo di pesticidi), ma siano più vicini ai valori ottenuti analizzando le aree boschive (Parisi et al., 2005). In effetti i quattro indici – emerobia, nutrienti, QBS-ar, IBE – concordano nell'esprimere una qualità ambientale discreta nel suo complesso con variazioni anche molto localizzate e puntuali nella gestione del territorio che favoriscono una mosaicizzazione del paesaggio con un'alternanza di ambienti più naturali e più antropizzati lungo un percorso fluviale di soli 15 km.

A scala geografica è stato osservato un pattern simile, in cui gli indici di emerobia e dei nutrienti concordano nell'esprimere un gradiente lungo i fiumi della penisola che indica le differenze del grado di naturalità e di eutrofia dell'ambiente fluviale e peri-fluviale. L'indice IBE a questa scala presenta una correlazione più debole con l'indice di disturbo della vegetazione: ciò può essere dovuto ad una discordanza esistente tra qualità delle acque e stato di antropizzazione del territorio circostante, più accentuata nel set dei corsi d'acqua lombardi considerati, in cui si evince un pattern non del tutto speculare tra emerobia e IBE (Fig. 4); al contrario, i due indici sono risultati maggiormente correlati alla scala locale del fiume Tirino (Fig. 3) e in altri contesti regionali studiati precedentemente (Testi et al., 2006; Testi et al., 2009a).

L'indice di disturbo dei vegetali riflette anche a scala geografica variazioni nella gestione del fiume e della zona limitrofa che i macroinvertebrati acquatici non riescono a indicare. Parte dei fiumi lombardi è infatti circondata da un territorio soggetto a pratiche di agricoltura intensiva o fortemente urbanizzato e industrializzato da cui deriva un importante input di nutrienti e un disturbo storico esercitato sulle sponde; Ombrone, Merse e Orcia in Toscana sono invece inseriti in un paesaggio del tutto naturale rappresentato da boscaglie igrofile di *Salicetea purpurea* e di *Populetalia albae* (*Populus alba*, *Populus nigra*, *Salix alba*, *Salix purpurea*), in una matrice territoriale costituita da boschi subacidofili, spesso con *Quercus petraea* e piccole coltivazioni estensive; su arenarie sono presenti piccoli nuclei di *Calluna vulgaris* (Testi et al., 2006). Nel Lazio i fiumi considerati rappresentano un mosaico di ambienti naturali che si alternano ad ambienti fortemente antropizzati: il fiume Aniene costituisce un ottimo esempio di questa alternanza lungo il gradiente longitudinale (Testi et al., 2009a); nei fiumi abruzzesi la mosaicizzazione tra nuclei naturali di bosco, boscaglie fluviali e prati coltivati ad elevata fertilizzazione o incolti è spesso evidente su una scala spaziale ristretta; infine nei fiumi Volturno e Zittola del Molise e Campania la vegetazione fluviale e peri-fluviale presenta maggiore continuità sia in senso longitudinale che trasversale (Tamburro et al., 2006). Questi cambiamenti nell'uso e nella gestione del territorio sono ben espressi dall'indice di emerobia che rivela la sua sensibilità e la sua capacità di evidenziare variazioni puntuali della qualità dell'habitat sia a media che a grande scala, dato che la composizione in specie delle comunità vegetali è fortemente influenzata dalle attività umane e dalle proprietà del suolo (Holmes et al., 2005; Meek et al., 2009). Infatti le correlazioni emerse tra i 4 indici – emerobia, nutrienti, qualità del suolo e IBE – (Tab. II), mostrano i legami esistenti tra diverse componenti dell'ecosistema e tra i due comparti ambientali acqua/suolo (Kauffman et al., 1997; Tickner et al., 2001). In particolare, gli invertebrati acquati-

ci forniscono indicazioni sulla componente acqua, quelli del suolo sulla componente sponda asciutta e retro-sponda, mentre i vegetali integrano le due componenti. Questo schema di relazioni (Fig. 5) è ancor più evidenziato dal fatto che QBS-ar risulta correlato con l'emerobia solamente quando quest'ultima viene calcolata sulla componente spondale e retrospondale, escludendo la fascia acquatica.

Gli indici applicati su diverse componenti biotiche dell'ecosistema indagato mostrano la loro abilità nell'esprimere la qualità dell'ambiente a scale spaziali differenti:

- gli indici di Ellenberg descrivono le condizioni ecologiche generali dell'habitat;
- l'indice di emerobia, testato sia a scala locale che geografica, stima il disturbo antropico esercitato sulle tre fasce contigue dall'acqua alla sponda alla retro-sponda, differenziando la risposta sulla base della matrice circostante e conseguentemente al tipo di interventi;
- il QBS-ar esprime la qualità del suolo nella fascia retrospondale che costituisce un'interfaccia tra il fiume e l'habitat limitrofo (Naiman et al., 1997).

La loro integrazione consente una stima della qualità ambientale complessiva. Dai dati elaborati in questo studio emerge la sensibilità dell'indice di qualità del suolo QBS-ar e di quello di emerobia della vegetazione, capaci di segnalare cambiamenti bruschi e/o puntuali nella gestione del territorio.

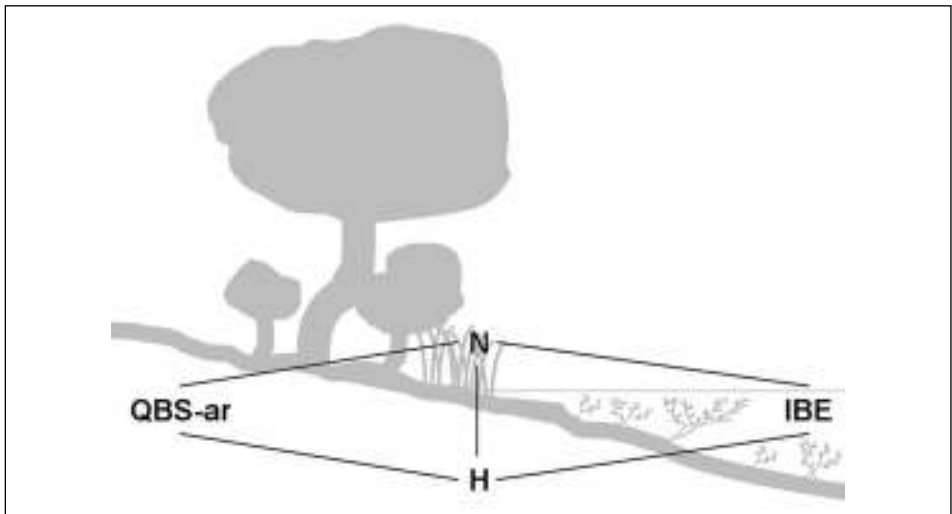


Figura 5: Schema delle relazioni emerse a scala locale (Fiumi Tirino/Pescara) tra gli indici H-emerobia, N-nutrienti del suolo, IBE-indice biotico esteso, QBS-ar -indice di qualità del suolo.

Ringraziamenti

Il lavoro è stato finanziato dall'Ateneo di Scienze e Tecnologie dell'Università di Roma "La Sapienza" negli anni 2007 e 2008. Si ringraziano il Dr. Pietro Massimiliano Bianco, le Dott.sse Rosalba Tamburro, Alessia Iallonardi, Annamaria Manuppella (ARPA Molise) per i rilievi di vegetazione e di macroinvertebrati effettuati nei fiumi Volturno e Zittola. Per i dati IBE gentilmente forniti si ringraziano la Dott.ssa Alma Cerbai (ARPA Toscana) e il Dr. Natale Casino (ARPA Lazio).

Bibliografia

- Angelini, P., Fenoglio, S., Isaia, M., Jacomini, C., Migliorini, M. & Morisi, A. (2002) *Tecniche di monitoraggio della qualità del suolo*. ARPA Piemonte. Gruppo ALZANI – Dall'idea alla stampa – Pinerolo (TO).
- ARPA Piemonte (2006) *Rapporto sullo stato dell'ambiente in Piemonte*. Available at www.arpa.piemonte.it
- Botkin, D. B. & Beveridge, C. E. (1997) Cities as environments. *Urban Ecosystems*, **1**, 3-20.
- D'Avino, L. (2002) *Esposizione del metodo di Vittorio Parisi per la valutazione della Qualità Biologica del Suolo (QBS) e proposta di standardizzazione delle procedure*. Depositato presso il Museo di Storia Naturale, Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università degli Studi di Parma.
- Ellenberg, H. (1974) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (Indicator values of vascular plants in Central Europe). *Scripta Geobotanica*, **18**, 9-166.
- Ellenberg, H. (1979) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (Indicator values of vascular plants in Central Europe). *Scripta Geobotanica*, II ed. 9, Göttingen.
- Ellenberg, H. (1986) *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, London.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulsen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, **18**, 1-258.
- EPA-Environmental Protection Agency (2003) *Water quality — guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters*. EN 14184.
- Fanelli, G. (2002) Analisi fitosociologica dell'area metropolitana di Roma. *Braun-Blanquetia*, **27**, 1-269.
- Fanelli, G., Tesarollo, P. & Testi, A. (2006a) Ecological indicators applied to urban and suburban floras. *Ecological indicators*, **6**, 444-457.
- Fanelli, G., Testi, A. & Pignatti, S. (2006b) *Ecological indicator values for species in Central and Southern Italy flora*. In: Il Sistema Ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo. Accademia delle Scienze, "Scritti e Documenti" XXXVII, Seconda Serie, **2**, 505-564.
- Fanelli, G. & Testi, A. (2008) *Detecting large and fine scale patterns of disturbance in towns by means of plant species inventories: maps of hemeroby in the town of Rome*. In: Urbanization: 21st Century Issues and Challenges. (Ed.) Nova Publisher, NY, 223-235.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Gardi, C., Tomaselli, M., Parisi, V., Petraglia, A. & Santini, C. (2002) Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology*, **38**, 103-110.
- Ghetti, P. F. (1995) *Indice biotico esteso (IBE)*. Notiziario dei Metodi Analitici, IRSA (CNR), 1-24.

- Ghetti, P. F. (1997) *Manuale di applicazione – Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia autonoma di Trento. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente.
- Holmes, P. M., Richardson, D. M., Esler, K. J., Witkowski, E. T. F. & Fourie, S. (2005) A decision-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive alien plants in South Africa. *South African Journal of Science*, **101**, 553-564.
- Kauffman, J. B., Beschta, R. L., Otting, N. & Lytjen, D. (1997) An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries*, **22**, 12- 24.
- Kowarik, I. (1990) *Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe*. In: Sukopp, H., Hejny, S., Kowarik, I. (Eds), *Urban Ecology. Plants and plant communities in the urban environments*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Leoni, A. & Menta, C. (2008) *Microartropodi e collemboli come indicatori di qualità del suolo: gli indici QBS-ar e QBS-c*. Workshop tematico: "Biodiversità dei suoli italiani: indicatori ed applicazioni verso una normativa nazionale" Apat – Roma. Available at: www.apat.gov.it.
- Meek, C. S., Richardson, D. M. & Mucina, L. (2009) A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, available at: www.elsevier.com/locate/biocon, doi:10.1016/j.biocon.2009.09.021.
- Miani, N., Skert, N. & Grahonja, R. (2004) *Biomonitoraggio sperimentale del suolo tramite il metodo della qualità biologica del suolo (QBS) e coleotteri terrestri quali bioaccumulatori di IPA*. Available at: www.arpa.fvg.it.
- Miani, N., Skert, N. & Grahonja, R. (2005) *Biomonitoraggio sperimentale dell'inquinamento dei suoli agricoli della provincia di Trieste tramite il metodo QBS (Qualità Biologica del Suolo)*. Available at: www.arpa.fvg.it.
- Naiman, R. J. & Decamps, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, **28**, 621-658.
- Parisi, V. (2001) The biological soil quality, a method based on microarthropods (in Italy). *Acta Naturalia de L'Aeneo Parmense*, **37**, 97-106.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. & Mozzanica E. (2005) Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105**, 323-333.
- Pignatti, S., Bianco, P. M., Fanelli, G., Guarino, R., Petersen, J. & Tescarollo, P. (2001) *Reliability and effectiveness of Ellenberg's indices in checking flora and vegetation changes induced by climatic variations*. In: Walter, J. R., Burga, C. A., Edwards, P. J. (Eds.), *Fingerprints of Climate Changes: Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges*. Kluwer Academy/Plenum Publishers, New York/London, 281-304.
- Postel, S. & Carpenter, S. (1997) *Freshwater ecosystem services*. In: Daily, G. C. (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 195-214.
- Sukopp, H. (1990) *Urban ecology and its application in Europe*. In: Sukopp, H., Hejny, S., Kowarik, I., (Eds.), *Urban Ecology. Plants and plant communities in urban environment*. SPB Academic Publishing, The Hague, 2-22.
- Tamburro, R., Manuppella, A. M., Carnevale, P., Bianco, P. M., De Lillis, M. & Iannitto, G. (2006) *Analisi del sistema fluviale Zittola*. Le Guide dell'Assessorato per la tutela dell'ambiente della provincia di Isernia.
- Testi, A., Fanelli, G., Bisceglie, S., Pace, G. & Mancini, L. (2006) *Comunità animali e vegetali e qualità delle acque; un contributo all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia*. *Rapporti Istisan* **06/37**, Istituto Superiore di Sanità, Roma.
- Testi, A., Bisceglie, S., Guidotti, S. & Fanelli, G. (2009a) Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (central Italy). *Aquatic Ecology*, **43**, 477-486.
- Testi, A., De Nicola, C., Dowgiallo, G. & Fanelli, G. (2009b) Correspondences between plants and soil/environmental factors in beech forests of Central-Apennines: from homogeneity to complexity. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, DOI 10.1007/s12210-009-0054-8.
- Tickner, D. P., Angold, P. G., Gurnell, A. M. & Mountford, J. O. (2001) Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography*, **25**, 22-52.
- Woodwiss, F. S. (1978) *Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods*. Summary report, Commission of European Communities. Nottingham, September- October, 1976.

Le macrofite acquatiche nella valutazione della qualità ambientale: messa a punto di un indice macrofitico per la Pianura Padana

Evaluation of biological water quality using aquatic macrophytes: focus on a macrophyte index for the Po Valley (Lombardy, northern Italy)

Isabella Fedeli¹, Luisa Angela Maggioni¹, Giancarlo Graci² & Stefano Gomasca^{1*}

¹ Department of Biology, Università degli Studi di Milano, Via Celoria 26, 20133 Milano

² Department of Vegetable Production, Università degli Studi di Milano, Via Celoria 2, 20133 Milano

*sgomasca@tiscali.it

Riassunto

Scopo del presente lavoro è stata la messa a punto di un nuovo indice macrofitico per la valutazione dello stato ecologico di tratti fluviali inseriti nel contesto di pianura del bacino idrografico padano. Sono stati individuati dieci corsi d'acqua rappresentativi della variabilità del sistema idrico superficiale della pianura lombarda. Questi dieci corsi sono stati quindi suddivisi in due tipologie fluviali in base alla loro lunghezza, alla loro portata e all'estensione del loro bacino idrografico. Sono state identificate 30 stazioni di campionamento, dove sono stati effettuati i rilievi sulla flora, sul contesto ambientale e sulle caratteristiche idrogeomorfologiche del tratto di fiume. In ultimo è stato applicato l'IBE e sono stati analizzati i parametri chimico-fisici delle acque. Successivamente, attraverso l'elaborazione critica dei risultati e delle informazioni derivate da materiale bibliografico, sono stati attribuiti alle specie inserite nell'elenco floristico (circa 340) i valori di: a) affinità per gli ambienti umidi (U), identificando in questo modo le specie strettamente legate ad ambienti acquatici e quelle caratteristiche delle zone sovracquatiche, b) risposta trofica (N) e livello di stenocia (E). Questi parametri sono stati utilizzati nel calcolo dell'Indice Macrofitico di Pianura (IMP) da noi elaborato.

Infine, per verificarne l'efficacia, i risultati dell'IMP sono stati comparati a livello statistico con quelli ottenuti dall'applicazione dell'IBE e dalla elaborazione dei parametri chimico-fisici.

Parole chiave: macrofite acquatiche, indici macrofitici, Pianura Padana

Abstract

The aim of this research was the development of a new macrophyte index for assessing the ecological status of river sections situated in lowland contexts (e.g. Po Valley). Ten streams representative of the variability of the surface water system of the Lombardy lowland have been identified. These ten water courses were then divided into two river types according to their length, their capacity and to the extent of their catchment area. 30 sampling stations have been identified. Here, samples were done on the flora, on the environmental context and on the hydromorphological characteristics of the river section. Finally IBE was applied and chemical-physical water parameters were analyzed. Subsequently, through the critical development of the results and from the information derived from literature, we have been attributed to each specie present in our floristic list (about 340) the values report about: a) affinity for wet ecology (U) identifying the species closely tied to aquatic environments and those characteristic of the over aquatic areas, b) trophic response (N) and c) level of link to a particular ecological range (trophic tolerance of the species) (E). These parameters are used to calculate the Lowland Macrophyte Index (IMP) developed by our research group. Finally, to verify its reliability, the results of IMP were compared by statistic analysis with those obtained from the application of IBE and with those processing by water chemical-physical parameters.

Keywords: aquatic macrophytes, macrophyte index, Po Valley

Introduzione

Da tempo è risaputo che le macrofite acquatiche sono particolarmente sensibili all'inquinamento, sia organico che da biocidi (Haslam, 1978; Carbiener et al., 1990; Haury et al., 1996; Azzollini et al., 2003; Centro Tematico Acque Interne e Marino Costiere, 2004; Hering et al., 2006). Molte specie vegetali, più o meno strettamente legate all'ambiente acquatico, sono considerate degli ottimi bioindicatori. Ad oggi, però non è ancora stato ben compreso quale sia l'approccio migliore per evidenziare i fattori di stress che possono alterare gli ambienti acquatici (fiumi, laghi, mari, acque di transizione). Vi sono infatti pareri fortemente contrastanti sull'opportunità di riferirsi alle comunità o alle singole specie: mentre secondo Hashlam (1978) è utile avvalersi delle singole specie per ottenere correlazioni dirette con i fattori ambientali, altri ricercatori mettono in evidenza l'importanza delle comunità per valutare lo stato ecologico di un sistema (Carbiener et al., 1990). Le metodologie disponibili possono essere sostanzialmente ricondotte a due approcci analitici distinti: un primo gruppo prevede la valutazione (in termini di presenza e di abbondanza) di un numero limitato di taxa indicatori, detti "specie chiave", ripartiti in diverse classi

di sensibilità nei confronti degli inquinanti; un esempio è rappresentato dal Macrophyte Index Scheme (MIS; Caffrey, 1987). Un secondo gruppo (“indici a punteggio” o “ponderali”), attribuisce invece dei valori indicatori ad un elevato numero di taxa, in funzione della loro sensibilità o tolleranza nei confronti dei nutrienti e di altri fattori di stress (es. IBMR; AFNOR, 2003).

La necessità di elaborare dei metodi efficaci è stata recentemente sollecitata dall'entrata in vigore di alcune normative ambientali che, negli ultimi anni, hanno riconosciuto il grande valore indicatore delle piante acquatiche nel definire lo stato ecologico di un corpo idrico (accanto alla valutazione della componente macrobentonica, diatomica ed ittica) (Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE e, nel contesto italiano, il D. Lgs. 152/2006).

Gli indici macrofitici elaborati in Europa nel corso degli anni sono stati molteplici; tra questi possono essere ricordati il MIS (Caffrey, 1987), Trophie Index Macrophyten (TIM; Schneider & Melzer, 2003), il Mean Trophic Rank (MTR; Holmes, 1995; Holmes et al., 1999), gli indici elaborati dal Groupement d'Intérêt Scientifique (Haury et al., 1996), l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR; AFNOR, 2003) ed i più recenti Reference Index Method (RI; Meilinger et al., 2005) ed “Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos”, pubblicato in Germania nel 2005 (Schaumburg et al., 2005).

In Italia non è stata ancora ufficializzata alcuna metodologia da parte del Ministero dell'Ambiente per una corretta definizione della “qualità” dei sistemi fluviali attraverso lo studio delle macrofite acquatiche. Anche se l'interesse sta aumentando in modo evidente, ad oggi sono state condotte solo alcune ricerche da gruppi legati alle Università, all'ENEA e alle ARPA regionali (Minciardi et al., 2003, 2004; Testi et al., 2006, 2009; Maggioni et al., 2009). Questa ricerca è stata comunque realizzata per lo più su scala locale, ed in linea di massima con l'obiettivo di verificare l'applicabilità di alcuni indici macrofitici messi a punto in altre nazioni europee (Turin & Wegher, 1991; Azzollini et al., 2003; Minciardi et al., 2003; Morgana et al., 2003; Minciardi et al., 2004). I risultati ottenuti hanno messo in luce una certa difficoltà nell'applicazione di questi indici nella realtà italiana, evidenziando la necessità della messa a punto di nuovi indici macrofitici utilizzando informazioni provenienti da sperimentazioni più dettagliate ed approfondite da realizzare nei comparti ecologico-geografici in cui il sistema idrografico superficiale italiano può essere inquadrato.

L'opportunità di colmare tale lacuna ha portato all'avvio di una serie di progetti-pilota in alcune regioni italiane volti ad elaborare una bozza di indice macrofi-

tico applicabile per il momento a realtà locali. La ricerca qui presentata ha avuto come obiettivo l'elaborazione e a messa a punto di un indice macrofitico applicabile nel contesto della Pianura Padana. Più esattamente, il lavoro qui proposto rappresenta la seconda fase di un progetto iniziato nel 2007 che ha portato all'elaborazione di una bozza di indice per la pianura da noi chiamato "Indice Macrofitico di Pianura" (IMP; Maggioni et al., 2009). In questa prima parte del lavoro, oltre ad aver individuato le specie, aver attribuito a ciascuna di esse dei valori legati alla risposta trofica, all'affinità per l'acqua, e al loro legame per un determinato tipo di ambiente (eurecia/stenoecia), sono stati elaborati a) formula per il calcolo dell'IMP e b) limiti delle classi ecologiche. Inoltre è stato dimostrato che l'indice da noi elaborato è in grado di mettere in luce come la vegetazione di sponda non abbia nulla a che fare con la qualità chimica-fisica delle acque e che l'indice da noi messo a punto (IMP) da risposte migliori rispetto ad altri indici normalmente utilizzati in Europa quali il MIS o l'IBMR. In questa seconda fase del progetto sono stati considerati altri fiumi e altre stazioni di campionamento al fine di ottenere un numero di dati maggiormente sostenibile a livello statistico. Abbiamo voluto affinare ulteriormente i valori ecologici attribuiti alle specie (U, N, E; Maggioni et al., 2009), verificare se la vegetazione sovracquatica (cioè quella legata alla stretta zona di confine terra-acqua) potesse essere significativa nel valutare la qualità ecologica di un fiume ed infine abbiamo voluto vedere se le caratteristiche idromorfologiche dei fiumi potessero, o meno, influenzare l'applicabilità di un indice strutturato sulle macrofite.

Materiali e metodi

Raccolta ed elaborazione dei dati

Nell'ambito di questa ricerca sono stati individuati dieci corsi d'acqua rappresentativi della variabilità del sistema idrico superficiale della pianura lombarda. La scelta è stata effettuata in base ad alcune importanti caratteristiche quali la lunghezza, la portata e l'estensione del bacino idrografico. In base a questi criteri sono stati scelti tre grandi fiumi: il Ticino, l'Adda e l'Oglio; cinque fiumi di medie dimensioni: il Lambro, il Serio, il Brembo, l'Agogna, il Mella e due grandi canali, a tratti molto naturaliformi: il Terdoppio ed il Rio Tormo. Sono state identificate 30 stazioni di campionamento poste lungo l'asse dei corsi, in modo da poter avere i punti di rilievo

lungo un gradiente trofico delle acque che aumenta gradualmente passando da nord a sud (cioè dalla sorgente alla foce).

Sono state organizzate quattro campagne di rilievi nel corso del 2008 e del 2009: due primaverili nei mesi di aprile-maggio, due estive nei mesi di luglio-agosto. Per ciascuna stazione sono stati effettuati una serie di rilievi: sulla flora prendendo dati sulle specie e sulla loro copertura reale (%), sul contesto ambientale (ombreggiamento, tipologia delle aree limitrofe, ecc.) e sulle caratteristiche idrogeomorfologiche del tratto di fiume (Tab. I).

Tabella I: Caratteristiche delle stazioni. *Var. Portata*: Variazione della portata durante l'anno; *Var. dim alv*: Variazione della dimensione dell'alveo durante l'anno; *Ombreg.*: ombreggiamento della stazione; *Profondità*: profondità massima dell'acqua nel momento del rilievo; *Vel. corrente*: velocità della corrente rilevata nel punto del rilievo; *Substrato*: substrato caratterizzante la stazione.

Classi	Var. portata	Var. dim. alv.	Ombreg.	Profondità	Vel. corrente	Substrato
A	bassa	bassa	scarso	≤ 0,30 m	bassa	limo
B	variabile	variabile	medio	0,3 – 1 m	intermedia	sabbia
C			completo	1 – 1,5 m	elevata	sabbia – ciottoli
D				≥ 1,5 m	molto elevata	ghiaia
E						ciottoli
F						ciottoli – massi
G						grossi massi
H						ceppo

In ultimo è stato applicato l'IBE e sono stati analizzati i seguenti parametri chimico-fisici dell'acqua: temperatura, pH, conducibilità, durezza, O₂ disciolto, BOD₅, COD, N totale, NH₄⁺, NO₃⁻, P totale, P-PO₄, cloruri, SO₄²⁻ (seguendo i protocolli APAT-IRSA-APAT, 2003).

Il rilievo della flora, effettuato su comunità omogenee, è stato condotto percorrendo il corso d'acqua per un tratto di lunghezza variabile, in funzione della larghezza dell'alveo e dell'omogeneità del tratto considerato (in media per 200-500 m). Su questo segmento di fiume sono state rilevate le specie presenti nella zona acquatica e in quella sovracquatica. È stato quindi stilato un elenco floristico, integrandolo poi con le percentuali di copertura. Per limitare gli eventuali errori legati alla soggettività del rilevatore, si è proceduto come segue:

1. innanzitutto è stata rilevata la copertura percentuale reale a macrofite, valutando separatamente i seguenti gruppi: specie tipicamente legate alle zone umide e pre-

- senti nella zona sovracquatica (per l'area di sponda); macrofite acquatiche, ad esclusione delle macroalghe (per la zona acquatica); macroalghe (per la zona acquatica);
2. successivamente è stata attribuita alle singole specie una percentuale di copertura, su un totale del 100%, per ciascuno dei tre gruppi riportati sopra;
 3. a questo punto, la copertura specifica reale è stata calcolata effettuando il prodotto tra le coperture totali dei singoli gruppi (punto 1) con quelle specifiche rapportate al 100% (punto 2).

Analisi statistica

I dati provenienti dai rilievi e quelli relativi alle analisi chimico-fisiche sono stati analizzati con il programma di statistica SPSS®. È stata inizialmente eseguita una correlazione bivariata non parametrica (correlazione di Spearman), sia tra i dati dei rilievi floristici che tra quelli relativi alle analisi chimico-fisiche delle acque, al fine di evidenziare correlazioni all'interno dei gruppi stessi. È stata poi eseguita una seconda analisi di correlazione (bivariata non parametrica), questa volta tra i dati dei rilievi floristici e quelli delle analisi chimico-fisiche delle acque. I risultati ottenuti hanno permesso di estrapolare indicazioni relative alla presenza di specie in relazione alla qualità e alla quantità dei nutrienti riscontrati nei fiumi e nei canali studiati. Tali indicazioni sono state poi utilizzate per attribuire i valori di N nella costruzione dell'indice. I risultati dell'applicazione degli Indici (IMP e IBE) sono stati poi correlati (bivariata non parametrica, correlazione di Spearman) con i dati delle analisi chimiche per saggiarne la significatività.

Risultati

Molto del lavoro relativo all'IMP è stato sviluppato in una prima fase del progetto tra il 2006 ed il 2007. I risultati ottenuti sono stati pubblicati in Maggioni et al. (2009). In questa parte della ricerca furono individuate, su base bibliografica (Pignatti, 1982), 340 specie erbacee legate ai sistemi umidi di pianura del nord Italia. Utilizzando dati ricavati dai lavori di Ellenberg (1992), di Haslam (1978) e di Pignatti (2005) furono assegnati a ciascuna delle specie individuate i valori di U (grado di legame al fattore umidità, range da 1-12) e di N (affinità ai substrati e alle acque ricche in nutrienti, range da 1-9). I valori di N furono poi adeguati al contesto geo-

grafico utilizzando i dati ottenuti dall'analisi di correlazione tra i rilievi floristici e i parametri chimico-fisici delle acque. Usando indicazioni ricavate da testi quali Flora d'Italia e Flora Europea (Pignatti, 1982; Tutin et al., 1964-1993), assieme a pareri di esperti botanici lombardi, fu attribuito il valore di eurecia (E) a ciascuna specie (cioè la dimensione del legame di quella determinata specie per quel determinato tipo di ambiente, range 1-3).

In questa seconda fase della ricerca, sviluppata tra il 2008 ed il 2009, il numero di fiumi e di canali e le relative stazioni di campionamento sono aumentate (da 19 a 29), per ciascuna stazione sono stati rilevati più parametri chimici ed ecologici rispetto alle campagne del 2007 e del 2008. Questi nuovi dati ci hanno permesso di affinare ulteriormente i valori di U, N ed E. L'IMP è stato calcolato utilizzando la formula e le classi di qualità proposte in Maggioni et al. (2009). I 10 corsi d'acqua sono stati divisi in due categorie in base alla loro portata, alla loro lunghezza e alle dimensioni del loro bacino idrografico (Tab. II).

Tabella II: Caratterizzazione in classi secondo: p.m.a. = portata media annua (m³/s); b.i. = bacino idrografico (km²); lung. = lunghezza (km).

Fiumi	p.m.a.	b.i.	lung.
1° Classe			
Ticino	350	7.228	248
Adda	187	7.979	313
Oglio	137	6.649	280
2° Classe			
Brembo	30	935	74
Serio	23	1.256	124
Agogna	12	995	140
Mella	11	1.038	96
Lambro	5,8	1.350	130
Terdoppio	3,7	515	86
Tormo	3,5	356	34

Sono state quindi identificate le stazioni che presentano delle forti limitazioni idromorfologiche tale da impedire il normale sviluppo della vegetazione (Tab. III). In questa ottica si è deciso di dare maggiore importanza a due parametri: qualità del substrato e velocità della corrente. Quindi Adda Calolzio e Ticino Boffalora sono state individuate per la forte corrente, mentre per Mella Villacarcina e Serio Seriate il

fattore limitante è coinciso con il substrato (rocce o lastroni di materiale non colonizzabile (il Ceppo per Seriate); infine per Adda Cornate e Oglio Capriolo i fattori limitanti sono stati il substrato sfavorevole e la forte corrente.

Tabella III: Identificazione delle stazioni con limitazioni idrogeomorfologiche in grado di limitare lo sviluppo delle macrofite (caselle in grigio). Substrato: classi da A a H; velocità della corrente: classi da A a D; variazione della portata annua: da A a B; variazione della dimensione dell'alveo: da A a B; profondità: da A a D (per spiegazioni dettagliate vedere Materiali e metodi).

Stazioni	subs.	v. corr.	var. port.	var. al.	prof.	stations	subs.	v. corr.	var. port.	var. al.	prof.
Ago Nic	A	A	A	A	B	Tor Pal	C	B	A	A	B
Mel Pra	A	A	A	A	B	Lam Mer	C	B	A	A	C
Lam Cos	A	A	A	A	C	Ter Vig	C	B	B	B	C
Add Piz	A	B	A	A	D	Ber Bre	E	A	A	A	C
Lam Mel	A	B	A	A	D	Mel Cas	E	A	B	A	A
Ter Pie	A	B	A	A	D	Ser Mon	E	B	A	A	B
Ser Cas	B	A	A	A	B	Tic Lon	E	B	A	A	D
Ago Vel	B	A	A	A	D	Ber Brs	E	B	A	B	C
Ogl Ost	B	A	B	B	C	Ago Mez	E	B	B	A	C
Ogl Cas	B	B	A	A	C	Add Cal	E	C	B	A	D
Tor Cre	B	B	A	A	C	Tic Bof	E	C	B	B	D
Tic Sal	B	B	A	A	D	Mel Vil	F	B	A	A	A
Ter Zin	B	B	B	B	C	Add Cor	F	C	B	B	B
Add Cav	B	B	B	B	D	Ogl Car	G	D	A	A	D
Lam Les	C	A	B	A	B	Ser Ser	H	A	B	A	A

Quindi è stato calcolato un valore sintetico di trofia e uno di salinità per ciascuna stazione in base alle concentrazioni riscontrate di NH_4^+ , NO_3^- , P-PO_4 , SO_4^{2-} (per la trofia) e di cloruri e conducibilità (per la salinità). Tale valore è stato estrapolato confrontando il dato di concentrazione reale (quello cioè misurato) con i valori proposti da due scale di intervalli da noi elaborate (Tabb. IV e V). I valori di sintesi proposti in questo lavoro vanno: da 1 a 10 per l'IBE, per l'IMP acquatico e per l'IMP totale, da 2 a 10 per la salinità e da 4 a 12 e per la trofia. Per poter analizzare statisticamente questi dati quelli risultati per la trofia (che arrivavano al massimo ad 11) sono stati riscalati ad un valore massimo di 10 diminuendo tutti i valori ottenuti di una unità. La tabella VI mostra i risultati dell'applicazione degli indici (IMP e IBE) e i valori di trofia e di salinità.

Tabella IV: Intervalli di valori per il calcolo del valore di trofia. Per ciascuna stazione il valore di trofia va da 4 (quando tutti i quattro parametri entrano nella categoria = 1) a 12 (quando tutti e quattro i parametri entrano nella categoria = 3).

Valore	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	P-PO ₄ (mg/l)	Solfati (mg/l)
3	< 0,1 mg/l	< 2,5 mg/l	< 0,05 mg/l	< 20 mg/l
2	0,1-0,2 mg/l	2,5-4,5 mg/l	0,05-0,1 mg/l	20-40 mg/l
1	> 0,2 mg/l	> 4,5 mg/l	> 0,1 mg/l	> 40 mg/l

Tabella V: Intervalli di valori per il calcolo del valore di salinità. Per ciascuna stazione il valore di trofia va da 2 (quando i due parametri entrano nella categoria = 1) a 10 (quando i due parametri entrano nella categoria = 5).

Valore	Cloruri (mg/l)	Conducibilità (µS/cm)
1	45-56	586-691
2	34,5-45	482-586
3	24-34,5	379-482
4	13,5-24	276-379
5	3-13,5	173-276

Tabella VI: Risultati dell'applicazione degli indici IMP per la vegetazione strettamente acquatica (IMP acq.) e per la somma della vegetazione strettamente legata all'acqua più quella sovracquatica (IMP tot.). Sono stati calcolati anche i valori complessivi di salinità e di trofia secondo quanto riportato nel testo. Infine è stato calcolato anche l'IBE. In grigio sono identificate le 6 stazioni con limitazione di carattere idrogeomorfologico.

Stazioni	salinità	trofia	IMP tot.	IMP acq.	IBE
Add Cal	10	10	7	7	8
Add Cor	10	10	8	9	10
Add Cav	9	8	7	4	7
Add Piz	7	7	5	4	4
Tic Lon	10	10	10	10	7
Tic Bof	10	8	5	5	8
Tic Sal	10	10	5	5	6
Ogl Car	10	9	7	5	7
Ogl Cas	8	6	7	6	6
Ogl Ost	6	4	7	2	5
Ser Ser	8	8	6	6	5
Ser Cas	2	4	7	4	4
Ser Mon	4	5	5	4	6

Stazioni	salinità	trofia	IMP tot.	IMP acq.	IBE
Lam Mer	8	8	4	4	8
Lam Cos	6	7	4	2	6
Lam Les	5	5	5	3	6
Lam Mel	2	3	8	2	4
Mel Vil	9	5	3	3	2
Mel Cas	8	5	7	7	2
Mel Pra	4	3	5	3	6
Ber Brs	9	10	3	6	6
Ber Bre	9	8	6	6	5
Ago Nic	8	7	6	4	7
Ago Vel	9	8	5	5	6
Ago Mez	7	10	6	6	6
Ter Vig	10	8	7	5	8
Ter Pie	10	9	6	5	7
Ter Zin	10	10	7	6	8
Tor Pal	7	9	7	7	7
Tor Cre	6	7	7	5	9

L'analisi di correlazione (Tab. VII) mostra che l'IMP totale non da mai risultati significativi, mentre IBE, ma soprattutto l'IMP acquatico (IMP acq.) sì. Considerando i fiumi di 1° e di 2° classe nel loro insieme si ottengono per IBE e IMP acq. delle correlazioni con alta significatività sia se si analizza la totalità delle stazioni sia solamente le stazioni senza limitazioni idrogeomorfologiche. Le cose cambiano quando l'analisi di correlazione viene effettuata sui fiumi di 1° e di 2° classe presi separatamente. In quelli di 1° classe, cioè Adda, Ticino e Oglio i risultati non accettabili sono molti. Rimangono maggiormente significativi quelli di IMP acq., mentre quelli di IBE soprattutto nei confronti dei fattori trofici sembrano non avere alcuna correlazione o solamente molto bassa quando si considera la totalità delle stazioni. Quando si passa ai fiumi di 2° classe, cioè al Lambro, Serio, Brembo, Agogna, Mella, Terdoppio e Rio Tormo, le cose cambiano: IMP acq. presenta sempre valori altamente significativi e anche l'IBE da risultati migliori. Interessante notare che in questa tipologia di fiumi l'esclusione delle stazioni con limitazioni idrogeomorfologiche porta a risultati migliori.

Tabella VII: Risultati dell'analisi di correlazione (non parametrica secondo Spearman) eseguita tra i valori degli indici IMP (acquatico e totale) con i valori di salinità e di trofia delle acque. La stessa analisi di correlazione è stata eseguita con i risultati dell'IBE. La correlazione è stata calcolata nel totale delle stazioni, sia solo in quelle che non avevano limitazioni evidenti di carattere geomorfologico potenzialmente capaci di influenzare la colonizzazione della vegetazione. La medesima analisi è stata eseguita sui corsi d'acqua di 1° e 2° classe uniti e sulle singole classi separate. *** alta significatività per $p < 0,01$; ** significatività per $p < 0,05$; * bassa significatività per $p < 0,1$; ns non significativo.

classi	1,2°			1°			2°		
	rho		p	rho		p	rho		p
Totale stazioni									
salinità – IMP tot	0,1294	ns	0,495	0,1772	ns	0,624	-0,112	ns	0,638
salinità – IMP acq	0,5644	***	0,001	0,6864	**	0,028	0,4841	**	0,030
salinità – IBE	0,5078	***	0,004	0,7616	***	0,010	0,2815	ns	0,229
trofia – IMP tot	0,1103	ns	0,562	0,3121	ns	0,379	-0,048	ns	0,838
trofia – IMP acq	0,7124	***	1,04e-5	0,7103	**	0,021	0,6818	***	0,000
trofia – IBE	0,5693	***	0,001	0,6231	*	0,054	0,4939	**	0,026
Senza stazioni con problemi									
salinità – IMP tot	0,0524	ns	0,808	0,1722	ns	0,744	-0,054	ns	0,831
salinità – IMP acq	0,6071	***	0,002	0,7352	*	0,095	0,5971	***	0,008
salinità – IBE	0,4497	**	0,027	0,7463	*	0,088	0,4341	*	0,071
trofia – IMP tot	-0,101	ns	0,639	0,0156	ns	0,976	-0,140	ns	0,578
trofia – IMP acq	0,6573	***	4,01e-4	0,5882	ns	0,219	0,6732	***	0,002
trofia – IBE	0,5137	***	0,010	0,5971	ns	0,210	0,4821	**	0,042

Conclusioni

Il confronto tra i risultati statistici di correlazione relativi all'IMP totale (vegetazione acquatica più sovracquatica) con quelli di IBE e di IMP acq. (solo vegetazione strettamente acquatica) (Tab. VII) mette in evidenza come la presenza delle specie macrofite della zona sovracquatica nel calcolo dell'indice tenda ad abbassare la robustezza dell'IMP. Questo dato può essere interpretato ipotizzando che la vegetazione sovracquatica (quella cioè della zona di transizione acqua-terra ferma) non rappresenta un buon indicatore di qualità ecologica delle acque probabilmente perché maggiormente legata alle caratteristiche chimico fisiche del substrato più che a quelle dell'acqua. L'IMP applicato alla sola vegetazione acquatica, di contro, da invece ottimi riscontri (Tab. VII). In linea di massima l'IMP acq. è risultato essere più affidabile anche dell'IBE nella valutazione dello stato trofico e salino delle acque. Inoltre

i dati presentati mettono in evidenza che l'applicabilità di questi indicatori non può essere generalizzata. Sui grandi fiumi di 1° classe (Adda, Ticino e Oglio) sia l'IMP acq. che l'IBE hanno dato risultati poco correlabili alle qualità chimico fisico delle acque, mentre nei corsi d'acqua di 2° classe l'applicazione di questi due indici ha prodotto dati molto significativi. Questo ci porta ad ipotizzare che nei grandi fiumi vi siano altre variabili, oltre alla qualità chimico-fisica delle acque, in grado di influenzare in modo evidente le comunità animali e vegetali. Dai risultati relativi ai corsi di 2° classe emerge inoltre che l'esclusione delle stazioni con limitazioni idrogeomorfologiche (legate prevalentemente alla eccessiva velocità della corrente e/o alla dimensione del substrato), porta a risultati migliori dimostrando che questi due parametri sono in grado di influenzare in modo evidente la possibilità da parte delle macrofite e dei macroinvertebrati di colonizzare queste tipologie di ambienti.

Bibliografia

- AFNOR (Association Française de Normalisation) (2003) *Qualité de l'eau: détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière* (IBMR), Norme Française NF T 90-395.
- APAT, IRSA-CNR (2003) *Metodi analitici per le acque*. APAT Manuali e Linee Guida, I.G.E.R. s.r.l., Roma.
- Azzollini, R., Betta, G. & Minciardi, M. R. (2003) *Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio delle acque dei canali irrigui: prime applicazioni in un'area del Vercellese*. In: "Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle zone umide", Vercelli, Albano Vercellese, 10-11 novembre 2000", Montecchini F., Soldano A. (Ed.), Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, 269-292.
- Caffrey, J. M. (1987) *Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers*. In: Biological indicators of pollution, Richardson D. H. S. (Ed.) Ed. Royal Irish Academy, Dublino, 77-87.
- Carbiener, R., Trémolières, M., Mercier, J. L. & Ortscheit, A. (1990) Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Plant Ecology*, **86**, 71-88.
- Centro Tematico Acque Interne e Marino Costiere (2004) *Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli ambienti di acque correnti (Macrofite)*. ARPA Toscana ed., Firenze.
- Directive 2000/60/EC (2000) *Establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities L 327/122, December 2000.
- Decreto Legislativo n. 152 del 3/04/2006 (2006) *Norme in materia ambientale. Parte terza*. G. U. n. 88, 14/04/2006, Supplemento Ordinario n. 96.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. *Scripta Geobot.*, **18**, 1-258.
- Haslam, S. M. (1978) *River plants*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Trémolières, M., Barbe, J., Dutartre, A. & Guerlesquin, M. (1996) Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des courses d'eau français: premières propositions. *Ecologie*, **27** (4), 233-244.
- Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoskiewicz, K. & Verdonshot, P. F. M. (2006) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol.*, **51**, 1757-1785.
- Holmes, N. T. H. (1995) *Macrophytes for water and other river quality assessments – A Report to the National River Authority*. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough.
- Holmes, N. T. H., Newman, J. R., Chadd, S., Rouen, K. J., Saint, L. & Dawson, F. H. (1999) *Mean Trophic Rank: a user's manual*. R&D Technical Report, Environment Agency, Bristol.
- Maggioni, L. A., Fontaneto, D., Bocchi, S., & Gomasaras, S. (2009) Evaluation of water quality and ecological system conditions through macrophytes. *Desalination*, **246**, 190-20.
- Meilinger, P., Schneider, S. & Melzer, A. (2005) The reference index method for the macrophyte -based assessment of rivers – a contribution for the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*, **90**, 322-342.
- Minciardi, M. R., Rossi, G. L., Azzollini, R. & Betta, G. (2003) *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA e Provincia di Torino, Torino.
- Minciardi, M. R., Poma, S. & Rossi, G. L. (2004) *Qualità delle acque superficiali*. In: "Un piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un sito Natura 2000, Rossi G.L. & Minciardi M.R (Ed.). Piemonte Parchi, Torino, 41-45.
- Morgana, J. G., Betta, G., Minciardi, M. R., Prato, S., Rosa, S. & Naviglio, L. (2003) *La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia Central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales*. In: "Atti del XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Iberoico de Limnología", Madrid.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricole Ed., Bologna.

- Pignatti, S., Menegoni, P. & Pietrosanti, S. (2005) Bioindicazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg per le piante della flora d'Italia. *Braun Blanquetia*, **39**, 97-105.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2005) *Instruction protocol for the ecological assessment of running waters of the EU water framework directive: macrophytes and Phytobenthos*. Bavarian Water Management Agency, Monaco.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003) The Trophic Index of Macrophytes (TIM): a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **88** (1), 49-67.
- Testi, A., Fanelli, G., Bisceglie, S., Pace, G. & Mancini, L. (2006) *Comunità animali e vegetali e qualità delle acque; un contributo all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia*. Rapporti Istituzionali 06/37, Istituto Superiore di Sanità, Roma.
- Testi, A., Bisceglie, S., Guidotti, S. & Fanelli, G. (2009) Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (central Italy). *Aquatic Ecology*, **43**, 477-486.
- Turin, P. & Wegher, M. (1991). Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque. *Biologia ambientale*, **3-4**, 10-16.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A. & Valentine, D. H. (1964 – 1993) *Flora Europaea*, 5 volumi, Cambridge University Press.

Proposta metodologica per la determinazione del valore trofico di piante acquatiche di ambiente lacustre: primi passi verso la formalizzazione di un indice macrofitico

A methodological approach for the evaluation of the trophic value for macrophytes in lakes: a preliminary step towards a macrophyte index assessment

Alessandro Oggioni^{1*} & Rossano Bolpagni²

¹ Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Largo Torrolli 50, 28922 Verbania-Pallanza

² Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, V.le G. P. Usberti 11/A, 43100 Parma

*a.oggioni@ise.cnr.it

Riassunto

La Direttiva 2000/60/CE (WFD) introduce l'uso delle macrofite nei processi di valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi acquatici. Le metodologie ad oggi elaborate si rifanno al modello del *Lakes Intercalibration Expert* che utilizza composizione tassonomica e abbondanza delle singole specie quali descrittori chiave. Per molte macrofite sono ben definiti *optimum* ecologici e intervalli trofici di crescita, anche se questi risultano essere profondamente condizionati dall'ecoregione di appartenenza dei sistemi analizzati. Quanto ai valori indicatori, essi rivelano una significativa variabilità locale. Queste considerazioni hanno suggerito l'esigenza di definire per ciascuna ecoregione valori indicatori e trofici.

In Italia lo studio sistematico delle macrofite e della vegetazione acquatica lacustre ha una tradizione recente e si rilevano a tutt'oggi ampie lacune informative a scala nazionale. L'esigenza di colmare questo vuoto conoscitivo e di procedere all'elaborazione di un indice macrofitico per le acque lentiche ha imposto, pertanto, l'attivazione di un progetto finalizzato: alla definizione di un protocollo comune di acquisizione dei dati di campo, così come richiesto dalla WFD, alla costruzione di un *dataset* informativo di riferimento (cui far confluire i dati storici) e allo svolgimento di specifiche campagne di approfondimento conoscitivo per alcuni dei principali laghi italiani dell'ecoregione alpina.

Il presente lavoro contribuisce a chiarire il percorso intrapreso per la formalizzazione di un indice nazionale per le macrofite in ambiente lacustre e, in particolare, precisa la metodologia da adottare per la determinazione del valore trofico delle specie macrofitiche.

Parole chiave: macrofite, laghi, direttiva 2000/60 CE, indicizzazione, valore trofico specifico

Abstract

The Directive 2000/60/EC (WFD) introduces in the assessment processes of quality status for the aquatic environments the use of macrophytes as bioindicators. The model used for elaboration the indices are produced by macrophytic *Lakes Intercalibration Expert*. This model is based on taxonomical composition and species abundance. For several macrophytes the literature clarifies the ecological *optimum* and the trophic values, even if these data are affected by a intrinsic geographic and local variability. These remarks have suggested the necessity to devise distinct macrophyte indices for each ecoregion individuated by the WFD and trophic values for the characteristic macrophyte contingent.

In Italy, information about macrophytes distribution and aquatic vegetation structure in lakes are still scanty. A project was started in order to fill the knowledge gaps and to assess a macrophyte index for the lentic waters. The activities have a three-fold aims: to create a dataset concerning the macrophytes in lakes, to elaborate an attainment protocol for the macrophytes dataset integration, and to carry out a field exploration in the main subalpine lakes in Italy.

This work shows the methodology defined for the lentic macrophytes index elaboration, and particularly the process used for the trophic values definition.

Keywords: macrophytes, lakes, directive 2000/60 EC, indexing, species trophic values

Introduzione

La valutazione della qualità complessiva degli ecosistemi acquatici rappresenta un problema complesso per gli ecologi e una necessità per i legislatori, desiderosi di formalizzare strategie di gestione capaci di garantire un'efficace tutela delle risorse naturali. Tali obiettivi possono essere raggiunti attraverso l'elaborazione di indici ecosistemico-funzionali o mediante l'indicizzazione delle biocenosi che li colonizzano. Fino a pochi anni fa i parametri fisico-chimici erano considerati i descrittori più attendibili per procedere alla valutazione dello stato trofico delle acque, con l'adozione della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD 2000/60 CE) l'approccio fisico-chimico è stato integrato includendo nei processi valutativi le biocenosi acquatiche. Le biocenosi sono considerate descrittori ideali dello stato di qualità dell'ecosistema in

virtù della propria capacità di modularne profondamente le tendenze evolutive. Le biocenosi, infatti, rispondendo attivamente alle perturbazioni esercitate sul sistema facilitano le analisi di stato.

Le procedure di valutazione degli ambienti lacustri ad oggi sviluppate a livello comunitario fanno riferimento ad un modello comune (Lakes Intercalibration Expert, 2006) che utilizza informazioni relative alla composizione tassonomica e abbondanza delle singole specie presenti in un determinato corpo idrico. Nel complesso i dati di composizione e abbondanza vengono, secondo modalità differenti, combinati e/o associati tra loro in modo da ottenere una valutazione complessiva dello stato ecologico della tipologia di ambiente in studio, di solito in modo da elaborare un valore numerico. Questo valore può essere determinato applicando un unico indice che associa composizione e abbondanza, oppure può essere ottenuto mediante l'applicazione di un indice multimetrico che considera contemporaneamente più fattori legati alla composizione e/o all'abbondanza delle specie macrofittiche. Il valore numerico dell'indice, attribuito al corpo lacustre o a parte di esso, deve essere poi confrontato con le condizioni di riferimento definite per la biocenosi in analisi per la specifica tipologia in studio. Questo rapporto definito come *Ecological Quality Ratios* (EQR) delinea lo stato di conservazione del corpo idrico sulla base della distanza esistente tra il valore del parametro biologico misurato *in situ* e il valore "ideale" riscontrabile nel medesimo tipo lacustre in presenza di condizioni "pristine" (vd. All. II, 1.3; All. V, 1.2, 1.2.1 e 1.2.2, WFD; CIS, 2003b). Il rapporto è espresso da un valore numerico compreso tra 0 e 1: lo stato ecologico "elevato" è rappresentato da valori prossimi a 1, al contrario valori che poco si discostano dallo 0 sono rappresentativi dello stato ecologico "pessimo". Lo stato ecologico complessivo viene definito analizzando nel complesso tutti e quattro gli elementi biologici, seguendo il principio del *One Out All Out*, così che l'elemento biologico che si trova nello stato peggiore va a definire lo stato ecologico dell'intero corpo d'acqua.

Per le macrofite in ambiente lacustre la WFD richiede di comporre un indice che valuti la qualità ecologica verso un fattore di impatto ambientale attraverso la struttura della comunità e l'abbondanza delle specie. Per molte macrofite sono ben definiti *optimum* ecologici e intervalli di condizioni trofiche di crescita (tra gli altri Lehmann & Lachavanne, 1999; Kohler & Schneider, 2003), ma questi risultano essere condizionati dall'ecoregione e i valori indicatori per ciascuna specie variano in modo locale (Harding, 1981), per queste ragioni è opportuno che in ogni ecoregione vengano definiti i valori indicatori e trofici.

In Italia lo studio sistematico delle macrofite e della vegetazione acquatica lacustre ha una tradizione recente, che può essere fatta risalire ai primi anni '60 del secolo scorso, anche se si rilevano a tutt'oggi ampie lacune informative a scala nazionale. L'esigenza di colmare questo vuoto conoscitivo e di procedere all'elaborazione di indici macrofitici ha imposto l'attivazione di un progetto finalizzato: 1) alla redazione di un protocollo comune per guidare la raccolta delle informazioni di campo, così come richiesto dalla WFD, 2) al recupero e alla sistematizzazione delle serie storiche di dati disponibili su cui costruire un dataset di riferimento e 3) allo attivazione di specifiche campagne di approfondimento ad integrazione dei dati storici, per ora limitatamente ad alcuni dei principali laghi italiani dell'ecoregione alpina.

Il presente lavoro contribuisce a chiarire il percorso intrapreso per la formalizzazione di un indice nazionale per le macrofite in ambiente lacustre e, in particolare, esamina la metodologia da adottare per la determinazione del valore trofico delle specie macrofitiche allo scopo di ottenere parametri valutativi robusti su cui sostanziare la costruzione dell'indice medesimo.

Materiali e metodi

Raccolta dati storici relativi alle macrofite lacustri

La costruzione del *dataset* informativo ha richiesto inizialmente la sistematizzazione delle informazioni storiche presenti in letteratura. A tale scopo si è proceduto allo *screening* dei dati acquisiti da diversi istituti (CNR – Istituto per la Ricerca sulle Acque, dal CNR – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi e dalla Università degli Studi di Milano Bicocca) per gli anni compresi tra il 1971 e il 2007 (Fig. 1) relativamente a 21 ambienti lacustri del Nord Italia (Fig. 2), che nel loro complesso si riferiscono a un totale di 49 campagne di caratterizzazione.

I dati acquisiti sono stati scelti sulla base dell'omogeneità dei protocolli di campionamento, in particolare sono state considerate valide le campagne di studio che avevano proceduto alla valutazione della abbondanza relativa delle singole specie macrofitiche *in situ*, nel caso specifico secondo una scala di abbondanza relativa da 1 a 4 (valori che corrispondono a classi di copertura-abbondanza pari a: <25 %, 25-50 %, 50-75 % e >75 %). Ai fini del presente progetto sono stati selezionati esclusivamente i laghi appartenenti alle tipologie L-AL3, L-AL4, L-AL5 e L-AL6 (ai sensi

della tipizzazione dei corpi idrici condotta secondo le indicazioni della WFD) e aventi come caratteristiche generali: 1) quota inferiore ai 800 m s.l.m.; 2) profondità anche superiore a 125 m; 3) superficie anche superiore ai 100 km²; 4) ambienti non alterati, presupposto che ha portato all'esclusione degli invasi artificiali.

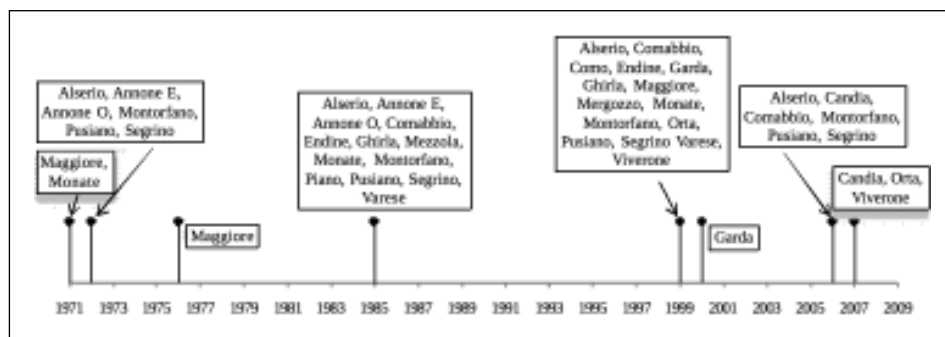


Figura 1: Distribuzione temporale del *dataset* storico utilizzato, a ciascun indicatore corrisponde una campagna di campionamento.

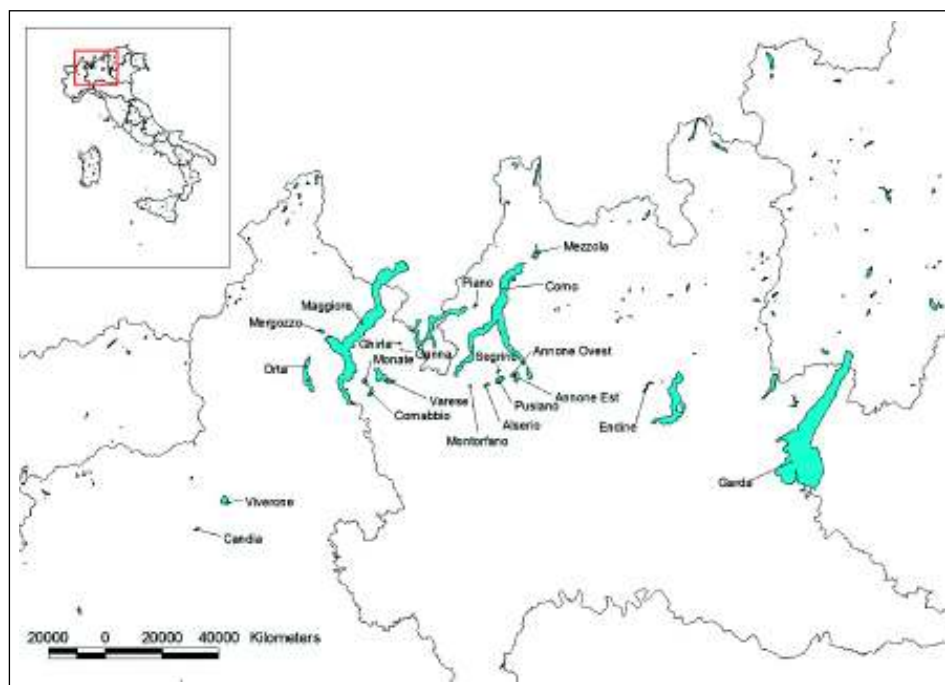


Figura 2: Distribuzione geografica degli ambienti lacustri considerati nella analisi.

Preparazione del dataset

Se dal punto di vista del protocollo, della stima dell'abbondanza e della tipologia ambientale il *dataset* storico può essere considerato omogeneo, analoghe considerazioni non possono essere avanzate per quanto riguarda la variabili fisico-chimiche misurate in concomitanza del campionamento. Se ci riferiamo, per esempio, alla variabilità trofica dei laghi in termini di concentrazione di fosforo totale (TP, $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), di alcalinità totale (Alk, $\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}$) e conducibilità (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 20 °C) si osserva (Tab. I e Fig. 3) come gli ambienti lacustri compresi in questa analisi presentino una forte variabilità nei valori di alcalinità totale.

Tabella I: Estensione dei valori (Min: minimo, Max: massimo, media e SD: *standard deviation*) di fosforo totale (TP, $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), di conducibilità (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 20 °C) e di alcalinità (Alk, $\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}$) per il *dataset* considerato.

	Min	Max	media	SD
TP	4	526	75	109
Cond	105,5	403,5	276,0	86,6
Alk	0,64	3,86	2,52	0,89

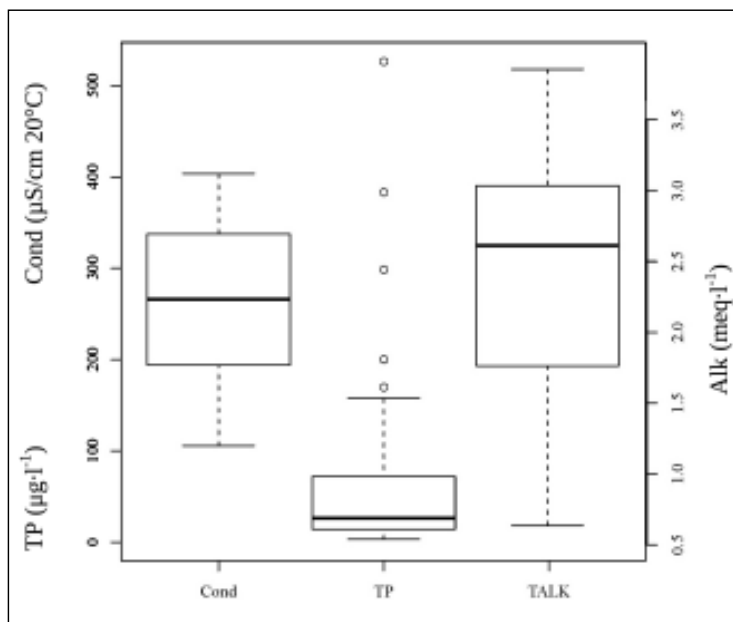


Figura 3: Box and whiskers plot rappresentanti i valori mediani, il 25° percentile, il 75° percentile, i massimi e minimi rispettivamente di conducibilità (Cond – $\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C), fosforo totale (TP – $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (entrambi sull'asse di sinistra) e alcalinità (Alk – $\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}$) (asse di destra).

Tale risultato rispecchia la grande variabilità in termini di substrato, siliceo o calcareo, dei bacini imbriferi dei laghi considerati nell'analisi, confermando come il *dataset* copra adeguatamente la variabilità dei substrati degli ambienti lacustri presenti nel settore meridionale della catena alpina. Diversamente, il TP presenta un ampio range, andando da 4 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a valori superiori ai 500 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Da una più attenta analisi si può notare come la distribuzione dei campioni sia più spostata verso valori di meso-eutrofia, dove il valore mediano è di 26 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ e il valore corrispondente al 75° percentile è pari a 73 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. È possibile così affermare già da ora che i valori trofici che verranno prodotti saranno attendibili sono in un ambito di trofia medio-elevato, mancheranno, quindi, i valori trofici e le specie caratteristiche di ambienti caratterizzati da concentrazioni contenute di TP.

I valori di abbondanza delle specie presenti nel dataset sono stati organizzati secondo una matrice campione (sito x stagione) *vs* specie. Per quanto riguarda i campioni, si è deciso di considerare campionamenti ripetuti per uno stesso lago in anni differenti non come repliche ma come campioni autonomi. La distanza temporale tra un campionamento e il successivo, mai inferiore ai 10 anni, e, soprattutto, la variazione nelle condizioni di trofia rilevate tra campionamenti suggeriscono, infatti, di poterli considerare appartenenti a popolazioni statisticamente differenti; l'esigua quantità di dati non ha permesso, comunque, di effettuare una analisi robusta (es. ANOVA) per provare l'attendibilità statistica di tale affermazione.

Riguardo alle specie, sono stati inseriti i valori di abbondanza per le sole rizofite e pleustofite (den Hartog & Segal, 1964; den Hartog, 1981; Müller, 1992) intese come macrofite acquatiche (Chambers et al., 2008) in *sensu strictu*, considerando le 4 forme di colonizzazione: macrofite flottanti non radicate (Lemnidi, Stratiotidi, Idrocaridi e Ricellidi); macrofite infracquatiche non radicate (Ceratofillidi); macrofite sommerse radicate natanti (Vallisneridi, Elodeidi e Miriofillidi) e macrofite flottanti radicate a foglie galleggianti (Ninfeidi e Batrachidi). Queste forme di colonizzazione, sono state scelte in quanto vengono considerate come migliori indicatrici delle condizioni lacustri rispetto alla vegetazione emergente, che al contrario si trova soggetta ad influenze differenti (Palmer et al., 1992; Preston & Croft, 1997). L'elenco delle 53 specie selezionate in questa analisi sono riportate in tabella II.

Tabella II: Elenco delle specie scelte per l'analisi.

<i>Callitriche hamulata</i>	<i>Hottonia palustris</i>	<i>Nymphaea alba</i>	<i>Ranunculus lingua</i>
<i>Callitriche obtusangola</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	<i>Nymphaea mexicana</i>	<i>Ranunculus peltatus</i> subsp. <i>baudotii</i>
<i>Callitriche stagnalis</i>	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Nymphoides peltata</i>	<i>Ranunculus penicillatus</i> subsp. <i>penicillatus</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Persicaria amphibia</i>	<i>Ranunculus reptans</i>
<i>Chara globularis</i>	<i>Ludwigia hexapetala</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>	<i>Ranunculus sceleratus</i>
<i>Chara</i> sp. non <i>C. globularis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Potamogeton crispus</i>	<i>Ranunculus trichophyllum</i> subsp. <i>trichophyllum</i>
<i>Egeria densa</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Potamogeton gramineus</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
<i>Elatine hexandra</i>	<i>Najas marina</i> subsp. <i>marina</i>	<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Trapa natans</i>
<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Najas minor</i>	<i>Potamogeton natans</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Nelumbo nucifera</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>
<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Nitella flexilis</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>pedicellata</i>
<i>Fontinalis antipyretica</i>	<i>Nitella gracilis</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	
<i>Groenlandia densa</i>	<i>Nitella hyalina</i>	<i>Ranunculus aquatilis</i>	
<i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Nuphar lutea</i>	<i>Ranunculus circinatus</i>	

La matrice così composta è stata poi oggetto di analisi statistica per la determinazione vera e propria del valore trofico per le specie presenti nel set di dati, come descritto qui di seguito.

Analisi dei dati

L'approccio utilizzato per l'analisi dei dati ha richiesto in prima istanza l'individuazione di gruppi omogenei di laghi per caratteristiche chimico-fisiche e, in una successiva fase, di definire elenchi di taxa caratteristici tipo-specifici. Questo approccio è stato proposto e utilizzato da Duingan e colleghi (2006) per la creazione di un nuovo sistema di classificazione definito PLEX (*Plant Lake Ecotype Index*) utilizzando dati vegetazionali di ben 3447 ambienti lacustri dell'Inghilterra, mediante l'applicazione di una analisi dei cluster e una TWINSPAN (Hill, 1979), rispettivamente per la classificazione gerarchica degli ambienti e l'associazione di un set di specie sul dendrogramma di cluster.

L'analisi TWINSPAN è stata creata da Hill proprio per individuare in metodologia standard e accettata per individuare specie indicatrici. TWINSPAN è stato

successivamente criticato (Belbin & McDonald, 1993; Dufrière & Legendre, 1997) e viene considerato superato da un metodo alternativo, IndVal (*Indicator Value*), che, secondo gli autori permettere di individuare le specie indicatrici e le associazioni in specie caratteristiche di gruppi di ambienti (Dufrière & Legendre, 1997). I due metodi hanno lo stesso obiettivo, ma IndVal introduce due novità rispetto a TWIN-SPAN: 1) i valori indicatori per ciascuna specie possono essere calcolati a partire da classificazioni gerarchiche o non gerarchiche degli ambienti e 2) il modo di associare una specie ad un gruppo di ambienti si basa su un confronto tra l'abbondanza di ciascuna specie e l'ambiente senza confronti tra le specie.

Per l'analisi condotta in questo lavoro, seguendo le indicazioni proposte da Dufrière & Legendre (1997), ci siamo affidati prima ad una classificazione gerarchica degli ambienti e poi ad IndVal per associare le diverse specie ai gruppi di ambienti, senza però tenere conto dei valori indicatori. Alla semplice analisi dei clusters, abbiamo sostituito una *Multivariate Regression Tree* (MRT) (De'ath, 2002; Roberts, 2009) che ha permesso di suddividere in gruppi gli ambienti sulla base dei valori di variabili chimico-fisiche più significative, minimizzando la dissimilarità degli ambienti nei clusters.

L'abbondanza delle specie indicatrici è stata poi utilizzata per effettuare un calcolo della media ponderata sui valori di fosforo totale, secondo la formula 1.

$$v = \frac{\sum (A_k \cdot P_j)}{\sum A_k} \quad 1$$

dove A_k è l'abbondanza della specie k e P_j è la concentrazione, espressa in valore logartimico, del fosforo totale nel sito j . Successivamente ciascun valore è stato riscalato in una scala da 0 a 1 per ottenere così per ciascuna specie un valore trofico (v_k) secondo la formula 2 riportata di seguito.

$$v_{norm} = \frac{v_{min} - v_{max}}{0 - v_{max}} \quad 2$$

dove per v_{min} e v_{max} si intendono il valore più basso e quello più alto calcolato dalla media ponderata. Tutte le analisi del *dataset* sono state condotte in ambiente R (R, Development Core Team, 2009).

Risultati e discussioni

La prima fase di analisi ha permesso di produrre un dendrogramma dei diversi ambienti considerati (Figg. 1, 2) secondo la procedura dettata dalla MRT, che ha permesso di ripartire in forma gerarchica gli ambienti lacustri individuando gruppi omogenei. A ciascuno di questi gruppi è stato possibile associare, indipendentemente dal livello gerarchico cui si opera il taglio del dendrogramma, un *set* di parametri ambientali. In altre parole, ad ogni livello gerarchico è possibile ricondurre una variabile ambientale che influenza la disposizione dei singoli nodi del dendrogramma in quel determinato livello gerarchico.

A partire dai dati raccolti (Fig. 4), sulla base delle variabili chimico-fisiche acquisite (Alk, Cond, TP e NT), la MTR ha permesso di suddividere il *dataset* in 4 gruppi distinti. La prima dicotomia è funzione dell'Alk (espressa in logaritmo), 19 campioni sono caratterizzati da valori di Alk < a 2,4 meq·l⁻¹ mentre i rimanenti 30 presentavano valori ≥ a 2,4 meq·l⁻¹. I laghi a bassa alcalinità sono quelli caratterizzati da un bacino sotteso prettamente di matrice silicea (Candia, Comabbio, Como, Ganna, Garda, Garlate, Ghirla, Maggiore, Mergozzo, Mezzola, Monate, Montorfano, Moro, Orta, Viverone), quelli a maggiore alcalinità possono essere considerati laghi di bacini prevalentemente calcarei (Alserio Annone Est o Oggiono, Annone Ovest, Endine, Piano, Pusiano, Sartirana, Segrino e Varese). L'ulteriore dicotomizzazione del dendrogramma (2^{ndo} livello) è influenzata della concentrazione del TP (anch'esso espresso in logaritmo). In questo caso la ripartizione dei campioni non è mediata da aspetti geografico-geologici, come nel caso del livello precedente, ma è determinata dal grado di trofia misurata in termini di concentrazione di fosforo totale. È stato così possibile separare gli ambienti lacustri con bassi valori di Alk e con concentrazioni di TP inferiori a 54 µg·l⁻¹ (n=16), gli ambienti silicei ad alto contenuto di fosforo (n=3), i laghi a base calcarea con concentrazioni di TP superiori a 19 µg·l⁻¹ (n=19) e, infine, i bacini con alti valori di alcalinità e concentrazioni basse di TP (n=11).

Il dendrogramma così composto è stato utilizzato per l'analisi IndVal, che si avvale di un dendrogramma e di una matrice di abbondanza di specie per ricavarne i taxa indicatori. Per specie indicatrici si intendono i taxa che risultano presenti per lo più in un'unica tipologia di ambiente e/o nella maggior parte degli ambienti appartenenti a tale tipologia, misurando rispettivamente la specificità e la fedeltà di una specie ad un dato tipo di ambiente (Dufrêne & Legendre, 1997); per ciascuna specie è possibile, poi, fornire un valore di significatività statistica. L'analisi così condotta ha

come risultato una tabella a due vie (Fig. 5), specie e gruppi di ambienti, dove per ciascun livello di suddivisione (Fig. 4) è possibile individuare le specie significative. Come si può notare le specie risultate indicatrici e con un livello di significatività adeguato risultano essere un numero esiguo, 17 sulle 53 totali. *Myriophyllum spicatum* e *Lagarosiphon major* risultano essere ubiquitarie perché presenti sia in laghi calcarei che in laghi silicei; altre specie, quali *Potamogeton pusillus*, *Trapa natans* e *Nelumbo nucifera*, a livello gerarchico inferiore, sembrano essere indifferenti al chimismo alcalino o terroso del substrato, ma, al contrario, sono condizionate rispettivamente da basse o alte concentrazioni di TP. *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. perfoliatus* e *Vallisneria spiralis* risultano di dubbia collocazione e dovranno essere oggetto di ulteriori approfondimenti conoscitivi.

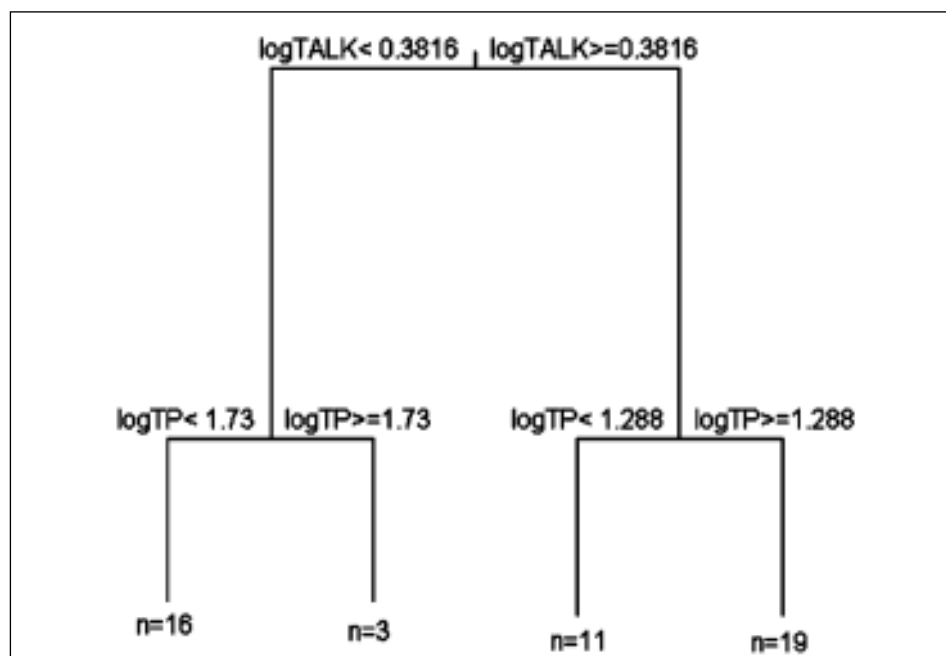


Figura 4: Dendrogramma raffigurante la suddivisione in 4 gruppi, secondo i risultati della *Multivariate Regression Tree*, dei 49 campionamenti svolti nei 21 ambienti lacustri del Nord Italia.

I dati ad oggi analizzati confermano, invece, la fedeltà di *Chara globularis* e *Chara* sp. non *C. globularis*, ad ambienti con elevata alcalinità e poveri in nutrienti.

Per tutte le specie risultate indicatrici e significative, si sono applicate le formule 1 e 2, ottenendo come risultato il valore trofico (vk) per ciascuna specie secon-

do quanto riportato in tabella III. Il calcolo è stato effettuato in funzione dell'alcalinità che, come è stato ampiamente dimostrato, rappresenta il fattore distintivo più rilevante del nostro *dataset*.

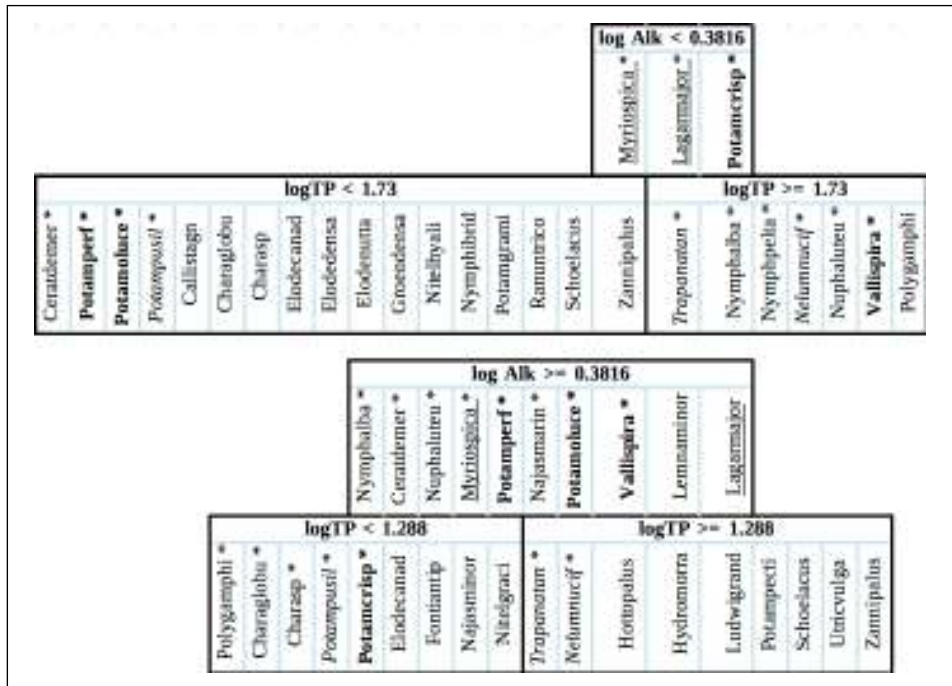


Figura 5: Tabella a due vie dove sono indicate le specie indicatrici per ciascun gruppo di ambienti. Indicate con * le specie indicatrici aventi significatività inferiore a 0,05; sottolineate le specie ubiquitarie e non indicatrici, in corsivo le specie indifferenti al chimismo del substrato e infine in grassetto le specie la cui collocazione è da verificare (Elodeadensa = *Egeria densa*; Polyamphi = *Persicaria amphibia*; Ludwigrand = *Ludwigia hexapetala*).

Tabella III: Elenco dei valori trofici (v_k) delle diverse entità ritrovate per i tipi lacustri analizzati; per le tipologie L-AL3, L-AL4, L-AL5 e L-AL6 la classificazione è funzione dell'alcalinità.

Specie	v_k	
	Alk \geq 2,40 meq · l ⁻¹	Alk < 2,40 meq · l ⁻¹
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,34	0,36
<i>Chara globularis</i>	0,40	0,74
<i>Chara</i> sp. (non <i>C. globularis</i>)	0,59	-
<i>Lagarosiphon major</i>	-	0,59
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,35	0,43

Specie	v_k	
	Alk $\geq 2,40$ meq · l ⁻¹	Alk < 2,40 meq · l ⁻¹
<i>Najas marina</i>	0,39	–
<i>Nelumbo nucifera</i>	0,12	0,04
<i>Nuphar lutea</i>	0,35	0,06
<i>Nymphaea alba</i>	0,36	0,39
<i>Nymphoides peltata</i>	–	0,10
<i>Persicaria amphibia</i>	0,33	0,01
<i>Potamogeton crispus</i>	0,39	0,28
<i>Potamogeton lucens</i>	0,34	0,35
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,27	0,4
<i>Potamogeton pusillus</i>	0,42	0,31
<i>Trapa natans</i>	0,32	0,16
<i>Vallisneria spiralis</i>	0,47	0,31

Conclusioni

L'approccio combinato di una classificazione gerarchica e la ricerca di specie indicatrici, come è già stato indicato da alcuni autori (Duigan et al., 2006), può risultare utile per la creazione di liste di specie da associare a gruppi tipologici di ambienti. Combinare la MRT e il calcolo del valore indicatore (IndVal) rappresenta un buon metodo per analizzare i *pattern* distributivi delle diverse specie macrofite lungo gradienti morfologici, chimico-fisici, ecc. Facendo, poi, seguire alle due analisi sopraccitate una semplice analisi delle medie ponderate si può ottenere un valore che rispecchia adeguatamente le esigenze trofiche delle specie analizzate.

Quanto ai risultati presentati essi non possono essere estesi a tutta la realtà nazionale. La loro applicabilità è limitata, infatti, dal ridotto *range* geografico indagato, condizione che limita la possibilità di estrapolare informazioni estendibili all'intera flora acquatica italiana. Riteniamo, comunque, che l'approccio presentato sia adeguato alle richieste avanzate dalla WFD e, quindi, procederemo all'ampliamento del *set* informativo al fine di produrre valori trofici di ampia applicabilità. Siamo consapevoli, infatti, che se da un lato l'utilizzo di un set di dati storici può essere considerato utile come punto di partenza in mancanza di raccolte specifiche, dall'altro non permette di verificare pienamente la qualità del dato utilizzato. Peraltro, i valori trofici (v_k) presentati sono attendibili solo per ambienti con trofia e appartenenza geografica comparabili al *dataset* utilizzato.

Bibliografia

- Andreis, C., Da Gasso, R. & Manenti, G. (1977) Aspetti fitogeografici e floristici delle macrofite emerse e sommerse. In: Gerletti, M. & Marchetti, R. (Eds.). Indagini sui laghi della Brianza. *Quaderni Istituto Ricerca Sulle Acque*, 19, 205-240.
- Belbin, L. & McDonald, C. (1993) Comparing three classification strategies for use in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 4, 341-348.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. & Thomaz, S. M. (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9-26.
- CIS (2003b). *Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Working Group 2.3, REFCOND*. Final version, 78 pp.
- De'ath, G. A. (2002) Multivariate Regression Trees: A New Technique for Constrained Classification Analysis. *Ecology*, 83(4), 1103-1117.
- den Hartog, C. & Segal, S. (1964) A new classification of the water plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 13, 367-393.
- den Hartog, C. (1981) Synecological classification of aquatic plant communities. *Colloques phytosociologiques*, 10, 171-182.
- Directive of the European Parliament and of the Council 23 October 2000 n. 60. *Framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal European Communities n. 327, 22/12/2000, 72 pp.
- Dufrène, M. & Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
- Duigan, C., Kovach, W. & Palmer, M. (2006) Vegetation communities of British lakes: a revised classification. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(2), 147-173.
- Gommes, R. & Muntau, H. (1975) La flore et la vegetation aquatiques des bassins sud et de Pallanza du lac Majeur. 1: Observations preliminaires. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 32, 221-243.
- Harding, J. P. C. (1981) *Macrophytes as monitors of river quality in the southern N.W.W.A. area. North West Water Authority (Rivers Division), Technical Support Group*. Ref. No. TS-BS-81-2. England.
- Hill, M. O. & Gauch, H. G. Jr. (1979) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- Kohler, A. & Schneider, S. (2003) Macrophytes as bioindicators. *Archiv fur Hydrobiologie*, 147(1-2), 17-31.
- Lakes Intercalibration Expert (2006) *Draft Report from Macrophyte Group. Lakes Intercalibration Expert Workshop*. Ispra (VA) 26-27 October 2006.
- Lehmann, A. & Lachavanne, J. B. (1999) Changes in the water quality of lake Geneva indicated by submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 42(3), 457-466.
- Ludovisi, A., Pandolfi, P. & Taticchi, M. I. (2004) A proposed framework for the identification of habitat utilisation patterns of macrophytes in River Po catchment basin lakes (Italy). *Hydrobiologia*, 523, 87-101.
- Müller, T. (1992) *Klasse: Lemnetaea (Lemnetaea minoris)*. In: Oberdorfer E. (Editor). *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I*, 3. Aufl., Fischer, Stuttgart, 67-77.
- Palmer, M. A., Bell, S. L. & Butterfield, I. (1992) A botanical classification of standing waters in Britain: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2(2), 125-143.
- Preston, C. D. & Croft, J.M. (1997) *Aquatic Plants in Britain and Ireland*. Harley Books. Martins, Great Horkesley, Colchester, Essex, England.
- R Development Core Team (2009) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Available at: <http://www.R-project.org>.
- Roberts, D. W. (2010) *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*. R package version 1.4-1. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>.

Studies about macrophytes of the Varese Province lakes (Lombardy, northern Italy)

Studio degli assetti macrofitici dei laghi della Provincia di Varese (Italy)

**Stefano Gomarasca^{1,3*}, Andrea Beghi¹, Arianna Castiglioni¹,
Francesco Bonomi² & Valeria Roella¹**

¹ A.R.P.A. Lombardia, Dipartimento di Varese, Via Campigli 5, 21100 Varese

² A.R.P.A. Lombardia, Dipartimento Brescia, Via Cantore 20, 25128 Brescia

³ Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Milano, Via Celoria 26, 20133 Milano

*sgomarasca@tiscali.it

Abstract

The objective of this research was to lay down maps of aquatic vegetation with the greatest possible detail. We studied 5 lakes in Varese Province having different trophic levels. Samples have been conducted on shore, floating and submerged vegetation. A series of very detailed floral maps was developed from the obtained data. Finally, on this map base it was possible to identify significant transects from which derived data to use in the application of some macrophyte indices (Melzer, 1999; REBECCA D11, 2006; Schaumburg, 2007) in order to evaluate the ecological status of these lakes.

Keywords: macrophyte indexes, floristic cartography, Varese Province lakes

Riassunto

L'obiettivo della ricerca è stato quello di creare mappe della vegetazione acquatica con il massimo dettaglio possibile. Sono stati studiati 5 laghi della provincia di Varese aventi differenti livelli di trofia. Sono stati effettuati rilievi sulla vegetazione di sponda, su quella galleggiante e su quella sommersa. I dati così ottenuti hanno permesso di elaborare una serie di carte floristiche molto dettagliate. Su questa base cartografica è stato infine possibile individuare una serie di transetti significativi utilizzati nell'applicazione di alcuni indici (Melzer, 1999; REBECCA D11, 2006; Schaumburg, 2007) per valutare lo stato ecologico di questi bacini.

Parole chiave: indici macrofitici, cartografia floristica, laghi Provincia di Varese

Introduction

For a long time vegetation has been considered a key element for describing the ecological features of a specific environment (Pignatti, 1994). Its description may point out unbalances and alterations both in terrestrial and in aquatic environments (fresh, marine and transitional waters). In this perspective EC Directive 60/2000 and Italian D.lgs 152/2006 have been developed in order to assess the crucial role of macrophyte, diatom, phytoplankton, macrobencton and fish communities in the evaluation of a certain ecological system. Macrophytes are thus considered important water quality indicators, because of certain peculiar features. They are in fact sensitive to changes in water physical-chemical properties, showing different tolerance levels. Because of this variable response to environmental conditions they can be either used as short or long term evaluation descriptors (Rørslett, 1991; REBECCA D11, 2006; LEAFPACS, 2008). Several research demonstrated that hydro-morphological variations in lakes have a relevant influence on macrophytes growth. They can therefore be used as important indicators of changes in water fluctuation regimes (Rørslett, 1991; Heegaard et al., 2001; REBECCA D11, 2006; LEAFPACS, 2008). Some general zonation models, based on physiological-adaptative features, allowed grouping of water macrophytes in four different types: helophytes (living in water-shore transition area), isoetids, elodeids and charids (those living in deeper areas) (REBECCA D11). Some studies demonstrated that variations in water level fluctuation dynamics, dredging activities and embankment building can have a relevant influence on the distribution and width of these vegetation areas (Rørslett, 1991; Heegaard et al., 2001; REBECCA D11, 2006; Sari et al., 2007).

Water transparency is another important element, causing variations in lakes macrophyte vertical distribution and abundance. Changes in light quality and quantity, due to increasing water depth, have an important influence on photosynthetic processes and thus on macrophyte communities structure (Sculthorpe, 1985; Kirk, 1994). Besides turbidity other parameters can influence macrophytes species distribution, such as water color, shade, or epibenthon formation on leaf surface. These variables have evident effects, even though these effects haven't been measured up to now. Taking these observations on the whole, aquatic macrophytes should be considered as fundamental in biomonitoring processes. Directive 60/2000 annex V suggests four water plants-related elements to be considered when assessing lakes ecological status: taxonomic composition and mean abundance as main factors, besides water transparency and vegetal communities bathymetric distribution as secondary factor.

The W.F.D. assesses five categories for water quality in a basin: high, good, moderate, bad and poor. In the same way as other indicators, a decrease in macrophytes ecological quality corresponds to a shift from the reference conditions as identified by the “Ecological Quality Ratio” (Wallin et al., 2002; 2003). Alternatively, the ecological value of a lake can be assessed using certain particular indexes: these have been set by expert judgement assigning each indicator species an ecological value (Melzer, 1999; Moss et al., 2003; Søndergaard et al., 2003; Dodkins et al., 2003, 2005; REBECCA D11 2006; Schaumburg et al., 2007; LEAFPACS, 2008).

The aim of our research was the study of submerged, floating and shore macrophytes within Varese province lakes, in order to create a huge database and a series of very detailed floristic maps. Part of these data has been used for the application of macrophytic indexes by Melzer (1999), Schaumburg et al. (2007) and REBECCA D11 (2006).

Materials and methods

Our research was born as a deepening part of Mon.Eco.La Regional Project (Ecological Monitoring of Lombardy Region Lakes). Five basins in Varese Province were considered (Tab. I).

Table I: The five considered lakes; names, altitudes (m a.s.l), perimeters (km), maximum depths (m), S.E.L results and ecological status are reported.

Lakes	Altit.	Perim.	Depth	S.E.L.	ecol. status
Varese	238	24	26	4	eutrophic
Comabbio	222	9	8	4	eutrophic
Monate	226	7.7	34	3	meso-oligotrophic
Ghirla	442	3.2	14	4	eutrophic
Ganna	452	1	4	2	oligotrophic

Vegetal species determination: the nomenclature follows Pignatti (1992) for Phanerophytes, Cortini Pedrotti (2006) for mosses and John et al. (2005) and Budle et al. (from 1978 to 2000) for algae. Uncertain species were carefully determined in laboratory in a second time.

Survey of aquatic macrophytic flora: in order to study the aquatic flora we did survey both at water surface level and underwater. An aluminium speedboat with

outboard motor was used. Initially surveys were conducted on the surface flora by defining and delimiting shore and floating vegetation areas by means of GPS Trimble GeoExplorer 2008 series. GPS allowed to record the coordinates of the edges of vegetation areas and to transfer them onto regional maps (CTR 1:10,000). The coordinate points were taken each meter to permit a high resolution level. Submerged vegetation of the photic area was studied using a waterproof camera (Luna Pro) connected to a LCD monitor. The speedboat was driven along an imaginary path following the main sides of an isosceles triangle having the bottom line parallel to coastline. The triangle bottom line had variable dimensions: 10 m for surveys across a population, 4-5 m for a precise assessment of external populations limits. Triangle height, that is its length towards the basin centre, was different in relation to water transparency and water depth. Even in this case, population edges have been recorded using GPS Trimble and data were transferred on CTR maps. Also here the coordinate points were taken each meters (resolution = 1 meter).

Data processing: obtained data were processed by means of ArcView 3.2[®] in order to produce a set of floristic detailed maps. These maps gave us a series of data which were used to apply some particular macrophytic indexes (Melzer, 1999; REBECCA D11, 2006; Schaumburg et al., 2007).

To apply correctly these indexes we have identified some transects localized in ecologically and vegetationally homogeneous areas.

Homogeneous areas individuation and transects positioning: after carefully reading and interpreting our maps we decided for new field surveys and analyzed “Carta Tecnica Regionale” (1999) and regional air photographs (IT 2000 – 2003 year by BLOM C.G.R. spa). These surveys allowed the identification of ecological and landscape homogeneous areas. This homogeneity was found through the analysis of a) the structure and the ecology characters of the bank, b) the character and the continuity of the aquatic vegetation, c) the human pressures. For each area we chose some transects in order to obtain macrophytes floristic profiles. The number of transects to be set in each area was defined depending on its dimension, following “Protocollo di Campionamento APAT (2008)” suggestions.

Bathymetry study and population dimensions assessment: a sounding rope or an ecosounder were used to determine depths at transects. Floristic data have been recorded in association with depth values. Each species was recorded as cover presence and was therefore assessed as dominant, common or rare if a very few individuals were presented. For the ascription of the cover classes we started from the scale of Kohler proposed by Schaumburg (2007) which includes 5 classes: very rare, rare, common,

frequent, very frequent. Unfortunately in the eutrophic lakes water transparency is very low and this kind of detailed cover class is impossible to be used. This situation has prompted us to reduce the five classes into three classes to reduce the possible evaluation errors water transparency has been measured by means of “Secchi disk” in deep water, as foreseen by APAT protocol. In the middle of lakes water samples were taken for chemical analysis (D.lgs. 152/2006) and for phytoplankton monitoring.

S.E.L. calculation: this value was calculated using years 2008/09 data, following the described procedure in D.M. 391/2003.

Results and conclusion

Within the five lakes in Varese Province 16 water macrophytes have been found. Their distribution and covering are shown in table II.

Table II: Surface covering and distribution of the 16 species found in each of the five basins sampled. Maximum colonization depth depends on the depth of the photic zone. Macrophytes were found at different depth zones. Covering scale is subdivided in eight thresholds $R = <1\%$, 1 = from 1 to 15 %, 2 = from 16 to 30 %, 3 = from 31 to 45 %, 4 = from 46 to 60 %, 5 = from 61 to 75 %, 6 = from 76 to 90 %, 7 = $>90\%$ according to the real data about species covering on total vegetation covering.

	Varese	Comabbio	Ghirla	Monate	Ganna
Lake area (m ²)	14,154,000	3,492,000	269,000	2,578,000	61,000
aquatic vegetation area (m ²)	1,007,600	211,000	395,000	167,200	22,700
% of aquatic vegetation cover	7.1	6	14.7	6.5	37.1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	3	3	5	1	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	1	2	1	R	1
<i>Najas marina</i> L.	3	3	1		
<i>Trapa natans</i> L.	3	1	R		
<i>Nymphaea alba</i> L.	2	1	1	1	
<i>Nuphar luteum</i> L.	2	1	R	R	
<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertner	1	1			
<i>Nymphaea forme ibride</i>				1	
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	1	1			
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	1				
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	1	1	R	1	2
<i>Nymphoides peltata</i> (Gmelin) Kuntze		1			
<i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss				6	

	Varese	Comabbio	Ghirla	Monate	Ganna
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	1	1			
<i>Nymphaea alba</i> subsp. <i>minoriflora</i> (Simonk.) Asch. et Gr.					2
<i>Chara globularis</i> Thuiller				1	2
<i>Nitella hyalina</i> (de Candolle) C. Agardh				1	

In the three eutrophic lakes, plants can be found up to 3.5-4.5 mt deep, whereas in Monate lake, which is oligo-mesotrophic, macrophytes reach 9 mt in depth. In Ganna oligotrophic basin plants colonized the lake bottom down to its maximum depth, 3.5-4 mt.

As shown in table II *Najas marina*, *Trapa natans*, *Nelumbo nucifera*, *Potamogeton perfoliatus*, *Nymphoides peltata* and *Ludwigia grandiflora* live in eutrophic water. *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Nymphaea alba* and *Nuphar luteum* are also found in eutrophic environments but can adapt to less nutrient enriched water. *Schoenoplectus lacustris* has wide range ecology. *Nymphaea alba* subsp. *minoriflora*, *Chara globularis* and *Nitella hyalina* prefer instead oligotrophic or mesotrophic basins (Blindow, 1992).

Some species (*Nymphaea alba*, *Nuphar luteum* and *Schoenoplectus lacustris*) have a low sensitivity to physical-chemical water characteristics: this is probably because their colonization relies on the availability of high thickness muddy substrata rather than on a specific trophic level. *Nymphaea alba* subsp. *minoriflora* is a very interesting species: it was first described in 1955 by Stucchi (Stucchi, 1955). It has smaller leaves and flowers than *N. alba* and probably lives only in oligotrophic water. As Stucchi described in 1950 and in 1954, it colonized Ghirla, Varese and Comabbio basins when their trophic levels were lower than today.

Lagarosiphon major is a native species of subtropical Africa, and reached Europe by means of aquarium enthusiasts. It is believed to prefer oligotrophic water and was only found in Monate Lake. ARPA data highlight that this species is also present in Garda and Maggiore Lakes and in Ticino Rivers, all of which have oligotrophic levels. Its competitiveness appears to be a real problem: in Monate Lake it has deeply colonized a non-stop belt running along the whole coastline and in sub-coastal areas, leaving no space for other species.

The whole group of our surveys data was thus processed to create floristic maps; an example is reported in figure 1. Using these maps and the regional air photographs a series of transects were positioned in order to represent in the best way the local aquatic vegetation.

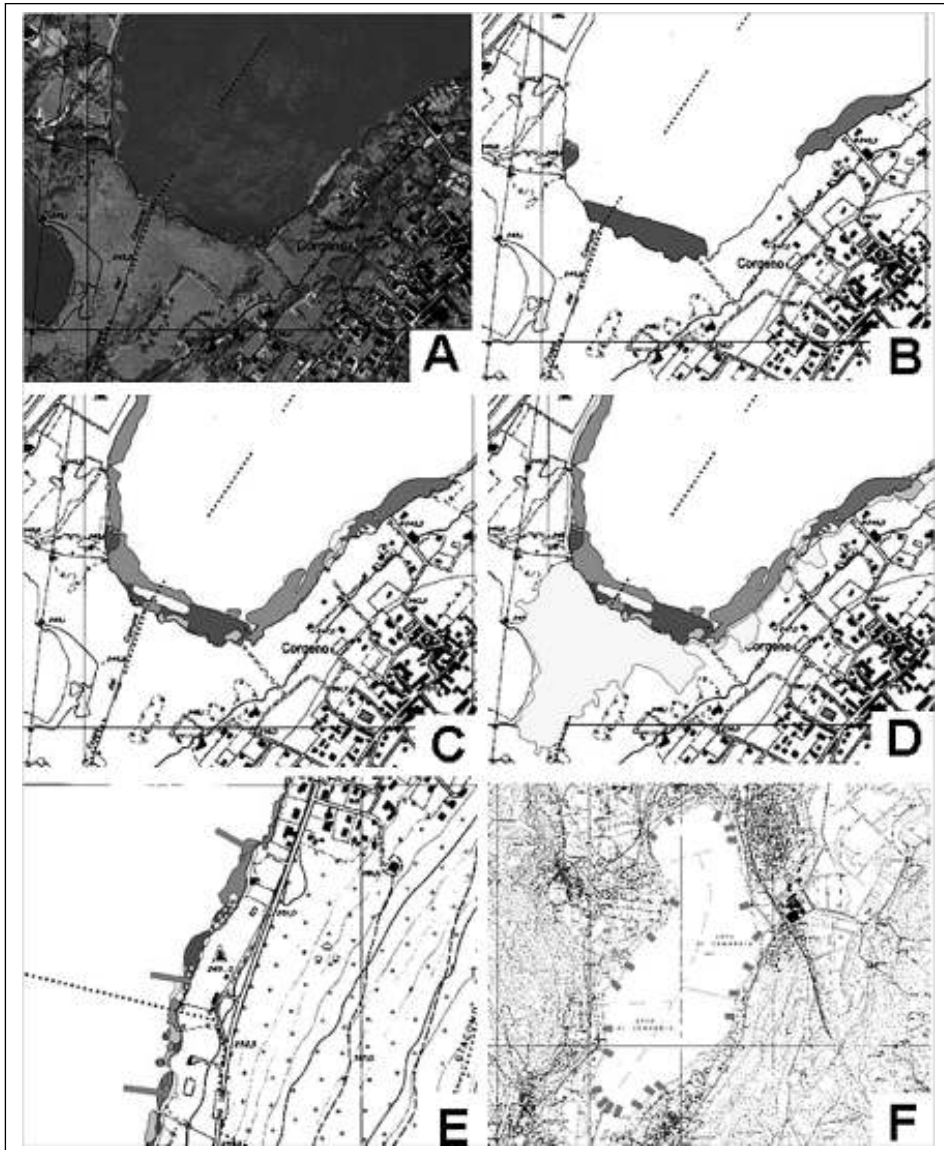


Figure 1: A, B, C, D: examples of a floristic maps (southern area, Comabbio lake). A: aerial photograph of the area. B: submerged vegetation map. C: submerged and floating map. D: submerged, floating and shore vegetation map. E and F: transect positioning on Comabbio lake. Data obtained from the analysis of floristic map in superposition with regional maps (1999) and air photographs (2000) made possible the subdivision of the studied Lakes into areas with homogeneous ecological and floristic structure. Each area transects are identified according with APAT sampling protocol (2008).

From these data, together with surface covering and bathymetric distribution, Melzer (1999), REBECCA D11 (2006) and Schaumburg (2007) macrophyte indexes were calculated (Tab. III).

Table III: S.E.L. and Melzer, Schumburg and Rebecca D11 values.

For Rebecca index calculation scores have been considered from “whole Rebecca”, Rebecca North GIG, Rebecca Central GIG species lists.

Results obtained by Schaumburg method was compared with that shows in the tab 13 of this method: Index limits for classification of the ecological status (Diatoms unreliable) for Alps and Alpine Foreland lakes: pag.57 (Schaumburg 2007). Class quality colours have been changed into different grey tones: red = white, orange = light grey, yellow = dark grey, green = black.

lake	S.E.L.	Schaumburg	Melzer	Rebecca	Nordic GIG	Central GIG
Comabbio	4	0.32	3.04	0.08	0.31	0.15
Ghirla	4	0.17	4.26	0.01	0.01	0.17
Ganna	2	0,063	2,67	0.43	0.57	0,64
Monate	3	0.11	3,97	0.38	0.42	.48
Varese	4	0.23	4.38	0.15	0.39	0.15

In table III a comparison between these indexes and year 2008/09 S.E.L values were reported. Results obtained from REBECCA Central GIG species lists seem to be the most reliable ones. Even though the application of the Schaumburg Index formula with the species lists of REBECCA Central GIG showed good results, it is important to underline that it is needed a new species list specific for Italy that better represents our lakes ecology. An appropriate sensitivity assessment towards nutrients and other pollutants will also be needed for each macrophyte species.

References

- APAT (2008) *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre*. Available at: http://www.apat.gov.it/site/_files/Pubblicazioni/Metodi_bio_acque/laghi_macrofite.pdf.
- Blindow, I. (1992) Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, **28**, 9-14.
- Budle, B., Gartner, G., Krienitz, L. & Schagerl, M. (1978-2000) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Spektrum Akademischer Verlag Ed., (Vol 1-26).
- Cortini Pedrotti, C. (2001, 2006) *Flora dei muschi d'Italia*, Delfino Ed., (vol 1, vol 2).
- DIRECTIVE 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy; 23 October 2000. *Official Journal of the European Communities*, L 327/1.
- D.lgs 152/2006 Norme in materia d'ambiente. Parte terza.
- DM 391/2003 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, Tab. 11, punto 333 del decreto leg. 152/1999.
- Dodkins, I. R., Rippey, B. & Hale, P. (2003) The advantage of metrics for aquatic macrophyte assessment in Northern Ireland. *Temasord*, **547**, 29-34.
- Dodkins, I., Rippey, B. & Hale, P. (2005) An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes. *Freshwater Biology*, **50** (5), 891-904.
- Heegaard, E., Birks, H., Gibson, C., Smith, S. & Wolfe-Murphy, S. (2001) Species-environmental relationship of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*, **70**, 175-223.
- LEAFPACS (2008) Lake and River assessment methods macrophytes and phytobenthos, macrophytes by Water Framework Directive United Kingdom Advisory Group (WFDUKTAG). Available at: http://www.wfduk.org/bio_assessment/bio_assessment/rivers_macrophytes_leafpacs.
- John, D., Whitton, B. A. & Brook, A. J. (2005) *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, pp. 702.
- Kirk, J. T. O. (1994) *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, 509 pp. (second edition).
- Melzer, A. (1999) Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, **395/396**, 181-190.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van der Bund, W., Collings, S. E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R. J. M., Carcía-Criado, F., Gross, E. M., Gyllstrom, M., Hansson, L. A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J. P., Jørgensen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Rosa Miracle, M., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E. T. H. M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D. (2003) The determination of ecological status in shallow lakes a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv.: Mar.Fresh.Ecosyst.*, **13**, 507-549.
- Pignatti, S. (1992) *Flora d'Italia*. Edagricole Ed., Bologna.
- Pignatti, S. (1994) *Ecologia del Paesaggio*. Utet ed. Torino.
- REBECCA project (D11) (2006) Editor: Anne Lyche Solheim, JRC. Available at: <http://www.rbmtoolbox.net/docstore/docs/3.1713.D11.pdf>.
- Rørslett, B. (1991) Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, **39**, 173-193.
- Sari, P., Miska Luoto, M., Seppo Hellsten, S. & Heikkinen, O. (2007) Recent spatiotemporal changes and main determinants of aquatic macrophyte vegetation in large lakes in Finland. *Acta Univ. Oul. A* **495**, 2007. Available at: <http://hercules.oulu.fi/isbn9789514285950/isbn9789514285950.pdf>.

- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Hofmann, G. (2007) *Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos*. Bavarian Environmental Agency. Available at: http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_englisch/instruction_protocols/doc/instruction_protocol_lakes.pdf.
- Sculthorpe, C. D. (1985) *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold Ed., London 1967, reprint Koeltz Scientific Books, West Germany
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. (2003) *Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser*. Faglig rapport fra DMU, nr 475. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Stucchi, C. (1955) *Nymphaea alba* L. subs. *minoriflora* (Simonk). *Nuovo Giornale Botanico Italiano*. n. s., vol LXII, 1-2; 356 -362.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R. K. (2002/2003) *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Produced by CIS Working Group 2.3 REFCOND. 5th and final draft. Version 2002-12-20. 98 s. (REFCOND, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), guidance document 10, river and lakes – typology, reference conditions and classification systems. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Approccio allo studio della vegetazione idro-igrofila di un lago fortemente modificato: il caso di studio del lago di Toblino (Trentino)

Macrophytes and littoral vegetation of a modified lake: the case study of Lake Toblino

Cristina Cappelletti*, Maria Elena Beltrami & Fabiana Cristofolini

Fondazione Edmund Mach, Istituto Agrario di San Michele all'Adige,
Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige (TN)

*cristina.cappelletti@iasma.it

Riassunto

Il lago di Toblino, sito nel Trentino sud-occidentale, a quota 245 m s.l.m., è un'area protetta (Biotopo provinciale dal 1992 e SIC dal 2000) per le peculiarità della vegetazione sub-mediterranea e per l'avifauna acquatica. Costituisce assieme al lago di Santa Massenza, un sistema di laghi naturali fortemente modificati per la presenza, dai primi del '900, di una centrale idroelettrica. L'opera ha profondamente modificato l'ecosistema, trasformandone il regime idrologico e conseguentemente le caratteristiche limnologiche e biologiche.

Obiettivo dell'indagine è lo studio della vegetazione perilacustre mediante indagine fisionomica – strutturale e delle cenosi strettamente acquatiche, limitatamente alle aree favorevoli al loro insediamento.

I risultati mostrano una vegetazione con struttura semplificata ed alterata, in particolare lungo la sponda nord-occidentale, dove la strada costeggia il lago. Sul versante opposto, meno accessibile e più naturale, l'orografia della costa è scoscesa e le cenosi di orno-ostrieto si spingono fino a riva, limitando lo sviluppo della vegetazione ad elofite. Solamente nella parte nord – orientale, la fascia a fragmiteto appare più strutturata, alternandosi al magnocariceto. L'unica specie rinvenuta in acqua è *Zannichellia palustris* L.; segnalata per la prima volta, è presente nella parte sud occidentale del lago, in un'area riparata rispetto al flusso della corrente e con condizioni di ricambio più lente.

Parole chiave: macrofite, vegetazione litorale, lago naturale modificato, Toblino

Abstract

Lake Toblino, located in SW Trentino (242 m a.s.l.) is a protected area (Province Biotope since 1992 and SIC since 2000) for the peculiarities of sub-Mediterranean vegetation and the waterfowl. Along with Lake S. Massenza, it constitutes a “strongly modified natural lakes system” due to the presence of the S. Massenza power plant, built at the beginning of the last century, and located upstream of the two lakes. Hydrological regime and consequently limnological and biological features have been strongly modified by this hydroelectric exploitation.

The aim of this study was the characterization of macrophytes and littoral vegetation, in selected representative areas, where vegetation can developed.

The results showed an altered vegetation with simplified structure, particularly along the north-western shore, where the road runs along the lake.

On the opposite side, less accessible and more natural, the coast was really steep and typical orno-ostrieto community arrived to the bank, limiting the development of emergent macrophytes.

Only along the north-east shore, riparian zone was more structured and characterized by the presence of common reeds and *Carex* spp.. *Zannichellia palustris* L. was the only submerged macrophyte observed. This species, recorded for the first time in Lake Toblino, was observed in the south-western lake area, away from water flow and where retention time was longer.

Keywords: macrophytes, littoral vegetation, modified lake, Toblino

Introduzione

Il lago di Toblino è sito nel tratto terminale della Valle dei Laghi nel Trentino sud-occidentale (46° 03' 20" N, 10° 58' 5" E). Assieme ad una porzione di territorio circostante, con un'estensione di 170,5 ettari, costituisce un Biotopo di interesse provinciale dal 1992 e Sito di Importanza Comunitaria (IT3120055) dal 2000. La sua conservazione è regolata inoltre dalla Direttiva Uccelli (79/409/CE), poiché in quest'area sostano e nidificano diverse specie protette.

Il lago di Toblino assieme a quello di Santa Massenza, collocato immediatamente a nord, costituisce un sistema di laghi “naturali fortemente modificati” per l'entrata in funzione dal 1951 della centrale idroelettrica di S. Massenza, che sfrutta le acque provenienti dai ghiacciai del gruppo Adamello-Brenta. Tale opera ha profondamente modificato l'ecosistema lacustre, trasformandone il regime idrologico e le caratteristiche limnologiche e biologiche. Prima della costruzione di tale opera, il lago era infatti monomittico, con una stabile stratificazione estiva ed aveva un ricambio abbastanza lento. Allo stato attuale invece, il lago di Toblino, classificato come mesotrofico, non presenta stratificazione estiva, ma un ricambio estremamente velo-

ce, acqua con temperatura fredda, anche durante il periodo estivo e torbidità elevata per la presenza di limi glaciali (Tolotti et al., 2010). In tabella I sono riportate le principali caratteristiche morfometriche lacustri.

Tabella I: Principali caratteristiche morfometriche del lago di Toblino.

Parametri morfometrici	
Quota (m s.l.m.)	245
Profondità max (m)	12,1
Profondità media (m)	7,9
Superficie lacustre (km ²)	0,7
Linea di costa (m)	6595
Volume (m ³)	5,7
Superficie bacino imbrifero naturale (km ²)	72
Superficie bacino imbrifero esteso (km ²)	813
Immissari naturali	4
Immissari artificiali	2
Tempo teorico di ricambio (gg)	ca. 83
Tempo di ricambio medio (giugno 2005 - marzo 2006) (gg)	8

Il presente studio si inserisce nell'ambito di un progetto di ricerca multidisciplinare finanziato dalla Provincia Autonoma di Trento, che aveva come obiettivo principale l'individuazione di strategie di riqualificazione ambientale dei laghi. In particolare, lo studio delle macrofite e della vegetazione litorale, data l'esistenza di studi pregressi (Pedrotti, 1995; Sitzia, 2005) legati alla caratterizzazione dell'intera area protetta, aveva come obiettivi specifici: i) lo studio della vegetazione perilacustre mediante indagine fisionomico – strutturale in specifiche zone di interesse; ii) lo studio delle cenosi strettamente acquatiche, limitatamente alle aree favorevoli al loro insediamento, in base all'orografia delle coste ed alla direzione prevalente di deflusso delle acque lacustri.

Materiali e metodi

L'attività di campo è stata condotta durante la stagione vegetativa, da aprile a settembre, nel biennio 2005-2006. Sulla base dei rilievi più generalizzati condotti durante il primo anno, nel 2006 sono state individuate 5 aree, nelle quali appron-

dire l'indagine (Fig. 1). Queste aree risultano adatte a descrivere le principali tipologie di vegetazione litorale ed acquatica, in zone a differente grado di naturalità.

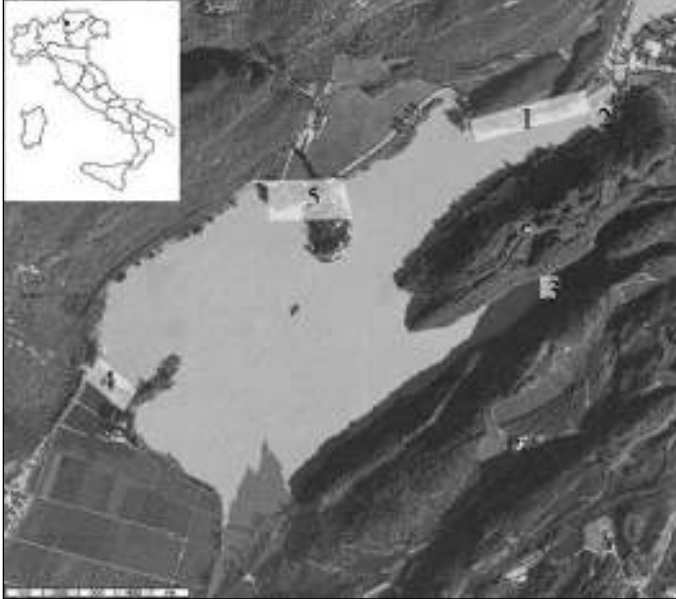


Figura 1: Mappa dell'area di studio.

L'analisi fisionomico-strutturale delle aree prescelte è stata condotta geo-referenziando le cenosi identificate; le mappe sono state create con l'ausilio del programma operativo Jump (OpenJUMP, Java Unified Mapping Platform, versione 1.2.0), in modo da poter disporre di una cartografia tematica confrontabile con quella esistente.

Le specie osservate sul campo sono state raccolte, identificate in laboratorio seguendo le chiavi dicotomiche della Flora d'Italia (Pignatti, 1982) e conservate in un erbario di riferimento. I dati sono stati inseriti in un database informatico.

Risultati e discussione

In figura 2 sono riportate le mappe delle aree di indagine con la relativa legenda; le diverse retinature evidenziano le tipologie riscontrate.

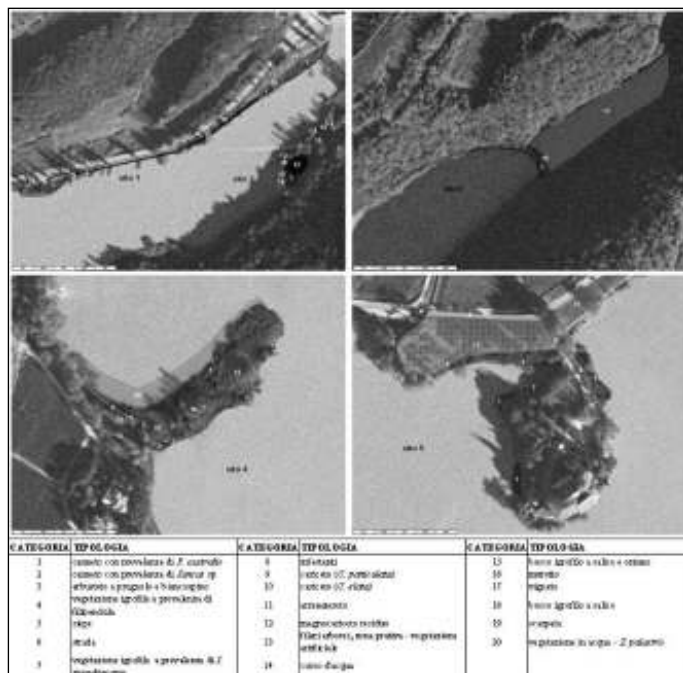


Figura 2: Mappa delle aree di indagine.

Vegetazione litorale

Lungo la sponda occidentale, l'uso antropico del territorio limita pesantemente lo sviluppo della fascia di vegetazione riparia e igrofila, che appare alterata e poco strutturata. Il lago è, infatti, costeggiato da una strada statale ad intenso traffico e localmente da vigneti intensivi. La forte valenza turistica e paesaggistica del lago inoltre, fa sì che questo versante sia fortemente impattato anche dal passaggio antropico pedonale (percorso lungolago, calpestio, sfalcio, ecc.). Lungo questa sponda sono state individuate due aree, la 1 e la 5.

Il sito 1, rappresentativo di una tipologia ampiamente presente nel lago, lungo tutta la sponda occidentale, presenta un notevole impatto antropico, legato alla presenza della passerella lungolago, costeggiata da un filare arboreo, e dalla strada statale che rasentano la costa, comprimendo la fascia di vegetazione per tutta la sua estensione (Fig. 2). In questa area la vegetazione è rappresentata in modo quasi esclusivo da una sottilissima fascia a *Phragmites australis* (Cav.) Trin., alternata a un cariceto residuo dominato da *Carex elata* All. e *C. paniculata* L. Solo dove la fascia a

fragmiteto si amplia leggermente si instaura una leggera successione, con presenza di sporadici arbusti (*Salix alba* L.). Si rinvencono anche *Iris pseudacorus* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Lythrum salicaria* L., *Humulus lupulus* L., *Mentha longifolia* (L.) Hudson, *Juncus inflexus* L. e, sporadicamente, *Holoschoenus vulgaris* Link e *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.

Il sito 5 è caratterizzato da una notevole presenza turistica, legata al notevole pregio paesaggistico – storico del castello. A nord del castello la fascia di vegetazione lacustre è quasi assente, compressa da una stretta fascia di prato sfalciato e da un vigneto prossimo alla riva, ed è rappresentata esclusivamente da due cespi residuali di *C. paniculata* e di *C. elata*. A sud del castello, la fascia di vegetazione prospiciente il lago si amplia, poiché la statale si allontana leggermente dalla riva. La fascia a fragmiteto è più larga ed è limitata da carici (*C. elata*) e *I. pseudoacorus* verso acqua. Alcune rampicanti quali *H. lupulus* e *Calystegia sepium* (L.) R. Br. sfruttano il canneto come supporto e trovano spazio sporadici equiseti e *Carex acutiformis* Ehrh. Nella parte più meridionale, *P. australis* è presente solo in acqua, mentre sulla sponda è sostituita quasi completamente da *Juncus conglomeratus* L. e da *H. vulgaris*. Sono presenti anche *L. vulgaris*, *C. elata* e, frammista a graminacee, *Carex gracilis* Curtis. Si sottolinea il ritrovamento dell'orchidea *Cephalanthera longifolia* (Hudson) Fritsch. Tra il canneto e la statale si sviluppa un interessante arrenatereto, delimitato verso ovest da un filare arboreo, lungo il quale spicca la presenza di notevoli esemplari di taxodi, pioppi e platani, e da una stretta fascia a *F. ulmaria*, nella quale si sta instaurando in modo massiccio il rovo. Nella parte più meridionale, invece, è bordato da una fascia di arbusti meno igrofilo, nella quale spiccano *Crataegus monogyna* Jacq., *Cornus sanguinea* L., *Prunus spinosa* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Fraxinus ornus* L., *Hedera helix* L.

La sponda meridionale del lago presenta una fascia di vegetazione riparia e igrofila estremamente ridotta, rappresentata da fragmiteto, compressa dai vigneti intensivi. Nella porzione più occidentale si colloca comunque una piccola porzione, il sito 4, ubicata entro i confini di una proprietà privata, caratterizzata da una pressione antropica limitata, che ha permesso lo sviluppo di una cenosi completa e strutturata. In quest'area, la fascia di vegetazione litorale è completamente delimitata da un prato sfalciato e da un filare arboreo, ma è più ampia. Nella parte più occidentale è rappresentata da un fragmiteto che, verso il prato, è bordato da vegetazione a filipendula e da un cariceto residuo, mentre nella parte più interna ospita arbusti ed alberi di *S. alba*. Nella parte orientale si sviluppa un'interessante penisola, che rappresenta un lembo di vegetazione tipica riparia, che si mantiene in un buono stato di conservazione e presenta una buona diversità in termini di specie rilevate (Fig. 2). La penisola-

la è circondata da una fascia di fragmiteto, che racchiude nella parte interna, frequentemente inondata, una formazione più matura dominata da *S. alba* e *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner. Nelle aree dove la vegetazione arbustiva è più rada si rinven- gono *C. elata* e *C. acutiformis*, oltre a *Scirpus sylvaticus* L., *Juncus effusus* L., *C. sepium* ed *Equisetum palustre* L. Come già segnalato dal Pedrotti (1995), in quest'area è stata rilevata la presenza di esemplari residui di *Caltha palustris* L. Questa zona, seppur di piccole dimensioni, risulta essere pregevole e ricca dal punto di vista botanico, e rap- presenta anche un habitat elettivo per gli uccelli (cormorano e airone cinerino), che nidificano su molti alberi.

Lungo la sponda orientale, la pressione antropica è decisamente inferiore: l'orografia della costa è scoscesa e le cenosi ad orno – ostrieto tipiche si spingono na- turalmente fino a bordo lago, impedendo lo sviluppo della vegetazione ad elofite. Le due aree di indagine (siti 2 e 3) sono state collocate in zone dove la pendenza si riduce e la vegetazione igrofila ha potenzialmente spazio per svilupparsi.

Il sito 2, data la difficoltà di accesso al versante, è esente da impatto antropico; la vegetazione igrofila, pur nella limitatezza dell'estensione, conserva un elevato gra- do di naturalità, di ricchezza specifica e di relativa complessità. La fascia a fragmiteto appare strutturata e si alterna al residuo di magnocariceto più esteso del lago (*C. ela- ta* e *C. acutiformis*), per diventare fragmiteto esclusivo nella parte più meridionale (Fig. 2). Nella parte più rilevata dell'area, fragmiteto e cariceto si spingono nel sotto- bosco della piccola macchia di bosco igrofilo a *Salix purpurea* L. e *A. glutinosa*.

Il sito 3, pur inserito lungo il versante più naturale e nel cuore dell'area del biotopo, è soggetto ad un consistente impatto antropico, per la presenza di vigneto intensivo fino alla riva, sostenuta da un muro a secco. La fascia di vegetazione è quin- di estremamente limitata e banale nella composizione specifica, rappresentata da fragmiteto (con presenza delle rampicanti *C. sepium* e *F. ulmaria*) quasi esclusivo (Fig. 2). I due versanti del golfo con sponde ripide presentano vegetazione boschiva che arriva a lambire il lago.

Vegetazione acquatica

L'utilizzo idroelettrico dei bacini limita fortemente lo sviluppo della vegeta- zione acquatica, a causa probabilmente della torbidità delle acque, dei repentini cambi di livello, dei flussi di corrente. La temperatura superficiale dell'acqua è inoltre bassa (tra 4 °C e 15 °C nel corso dell'anno) ed il ricambio lacustre è estremamente veloce.

L'unica specie rilevata è *Zannichellia palustris* L., segnalata per la prima volta nel lago, identificata come rara dal Pignatti (1982) ed in progressiva riduzione a scala nazionale, a causa di bonifiche ed inquinamenti. La specie, che evidenziava però uno sviluppo vegetativo ed uno stato di conservazione compromessi, è stata rilevata in modo esclusivo nel golfo occidentale del sito 4, riparato rispetto alla corrente e con condizioni di ricambio più lente. Nei siti 3 e 5, anch'essi relativamente riparati dal filone della corrente invece, non si è rilevata alcuna presenza di comunità macrofitiche. Sitzia (2005) segnalava il rinvenimento occasionale di foglie di *Potamogeton* sp. nella corrente nel lago di Toblino, che provano la potenzialità del lago ad ospitare cenosi di *Potametea*. Tali cenosi sono state peraltro individuate, nel corso dei due anni di studio, nel lago di S. Massenza, dove *Potamogeton lucens* L. ha trovato condizioni idonee allo sviluppo.

Del resto, prima della costruzione della centrale idroelettrica, la potenzialità del lago di Toblino ad ospitare piante acquatiche era decisamente maggiore, poiché le condizioni idrologiche del lago erano quelle tipiche di un ambiente lenticò. Beguinot (1931) segnalava infatti, la presenza di *Potamogeton natans* L., *P. lucens*, *P. perfoliatus* L., *Polygonum amphibium* L., *Nymphaea alba* L., *Nuphar luteum* (L.) S. et S., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum verticillatum* L. e *Utricularia vulgaris* L. Ferrari & Dalla Fior (1978) avevano successivamente ripreso questo dato, ma in modo acritico, non supportato da osservazioni sul campo.

Proposte di riqualificazione e di gestione

Nonostante il lago di Toblino sia già una zona protetta, le osservazioni effettuate nel corso di questo studio permettono di formulare delle proposte relative alla gestione, alla tutela, alla conservazione e alla riqualificazione dell'area. In particolare si sottolinea che:

- a) la già limitata fascia di vegetazione, presente lungo la sponda occidentale, dovrebbe essere salvaguardata dalle azioni di sfalcio che, seppur motivate dalla fruizione turistica delle sponde, non dovrebbe interessare la vegetazione litorale (cariceto, *I. pseudacorus*);
- b) l'area 4, che presenta una buona struttura e diversità in termini di specie, con alcuni esemplari residui (*C. palustris*) e l'unico popolamento di macrofite acquatiche (*Z. palustris*) rinvenuto nel lago, dovrebbe essere conservata in modo idoneo. Tale area ha inoltre un'elevata valenza di habitat per l'avifauna, che nidifica sulle chiome degli alberi;

- c) meritevole di particolare tutela appare la sponda orientale, meno sottoposta a pressioni turistiche e non attraversata da importanti vie di comunicazione. Pur non presentando formazioni a idrofite particolarmente sviluppate (se non la fascia compressa dal vigneto nella Gola del Vento- sito 3), ha estremo valore per la presenza dell'ostrio-querceto tipico;
- d) nell'area circostante il lago, le coltivazioni agricole, prevalentemente a vigneto, sono presenti e previste già nella legge costitutiva del biotopo. Al fine di limitarne l'impatto sul lago, si suggeriscono alcune azioni cautelative, quali: prediligere strategie di coltivazione a basso impatto, evitando ad esempio il diserbo e limitando le concimazioni eccessive soprattutto dove la coltura è prossima al lago (ad esempio nel sito 5 immediatamente a nord del castello, dove il vigneto è prospiciente alla riva ed al magnocariceto residuo); ipotizzare, ove possibile, un'ampliamento della fascia di vegetazione litoranea, favorendo lo sviluppo di una fascia riparia più matura, consentendo lo sviluppo di arbusti ed alberi, come i salici o l'ontano presenti naturalmente nelle zone più pregevoli del lago, per potenziare sia la naturale funzione tampone delle fasce riparie, sia la funzione habitat, legata alla creazione di nuove nicchie e corridoi ecologici. Questi interventi potrebbero interessare sia la parte più distale della Gola del Vento (sito 3), dove si potrebbe ipotizzare l'eliminazione del muretto che sostiene il vigneto e l'arretramento della zona coltivata, sia la riva meridionale del lago di Toblino, dove i coltivi sono praticamente a ridosso della riva.

Bibliografia

- Beguinet, A. (1931) Appunti fitogeografici su alcuni laghi della regione del Garda e del Trentino occidentale. *Archivio botanico per la sistematica, fitogeografia e genetica*, 7, 28.
- Ferrari, M. & Dalla Fior, G. (1978) Attrattive climatiche, ambientali e floristiche della zona del Lago di Toblino: un'isola di clima mediterraneo nel cuore delle Alpi. *Natura Alpina*, 14, 55-66.
- Pedrotti, M. (1995) *Flora e vegetazione del biotopo Lago di Toblino*. Dattiloscritto, Trento.
- Pignatti, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Sitzia, T. (2005) *BiotopolpSIC Lago di Toblino*. Carta degli Habitat Natura 2000. Provincia Autonoma di Trento. Servizio Parchi e Protezione Natura.
- Tolotti, M., Boscaini, A. & Salmaso, N. (2010) Comparative analysis of phytoplankton patterns in two modified lakes with contrasting hydrological features. *Aquatic Sciences*, DOI 10.1007/s00027-009-0124-0.

Flora, vegetazione e indicatori macrofitici dei laghi vulcanici d'Italia

Volcanic lakes of Italy: flora, vegetation and macrophytic indicators

Mattia Martin Azzella*, Mauro Iberite & Carlo Blasi

Dipartimento di Biologia Vegetale, Università di Roma "La Sapienza", P.le A. Moro 5, 00185 Roma

*mattia.azzella@uniroma1.it

Riassunto

Gli studi ecologici riconoscono le macrofite come buoni indicatori delle condizioni chimiche (Seddon, 1972) ed ecosistemiche (Lacoul & Freedman, 2006) delle acque. Secondo la Water Framework Directive (WFD) le macrofite rappresentano uno degli elementi fondamentali per determinare la qualità biologica dei sistemi acquiferi europei. L'analisi della loro presenza e distribuzione risulta quindi necessaria per lo studio, la classificazione e la conservazione dei corpi idrici. In linea con l'approccio ecosistemico (Odum, 1959) la WFD richiede di raccogliere le informazioni a diversi livelli e successivamente di sintetizzarle in indici di conservazione che tengano conto di fitoplancton, macrofite, comunità bentoniche e ittiofauna.

Lo scopo di questo studio è quello di individuare indici macrofitici della qualità delle acque e dello stato di conservazione dei sistemi lacustri vulcanici d'Italia. I risultati preliminari, relativi a 8 laghi del centro-sud, confermano il ruolo delle macrofite come buoni descrittori dello stato di conservazione degli ecosistemi lacustri in ambito mediterraneo. L'analisi dei dati ha inoltre rivelato che solo due laghi presentano un buono stato di conservazione mentre la maggior parte dei bacini è sottoposta a diversi tipi di stress ambientali.

Parole chiave: macrofite, laghi vulcanici, Water Framework Directive

Abstract

Ecological studies identify macrophytes as good indicators of chemical (Seddon, 1972) and environmental conditions (Lacoul & Freedman, 2006) of water bodies. According to the Water Framework Directive (WFD), macrophytes represent one of the fundamental elements determining the quality of European aquifers. Thus, the analysis of presence and distribution of macrophytes is necessary to study, classify and preserve water basins. In order to develop conservation indices, the WFD, in line with

the ecosystem approach (Odum, 1959), requires to collect data at many levels including phytoplankton, macrophytes, benthonic communities and ichthyofauna. The aim of the present study is to develop macrophytic indices to determine the quality of Italian volcanic-lake system. Preliminary results, concerning 8 lakes in the centre and southern Italy, confirm the role of macrophytes as good indicators of lakes' conservation status in the Mediterranean region. Furthermore data analyses highlight the fact that only two lakes are in good conservation condition while most of the basins is subjected to different environmental stresses.

Keywords: macrophytes, volcanic lakes, Water Framework Directive

Introduzione

La promulgazione della Water Framework Directive 2000/60/CE (WFD) rappresenta uno stimolo per approfondire gli studi limnologici sui laghi italiani. Nonostante la Direttiva riconosca nelle macrofite un elemento fondamentale dell'ecosistema su cui basare l'analisi della qualità delle acque, gli studi floristico-vegetazionali che riguardano i laghi vulcanici (categoria ME 6 e 7 in base al DL 131 del 16-6-2008) non hanno ricevuto un rilevante impulso: il lavoro più recente condotto in un bacino di origine vulcanica (Venanzoni et al., 2003) presenta dei dati collezionati nel 1999, quindi prima che la direttiva venisse emanata. La stagione a cui risalgono la maggior parte dei dati relativi alla flora e vegetazione dei laghi vulcanici italiani risale al decennio 1985-1995 (Avena & Scoppola, 1987; Scoppola et al., 1993; Iberite et al., 1995). Pochi altri studi precedenti hanno preso in considerazione le macrofite dei laghi vulcanici (Bazzichelli, 1955; Carollo et al., 1974) e in nessun caso sono state avviate campagne di monitoraggio.

I laghi di maggior estensione del centro Italia sono di origine vulcanica. Nella maggior parte di essi è possibile rinvenire un gran numero di macrofite e comunità inquadrabili in habitat di interesse comunitario (principalmente 3140 "acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp." e 3150 "laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*"); per questo motivo sono stati dichiarati SIC i laghi di Mezzano, Bolsena, Vico (in provincia di Viterbo, Lazio), Albano e Bracciano (in provincia di Roma, Lazio). Queste caratteristiche, insieme alle peculiari qualità limnologiche, li rendono un centro nevralgico della conservazione. La nostra ricerca è la prima effettuata in ambito mediterraneo su grandi laghi di origine naturale volta ad individuare indicatori dello stato trofico e dello stato di conservazione del bacino.

Area di studio

I laghi vulcanici si trovano lungo una dorsale che si estende dal nord del Lazio alla Basilicata.

I laghi dell'Italia peninsulare nell'ambito della WFD sono inquadrati nell'ecoregione 3: Italia-Corsica e Malta. A livello nazionale i laghi vulcanici vengono classificati in una categoria separata rispetto agli altri bacini per la loro caratteristica origine geologica (categoria ME 6 e 7 in base al DL 131 del 16-6-2008), in accordo con l'inquadramento proposto da Buraschi et al. (2005) che sottolineano le peculiarità di questi bacini. I laghi italiani vengono infatti suddivisi in base alla composizione dei terreni su cui poggiano. I bacini presi in esame dal nostro lavoro fanno parte della categoria a dominanza di silice, ma i valori di alcalinità e conduttività delle acque, particolarmente alti perché influenzati dalle rocce alcalino-potassiche che costituiscono gli apparati eruttivi, sono comparabili a quelli riscontrati nei laghi con substrati calcarei. Queste condizioni hanno portato gli autori a considerarli una categoria lacustre distinta nell'ambito dei laghi naturali presenti sul territorio nazionale.

Nel Lazio si trovano nove laghi di origine vulcanica (Lago di Mezzano, Lago di Bolsena, Lago di Vico, Lago di Bracciano, Lago di Martignano, Lago di Monterotondo, Lago Albano, Lago di Nemi, Lago di Giulianello) (Fig. 1). In Campania vi è il Lago di Averno, mentre in Basilicata solo due bacini rientrano in questa categoria, i laghi di Monticchio (Lago Grande e Lago Piccolo) alle falde del Monte Vulture. Per le principali caratteristiche limnologiche dei laghi vulcanici rimandiamo a quanto riportato da Margaritora (1992).

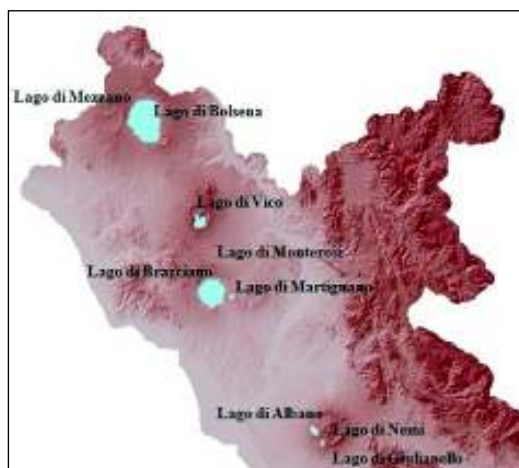


Figura 1: Distribuzione dei laghi vulcanici laziali.

Dati e metodi

Protocollo di Campionamento

Le indagini condotte sul comparto macrofitico hanno contribuito alla creazione di molti protocolli di campionamento per la vegetazione acquatica, basati su 3 diversi approcci metodologici: il campionamento “random”, il campionamento “induttivo” e il campionamento “random stratificato”. Nonostante l’uso delle macrofite per l’analisi ecologica dei laghi affondi le sue radici nei primordi dell’ecologia (vedi Carlson, 1902), la delimitazione di siti rappresentativi della diversità floristica non è ancora standardizzata. Questa situazione è tuttora ben evidente nei differenti protocolli proposti a livello nazionale per l’attuazione della WFD. Se in Irlanda si è preferito procedere con un campionamento random (Free et al., 2006) in Francia si è applicato il metodo proposto da Jensen nel 1977, ovvero un campionamento random con fattori di correzione che permettono di stabilire il numero di transetti necessari alla descrizione della flora del lago. Il campionamento di tipo induttivo proposto da Melzer (1999) per i laghi della Baviera, si avvale della conoscenza floristica di ogni bacino approfondita nel corso degli anni grazie ad una lunga serie di immersioni. Tale metodo non è assimilabile ad un campionamento vero e proprio ma è piuttosto un tentativo di censimento totale del bacino che permette di realizzare la cartografia di tutte le specie e le comunità presenti. Le difficoltà legate ai lunghi tempi necessari per l’attuazione del protocollo e al grande onere economico di una campagna di rilievi effettuati con immersioni subacquee rendono spesso svantaggiosa questa metodologia, anche se indubbiamente le informazioni collezionate sembrano essere le più complete. Così in Austria, nell’applicare la WFD, si è modificato il metodo di Melzer con l’introduzione di nuove tecnologie, come l’eco-sonar (Jäger et al., 2004), rendendo possibile l’indagine “in remoto” delle comunità vegetali. Il campionamento random stratificato si avvale di un approccio deduttivo. Per applicare questo metodo si devono conoscere i fattori che maggiormente influenzano flora e vegetazione e, una volta spazializzati con l’uso di tecniche GIS, si può procedere all’individuazione delle porzioni omogenee di bacino all’interno delle quali condurre l’indagine floristico-vegetazionale campionaria. Nonostante le difficoltà dovute alla complessa individuazione dei fattori ecologici che giocano un ruolo chiave nella determinazione dell’ecosistema e alla mancanza di dati georeferiti, sono stati fatti alcuni tentativi in questa direzione: per esempio il metodo di campionamento proposto in Germania da Schaumburg et al. (2004, 2007) nel quale gli ambiti omogenei

all'interno del bacino vengono individuati in funzione dei diversi pattern di copertura e uso del suolo sulla linea di costa e poi esplorati attraverso transetti. Quest'ultimo metodo presuppone che flora e vegetazione acquatica siano influenzate dalle coperture e dall'uso del suolo a riva. Sebbene vi siano evidenze della relazione tra uso del suolo e condizioni delle acque (Momen & Zehr, 1998; Tong & Chen, 2002), diversi autori hanno sottolineato una relazione più forte tra la copertura di macrofite e altri parametri ecosistemici, primi fra tutti la morfologia e i fattori fisico-chimici (Cheruvilil & Soranno, 2008).

In Italia il metodo di campionamento proposto per l'applicazione della WFD ha un approccio di carattere induttivo (Buraschi et al., 2007) ed è stato utilizzato per il campionamento nel presente lavoro. L'indagine di campo si basa sulla localizzazione di una *“porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una comunità macrofitica omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante”* (Buraschi et al., 2007). Una volta limitato il sito idoneo vengono effettuati transetti in maniera randomizzata. Il transetto viene eseguito partendo dalla riva, procedendo perpendicolarmente alla linea di costa, e termina quando si rileva assenza di vegetazione. Il metodo prevede un campionamento di specie ad ogni metro di profondità.

L'esperienza accumulata nell'applicare il protocollo ha dimostrato l'efficienza di tale metodo ma ha anche messo in luce alcune difficoltà: innanzitutto l'indagine preliminare per l'individuazione degli ambiti omogenei richiede un notevole dispendio di tempo. Inoltre non è specificato il livello di omogeneità da considerare nella composizione specifica della comunità. Infine il protocollo italiano prevede il campionamento delle sole idrofite. Nel presente lavoro, invece, si è raccolta l'informazione anche sul contingente di elofite e, più in generale, su tutte le specie a contatto con l'acqua, in linea con altre metodologie (Jensén, 1977; Toivoner & Huttunen, 1995; Free et al., 2006). La campagna di rilievi si è svolta tra l'inizio di giugno e la fine di settembre del 2009 prendendo in esame i laghi di Mezzano, Vico, Bracciano, Martignano, Albano, Nemi nel Lazio e il Lago Grande e il Lago Piccolo di Monticchio in Basilicata, individuando complessivamente 66 siti in cui sono stati effettuati 78 transetti (Fig. 2).

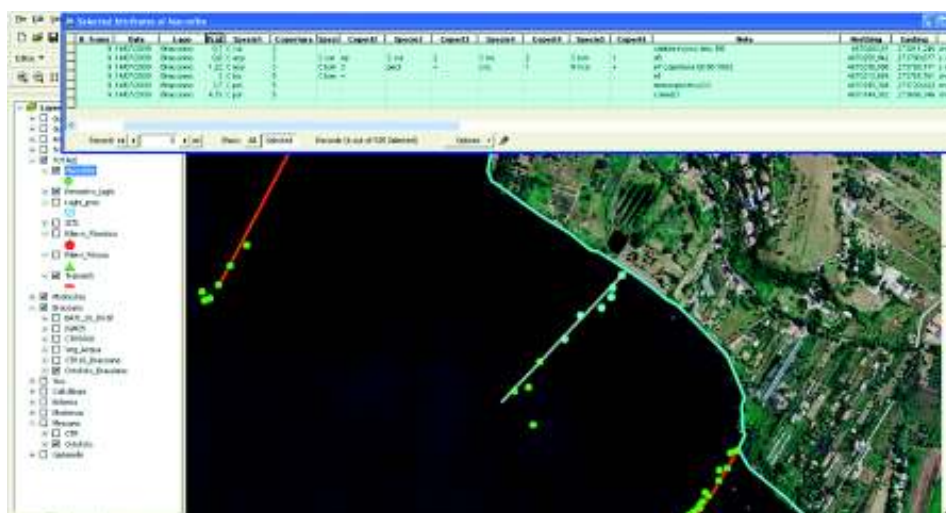


Figura 2: Immagine aerea georiferita di un transetto effettuato sul lago di Bracciano con i punti di campionamento.

Dataset

I dati raccolti sul campo con l'ausilio di un GPS con precisione metrica (Trimble Geo-XM serie 2008), dopo la correzione differenziale effettuata con il software Pathfinder office, sono stati riportati in un dataset georiferito che ha permesso di valutare la variabilità specifica all'interno del singolo transetto, la variabilità fra i diversi transetti in ogni lago e la variabilità tra i diversi laghi. Per ogni specie è stata calcolata la copertura all'interno dei singoli transetti e dei diversi bacini.

Oltre ai dati raccolti applicando il protocollo di campionamento si è provveduto a collezionare quelli relativi alle variabili morfometriche dei laghi e alle condizioni fisico-chimiche. I dati morfometrici sono estratti dal database LIMNO (Tartari et al., 2004). Per quanto riguarda i dati fisico-chimici dei laghi laziali si è fatto riferimento a quelli ufficiali comunicati dall'Agenzia Regionale Protezione Ambiente (ARPA) del Lazio raccolti nel 2008. Per i laghi di Monticchio sono stati usati i dati forniti dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR-ISE di Verbania-Pallanza raccolti nel 2006 e per il solo lago di Mezzano si è fatto riferimento ai dati raccolti nell'ambito di un programma di monitoraggio nel biennio 2006-2007 (PROGETTO LIFE-NATURA/IT/000153).

È stata condotta un'indagine statistica preliminare per esaminare le differenze nella ricchezza di specie rilevate lungo i transetti nei diversi laghi. Tale analisi è stata

effettuata con il test H di Kruskal-Wallis con il software di analisi statistica SPSS (versione 17.0). Per valutare la correlazione tra il contingente floristico dei laghi è stata effettuata un'Analisi delle Componenti Principali sui dati di abbondanza delle specie presenti nei laghi utilizzando il software PAST 2.0.

La nomenclatura delle piante vascolari fa riferimento a Conti et al. (2005) e per le caroficee a Bazzichelli & Abdelahad (2009).

Risultati

I laghi vulcanici possono essere distinti in base della classificazione dalla OECD (1982) in oligotrofi (TP < 10 µgP/l) mesotrofi (11 µgP/l < TP < 30 µgP/l) ed eutrofi (TP > 31 µgP/l). In tabella I vengono riportati i principali dati relativi a parametri chimici, numero di taxa e profondità di chiusura della vegetazione dei laghi esaminati. I dati chimici si riferiscono alla zona dell'epilimnio e mostrano dei valori oscillanti tra i 8 µgP/l misurati nel bacino di Martignano e i 170 µgP/l misurati mediamente nel lago di Mezzano. Si sottolinea che in tabella sono riportati i valori medi misurati durante l'anno nell'ambito dei diversi progetti e sono stati esclusi i dati relativi all'ipolimnio per la tendenza all'anossia delle porzioni profonde di questi laghi, soprattutto nel periodo tardo estivo, fenomeno che ha dirette conseguenze sui valori chimici delle acque.

I dati relativi alle macrofite si riferiscono esclusivamente alla campagna di lavoro 2009. Il dato indicato in tabella I come taxa di macrofite (ovvero il numero totale di specie rilevate nel lago) comprende anche il valore relativo ai taxa di Characeae e a quelli di Elofite, distinte secondo la classificazione proposta da Hutchinson (1975).

Tabella I: Sintesi delle principali caratteristiche dei laghi vulcanici analizzati: caratteristiche chimiche, numero di taxa campionati, e profondità di chiusura massima e media.

Laghi	Cond. elettr specific (µS/cm 20-25 °C)	Azoto Nitrico (N mg/l)	Total P µgP/l	Disco Secchi (m)	Taxa di Chara- ceae	Taxa di Elofite	Taxa di macro- fite	Z max (m)	Z media (m)
Albano	521	0,002	29,17	7,3	1	1	6	7	NA
Bracciano	489,4	0,19	8,4	9	12	8	36	24,6	19,7
Martignano	401,6	2,5	8	8	8	1	17	20	14,5
Mezzano	201	0,025	170	5	0	2	8	4,5	4,2
Monticchio Grande	370,25	0,0215	29,75	1	0	4	6	4	4
Monticchio Piccolo	308,93	0,013	14	6,3	0	0	4	6,5	4,8
Nemi	436,6	9,8	15	5	1	2	11	8,5	7,3
Vico	398,5	1,5	16,8	5,5	9	8	27	12	10

La ricchezza specifica rilevata lungo i transetti è significativamente diversa tra laghi (K.W.-H (6,69) = 29,229; $p < 0,001$). Il grafico in figura 3 riporta la mediana del numero di specie rilevate lungo i transetti dei diversi laghi, il valore massimo di specie rinvenute e quello minimo.

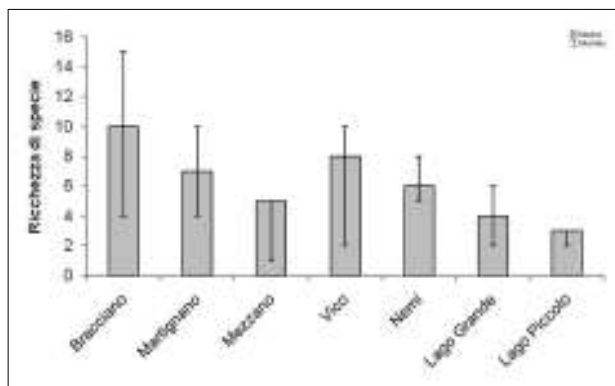


Figura 3: Ricchezza specifica lungo i transetti dei laghi indagati. Nell'istogramma sono riportati i valori delle mediane. Le barre indicano il massimo e il minimo numero di specie rilevate rispettivamente nel transetto più ricco e in quello più povero di specie.

L'Analisi delle Componenti Principali (Fig. 4) condotta sui dati di abbondanza delle macrofite (comprendente di elofite) mostra un'affinità tra i laghi di Nemi, Mezzano, Albano e i laghi di Monticchio. Bracciano e Martignano pur se distanti tra loro, sono accomunate dalla disposizione lungo la prima componente. Al contrario Vico si colloca lungo lo sviluppo della seconda componente. Il primo asse spiega il 35% della diversità mentre il secondo ne spiega il 28%. Le variabili che illustrano al meglio questa distribuzione sono da ricercare nelle specie dominanti che caratterizzano le comunità più diffuse all'interno dei bacini. Nella tabella II si mostrano le specie che hanno una copertura stimata superiore al 10% della copertura vegetale totale per almeno uno degli 8 laghi indagati.

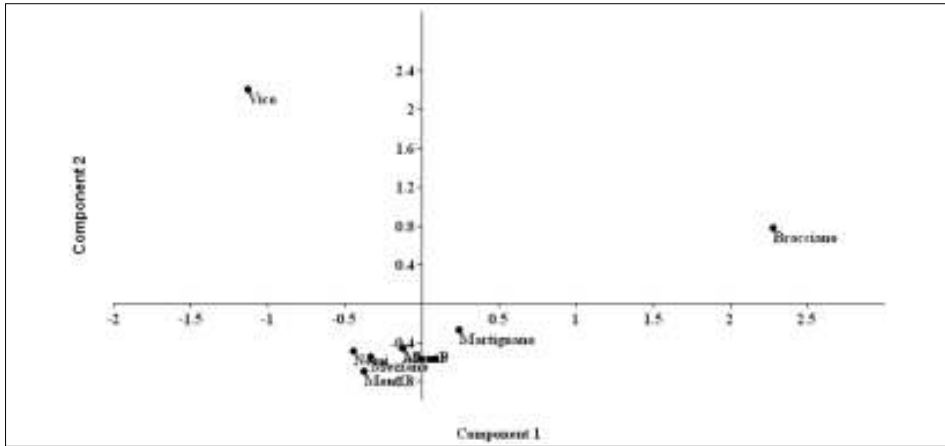


Figura 4: Analisi delle Componenti Principali effettuata sulla matrice di correlazione per i dati di abbondanza delle specie presenti nei laghi indagati. Il primo asse spiega il 35% della diversità, il secondo asse ne spiega il 28%.

Tabella II: Specie dominanti nei laghi vulcanici analizzati. Sono state selezionate dal dataset le specie che presentano copertura superiore al 10% dell'intera copertura macrofitica in almeno uno dei laghi campionati nell'estate del 2009 (x = copertura < 10%; xx = 10% < copertura < 50%; xxx = 50% < copertura < 100%).

Laghi	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Chara hispida</i>	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Nymphaea alba</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Potamogeton crispus</i>	<i>Potamogeton natans</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>
Albano															
Bracciano	x	x	xx	x	xxx	x		x				x			
Martignano	xx	x	xx	x	xxx	x						x			
Mezzano	xx					xx				xx			x		xxx
Monticchio Grande	xxx						xx		xx				x	xx	
Monticchio Piccolo	x					x	x								
Nemi	xx		x			xx			x		x	x			
Vico	xx	xx	x	xx	x	xx		xx	x				x		

Nei laghi oligotrofi la maggioranza della diversità floristica si concentra nei primi 4-5 m di profondità, dove le angiosperme convivono con le caroficee. Oltre questa soglia è possibile trovare solo poche specie che formano principalmente comunità dominate da Characeae. Tali specie sono generalmente sciafile e in alcuni casi possono avere un grande valore di bioindicazione (Melzer, 1999; Penning et al., 2008b; Tóth et al., 2008), ma non mancano specie che tollerano condizioni di trofia medie (come *Chara globularis* e *Nitellopsis obtusa*). Il gradiente evidenziato dall'Analisi delle Componenti Principali (Fig. 4) lungo il primo asse è legato ad una diminuzione, da destra verso sinistra nell'abbondanza di Characeae.

Nei laghi di Bracciano e Martignano la vegetazione si spinge oltre i 20 m di profondità ed è caratterizzata dalla presenza di estese comunità dominate da Characeae. In particolare nel lago di Bracciano le batimetrie comprese tra 4 e 16 m sono dominate da una prateria monospecifica a *Chara polyacantha* ad eccezione di pochi siti dove questa specie lascia il passo a comunità dominate da *Myriophyllum spicatum*, da *Potamogeton* sp. pl. e da *Ceratophyllum demersum*. Tali siti sono limitati a settori del lago dove gli apporti dei nutrienti da parte dei corsi d'acqua a carattere torrentizio modificano localmente le condizioni di trofia delle acque, senza modificarne il substrato. In queste zone il *pattern* di distribuzione delle cenosi vegetali è confrontabile con quello dei laghi mesotrofi, come ad esempio Nemi. Alle massime profondità del lago di Bracciano l'ultima cintura di vegetazione è costituita da due cenosi dominate da *Chara globularis* e *Nitella opaca*. La distribuzione delle comunità del lago di Martignano è molto simile a quella del lago di Bracciano, nonostante non sia possibile rilevare *Chara polyacantha* oltre i 10 m. Le profondità di chiusura della vegetazione (indicate in Tab. I come Zc) sono tra le più alte misurate a livello mondiale (Hutchinson, 1975; Spence, 1982); questo dato è in relazione con l'alta trasparenza misurata per le acque dei laghi di Martignano e Bracciano.

Nel lago di Vico, Il numero di taxa appartenenti alle Characeae è paragonabile a quello presente nei laghi oligotrofi, tuttavia le comunità dominanti sono diverse. A profondità ridotte (tra 1 e 2,5m) incontriamo cenosi dominate da *Chara aspera* (situazione analoga si ha sui laghi di Bracciano e Martignano) che lasciano il passo (tra 2,5 e 5 m) a comunità caratterizzate dalla dominanza di *Chara hispida*. A profondità comprese tra 6 e 9 m troviamo due specie che tollerano bene medi valori di trofia: *Nitellopsis obtusa* e *Chara globularis*. Contrariamente a quanto succede nei laghi oligotrofi l'ultima cintura di vegetazione è una comunità dominata da *Ceratophyllum demersum*, una caratteristica condivisa con il lago di Nemi e il laghi di Monticchio, dove *C. demersum* è la specie che si spinge più in profondità. Dati inediti del

prof Bazzichelli, risalenti a campionamenti del 1971, hanno evidenziato che in passato la vegetazione nel lago di Vico si spingeva a profondità più elevate: era possibile, infatti, trovare praterie a Characeae fino a 18 m che rappresentavano l'ultima cintura di vegetazione, come nei laghi di Bracciano e Martignano. Situazione inversa è stata invece misurata per il lago di Nemi dove la profondità media di chiusura (7,3 m) è aumentata di 2 m, così com'è aumentato il numero di specie (Avena & Scoppola, 1987). Queste differenze sono probabilmente legate alla diversa storia ecologica dei due laghi: il lago di Vico, riserva naturale dal 1982, non ha mai attraversato fasi eutrofiche e il ricco contingente floristico (si veda per confronto Scoppola et al., 1993) ha mantenuto un buono stato di conservazione, pur mostrando dei trend negativi (come la riduzione della profondità di chiusura da 18 a 12 m e la scomparsa locale di alcuni taxa). Al contrario il lago di Nemi ha conosciuto fasi di forte stress trofico e un notevole abbassamento del livello delle acque, al termine delle quali le specie presenti si erano drasticamente ridotte e le cenosi vegetali non superavano i 3 m di profondità (Mastantuono & Sforza, 2008).

Il lago Albano è il bacino che presenta il peggior stato di conservazione delle macrofite. Nell'estate del 2009 sono state censite 6 specie di macrofite ma nessuna strutturata in comunità. Questo dato contrasta con nostri dati inediti risalenti al 1987, quando si aveva una fascia discontinua di elofite e una cintura continua di idrofite dominata dal *Myriophyllum spicatum*, che si spingeva fino a 4 m di profondità. Già nel 1987 si osservava una diminuzione della ricchezza specifica rispetto agli anni 50 (Stella, 1951) dovuta al disturbo antropico a cui dobbiamo aggiungere la forte diminuzione del livello delle acque, misurata nel periodo 1960-2003 in 3,45 m (Bono et al., 2003).

Nei laghi di Monticchio si è osservata una diminuzione nel numero di specie rispetto ad un recente lavoro di caratterizzazione vegetazionale (Venanzoni et al., 2003). Il lago Grande conta attualmente la presenza di 2 sole idrofite: *Nymphaea alba* e *Ceratophyllum demersum*. Risultano invece localmente estinti *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens* e *P. crispus*. Quest'ultimo si è rivelato assente anche nel vicino Lago Piccolo. La riduzione nel numero di specie e di comunità risulta particolarmente evidente confrontando la situazione attuale con quanto rilevata all'inizio del secolo scorso, in un interessante lavoro di Forti e Trotter (1908) (Tab. III).

Tabella III: Cambiamenti a livello floristico nei laghi di Monticchio; riferimenti bibliografici: Forti e Trotter, 1908 (dati floristici di presenza assenza), Venanzoni et al., 2003 (dati di tipo fitosociologico raccolti nel 1999), 2009 (dati raccolti per il presente lavoro).

Specie	1908		2003		2009	
	Lago Grande	Lago Piccolo	Lago Grande	Lago Piccolo	Lago Grande	Lago Piccolo
<i>Nymphaea alba</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Ceratophyllum demersum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	X	X	X	X		X
<i>Potamogeton lucens</i>	X	X	X	X		X
<i>Potamogeton crispus</i>	X	X	X	X		
<i>Persicaria amphibia</i>	X	X	X			
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	X	X	X		X	
<i>Sparganium emersum</i>	X	X	X		X	
<i>Phragmites australis</i>	X	X	X		X	
<i>Ranunculus tricophyllus</i>	X					
<i>Potamogeton pusillus</i>	X	X				
<i>Potamogeton natans</i>	X	X				
<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X				
<i>Fontinalis antipiretica</i>	X	X				
<i>Zannichellia palustris</i>	X					
<i>Nitellopsis obtusa</i>	X					

Discussione

Il data base di laghi realizzato nell'ambito del progetto REBECCA (Penning et al., 2008a) dimostra che i laghi mesotrofi hanno un numero di taxa più alto rispetto a quelli oligotrofi in accordo con il modello “*hump-back*” della diversità (Grime, 1979; Dickinson & Murphy, 1998). Nel caso dei laghi vulcanici italiani (Tab. I) in maniera analoga a quanto evidenziato da Søndergaard et al. (2010), i risultati preliminari divergono dal modello *hump-back*: i laghi oligotrofi ospitano un numero di taxa maggiore rispetto a quelli mesotrofi.

L'analisi preliminare individua un'ampia diversità delle comunità macrofite caratteristiche delle diverse tipologie di lago e mette in luce il ruolo chiave di queste cenosi come buoni descrittori ecosistemici anche in ambiente mediterraneo. Alcune specie possono essere utilizzate come indicatori dello stato trofico, ma per valutare l'effettiva capacità di bioindicazione a livello specifico delle macrofite rilevate sarà ne-

cessario proseguire l'indagine scientifica e completare il lavoro integrando l'informazione a tutti i laghi di origine vulcanica d'Italia. Inoltre nell'ottica di formulare un indice multimetrico, come proposto da diversi autori (Nichols et al., 2000; Rothrock et al., 2008; Beck et al., 2010) si dovranno individuare quali metriche tra le tante proposte nei diversi indici si adattano al meglio ai laghi vulcanici.

I laghi vulcanici italiani mostrano una rilevante eterogeneità floristica. 15 delle 33 specie censite in Italia di Caroficee (Bazzichelli & Abdelahad, 2009) sono state rinvenute nei laghi campionati. La ricchezza di cenosi rilevate e il buono stato di conservazione degli habitat di interesse comunitario sottolinea il ruolo dei 3 laghi che attualmente presentano il miglior stato di conservazione (Bracciano, Martignano e Vico) nella Rete NATURA 2000. Le problematiche messe in luce nei laghi del Vulturno, nei laghi di Nemi e Albano e nel lago di Vico dimostrano che molta strada dovrà essere fatta per rispettare le richieste della Water Framework Directive.

Bibliografia

- Avena, G. C. & Scoppola, A. (1987) *Caratteristiche dei complessi ad idrofite ed elofite*. In: Valutazione della situazione ambientale del Lago di Nemi. Avena, G. C. (ed). Università "La Sapienza" di Roma, 75-94.
- Bazzichelli, G. (1955) Osservazioni preliminari sulla vegetazione del Lago di Monterosi (Lazio). *Nuovo Giornale Botanico Italia*, **62**, 575-580.
- Bazzichelli, G. & Abdelahad, N. (2009) *Alge d'acqua dolce d'Italia: flora analitica delle Caroficee*. Centro Stampa Università La Sapienza, 73 pp.
- Beck, M. W., Hatch, L. K., Vondracek, B. & Valley, R. D. (2010) Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological indicators*, **10**, 968-979.
- Bono, P., Agrillo, E., Casella, L., D'Andrea, L., Di Filippo, M. & Fiori C. (2003) *Le variazioni di livello dei laghi albano e di nemi nel quadro climatico e idrologico attuale*. Relazione Tecnica Legambiente. www.giocaestudia.it/LegambienteGenzano.
- Buraschi, E., Buzzi, F., Garibaldi, L., Legnani, E., Morabito, G., Oggioni, A., Pozzi, S., Salmaso, N. & Tartari, G. (2007) *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre*. MATTM.
- Buraschi, E., Salerno, F., Monguzzi, C., Barbiero, G. & Tartari G. (2005) Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors. *Journal of Limnology*, **64**(1), 75-84.
- Carlson, G. W. F. (1902) *Om vegetationen I några småländska sjöar*. Bih. K. Svenska Vetensk. Akad. Handl. **28**, III, 5, Stockholm, 40 pp.
- Carollo, A., Barbanti, L., Gerletti, M., Chiaudani, G., Ferrari, I., Nocentini, A. M., Bonomi, G., Ruggiu, D. & Tonolli, L. (1974) Indagini limnologiche sui laghi di Bolsena, Bracciano, Vico e Trasimeno. *Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, **17**.
- Cheruvellil, K. S. & Soranno, P. A. (2008) Relationship between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, **88**, 219-227.
- Conti, F., Abbate, G., Alessandrini, A. & Blasi, C. (2005) *An annotated checklist of the Italian vascular flora*. Palombi Editore, 420 pp.
- Dickinson, G. & Murphy, K. J. (1998) *Ecosystems, a Functional Approach*. Routledge, London, UK, 190pp.
- Forti, A. & Trotter, A. (1908) Materiali per una monografia limnologica dei laghi craterici del M. Vulture. *Annali di Botanica*, Suppl vol 7, 2-111.
- Free, G., Little, R., Tiernay, D., Donnelly, K. & Caroni, R. (2006) *A reference based typology and ecological assessment system for irish lakes*. Ireland Environmental Protection Agency. Final Report.
- Grime, J. P. (1979) *Plant strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester, UK, 222 pp.
- Hutchinson, G. E. (1975) *A Treatise on Limnology*. Vol. 3. Limnological Botany. John Wiley & Sons, New York.
- Iberite, M., Palozzi, A. M. & Resini, A. M. (1995) La vegetazione del lago di Bolsena (Viterbo, Italia centrale). *Fitosociologia*, **29**, 151-164.
- Jäger, P., Pall, K. & Dumfarth, E. (2004) A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. *Limnologica*, **34**, 140-146.
- Jensen, S. (1977) An objective method for sampling the macrophytes vegetation in lakes. *Vegetatio*, **33**, 107-118.
- Lacoul, P. & Freedman B. (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental reviews*, **14**, 89-136.
- Margaritora, F. G. (1992) Limnology in Latium: the volcanic lakes. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **50**, 319-336.
- Mastrantuono, L. & Sforza, M. (2008) Recovery assessment in Lake Nemi (Italy) after a twenty year period (1981-2001) using plant-associated invertebrates. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **11**, 3, 310-320.
- Melzer, A. (1999) Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, **395/396**, 181-190.
- Momen, B. & Zehr P. (1998) Watershed classification by discriminant analyses of lakewater-chemistry and terrestrial characteristics. *Ecological applications*, **8**(2), 497-507.

- Nichols, S., Weber, S. & Shaw, B. (2000) A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*, 26(5), 491-502.
- Odum, E. (1959) *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia, 2nd ed.
- OECD (1982) *Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- Penning, W. E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. (2008a) Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology*, 42, 253-264.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. (2008b) Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, 42, 237-251.
- PROGETTO LIFE LIFE-NATURA/IT/000153 (2008) *Azioni Urgenti per la Salvaguardia dei Siti Natura 2000 dell'Alta Tuscia. AZIONE D6: Monitoraggio delle acque nel bacino lacustre del Lago di Mezzano*. Dipartimento DAF – Università della Tuscia di Viterbo.
- Rothrock, P. E., Simon, T. P. & Stewart, P. M. (2008) Development, calibration, and validation of a littoral zone plant index of biotic integrity (PIBI) for lacustrine wetlands. *Ecological Indicators*, 8, 79-88.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004) Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34, 302-314.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Hofmann G. (2007) *Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos*. Bavarian Environment Agency, 66 pp.
- Scoppola, A., Blasi, C., Abbate, G., Michetti, L., Scagliusi E., Kuzminsky, E. & Anitori, F. (1993) *La vegetazione della Caldera del Lago di Vico*. Regione Lazio, Assess. Programmazione (Ufficio Parchi e Riserve Naturali), Dipartimento di Biologia Vegetale, Università «La Sapienza». Tipografia Borgia S.r.L., Roma, 43 pp.
- Seddon, B. (1972) Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwater Biology*, 2, 107-130.
- Søndergaard, M., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Jørgensen, T. B., Liboriussen, L. & Jeppesen E. (2010) Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology*, 55, 893-908.
- Spence, D. H. N. (1982) The zonation of plants in freshwater lakes. *Advances in ecological research*, 12, 37-125.
- Stella, E. (1951) Il lago di Albano. Parte II. Le Società litorali. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, 6(1), 23-53.
- Tartari, G., Buraschi, E., Monguzzi, C., Marchetto, A., Copetti, D., Salerno, F., Previtali, L., Tatti, S., Barbiero, G. & Pagnotta, R. (2004) *Progetto LIMNO: qualità delle acque lacustri italiane*. Vol. 1: sintesi dei risultati. Quaderni Istituto Ricerca Sulle Acque, 120, 300 pp.
- Toivonen, H. & Huttunen, P. (1995) Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany*, 51, 197-221.
- Tong, S. T. Y. & Chen, W. (2002) Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of environmental management*, 66, 377-393.
- Tóth, L. G., Poikane, S., Penning, W. E., Free, G., Mäemets, H., Kolada, A. & Hanganu, J. (2008) First steps in the Central-Baltic intercalibration exercise on lake macrophytes: where do we start? *Aquatic Ecology*, 42, 265-275.
- Venanzoni, R., Apruzzese, A., Gigante, D., Suanno, G. & Vale, F. (2003) Contributo alla conoscenza della vegetazione acquatica e igrofila dei Laghi di Monticchio. *Informatore Botanico Italiano*, 35(1), 69-80.

Mappatura delle macrofite del lago Trasimeno tramite tecniche di telerilevamento

Mapping of macrophytes of Lake Trasimeno by remote sensing

**Mariano Bresciani^{1*}, Claudia Giardino¹, Mauro Musanti¹,
Angiolo Martinelli², Andrea Taramelli³ & Emiliana Valentini³**

¹ Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente, via Bassini 15, 20133 Milano

² Agenzia regionale per l'Ambiente – Umbria, V. Pievaiola 207/B-3, 06132 Perugia

³ Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Via Vitaliano Brancati 48, 00144 Roma

*bresciani.m@irea.cnr.it

Riassunto

Questo studio è nato dall'esigenza di approfondire le conoscenze, ad oggi disponibili, sulla vegetazione idro-igrofila del lago Trasimeno (43°06'N; 12°07'E). I bassi livelli idrometrici, l'elevato apporto di nutrienti, gli scarichi civili e gli eventi meteorologici favoriscono bloom microalgali (in particolare cianobatteri) che attenuano la penetrazione della luce nell'acqua, inibiscono la crescita delle macrofite sommerse e sub-emergenti. Il cambiamento della distribuzione e la natura della vegetazione sommersa, con una diminuzione della biodiversità e della complessità vegetazionale, inducono effetti a cascata, con conseguenze negative su altre biocenosi d'interesse, quali ad esempio l'ittiofauna. L'applicazione delle tecniche di telerilevamento sul lago Trasimeno ha come obiettivo la mappatura delle specie di macrofite acquatiche per definirne l'areale di distribuzione e valutare il grado di copertura dei fondali in funzione della qualità delle acque. Per il caso di studio, nel periodo maggio-settembre 2008, si sono acquisite misure radiometriche su differenti aree con macrofite a sud del lago per la creazione di una banca dati. Ulteriori misure, sono state effettuate sia sulle macrofite, sia sulla colonna d'acqua, in concomitanza del sorvolo iperspettrale MIVIS del 12-05-09. Lo studio del comparto vegetale è stato eseguito valutando la separabilità spettrale delle specie di macrofite dominanti. I risultati, tradotti in una mappa delle zone del lago colonizzate da macrofite o prive di copertura vegetazionale confrontati con dati pregressi e con rilievi vegetazionali hanno messo in evidenza una modesta diminuzione dell'areale di alcune associazioni.

Parole chiave: telerilevamento, macrofite, risposte spettrali, iperspettrale

Abstract

In this research we analyze the overall requirement and use of parameters within remote sensing for the enhancement on hydric plant vegetation knowledge of Trasimeno Lake (43° 06' N; 12° 07' E). Algal blooms (cyanobacteria) that rapidly grow and reduce light penetration along the water column are usually related to hydrometric levels changes, nutrient input, civil dumpings and climatic. As a direct consequence, changes in vegetation distribution and species association within submersed habitat, generate a cascading effect affecting specific populations such as fishes and the community in the whole with inescapability losses of biodiversity.

In this framework hyperspectral remote sensing has been used to describe macrophytes distribution with detail in species presence and association, water quality and bottom characteristics. In view of describing ecological features in spatial distribution, richness and abundance, with an accurate field campaign a spectral library on different targets was carried out during may – september 2008. A radiometric and limnological field acquisition was implemented during the overpass of MIVIS hyperspectral sensor on 12 may 2009, leading to a contemporary in situ limnological and radiometrical measures. Spectral separability of dominant macrophytes species has been assessed and a cross validation with hard field data highlighted a moderate retreat of some species association.

Keywords: remote sensing, macrophytes, spectral signature, hyperspectral

Introduzione

Le macrofite acquatiche svolgono un ruolo importante nello strutturare e nel regolare la funzionalità degli ecosistemi acquatici; modulando la circolazione dell'acqua, offrendo riparo, rifugio e cibo per un numero elevatissimo di specie di indubbio valore conservazionistico; nel complesso sono capaci di influenzare la qualità delle acque e dei sedimenti superficiali (Sand-Jensen, 1998; Madsen et al., 1999). Le praterie sommerse o emergenti di macrofite sono tra le più diversificate, produttive ed eterogenee porzioni dei corpi idrici (Chambers et al., 2008). L'eutrofizzazione è uno dei maggiori problemi ambientali a scala globale e le macrofite acquatiche possono risultare fondamentali per incentivare il ripristino della qualità delle acque (Byers et al., 2006). Lo stato trofico di un bacino è in grado di indirizzare significativamente i processi di colonizzazione, selezionando specifiche tipologie di macrofite e la loro possibilità di crescita (Geurts et al., 2009).

Il Trasimeno, per via della bassa profondità media delle sue acque, è sempre stato caratterizzato da un'elevata diversità tassonomica (in termini di idro-igrotite) e da ampie superfici colonizzate. Le prime indagini relative alla vegetazione lacuale ri-

salgono alla metà degli anni '60 (Granetti, 1965), più recentemente Cecchetti & Lazzerini (2007) hanno proceduto ad un aggiornamento delle informazioni florovegetazionali del bacino evidenziando un degrado generalizzato della vegetazione imputabile sia all'attuale ridotta disponibilità d'acqua, il livello delle acque è diminuito di 100 cm s.z.i. negli ultimi trent'anni (Burzigotti et al., 2003), che a varie forme di disturbo antropico che erodendo significativamente la biodiversità specifica e cenologica originaria, favoriscono la massiccia proliferazione e diffusione di specie nitrofile ed infestanti alloctone (es. *Lagarosiphon major*, *Myriophyllum aquaticum*). Per caratteristiche proprie delle singole comunità vegetali (es. densità), alcune aree del bacino risultano particolarmente difficili da monitorare tramite campagne fitosociologiche.

Queste difficoltà possono essere in parte superate mediante l'utilizzo delle tecniche di telerilevamento che presentano, peraltro, indubbi vantaggi permettendo una più agevole e robusta analisi delle variazioni temporali delle superfici colonizzate (Lyon & Greene, 1992; Jensen et al., 1993), sia stagionalmente che inter-annualmente (Ozesmi & Bauer, 2002), nonché permettendo il rilievo della vegetazione in zone umide inaccessibili. Le immagini iperspettrali in particolare, offrono uno strumento versatile per lo studio della vegetazione sommersa e per monitorarne la variazione, sia in ambienti lentici (e.g., Giardino et al., 2007) sia negli ecosistemi di transizione (e.g., Alberotanza et al., 1999).

Area di studio

Il lago Trasimeno, parte integrante del bacino del Tevere, ha un bacino di raccolta di 387 km² cui corrisponde un sottobacino naturale di 306 km². Caratterizzato da una superficie di 124 km², di forma tondeggianti e sviluppo spondale di 53 km, è il quarto lago italiano per estensione e il principale vaso naturale dell'Italia peninsulare. Di origine tettonica, è un lago laminare, chiuso e poco profondo (la profondità media è pari a 4,5 m), da sempre caratterizzato da un regime idrologico irregolare suscettibile di variazioni determinate dall'andamento pluviometrico e con un tempo di ricambio idrico piuttosto elevato (circa 24 anni).

Tutta l'area spondale, è Zona di Protezione Speciale (ZPS) (Direttiva 79/409/CEE), per un estensione complessiva di 14,6 ha, di cui circa 12,4 occupati dallo specchio lacustre. Questo studio riguarda in particolare la porzione ZPS orientale del

lago e comprende a nord il comune di Passignano, parte dell'isola Polvese, il comune di San Feliciano e a sud l'Oasi La Valle (Fig. 1).

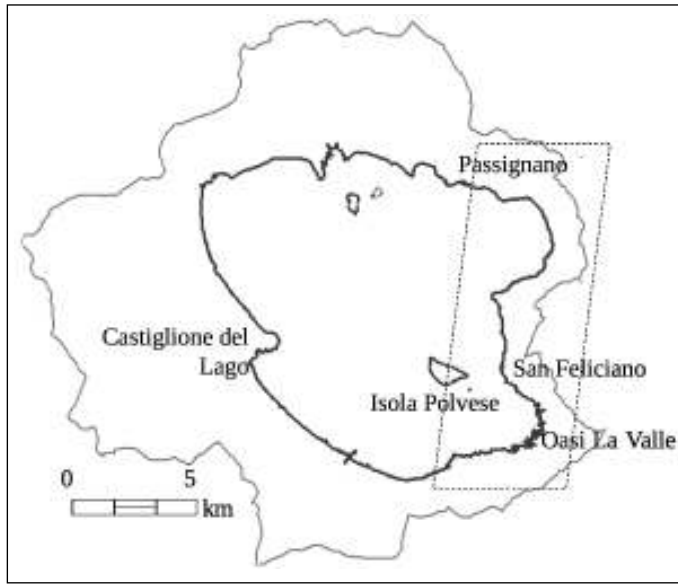


Figura 1: Lago Trasimeno e relativo sottobacino imbrifero naturale; l'area tratteggiata corrisponde all'area di studio, ovvero alla scena MIVIS rilevata in data 12/05/2009.

I bassi livelli idrometrici (Martinelli, 2008), l'elevato apporto di carbonio organico (500 T), azoto (550 T) e fosforo (30 T) di origine agricola e zootecnica (Cingolani et al., 2005), gli scarichi civili, le attività turistiche e gli eventi meteorologici sostengono l'elevata trofia del lago. Conseguentemente si è assistito ad una netta diminuzione della diversità della fauna ittica e della complessità fitoplanctonica (Cecchetti & Lazzerini, 2007) e delle superfici a canneto (Bresciani et al., 2009a; Filipponi et al., 2010) che hanno innescato un netto cambiamento della distribuzione e della vegetazione sommersa e della sua struttura compositiva favorendo l'insorgenza di fioriture estive di cianobatteri (Martinelli et al., 2009). In generale, l'elevata concentrazione di fitoplancton e di solidi sospesi, sostenuta quest'ultima anche da fenomeni di risospensione dal fondale, rende, infine, le acque poco trasparenti con profondità medie del disco di Secchi che solo raramente superano il metro (Bresciani et al., 2009b).

Materiali e metodi

Il 12-05-09, alle ore 12:00 (ora locale) il sensore iperspettrale MIVIS (*Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer*) ha compiuto un rilievo della sponda orientale del Trasimeno, fornendo una scena di 13 km di lunghezza, 4 km di larghezza e risoluzione al suolo di 4 m. In concomitanza al sorvolo è stata effettuata una serie di misure limnologiche, fotometriche e radiometriche, queste ultime sia sul comparto vegetale sia sulla colonna d'acqua. Sono stati inoltre registrati 20 punti GPS associabili a tre classi di substrato: “macrofite sommerse”, “macrofite sub-emergenti” e “acqua otticamente profonda”, quest'ultima che definisce le zone in cui il segnale radiometrico del fondale è nullo. I dati di campo del 12-05-09 sono stati assemblati nella più ampia banca-dati di misure limnologiche e radiometriche *in situ* del lago relativa al periodo 2008-2009 che rappresenta un'insieme necessario per la correzione radiometrica delle immagini, per stimare l'accuratezza dei prodotti derivati e per lo studio delle caratteristiche spettrali degli elementi dell'ecosistema oggetto di studio. Ad esempio la figura 2 mostra i valori di riflettanza (firma spettrale) di quattro specie di macrofite presenti nel lago; un dato utile per valutare la loro specificità spettrale.

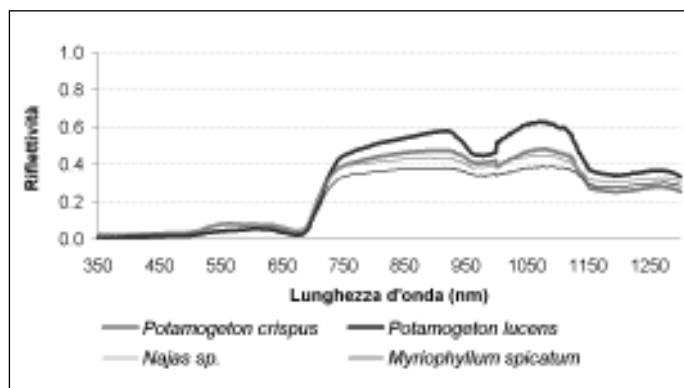


Figura 2: Firme spettrali di diverse specie di macrofite.

L'approccio utilizzato per il riconoscimento delle macrofite da dati MIVIS è di tipo semi-empirico; tale metodo utilizza specifiche regioni degli spettri dell'immagine che unitamente alla conoscenza delle caratteristiche spettrali dei parametri di interesse permette di sviluppare gli algoritmi per il loro riconoscimento. Il dato iperspettrale MIVIS è stato elaborato secondo le comuni operazioni di pretrattamento dell'immagine quali la georeferenziazione e il ricampionamento delle bande (delle 102 bande disponibili si sono selezionate le 20 bande della regione del visibile e vici-

no-infrarosso). La correzione radiometrica, che consente di normalizzare l'immagine per gli effetti di illuminazione e il disturbo atmosferico è stata eseguita con il metodo dell'*empirical-line* sfruttando le misure radiometriche di campo sincrone al sorvolo. L'immagine corretta è stata quindi elaborata in base alla separabilità spettrale che le superfici di interesse hanno nei confronti della radiazione elettromagnetica. Tramite un classificatore ad albero decisionale (Coppin et al., 2004) (Fig. 3) è stato possibile riconoscere 8 classi che includono il substrato colonizzato da macrofite sommerse e sub-emergenti, le zone interessate da canneto e le acque otticamente profonde.

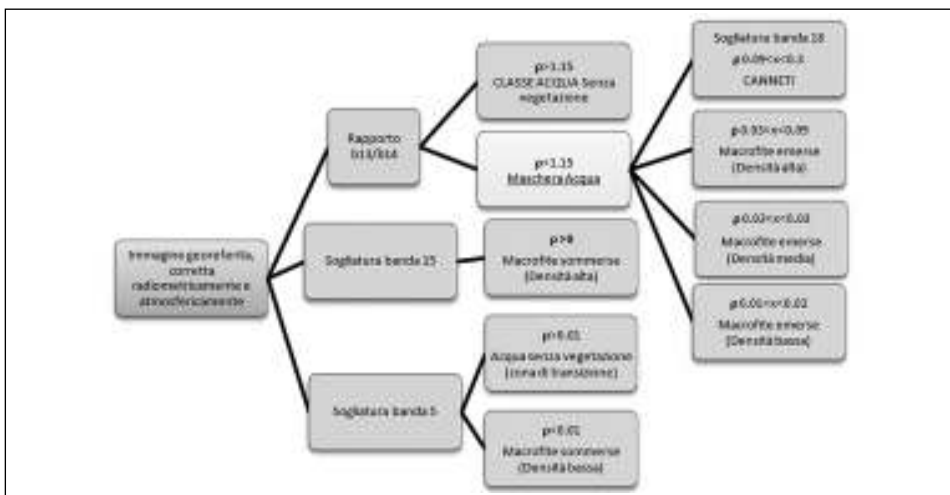


Figura 3: Albero decisionale per la classificazione da dati MIVIS del substrato e della vegetazione costiera.

Per le aree classificate a canneto i dati MIVIS sono stati ulteriormente elaborati per calcolarne l'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), largamente utilizzato per valutare lo stato di vigore della vegetazione con tecniche di telerilevamento (Rouse et al., 1973):

$$NDVI = (\rho_{\lambda 2} - \rho_{\lambda 1}) / (\rho_{\lambda 2} + \rho_{\lambda 1}) \quad \text{Eq. 1}$$

dove $\rho_{\lambda 1,2}$ sono le riflettanze MIVIS corrette radiometricamente rispettivamente, nella regione del rosso e del vicino infrarosso ($\lambda_1 = 661$, $\lambda_2 = 779$).

Al fine di valutare anche la variazione annuale degli areali occupati dalle macrofite e dai canneti, i materiali presentati in questo studio si completano dei prodotti ottenuti in studi precedenti (Bresciani et al., 2009a; Bresciani et al., 2009c)

dall'immagine acquisita il 23-06-2008 dal sensore satellitare AVNIR-2 (*Advanced Visible and Near Infrared Radiometer type 2*).

Risultati e discussione

Le analisi limnologiche del 12-05-09 hanno evidenziato la ridotta trasparenza delle acque (valor medio disco di Secchi pari a 1,40 m), imputabile alla concentrazione dei solidi sospesi (valore medio pari a 4,5 mg/l) e in parte alla clorofilla-*a* (valore medio 2,9 µg/l) (Fig. 4). Questa trasparenza limitata riducendo la penetrazione della luce, che si estingue prima di raggiungere il fondale, inibisce lo sviluppo di macrofite non emergenti. Inoltre, il livello delle acque il 12 maggio 2009 era di 113 cm inferiore allo zero idrometrico (s.z.i.), dato prossimo al livello rilevato l'anno precedente (23 giugno) quando si era misurato una quota di -128 cm s.z.i., condiziona enormemente la *performance* delle macrofite acquatiche.

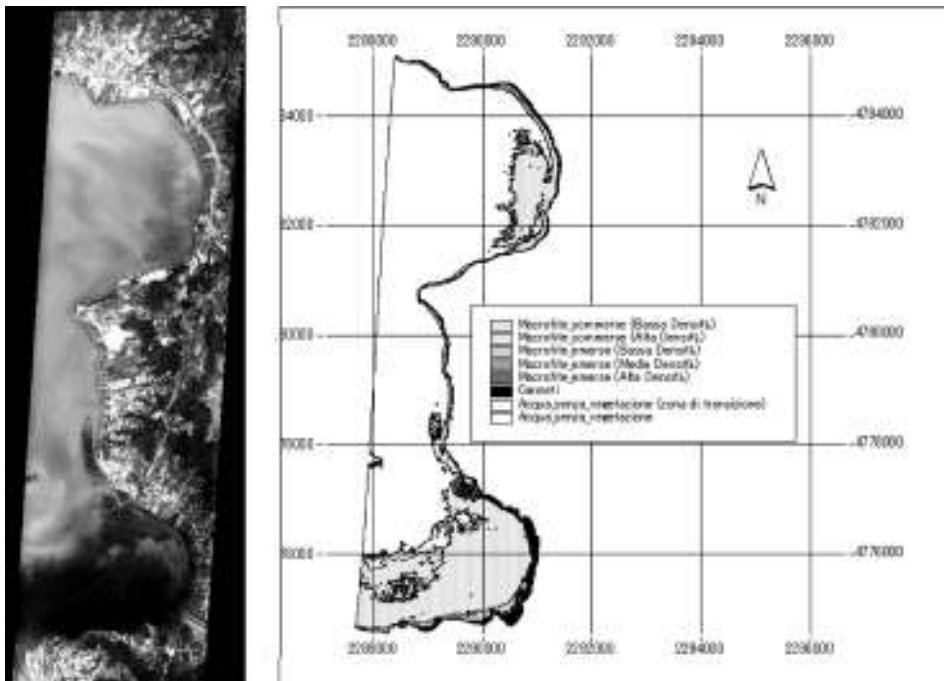


Figura 4: La figura a dx è l'immagine MIVIS georeferita, nella figura a sx è riportata la mappa del substrato e della vegetazione a canneto della zona orientale del Trasimeno.

La figura 4 illustra la classificazione del substrato e della zona costiera secondo 3 classi di macrofite sub-emergenti (3 gradi di densità), 2 classi di macrofite sommerse (2 gradi di densità), una classe acque otticamente profonde, una zona di transizione tra macrofite sommerse e acque profonde, una classe canneto. Si evince una notevole copertura macrofitica nella porzione del lago investigata, pari a 731 ha e corrispondenti al 32% dell'area di studio del corpo lacustre presente nella scena (2280 ha). In particolare in prossimità dell'Oasi La Valle (sud del lago) il substrato appare quasi totalmente colonizzato. L'analisi sulla distribuzione tra macrofite sommerse e sub-emergenti ha evidenziato una copertura di 640 ha delle macrofite sommerse di cui 22 ha con densità elevata e di 90 ha delle macrofite sub-emergenti. Il confronto tra il rilievo GPS della campagna radiometrica e la mappa ottenuta da MIVIS mostra un accordo pari al 100% tra le osservazioni *in situ* e le 3 macro-classi dell'immagine.

Il confronto tra la mappa di figura 4 e l'analogo prodotto dell'anno precedente (Bresciani et al., 2009c) evidenzia una diminuzione della superficie occupata da macrofite di 23. Estendendo il confronto al lavoro di Ceccheti & Lazzerini (2007) si nota un'ulteriore perdita di superficie occupata da macrofite in prossimità dell'area a sud di Isola Polvese, in cui erano presenti associazioni vegetali quali *Najadetum marinae*, *Potamogeton pectinato-perfoliati* e *Charetum fragilis*. Se l'individuazione di *Najas marina* e *Chara fragilis* con il metodo proposto può essere negativamente condizionata dall'elevata torbidità delle acque (cosicché tali aree siano classificate come "acque otticamente profonde"), per *Potamogeton* spp. (*Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*) è improprio riconoscere tali limiti data la loro tendenza alla crescita ortotropa che li pone nella classe "macrofite sub-emergenti". A fronte di queste considerazioni, si può quindi ipotizzare che questa zona abbia risentito delle operazioni di taglio della macrofite e dragaggio del fondale, con conseguente peggioramento della qualità delle acque, i fattori hanno così portato ad una perdita di areale (circa 10 ha) colonizzato da macrofite. Un'ulteriore riduzione della densità di copertura, mediamente costituita dall'associazione *Ceratophylletum demersi*, si è infine rilevata nella zona tra San Feliciano e isola Polvese.

I dati MIVIS hanno permesso di delimitare anche le aree a canneto presenti sia nella zona costiera del lago che nella zona dell'Oasi La Valle e che risultano occupare una superficie di 42 ha. Per la medesima area la mappa del 2008 (Bresciani et al., 2009a) indica una zona a canneto leggermente più estesa e pari 46 ha. Gli indici di NDVI di queste aree a canneto hanno un valore medio di 0,58 con valori più elevati nell'entroterra (NDVI medio di 0,65) e valori più bassi nei canneti a contatto con l'ambiente acquatico (NDVI medio 0,45). Questi risultati sono in accordo sia ai

rilievi di campo di LAI (*Leaf Area Index*) del 2008 (presenti nella banca-dati del Trasimeno) sia ai valori di NDVI calcolati da Bresciani et al., (2009a) dall'immagine AVNIR2.

Conclusioni

Il presente studio ha dimostrato i vantaggi ottenibili dall'associazione di rilievi di campo e acquisizione di immagini iperspettrali al fine velocizzare le operazioni di monitoraggio delle macrofite. L'analisi multi-temporale di immagini telerilevate fornisce interessanti spunti per comprendere le dinamiche evolutive degli ambienti acquatici ad una sufficiente scala territoriale d'indagine. L'implementazione di modelli fisici può ulteriormente ampliare le possibilità del telerilevamento per lo studio delle macrofite, sia per il riconoscimento delle specie (Brando et al., 2009), sia per la stima dello stato di salute, a tutto vantaggio dei piani di gestione ecologica dei bacini monitorati. A tal fine la banca dati del Trasimeno rappresenta un importante strumento per l'interpretazione di immagini sia di serie storiche sia di nuova acquisizione. Lo studio ha evidenziato comunque l'esistenza di alcuni limiti metodologici nel riconoscimento di macrofite sommerse con minor sviluppo verticale nella colonna d'acqua in casi di elevata torbidità. L'integrazione futura con l'elaborazione di dati LIDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*) sincroni al rilievo MIVIS, potrebbe aiutare a risolvere queste criticità tecniche. Il rilievo LIDAR è, infatti, basato sull'emissione di un raggio laser nelle lunghezze d'onda dell'infrarosso per il rilievo topografico e di un raggio laser nel campo del verde che permette il rilievo batimetrico di fondali bassi fino a profondità dipendenti dal livello di torbidità dell'acqua, fornendo informazioni morfologiche anche in acque poco profonde.

Da un punto di vista ecosistemico e conservazionistico, i risultati di questo lavoro hanno evidenziato una modesta diminuzione delle superfici colonizzate da macrofite, presumibilmente imputabile all'eccessiva sedimentazione, allo sfalcio della vegetazione e all'accentuata eutrofizzazione del bacino lacustre. La riduzione dei fertilizzanti e pesticidi in agricoltura e il trattamento delle acque reflue sono interventi necessari per preservare la qualità dell'ecosistema Trasimeno e per la salvaguardia della flora del lago. Lo studio delle zone a canneto conferma i problemi generali di questi habitat nelle zone in cui si ha un accumulo di materiale organico e nelle fasce a contatto con acque di scarsa qualità che portano ad una riduzione del tasso di germinazione delle cannuce di palude.

Ringraziamenti

I dati MIVIS sono stati acquisiti dalla Blom CGR di Parma.

Bibliografia

- Alberotanza, L., Brando, V. E., Ravagnan, G. & Zandonella, A. (1999) Hyperspectral aerial images. A valuable tool for submerged vegetation recognition in the Orbetello Lagoons, Italy. *International Journal of Remote Sensing*, **20**, 523-533.
- Brando, V. E., Anstee, J. M., Wettle, M., Dekker, A. G., Phinn, S. R. & Roelfsema, C. (2009) A physics based retrieval and quality assessment of bathymetry from suboptimal hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 775-770.
- Bresciani, M., Stroppiana, D., Fila, G., Montagna, M. & Giardino C. (2009a) Monitoring reed vegetation in environmentally sensitive areas in Italy. *Italian Journal of Remote Sensing*, **41(2)**, 125-137.
- Bresciani, M., Giardino, C. & Martinelli, A. (2009b) *Stima dei valori di trasparenza delle acque del Trasimeno da immagini satellitari*. VIII giornata dell'acqua Accademia dei Lincei Convegno: Acque interne in Italia: il bacino del Tevere. Roma, Italia, 23-03-2009, 54-55.
- Bresciani, M., Giardino, C., Villa, P. & Martinelli, A. (2009c) *Satellite Remote sensing supports the implementation of management plans in Lake Trasimeno basin*, Proceed. 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), CD-ROM.
- Burzigotti, R., Dragoni, W., Evangelisti, C. & Gervasi, L. (2003) *The Role of Lake Trasimeno (central Italy) in the History of Hydrology and Water Management*. IWHA 3rd Int. Conf. Alexandria, Egypt, CD-ROM.
- Byers, E. J., Cuddington, K., Jones, C. G., Talley, T. S., Hastings, A., Lambrinos, J. G., Crooks, J. A. & Wilson, W. G. (2006) Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 493-500.
- Cecchetti, A. & Lazzarini, G. (2007) *La vegetazione idrofitica del Lago Trasimeno. Campagna di monitoraggio 2007*. Parco del Lago Trasimeno, Regione Umbria.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. & Thomaz M. (2008) Global diversity of aquatic Macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**, 9-26.
- Cingolani, A., Marchetti, G., Martinelli, A., Rapi, G. & Santucci, A. (2005) *Misure per il contenimento del carico diffuso nel Piano di Tutela delle acque della Regione Umbria*. Atti del II° convegno internazionale LIFE, Perugia 8-9 settembre 2005. Libri ARPA Umbria.
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B. & Lambin, E. (2004) Digital change detection in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, **25(9)**, 1565-1596.
- Filipponi, F., Gigante, D. & Venanzoni, R. (2010) *Diachronic analysis of a marshy habitat fragmentation at Lake Trasimeno (Central Italy)*. 46° Convegno della Società Italiana Scienza della Vegetazione, Pavia 17-19 Febbraio 2010. (In press).
- Granetti, B. (1965) La flora e la vegetazione del lago Trasimeno. Parte I. La vegetazione litoranea. *Rivista di Idrobiologia*, **4(3)**, Perugia.
- Geurts, J. J. M., Sarnel, J. M., Willers, B. J. C., Roelofs, J. G. M., Verhoeven, J. T. A. & Lamers L. P. M. (2009) Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution*, **157**, 2072-2081.
- Giardino, C., Bartoli, M., Candiani, G., Bresciani, M. & Pellegrini, L. (2007) Recent changes in macrophyte colonisation patterns: an imaging spectrometry-based evaluation of southern Lake Garda (northern Italy). *J. of App. Rem. Sens.*, Vol. 1, 011509.

- Lyon, J. G. & Greene, R. G. (1992) Use of aerial photographs to measure the historical areal extent of Lake Erie coastal wetlands. *Photogram. Eng. & Remote Sens.*, **58**, 1355- 1360.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W. & Westlake, D. F. (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, **444**, 71-84.
- Martinelli, A., Bresciani, M., Charavgis, F., Ciccarelli, E., Giardino, C. & Morgantini, N. (2009) *La capacità di sviluppo delle conoscenze ambientali a supporto della tutela delle risorse idriche: caso del Lago Trasimeno*. Proceeding 11th Conference national of Environmental Agency, Roma, Italy, 1-2 Aprile 2009.
- Martinelli, A. (2008) *Environmental evaluations of Umbria shallow lakes and support to Management Plans*. Proceeding 12th International Living Lakes Conference, Italy.
- Ozesmi, S. L. & Bauer, M. E. (2002) Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, **10**, 381-402.
- Rouse, J. W. R., Haas, H., Schell, J. A. & Deering D. W. (1973) *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS*. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I, 309-317.
- Sand-Jensen, K. (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, **39**, 663-679.

Indicatori macroalgali applicati alla Laguna di Venezia

Macroalgal indices assessment in Venice Lagoon

Daniele Curiel* & Andrea Rismondo

Società per l'ecologia delle lagune e delle coste, Via dell'Elettricità 3D, 30175 Marghera (VE)

*Curiel@selc.it

Riassunto

Dopo il recepimento della WFD 2000/60/CE negli ordinamenti nazionali stanno per essere avviati monitoraggi per definirne lo stato di qualità degli ambienti di transizione mediante l'applicazione di specifici indici fitobentonici. Per tale motivo sono stati analizzati dati fitobentonici della Laguna di Venezia relativi a 90 stazioni indagate nel 2002 (in due stagioni) e a 60 stazioni nel 2006 (in una stagione) applicando gli indici Ecological Evaluation Index (EEI), l'Expert Macrophytes Quality Index (E-MaQI) e l'Indice R/C (Rhodophyta/Chlorophyta).

Lo scopo del lavoro ha previsto il confronto dei risultati degli indici applicati e l'analisi della loro coerenza anche in relazione ai descrittori funzionali macroalgali. La comparazione per stazione e per corpo idrico indica differenti valutazioni degli indici soprattutto nelle zone interne della laguna dove, per le condizioni ambientali meno definite e l'interazione di più fattori (confinamento, apporto di acque dolci, variabili morfologiche), si sviluppano comunità semplificate e meno stabili nel tempo, soprattutto in quanto a copertura.

Parole chiave: angiosperme, macroalghe, Laguna di Venezia, Nord Adriatico, indice fitobentonico

Abstract

Following the enforcement of WFD 2000/60/EU, monitoring programs are presently started to define the quality status of aquatic transition environments by the use of macroalgae indices. Available information was analysed regarding Venice Lagoon fitobenthos, investigated on incoherent substrate in 90 stations (twice in 2002) and again in 60 stations (once in 2006). Data were treated with Ecological Evaluation Index (EEI), Expert Macrophytes Quality Index (E-MaQI) and R/C (Rhodophyta/Chlorophyta) Index.

Aim of the study consisted in the comparison of different indices results, analysing their coherence related to macroalgae functional descriptors. Comparison by station and by hydrologic basin resulted in a different indices evaluation, mainly in the inner lagoon, where algae community is more simplified and less stable in time due to varying environmental and morphological conditions and to stronger biological confinement.

Keywords: angiosperms, macroalgae, Venice Lagoon, Northern Adriatic, phytobenthic indices

Introduzione

Il tema della classificazione dello stato ecologico della Laguna di Venezia rappresenta un elemento non indifferente nella procedura di implementazione della WFD 2000/60/CE, per la complessità dell'ecosistema e per la variabilità dei parametri ambientali che si possono rinvenire al suo interno. L'applicazione di questo nuovo approccio di valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici che, rispetto alle precedenti normative, conferisce maggiore valore agli aspetti biologici piuttosto che a quelli chimici, pone due principali criticità: le condizioni di riferimento e gli indicatori da adottare. Le due questioni sono tra loro collegate in quanto la WFD prevede che la valutazione vada espressa mediante la stima dell'EQR (Ecological Quality Ratio), dato dal rapporto fra lo stato attuale osservato e lo stato corrispondente alla condizione di riferimento tipo-specifica.

Il primo problema è riconducibile soprattutto alla difficoltà di individuare condizioni di riferimento che siano veramente specifiche e congrue con le condizioni delle tipologie dei corpi idrici (MAG.ACQUE & SELC, 2005b; Rismondo & Curiel, 2006). La descrizione dello stato ecologico, secondo la classificazione in cinque classi di giudizio prevista dalla WFD, va, infatti, condotta a livello di corpo idrico, sottounità coerente del bacino idrografico risultante da un processo di tipizzazione del sistema (ISPRA, 2009). Indagini aggiornate della comunità fito e zoobentonica relative alla Laguna di Venezia indicano una difficoltà nell'approfondire l'analisi dello stato di qualità delle diverse aree, caratterizzate da differenti forzanti e comunità che delinano la laguna come un "sistema di ecosistemi" (MAG.ACQUE & SELC, 2005a, 2005b).

Il secondo problema riguarda l'impiego degli indici, in quanto le linee guida introdotte dalla WFD, che prevedono la definizione dello stato ecologico (ESQ – Ecological Status Quality) in classi di giudizio, hanno colto impreparati gli algologi

(Ballesteros et al., 2007). Prima dell'introduzione della WFD, la valutazione del ESQ mediante il fitobenthos era basata su metodiche fitosociologiche, su specie indicatrici (sciafile, fotofile, nitrofile, ecc.), sulla Dominanza Quantitativa (DQ) o sui valori di indicatori multimetrici (es. indice di Shannon, rapporto Rhodophyta/Phaeophyta in senso sinecologico) associati a considerazioni statistiche.

Gli indici biologici fitobentonici, proposti in letteratura in questi ultimi anni non hanno al momento ancora trovato una valutazione univoca da parte della comunità scientifica (Ballesteros et al., 2007; Orfanidis, 2007) anche per la diversa valutazione del ESQ che possono fornire in particolari situazioni (Curiel & Rismondo, 2008; Falace et al., 2009). A questo si aggiungono un'indicazione non chiara a livello nazionale degli indici da adottare e il limitato numero di applicazioni da parte di più ricercatori per più ambienti, al fine di testarne la coerenza con i macrodescrittori classici. Il presente lavoro ha lo scopo di eseguire un confronto tra gli indici algali proposti, ponendoli in relazione anche con i macrodescrittori ecologici classici, per valutarne la coerenza ai fini dell'applicazione nella WFD.

Area di studio e metodologia

La Laguna di Venezia è la più ampia area di transizione italiana con un'estensione di 31.000 ha se si escludono i canali e le aree vallive. Escludendo i canali, i fondali della laguna interessano i piani mesolitorale e infralitorale con profondità sino a 2 m. Nell'ambito di monitoraggi promossi dal Magistrato alle Acque di Venezia, tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova, è stato campionato il fitobenthos di substrato incoerente rispettivamente in 90 stazioni in maggio-giugno e in settembre-ottobre del 2002 e in 60 stazioni nella sola primavera-estate del 2006. Le attività sono state condotte asportando le macroalghe e le fanerogame marine da una gabbia di riferimento di 1,5 m², per un totale di cinque repliche casuali in ciascuna stazione.

In laboratorio sono state determinate le specie e stimata l'abbondanza come ricoprimento specifico, in accordo con la metodica proposta da Boudouresque (1971). Per le analisi sono stati determinati alcuni macrodescrittori utili per descrivere lo stato ecologico delle macroalghe: il numero di specie, il ricoprimento (%), la biomassa umida e gli indici di diversità di Shannon e di Hurlbert (ES). Ai dati sono poi stati applicati gli indici algali proposti per la WFD per gli ambienti di transizione, quali l'Ecological Evaluation Index (EEI) che determina lo stato ecologico basan-

dosi sul ricoprimento delle macroalghe e delle fanerogame marine (Orfanidis et al., 2003), l'Expert Macrophytes Quality Index (E-MaQI) che considera i requisiti di qualità delle macroalghe (Sfriso et al., 2009) e l'Indice Rhodophyta/Chlorophyta, basato sul rapporto numerico dei taxa (Sfriso et al., 2002; Curiel et al., 2004). Nell'analisi per corpi idrici si è tenuto conto della suddivisione proposta da ISPRA (2009). Le macroalghe sono state identificate a livello di specie o di genere riferendosi alla più recente letteratura tassonomica e per la nomenclatura a Furnari et al. (2003) e al sito web AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2009).

Risultati

Nel monitoraggio del 2002, relativo a 90 stazioni campionate in due stagioni, sono state identificate 117 macroalghe, suddivise in 63 Rhodophyceae, 25 Phaeophyceae, 2 Xanthophyceae, 27 Ulvophyceae e 3 Angiosperme (le fanerogame marine *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Nanozostera noltii* (Hornemann) Tomlinson et Posluzny e *Zostera marina* Linnaeus che ricoprono i fondali lagunari per un'estensione di 3.674 ha). Nei campionamento primaverile del 2006 relativo a 60 stazioni sono stati identificati 85 taxa algali, suddivisi in 49 Rhodophyceae, 12 Phaeophyceae, 1 Xanthophyceae, e 23 Ulvophyceae, cui si aggiungono le 3 fanerogame marine, *C. nodosa*, *N. noltii* e *Z. marina*.

I descrittori funzionali (Tabb. I-II) indicano per il 2002 una presenza media tra le due stagioni di 16,3 taxa per stazione, un ricoprimento del substrato del 2-3% e una biomassa umida di 42 g/m². La DQ media calcolata sul ricoprimento, pur presentando una prevalenza di poche specie [*Ulva laetevirens* Areschoug (DQ=49%), *Vaucheria* sp.pl. (DQ=10%), *Gracilariopsis longissima* (S.G. Gmelin) Steentoft et al. (DQ=8%) e *Chaetomorpha linum* (O.F. Müller) Kützing (DQ = 5%)], appare più diversificata rispetto a quella del 2006, essendo presenti anche altre specie con DQ superiore al 1% [(*Ceramium diaphanum* (Lightoof) Roth, *Chondria capillaris* (Huds.) M.J. Wynne, *Cladophora* spp., *Cladosiphon zosterae* (J. Agardh) Kylin, *Gracilariopsis longissima*, Ectocarpaceae (*Ectocarpus* ed *Hinksia*), *Hydrolithon boreale* (Foslie) Y.M. Chamberlain, *Pneophyllum fragile* Kützing e *Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey)].

Tabella I: Principali macrodescrittori macroalgali dei due monitoraggi; per il monitoraggio del 2002 i valori si riferiscono a due stagioni; tra parentesi quelli relativi alla stagione primaverile.

	2002	2006
Taxa totali macroalgali	117,0 (96)	85,0
N. taxa medio/stazione	16,3 (15,8)	12,8
Ricoprimento medio/stazione (%)	2,9 (2,3)	23,0
Biomassa umida media/stazione (g/m ²)	42,3 (45,9)	378,0
Indice Shannon medio/stazione	1,0 (1,1)	0,8
Indice di Hurlbert medio/stazione (ES)	8,1 (6,0)	7,1

Tabella II: Dominanza quantitativa rilevata nei due monitoraggi; per il monitoraggio del 2002 i valori si riferiscono a due stagioni, tra parentesi quelli relativi alla stagione primaverile.

	2002	2006
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightoof) Roth	3 (5)	–
<i>Chaetomorpha</i> spp.	5 (9)	–
<i>Chondria capillaris</i> (Huds.) M. J. Wynne	2 (3)	–
<i>Cladophora</i> spp.	1 (1)	1
<i>Cladophora zosteræ</i> (J. Agardh) Kylin	2 (3)	–
<i>Gracilariopsis longissima</i> (S. G. Gmelin) Steentoft et al.	8 (3)	6
<i>Ectocarpales</i> (Ectocarpus ed Hinksia)	3 (11)	–
<i>Hydrolithon boreale</i> (Foslie) Y. M. Chamberlain	1 (–)	1
<i>Pneophyllum fragile</i> Kützing	1 (–)	2
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	2 (2)	–
<i>Ulva laetevirens</i> Areschoug	49 (38)	74
<i>Vaucheria</i> spp. (V. submarina/V. piloboloides)	10 (12)	9

Nel 2006 la presenza media delle macroalghe è stata di 12,8 taxa per stazione, il ricoprimento del substrato del 23% e la biomassa umida di 378 g/m². La DQ appare caratterizzata principalmente da tre specie, *U. laetevirens* che risulta la più abbondante in assoluto (DQ=74%), *Vaucheria* spp. DQ=9% e *Gracilariopsis longissima* (DQ=6%) con solo poche altre specie con DQ superiore al 1% (*Cladophora* spp., *Hydrolithon boreale*, *Pneophyllum fragile*).

Nella figura 1 sono riportate le spazializzazioni ArcGIS di tre macrodescrittori di sintesi: il numero di specie, il ricoprimento e l'indice di diversità di Hurlbert (ES).

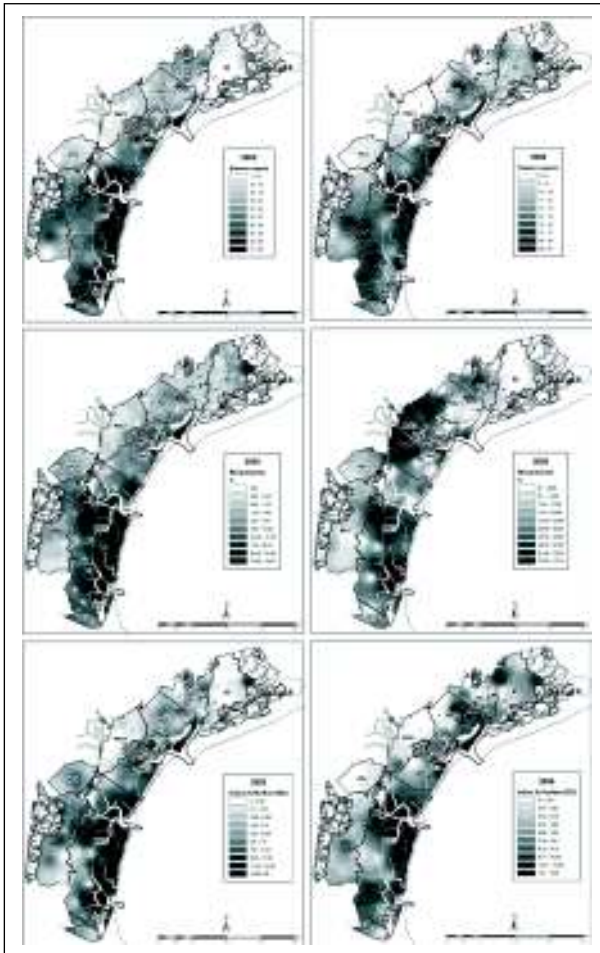


Figura 1: Macrodescriptors algali considerati per la valutazione degli stati ecologici.

Come ulteriore elemento di valutazione è apparso opportuno considerare, per gli anni dal 2002 al 2006, anche la distribuzione e la biomassa delle macroalghe eutrofiche che, negli anni '80 ed inizio anni '90, hanno colonizzato i fondali, soprattutto nella laguna centrale (Curiel et al., 2004; Sfriso & Facca, 2007). Questa componente macroalghe, caratterizzata da elevata variabilità stagionale, è stata seguita negli anni nell'ambito di specifici monitoraggi condotti dal Magistrato alle Acque di Venezia (Curiel, 2009), indicando il perdurare di un trend regressivo delle coperture e delle biomasse, già in atto dall'inizio degli anni '90. Nei mesi primaverili-estivi, quando si rilevano le maggiori coperture e biomasse, l'estensione delle macroalghe eutrofiche (*G. longissima*, *Ectocarpales* spp., *Chaetomorpha* spp. (*C. linum* e *C. aerea*), *U. laetevirens* e *Vaucheria* spp. (*V. submarina* e *V. piloboloides*) sono variate da 4.976

ha del 2002 (pari a 16% della superficie lagunare) a 2.476 ha del 2005 (pari a 8% della superficie lagunare) e la standing crops da 7.283 t del 2002 a 1.007 t del 2005. A fronte di questa diminuzione generalizzata delle coperture e delle biomasse su scala lagunare, in alcune aree storiche per la proliferazione, a partire dal 2006, e anche nel 2007 e nel 2008, si è assistito ad un incremento delle coperture e delle biomasse di *Ulva* da marzo a giugno, su livelli inferiori a quelli degli anni '80 (anche 20-25 kg/m²), ma superiori a quelli dell'ultimo decennio (massimo 2-3 kg/m²), con picchi che hanno raggiunto 10-15 kg/m² nella laguna centrale e Chioggia (Fig. 2).

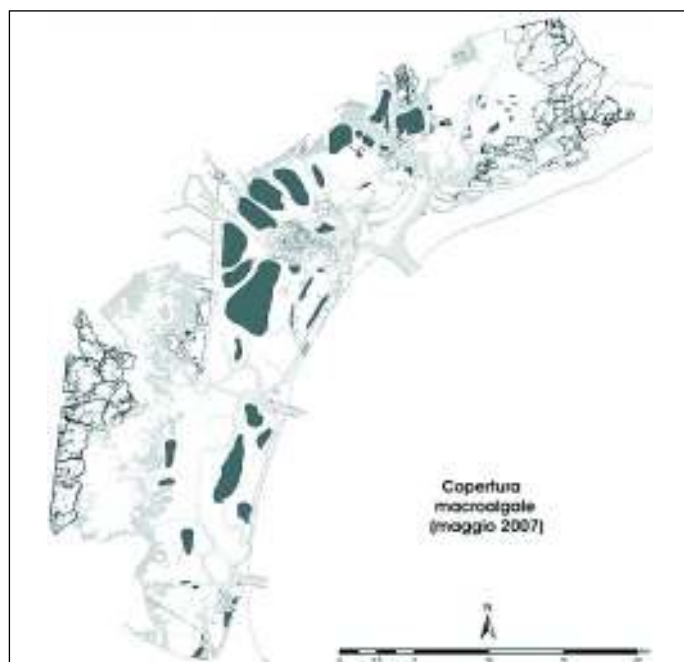


Figura 2: Mappa della distribuzione delle coperture ad Ulvales relativa al maggio 2007.

Con i dati raccolti nei due monitoraggi (2002 e 2006) sono stati calcolati gli indici macroalgali per ogni singola stazione, utilizzando per l'indice EEI i valori di ricoprimento delle specie suddivise nelle due categorie ecologiche e per gli indici E-MaQI e Rhodophyta/Chlorophyta il numero di specie (Fig. 3).

L'indice EEI identifica nel campionamento del 2002 un ESQ da moderato (76% delle st.) a buono-elevato (ambidue nel 12% delle st.) e nel campionamento del 2006 situazioni più diversificate dell'ESQ, che variano da cattivo (15% delle st.) ad elevato (10% delle st.), con la classe di qualità moderata che risulta la più frequente (63% delle st.).

L'indice E-MaQi individua nel campionamento del 2002 un ESQ da cattivo (1 % delle st.) ad elevato (40 % delle st.) e nel campionamento del 2006 situazioni di ESQ più diversificate, variando da cattiva (8 % delle st.) ad elevata (45 % delle st.) e buona (28 % delle st.).

L'indice R/C, che può essere equiparato ad un indice di stato trofico (dal momento che le Rhodophyta sono alghe preferenzialmente marine e le Chlorophyta eurialine e tolleranti a condizioni eutrofiche), identifica nel campionamento del 2002 un ESQ che varia da cattivo (13 % delle st.) ad elevato (9 % delle st.) con una prevalenza di condizioni scarse (29 % delle st.) e moderate (33 % delle st.); nel 2006 la frequenza delle cinque classi di ESQ è parimenti distribuita.

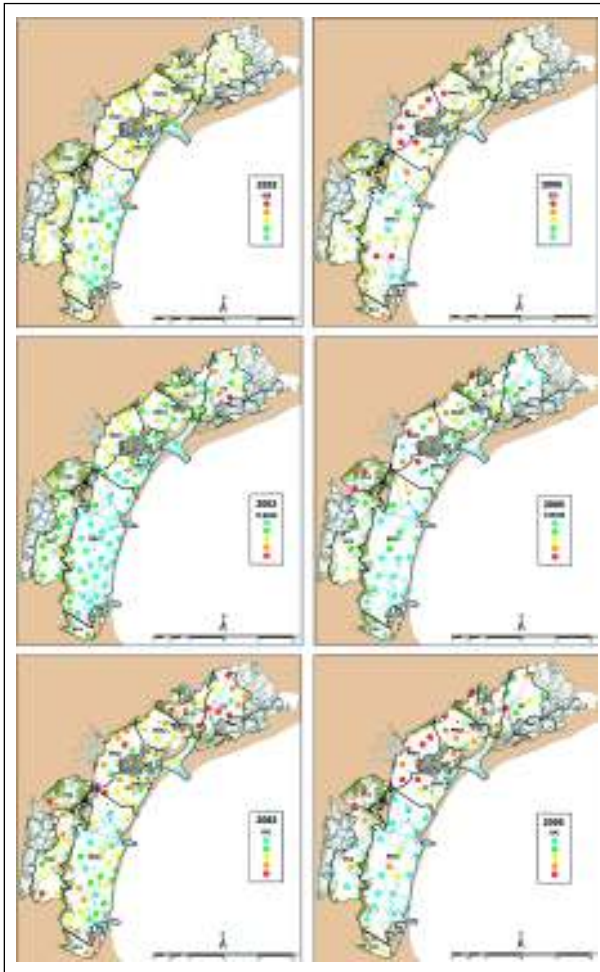


Figura 3: Indici fitobentonici considerati per la valutazione degli stati ecologici.

Discussione e conclusione

Il confronto con lavori di altri ambienti di transizione italiani (Cecere et al., 2009) indica che per ricchezza specifica la Laguna di Venezia è un ambiente estremamente ricco di habitat, costituendo in pratica un sistema di ecosistemi. Recenti aggiornamenti della flora macroalgale della Laguna, infatti, riportano come negli ultimi 20-30 anni, sui substrati coerenti ed incoerenti, siano stati segnalati 277-300 taxa (Sfriso & Curiel, 2007; Sfriso et al., 2009). Viene confermata la spiccata stagionalità della componente macroalgale rispetto alle fanerogame in quanto, nel monitoraggio del 2002 che ha incluso due stagioni di campionamento, è stato rilevato un maggior numero di specie (117) rispetto a quello condotto nella sola stagione primaverile (85) nel 2006. Ciò è in accordo con quanto proposto nei protocolli ISPRA (2008) che prevedono due stagioni di campionamento.

L'analisi dei descrittori funzionali (Tab. I e Fig. 1) non rileva sostanziali differenze tra il 2002 e il 2006, descrivendo uno stato ecologico della laguna simile e con due principali gradienti lungo i quali si osserva una graduale riduzione della biodiversità. Il primo, noto anche e soprattutto in relazione alle comunità zoobentoniche (Pearson & Rosenberg, 1978; Guelorget & Perthuisot, 1983), agisce dai litorali verso la gronda lagunare con una riduzione della biodiversità algale per il quale rivestono un ruolo determinante l'incremento dei tempi di residenza delle acque, la diminuzione della salinità e gli apporti di acque dolci che veicolano nutrienti e particolato sospeso. Il secondo gradiente è diretto dalla laguna sud verso la laguna nord, trova conferma nella distribuzione delle fanerogame marine (Rismondo et al., 2003), ed è dovuto alla minore antropizzazione della laguna sud, all'eutrofizzazione localizzata e non diffusa, al limitato impatto della pesca illegale del *Tapes* sp. (ostacolata dalle fanerogame marine) e alla funzionalità ecosistemica fornita dalla differenziazione morfologica, sedimentologica e batimetrica ancora esistente (bassifondi, velme, paludi, chiari, aree barenali, aree vallive). La presenza diffusa delle fanerogame marine, che svolge un importante "buffering role" (Duffy, 2006), contribuisce alla biodiversità macroalgale con la disponibilità di substrato (lamine fogliari), la riduzione della risospensione dei sedimenti e della torbidità delle acque. La pluralità di habitat, in primis quello delle fanerogame marine, conferisce probabilmente anche una maggiore resilienza alle pressioni esterne. Questo schema di differenziazione nei bacini lagunari si rileva anche dalla comunità zoobentonica (MAG.ACQUE & SELC, 2005b; Pranovi et al., 2007) e delle caratteristiche chimico-fisiche e trofiche della colonna d'acqua (Solidoro et al., 2004).

Tra il 2002 e il 2006 i valori della DQ indicano, in accordo anche con la mappatura delle specie responsabili delle proliferazioni algali del 2007 (Fig. 2), un incremento delle coperture soprattutto di *U. laetevirens*. Il ricoprimento totale, la biomassa e l'indice di Shannon evidenziano questa variazione mentre, al contrario, l'indice di Hurlbert (ES) rileva, a scala lagunare, un lieve incremento nel confronto tra le stagioni primaverili.

In accordo con i descrittori funzionali, l'indice EEI evidenzia nel campionamento del 2006 l'incremento della copertura delle specie eutrofiche (Figg. 1 e 3). Dal confronto tra i due periodi emerge come l'indice risenta soprattutto dalle coperture delle macrofite dominanti in laguna, le fanerogame marine e le specie eutrofiche (Ulvales). L'incremento di queste ultime nel 2006 determina una riduzione del ESQ in diverse stazioni. L'elevata frequenza di ESQ moderato (rispettivamente 76% e 63% delle stazioni nei due monitoraggi) deriva dal fatto che l'indice probabilmente sottostima dal punto di vista ecologico le condizioni di ridotta o di assenza di copertura delle macrofite, associandogli un livello di qualità che richiede per la WFD interventi di restoration. Condizioni di scarsa presenza di coperture (<30%) dove, però, non si manifestano condizioni anossiche e la funzionalità ecosistemica viene mantenuta, si sono avute di frequente sia nel 2002, a livello di stazioni (oltre il 70%) e di corpi idrici (9 su 10), sia nel 2006, a livello di stazioni (oltre il 50%) e di corpi idrici di gronda (PC2, PC3, PC4 e PNC2).

L'indice E-MaQI evidenzia un buon potere risolutivo nelle aree marinizzate dove le fanerogame marine contribuiscono ad elevare la biodiversità algale con specie anche di pregio ecologico. Rispetto ai descrittori funzionali esso coglie meno le variazioni avvenute tra il 2002 e il 2006 nella laguna centrale, evidenziando sempre nel 2006 una variabilità del ESQ a ridosso della gronda lagunare di Venezia con la presenza delle cinque classi ecologiche in un'area ecologicamente simile. L'indice, che tiene conto del numero di specie, sembra mostrare variabilità nell'ESQ nei siti in cui il numero delle specie è limitato (<10-20), condizione che si verifica frequentemente in questo ultimo decennio nei corpi idrici interni alla laguna, dove i fondali sono spesso nudi o privi di substrati che favoriscono la biodiversità. Il doppio campionamento del 2002, che permette di intercettare un maggior numero di specie, rende più stabile il valore dell'ESQ.

Anche l'indice R/C, basato sul rapporto del numero di specie, sembra risentire della problematica del basso numero di taxa. Se si tiene conto del fatto che il numero di taxa complessivo di Rhodophyceae e Chlorophyceae nelle zone più interne

o confinate della laguna può giungere anche a 2-5, è evidente che in queste situazioni estreme il valore dell'ESQ può variare anche di molto all'aumentare o al diminuire di 1-2 specie. Con valori così bassi del numero di specie l'ESQ espresso dell'indice appare quindi poco attendibile.

La presenza o meno di substrati coerenti artificiali, che favoriscono lo sviluppo di più specie, è un elemento di attenzione soprattutto per gli indici che tengono conto del numero delle specie (R/C e E-MaQI). La loro presenza o assenza nei corpi idrici (quasi assenti nella laguna nord e diffusi in quella centrale e sud per motivi antropici) è indipendente da fattori ecologici e può, infatti, determinare differenti giudizi dell'ESQ a seconda che vengano inclusi o meno nei campionamenti.

In relazione al numero di specie si rileva che nel 2002 il 35 % delle stazioni ha un numero di specie inferiore a 20 e nell'11 % inferiore a 10; nel monitoraggio del 2006, relativo ad un solo campionamento, la problematica si accentua in quanto il numero di specie inferiore a 20 si rileva nel 85 % delle stazioni e inferiore a 10 nel 38 %. A livello di corpi idrici il limitato numero di specie si presenta nel 2002 in almeno 4 corpi idrici (PNC2, PNC1, EC, PC4) e nel 2006 in quasi tutti, se la soglia è 20 specie e 3-4 (PNC2, PNC1, PC1, PC4), se la soglia è 10 specie.

Per ciò che riguarda il confronto diretto degli ESQ per le singole stazioni si rilevano differenze tra i tre indici. Nei rilievi del 2002 l'analisi a coppie tra gli indici rileva che le stazioni che hanno il medesimo ESQ variano dal 33 % (EEI e E-MaQI) al 13 % (E-MaQI e R/C), mentre nel campionamento del 2006 variano dal 35 % (E-MaQI e R/C) al 30 % (EEI e R/C). Considerando che WFD prevede la definizione dello stato di qualità a livello di corpi idrici e non al livello di stazioni o complessivo del corpo idrico, è stato condotto un confronto tenendo conto della suddivisione della laguna in 10 corpi idrici come proposto da ISPRA (2009). In questa analisi il valore del ESQ risulta simile solamente nel 40 % dei corpi idrici (EEI e E-MaQI; EEI e R/C) nei campionamenti del 2002 e nel 40 % dei corpi idrici (E-MaQI e R/C) nei campionamenti del 2006.

Considerando che la WFD pone particolare attenzione nel passaggio tra l'ESQ moderato e quello buono, poiché la identifica come soglia di interventi di *restoration*, sono stati confrontati gli stati ecologici espressi dagli indici a livello di stazioni e di corpi idrici.

L'EEI classifica come elevato/buono tra i due monitoraggi (2002/2006) il 24/13 % delle stazioni e come moderato/scarso/cattivo il 76/87 %, E-MaQI rispettivamente il 75/73 % e 25/27 %, mentre l'indice R/C il 24/40 % come elevato/buono e il 76/60 % come moderato/scarso/cattivo. Nel campionamento del 2002 in 5 corpi

idrici su 10 si verifica una differente valutazione tra gli indici (EEI e E-MaQI; E-MaQI e R/C) nella soglia moderato-buono e nel campionamento del 2006 in 3 corpi idrici su 10 (EEI e E-MaQI).

L'analisi delle matrici di correlazione dei valori dei tre indici per i corpi idrici rivela che la correlazione è statisticamente significativa ($p < 0,05$) solo nelle stazioni dei corpi idrici ENC1 e ENC2, dove le condizioni ecologiche sono ben definite ed interpretabili dagli indici (fanerogame marine per oltre il 90%), dal più elevato numero di specie medio per stazione (33,6-26,7 taxa nel 2002 e 16,6-16,7 taxa nel 2006) e dalla diversità specifica (ES 13,1-8,9 nel 2002 e 10,2-10 nel 2006) rispetto a quanto si rileva nei corpi idrici di gronda lagunare (PC2, PC4, PC1, PNC1, PNC2 ed EC). Qui, infatti, risultano quasi del tutto assenti le fanerogame marine, sono minori il numero di specie per stazione (25,0-10,9 nel 2002 e 11,4-5,0 nel 2006) e la diversità specifica (ES 6,5-2,7 nel 2002 e 7,2-2,5 nel 2006).

Una possibile sottostima della valutazione degli ESQ da parte degli indici algali nelle aree interne della laguna dove il numero di specie e le coperture sono inferiori rispetto alle aree più marinizzate, si rileva anche dal confronto con l'ESQ espresso dagli indici zoobentonici (AMBI e M-AMBI); questi ultimi, infatti, nel monitoraggio del 2002 e del 2006 attribuiscono alla laguna un ESQ elevato-buono e spostano la soglia dell'ESQ moderato solo alle stazioni veramente a ridosso della gronda lagunare (MAG.ACQUE & SELC, 2005b; Pranovi et al., 2007). Per gli indici zoobentonici solamente il 3% della stazioni ha condizioni scarse e nessuna ha condizioni cattive. Pranovi et al. (2007) segnalano al riguardo, però, problematiche di valutazione anche per gli indici zoobentonici, con possibili sovrastime delle condizioni ambientali se confrontati con i valori degli indici funzionali (Shannon e Average taxonomic distinctness, $\Delta+$).

L'impressione che si riceve dall'analisi degli indici algali è che al momento ci si trovi in una fase di «work-in-progress» e vi siano ancora aspetti da chiarire soprattutto nelle zone più interne o di gronda lagunare, in particolare in quelle di maggiore estensione (es. Laguna di Venezia e Grado Marano), dove, per la pluralità di habitat, alle differenti pressioni che agiscono possono corrispondere diversi livelli di resilienza del sistema. Tenendo conto che si possono verificare delle discrepanze nella valutazione dell'ESQ tra gli indici, appare al momento ragionevole, ai fini della WFD, implementare le valutazioni programmando monitoraggi con metodiche che permettano di assumere dati per applicare più indici macroalgali e più descrittori funzionali, al fine di disporre, nelle considerazioni finali, di più elementi per la caratterizzazione ecologica dei corpi idrici.

Bibliografia

- Ballesteros, E., Pinedo, S. & Arévalo, R. (2007) Comments on the development of new macroalgal indices to assess water quality within the Mediterranean Sea: A reply. *Marine Pollution Bulletin*, **54**, 628-630.
- Boudouresque, Ch. F. (1971) *Recherches de biométrie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale)*. Thèse Doct. Univ. Marseille Luminy.
- Cecere, E., Petrocelli, A., Izzo, G. & Sfriso, A. (2009) *Flora and vegetation of the Italian transitional water systems*. Spinea, Ed. CORILA, Multigraf, 278 pp.
- Curiel, D. (2009) *L'iperproliferazione delle macroalghe e il suo controllo*. In: Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova (Eds.) – Progetto MELa – Monitoraggio Ecosistema Lagunare, 28-37.
- Curiel, D. & Rismondo, A. (2008) *Do phytobenthic indices match? Venice Lagoon as a case study*. In: "The implementation of the Water Framework Directive (CE2000/60) in Italy: State of the art on benthic indicators and European experiences". International workshop. 29 Aprile 2008, Ferrara.
- Curiel, D., Rismondo, A., Bellemo, G. & Marzocchi, M. (2004) Macroalgal biomass and species variations in the lagoon of Venice (Italy, North Adriatic sea): 1981-1998. *Sci. Mar.*, **68**(1), 57-67.
- Curiel, D., Scatolin, M., Gentilin, S. & Marzocchi, M. (2004) Le macroalghe dei substrati duri delle isole della Laguna di Venezia. *Lavori Soc. ven. Sc. Nat.*, **29**, 47-57.
- Duffy, J. E. (2006) Biodiversity and functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, **311**, 233-250.
- Falace, A., Curiel, D. & Sfriso, F. (2009) Study of the macrophyte assemblages and application of phytobenthic indices to assess the Ecological Status of the Marano-Grado Lagoon (Italy). *Marine Ecology*, **30**, 480-494.
- Furnari, G., Giaccone, G., Cormaci, M., Alongi, G. & Serio, D. (2003) Biodiversità marina delle coste italiane: catalogo del macrofitobenthos. *Biol. Mar. Med.*, **10**, 1-484.
- Guelorget, O. & Perthuisot, J. P. (1983) *Lé Domaine paraliq: Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement*. Travaux du Laboratoire de Géologie. Presses de École Normale Supérieure. Paris, France.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2009) *AlgaeBase* version 4.2. World-wide electronic publication, National University of Ireland. Available at: www.algaebase.org.
- ISPRA (2009) *Implementazione della direttiva 2000/60/CE*. Classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici delle acque di transizione. Obiettivi di qualità. Marzo 2009. El-Pr-TW – Sistema di classificazione ecologica 05-01, 17 pp.
- ISPRA (2008) *Protocolli per il campionamento e la determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell'ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque di transizione*. Dicembre 2008. El-Pr-TW-Protocolli Monitoraggio-03.05. 34 pp.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA & SELC. (2005a) *Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale (2002-2005)*. Linea A. Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario Consorzio Venezia Nuova, 123 pp.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA & SELC. (2005b) *Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale (2002-2005)*. Linea C. Rilievo della distribuzione delle comunità bentoniche di substrato molle (macro e meiozoobenthos e macrofitobenthos) in Laguna di Venezia – Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova, 165 pp.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P. & Stamatis, N. (2003) An insight into the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, **3**, 27-33.
- Orfanidis, S. (2007) Comments on the development of new macroalgal indices to assess water quality within the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **54**, 626-627.

- Pranovi, F., Da Ponte, F. & Torricelli, P. (2007) Application of biotic indices and relationship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data. *Marine Pollution Bulletin*, **54**, 1607-1618.
- Pearson, T. H. & Rosenberg, R. (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. mar. Biol. A. Rev.*, **16**, 229-311.
- Rismondo, A., Curiel, D., Scarton, F., Mion, D. & Caniglia, G. (2003) *A New Seagrass Map for the Venice Lagoon*. Sixth Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEADCOAST 7-11 October 2003, Ravenna, Italy, Vol. 2, 843-852.
- Rismondo, A. & Curiel, D. (2006) *The use of bio-indicators for quality assessment in the transitional waters (the Lagoon of Venice)*. ECSA 41st International Congress, Venezia 15-20 October 2006.
- Sfriso, A., Facca, C. & Ghetti, P. F. (2009) Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia*, **617**, 117-141.
- Sfriso, A., La Rocca, B. & Godini, E. (2002) Inventario di taxa macroalgali in tre aree della laguna di Venezia a differente livello di trofia. *Lavori Soc. ven. Sc. Nat.*, **27**, 85-99.
- Sfriso, A. & Facca, C. (2007) Distribution and production of macrophytes in the lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia*, **577**, 71-85.
- Sfriso, A. & Curiel, D. (2007) Check-list of marine seaweeds recorded in the last 20 years in the Venice lagoon and comparison with the previous records. *Bot. Mar.*, **50**, 22-58.
- Sfriso, F., Curiel, D. & Rismondo, A. (2009) The Lagoon of Venice. In: Cecere E., Petrocelli A., Izzo G., Sfriso A. (Eds.), *Flora and vegetation of the Italian transitional water systems*. Spinea, Ed. CORILA, Multigraf, 17-80.
- Solidoro, C., Pastres, R., Cossarini, G. & Ciavatta, S. (2004) Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*, **51**, 7-18.

Comunità fluviali a macrofite: proposta preliminare di schema sintassonomico a scala nazionale

Macrophytes communities in running waters: preliminary proposal of sintassonomic scheme to national scale

Roberto Angius*, Giovanna Orrù & Maria Rita Minciardi

CR ENEA, Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura,
Strada per Crescentino 41, 13040 Saluggia (VC)
*roberto.angius@enea.it

Riassunto

Viene presentato un primo schema sintassonomico semplificato dei *syntaxa* identificati in letteratura; l'obiettivo è quello di schematizzare sommariamente le tipologie vegetazionali a macrofite dei principali corsi d'acqua italiani. L'applicazione della Direttiva 2000/60/CE Acque rende necessario definire le condizioni di riferimento attese per la biocenosi macrofite acquatiche nelle diverse tipologie fluviali. Sembra importante identificare e schematizzare a livello di *syntaxa* la biocenosi macrofite acquatiche per definire condizioni di riferimento attese a livello di mesoscala. Tale approccio può fornire utili strumenti per mettere a punto modalità di valutazione integrata dello stato ecologico attraverso l'uso delle macrofite acquatiche.

Parole chiave: macrofite, *syntaxa*, Direttiva 2000/60/CE

Abstract

A first simplified syntassonomic scheme of the *syntaxa* identified in scientific literature is introduced; the target is to outline highly summarizedly vegetational river macrophytes typologies for Italian region.

To enforce the Water Framework Directive 2000/60/CE has been necessary define reference conditions for Italian rivers and streams in all typologies.

It's important identify and organize at *syntaxa* level reference conditions for aquatic macrophyte communities at mesoscale level. Such approach represents an useful tool to formalize integrated evaluation methods to classify the ecological status of macrophytes communities.

Keywords: macrophytes, *syntaxa*, Directive 2000/60/CE

Introduzione

In relazione alla diversità e complessità fisionomico-strutturale assunta dalle comunità macrofitiche nei diversi ambienti fluviali (tipologie fluviali), sembra rilevante definire una prima schematica sistematizzazione delle diverse formazioni vegetali acquatiche e di greto definite dalla letteratura scientifica per il territorio italiano. Tale analisi è fondamentale per caratterizzare al meglio le comunità a scala nazionale. Lo studio ha comportato oltre all'acquisizione di informazioni bibliografiche a partire dall'inizio del secolo scorso, riferibili a lavori floristici, fitosociologici e genericamente di ecologia della vegetazione degli ambienti fluviali, l'analisi di dati derivanti dalle ricerche di campo, condotte negli ultimi 15 anni in varie regioni italiane.

Si propone, quindi, un primo schema sintassonomico che si riferisce, seppur in maniera semplificata alle diverse comunità vegetali acquatiche e di greto. I *syntaxa* sono stati presi in considerazione sino a livello fitosociologico di alleanza, considerata per lo scopo del lavoro, quale unità base fondamentale per una prima caratterizzazione ecologica delle comunità macrofitiche acquatiche degli ecosistemi fluviali.

Materiali e metodi

Questo studio ha riguardato la ricerca di materiale bibliografico specifico e generale, inerente non solo letteratura scientifica di ambito specificamente fitosociologico ed ecologico ma anche testi tecnico-applicativi per la caratterizzazione della vegetazione e, più in generale, degli ambienti fluviali acquatici e di greto; la ricerca si è avvalsa in primo luogo della banca dati del progetto Lisy della Società Italiana di Scienza della Vegetazione (<http://www.scienzadellavegetazione.it/siv/lisy/index.jsp>; Biondi et al., 1997; Aa. Vv., 2001, 2007), dei testi prodotti nell'ambito del progetto "CORINE biotopes manual" della Comunità Europea (Devillers et al., 1991), del Manuale di interpretazione degli Habitat europei (European Commission, 2007), del manuale per la gestione degli Habitat umidi francesi (Bensettiti et al., 2002) e del manuale italiano di interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE (<http://vnr.unipg.it/habitat>). Le problematiche inerenti i vari gruppi sintassonomici della vegetazione acquatica, di greto e degli ambienti umidi, come si è evinto dai dati di letteratura (Privitera, 1990; Brullo & Minissale, 1998; Venanzoni & Gigante, 2000; Biondi et al., 2004; Sburlino et al., 2004; Aleffi, 2008; Sburlino et al., 2008; Bagella et al., 2009), sono piuttosto complesse; pertanto si è ritenuto opportuno valutare in

modo critico, i vari *syntaxa*. Da un punto di vista nomenclaturale, per la sintassonomia, sono stati presi in considerazione i contributi sia specifici, sia generali di numerosi autori (Mucina et al., 1993; Molina, 1996; Mucina, 1997; Valachovič et al., 1997; Brullo & Minissale, op. cit.; Bardat et al., 2001; Rodwell et al., 2002; Müller & Otte, 2008; <http://www.tela-botanica.org>) anche se, per quanto possibile, si è preferito renderla conforme a quanto definito da Rivas-Martínez et al. (2001, 2002).

Risultati

Questo primo schema sintassonomico dei principali *syntaxa* caratterizzanti le comunità macrofitiche delle tipologie fluviali italiane, risulta composto da 16 classi di vegetazione, 33 ordini e 68 alleanze. La ricerca ha preso in considerazione oltre alla vegetazione della zona acquatica (alveo bagnato), più strettamente associabile alle comunità macrofitiche acquatiche, anche quella degli ambienti di greto la cui individuazione risulta utile per lo studio della zona sopracquatica (Holmes & Whittton, 1977; Haury et al., 1996; Minciardi et al., 2003).

La prima componente ha interessato la vegetazione dulciacquicola fontinale ed anfibia, distinguibile in vegetazione primo-colonizzatrice effimera e vegetazione elofitica e la vegetazione dulciacquicola flottante, sommersa e radicata, caratterizzante sia gli ambienti ad acque lentiche che lotiche.

La vegetazione di greto, invece, rappresentata da formazioni sinantropiche, di bordura, mantello e di prati antropizzati, pur non essendo caratterizzante direttamente la biocenosi macrofite acquatiche, ma avente interazioni dirette ed indirette con essa, viene presa in considerazione in quanto rappresentante di una componente ambientale comunque importante per la valutazione delle differenti tipologie fluviali italiane che dovrebbe essere valutata alla pari della biocenosi macrofitica, in quanto la sua alterazione fisionomico-strutturale, sinecologica e sincorologica porterebbe ulteriori informazioni per una corretta gestione di tali ambienti.

Nella stesura dello schema sintassonomico, di seguito riportato, si devono evidenziare alcune criticità. *In primis* la non completezza delle informazioni riportate, in quanto ci si è proposti di porre l'attenzione sulla necessità di realizzare un primo preliminare schema sintassonomico a scala nazionale, che voglia essere da base, anche critica, per porre l'attenzione sulla necessità di mettere ordine su un campo di ricerca ampio, ma che in genere vede informazioni frammentarie o caratterizzanti porzioni territoriali italiane spesso limitate.

Secondariamente, ma non per questo meno importante, è la scelta di aver definito un quadro sintassonomico basato essenzialmente sull'ecologia delle comunità (Rivas-Martínez et al., op. cit.), e non basato sul valore diagnostico ed il ruolo centrale che le forme di crescita dovrebbero avere specialmente nel guidare la strutturazione delle classi fitosociologiche delle comunità acquatiche. A tale proposito, si ricordano le proposte sintassonomiche di Den Hartog & Segal (1964), Den Hartog (1983), Wiebleg (1991) e Passarge (1996), in cui si esalta tale ruolo diagnostico delle forme di crescita.

***Charetea fragilis* Fukarek ex Krausch 1964**

Charetalia hispidae Sauer ex Krausch 1964

- *Charion canescentis* Krausch 1964
- *Charion fragilis* Krausch 1964
- *Charion vulgaris* (Krause ex Krause & Lang 1977) Krause 1981

Nitelletalia flexilis Krause 1969

- *Nitellion flexilis* Damska 1966
- *Nitellion syncarpo-tenuissimae* Krause 1969

***Lemnetea Tüxen* ex O. Bolòs & Masclans 1955**

Lemnetalia minoris Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955

- *Lemnion minoris* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955
- *Lemnion trisulcae* Den Hartog & Segal ex Tüxen & Schwabe in Tüxen 1974

Hydrocharitetalia Rübèl 1933

- *Hydrocharition* Rübèl 1933

Utricularietalia minoris Den Hartog & Segal 1964

- *Ceratophyllion demersi* Den Hartog & Segal ex Passarge 1996
- *Utricularion* Den Hartog & Segal 1964

***Potametea Klika* in Klika & V. Novák 1941**

Potametalia Koch 1926

- *Ranunculion fluitantis* Neuhäusl 1959
- *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957
- *Potamion* (Koch 1926) Libbert 1931
- *Ranunculion aquatilis* Passarge 1964
- *Zannichellion pedicellatae* Schaminée, Lanjouw & Schipper 1990 em. Pott 1992

***Bidentetea tripartitae* Tüxen, Lohmeyer et Preisling ex von Rochow 1951**

Bidentetalia tripartitae Br.-Bl. & Tüxen ex Klika & Hadač 1944

- *Bidention tripartitae* Nordhagen 1940
- *Chenopodion rubri* (Tüxen ex Poli & J. Tüxen 1960) Kopecký 1969

***Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946**

Isoetetalia Br.-Bl. 1936

- *Cicendio-Solenopsis laurentiae* Brullo & Minissale 1998
- *Isoetion* Br.-Bl. 1936
- *Preslion cervinae* Br.-Bl. ex Moor 1937

Nanocyperetalia flavescens Klika 1935

- *Verbenion supinae* Slavnic 1951
- *Nanocyperion flavescens* Koch ex Libbert 1933

***Isoeto-Littorelletea* Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937**

Littorelletalia Koch 1926

- *Eleocharition acicularis* Pietsch 1967
- *Hyperico elodis-Sparganion* Br.-Bl. & Tüxen ex Oberdorfer 1957
- *Littorellion uniflorae* Koch 1926

***Montio-Cardaminetea* Br.-Bl. & Tüxen ex Br.-Bl. 1948**

Montio-Cardaminetalia Pawłowski in Pawłowski, Sokolowski et Wallisch 1928

- *Caricion remotae* Kästner 1941
- *Cratoneurion commutati* Koch 1928
- *Cardamino-Montion* Br.-Bl. 1926 em. Zechmeister 1993
- *Dermatocarpion* Geissler 1976
- *Epilobio nutantis-Montion* Zechmeister 1993 (prob. presente)

***Platyhypnidio riparioidis-Fontinalietea antipyreticae* Philippi 1956**

Leptodictyetalia riparii Philippi 1956

- *Cinclidotion fontinaloidis* Philippi 1956
- *Fontinalion antipyreticae* Koch 1936
- *Platyhypnidion rusciiformis* Philippi 1956

Brachythecietalia plumosi Philippi 1956

- *Brachythecio rivularis-Racomitrium acicularis* Herzog 1943

Phragmito-Magnocaricetea Klika in Klika & V. Novák 1941

Nasturtio officinalis-Glycerietalia fluitantis Pignatti (1953) 1954

- *Nasturtion officinalis* Géhu & Géhu-Franck 1987
- *Glycerio fluitantis-Sparganion neglecti* Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942
- *Phalaridion arundinaceae* Kopecký 1961

Oenanthetalia aquatica Hejný in Kopecký & Hejný 1941

- *Oenanthion aquatica* Hejný ex Neuhäusl 1959

Phragmitetalia Koch 1926

- *Phragmition australis* Koch 1926
- *Magnocaricion elatae* Koch 1926
- *Caricion microcarpae* Gamisans 1975

Scirpetalia compacti Hejný in Holub, Hejný, Moravec & Neuhäusl 1967

corr. Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

- *Scirpion maritimi* Dahl & Hadač 1941

Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. & R. Tx. ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

Sphagnetalia magellanici Kästner & Flößner 1933 *nom. mut. propos. ex*

Steiner 1992

- *Sphagnion magellanici* Kästner & Flössner 1933 *em. Dierss.* 1975 *nom. mut. propos. ex* Steiner 1992

***Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (Nordh. 1936) Tüxen 1937 *nom. mut. propos. ex* Steiner 1992**

Caricetalia davallianae Br.-Bl. 1949

- *Caricion davallianae* Klika 1934
- *Caricion atrofusco-saxatilis* Nordhagen 1943

Caricetalia nigrae Koch 1926 *em.* Br.-Bl. 1949 *nom. mut. propos. ex* Steiner 1992

- *Caricion nigrae* Koch 1926 *em.* Klika 1934 *nom. mut. propos. ex* Steiner 1992

Scheuchzerietalia palustris Nordhagen 1936

- *Caricion lasiocarpae* Vanden Berghen in Lebrun, Noirfalise, Heinemann & Vanden Berghen 1949
- *Rhynchosporion albae* Koch 1926

***Utricularietea intermedio-minoris* Pietsch 1965**

Utricularietalia intermedio-minoris Pietsch 1965

- *Scorpidio-Utricularion minoris* Pietsch 1965
- *Sphagno cuspidati-Utricularion minoris* Th.Müll. & Görs 1960

***Artemisietea vulgaris* W. Lohmeyer, Preisling & Tüxen ex von Rochow 1951**

Artemisietalia vulgaris Lohmeyer in Tüxen 1947

- *Rumicion alpini* Rübel ex Klika in Klika & Hadač 1944

Agropyretalia repentis Oberdorfer, Müller et Görs in Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967

- *Convolvulo arvensis-Agropyron repentis* Görs 1966
- *Inulo viscosae-Agropyron repentis* Biondi & Allegrezza 1996
- *Dorycnion recti* Géhu & Biondi 1988

***Galio-Urticetea* Passarge ex Kopecký 1969**

Convolvuletalia sepium Tüxen ex Mucina 1993

- *Convolvulion sepium* Tüxen ex Oberdorfer 1957
- *Filipendulo ulmariae-Petasition* Br.-Bl. 1949

Galio aparines-Alliarietalia petiolatae Görs & Müller 1969

- *Aegopodion podagrariae* Tüxen 1967
- *Balloto-Conion maculati* Brullo in Brullo & Marcenó 1985

***Mulgedio-Aconitetea* Hadač & Klika in Klika 1948**

Adenostyletalia Br.-Bl. 1930

- *Adenostylion alliariae* Br.-Bl. 1926

***Molinio-Arrhenatheretea* Tüxen 1937**

Paspalo-Eleochloetalia Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

- *Paspalo distichi-Agrostion verticillatae* Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

Plantaginetalia majoris Tüxen & Preisling in Tüxen 1950

- *Cnidion dubii* Bal.-Tul. 1966
- *Mentho-Juncion inflexi* De Focault 1984
- *Potentillion anserinae* R. Tüxen 1947

Arrhenatheretalia Tüxen 1931

- *Cynosurion cristati* Tüxen 1947

Holoschoenetalia vulgaris Br.-Bl. ex Tchou 1948

- *Molinio arundinaceae-Holoschoenion vulgaris* Br.-Bl. ex Tchou 1948

Molinietalia caeruleae Koch 1926

- *Calthion palustris* Tüxen 1937
- *Juncion acutiflori* Br.-Bl. in Br.-Bl. & Tüxen 1952
- *Molinion caeruleae* Koch 1926
- *Deschampsion cespitosae* (Horvatič 1930) Soó 1971

Discussione

La necessità di correlare, relativamente agli habitat fluviali acquatici e di greto, ricerche ecologiche quali-quantitative effettuate negli ultimi decenni sulla biocenosi macrofittica italiana (Minciardi & Rossi, 2001; Azzollini et al., 2003, 2009; Minciardi et al., 2003; Morgana et al., 2005; ARPAV, 2008; ARPA Sicilia, 2008; Mezzotero et al., 2009; Minciardi et al., in stampa, a), a conoscenze consolidate derivanti da altre discipline ambientali quali, in particolare, la fitosociologia, ha portato alla realizzazione di questo primo schema sintassonomico relativo ai più significativi habitat delle diverse tipologie fluviali italiane. Si è scelto di privilegiare, quale livello gerarchico di indagine, l'alleanza. L'analisi a livello di associazione esula dagli obiettivi e dallo scopo di questo lavoro; si è ritenuto, infatti, che per una prima caratterizzazione e valutazione ecosistemica delle comunità fluviali, l'alleanza possa essere considerata ideale per un confronto ed una correlazione con le ricerche ecologiche quali-quantitative in precedenza citate e con i differenti indici macrofittici applicati.

In particolare, lo studio è finalizzato a definire, attraverso la schematizzazione in *syntaxa*, le tipologie di mesohabitat attesi per le diverse tipologie fluviali.

Le metodologie di analisi della biocenosi macrofite acquatiche (AFNOR, 2003; CEN, 2003; Minciardi et al., 2003; Schneider & Melzer, 2003; Haury et al., 1996, 2000, 2006; Gerbaz et al., 2005; Chauvin et al., 2006; APAT, 2007; Minciardi et al., 2009b) pur presentando affinità applicative con il rilievo fitosociologico (Braun-Blanquet, 1965), nella maggior parte dei casi, non sono direttamente assimilabili ad esso.

Infatti il rilievo macrofittico è un rilievo quali-quantitativo che, così come attualmente normato, al contrario del rilievo fitosociologico, prende in considerazione tutte le comunità vegetali presenti nel tratto fluviale della stazione di indagine.

Le indagini sulla componente macrofittica dei corsi d'acqua si orientano sin dalla seconda metà del secolo scorso verso la definizione di metodologie finalizzate alla valutazione dello stato trofico, la cui alterazione sembra possa essere sottostimata da altre comunità acquatiche, tra cui in particolare i macroinvertebrati bentonici (Kelly & Whitton, 1995; Robach et al., 1996). Le macrofite non forniscono solo indicazioni precise sullo stato trofico del sistema; la complessità delle funzioni ecologiche che tale comunità svolge la pone quale ideale bioindicatore ecosistemico (Kelly & Whitton, op.cit.; Haury et al. 1996; Minciardi et al., in stampa, a) essendo, tra l'altro, quale comunità autotrofa, alla base delle catene alimentari ed essendo fondamentale comunità edificatrice degli habitat acquatici.

In questa nuova ottica si pone, quindi, la necessità di affiancare a metriche di valutazione dello stato trofico anche metriche di valutazione della componente macrofittica che consentano una valutazione integrata dello stato ecologico della comunità in termini di struttura, composizione e diversità attese.

La definizione delle condizioni di riferimento deve essere effettuata attraverso un approccio tipo specifico, ovvero attraverso l'individuazione di comunità/metriche riferibili specificamente alle diverse tipologie fluviali.

Le tipologie fluviali devono essere necessariamente individuate per l'applicazione della Direttiva Acque; in Italia il processo di tipizzazione ha condotto alla definizione di idroecoregioni ed, al loro interno, di diverse tipologie fluviali suddivise essenzialmente in termini di taglia e di idrologia dei corsi d'acqua (Buffagni et al., 2006; Wasson et al., 2006).

La ricerca delle condizioni/comunità di riferimento per quelle tipologie per cui è ancora possibile rinvenire siti di riferimento, ovvero siti in cui è in prima approssimazione assente il disturbo antropico, può essere effettuata attraverso la caratterizzazione delle comunità in tali siti; però, in territori antropizzati quali quello italiano, risulta molto difficile, se non impossibile, trovare per buona parte delle tipologie fluviali stazioni esenti da pressioni.

Unitamente alla ricerca di dati storici, per la comunità delle macrofite acquatiche è possibile fare riferimento anche alle conoscenze di tipo fitosociologico che sono una fonte di informazione molto potente, almeno per la porzione fanerogamica della biocenosi macrofite acquatiche, per delineare e sistematizzare, almeno a mesoscala, le tipologie di comunità che possono ritenersi "attese" a livello dei corsi d'acqua del nostro paese.

La definizione delle comunità attese è fondamentale per la descrizione di una metrica che si riferisca esplicitamente alla strutturazione a livello di mesoscala della

stazione di indagine e, nel contempo, risulta sommamente utile anche nella definizione dell'atteso relativamente ad altre metriche di valutazione (Minciardi et al., 2009, Minciardi et al., in stampa, a, b).

La scelta di un sistema gerarchico che si limiti al livello di alleanza è ispirata dalla necessità di distinguere, non tanto specifiche comunità vegetali, quanto categorie ambientali confrontabili per condizioni ecologiche, fitogeografiche e strutturali, che permettano una lettura speditiva degli habitat e che possano essere paragonabili nell'ambito delle diverse tipologie fluviali (Buffagni et al., op. cit.) che possono essere raggruppate in "macrotipologie" (Minciardi et al., 2009b; Minciardi et al., in stampa, b).

La ricerca e la redazione di questo primo schema sintassonomico pur essendo prioritariamente motivata dalla necessità di contribuire alla definizione delle comunità attese di macrofite acquatiche vuole essere un contributo alla sistematizzazione delle conoscenze relative alla vegetazione degli ambienti fluviali. La caratteristica strutturazione in ecomosaico della vegetazione degli ambienti fluviali rende difficile disgiungere nettamente i diversi ambiti fluviali: per tale motivo, in questo primo lavoro sono stati considerati sia gli ambienti acquatici sia quelli di greto e, in un secondo tempo, si intende considerare anche gli ambienti più schiettamente ripari.

Bibliografia

- Aa. Vv. (2001) Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana (1994-1999). *Fitosociologia*, **38** (2), Suppl. 1.
- Aa. Vv. (2007) Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana (2000-2004). *Fitosociologia*, **44**(1), Suppl. 1.
- AFNOR (2003) *Qualité de l'eau: Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière* (IBMR) – NF T 90-395.
- Aleffi, M. (2008) *Biologia ed ecologia delle briofite*. Antonio Delfino Editore, Roma.
- 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.
- ARPAV (2008) *PROGETTO BIO60 Attività propedeutiche all'implementazione della Direttiva 2000/60/CE*.
- ARPA Sicilia (2008) *Attività di caratterizzazione dei corpi idrici, elaborazione del Piano regionale di monitoraggio dei corpi idrici con l'implementazione e l'integrazione delle relative reti di monitoraggio*. P.O.R. Sicilia 2000/2006, Misura 1.01.
- 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.
- Azzollini, R., Gerbaz, D., Sara, I., Vicquery, L., Spada, C. D. & Minciardi, M. R. (2009) *Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio di corsi d'acqua alpini. Le applicazioni in Valle d'Aosta*. In: Bottarin, R., Schirpke, U. & Tappeiner, U. (eds.) *Dalle Vette Alpine alle Profondità Marine*. EURAC Research, XIX Congresso S.It.E. – Bolzano.
- Bagella, S., Caria, M. C., Farris, E. & Filigheddu, R. (2009) Phytosociological analysis in Sardinian Mediterranean temporary wet habitats. *Fitosociologia*, **46**(1), 11-26.
- Bardat, J., Bioret, F., Botineau, M., Bouillet, V., Delpech, R., Géhu, J.-M., Haury, J., Lacoste, A., Rameau, J. C., Royer, J. M., Roux, G. & Touffet, J. (2001) *Prodrome des végétations de France*. Available at: <http://habitats-naturels.fr/prodrome-des-vegetations.html>.
- Bensettiti, F., Gaudillat, V., Haury, J., Barbier, B. & Peschadour, F. (coord.) (2002) *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 – Habitats humides*. MATE/ MAP/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris.
- Biondi, E., Bracco, F. & Nola, P. (1997) Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana. *Fitosociologia*, **33**.
- Biondi, E., Vagge, I., Baldoni, M. & Taffetani, F. (2004) Biodiversità fitocenotica e paesaggistica dei fiumi dell'Italia centro-settentrionale: aspetti fitosociologici e sinfitosociologici. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, **80**, 13-21.
- Braun-Blanquet, J. (1965) *Plant sociology. The study of plant community*. Hafner Publishing Company, New York and London.
- Brullo, S. & Minissale, P. (1998) Considerazioni sintassonomiche sulla classe Isoeto-Nanojuncetea. *Itinera Geobotanica*, **11**, 263-290.
- Buffagni, A., Munafo, 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/CE*. IRSA-CNR Notiziario del Metodi Analitici, **1**, 2-19.
- CEN (2003) *Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water*. EN 14184.
- Chauvin, C., Haury, J., Peltre, M. C., Laplace-Treytoure, C., Breugnot, E. & Dutartre, A. (2006) *Évaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique*. In: Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux. Paris, Mai 2006.

- European Commission, DG Environment, Nature and Biodiversity (2007) *Interpretation manual of European Union Habitat* – Versione EUR 27. Office for official publications of the European Communities, Brussels.
- Den Hartog, C. (1983) Synecological classification of aquatic plant communities. *Coll. Phytosoc.*, **10**, 171-182.
- Den Hartog, C. & Segal, S. (1964) A new classification of the water-plant communities. *Acta Bot. Neerl.*, **13**, 367-393.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J. & Ledant, J. P. (eds) (1991) *CORINE biotopes manual. Habitat of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation.* EUR 12587/3 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Gerbaz, D., Minciardi, M. R. & Rossi, G. L. (2005) *Applicazione integrata di metodologie di monitoraggio in ambiente fluviale.* Terza Relazione sullo Stato dell'Ambiente in Valle d'Aosta. – ARPA Valle d'Aosta: 120-125.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Thiébaud, 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.* UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM. Phytocologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie.
- 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**(4), 233-244.
- Haury, J., Peltre, M. C., Tremolieres, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treytore, 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. & 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. & Whitton, B. A. (1995) Workshop: "Plants for monitoring rivers" Durham, 26-27 September 1994. National Rivers Authority.
- 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**, 1-6.
- Minciardi, M. R., Azzollini, R., Rossi, G. L. & Spada C. D. (2009a) *Le macrofite acquatiche nei corsi d'acqua. Proposta di metriche ecologiche di valutazione.* In: Bottarin, R., Schirpke, U. & Tappeiner, U. (eds.) Dalle Vette Alpine alle Profondità Marine. EURAC Research, XIX Congresso S.It.E. – Bolzano.
- Minciardi, M. R., Azzollini, R. & Spada, D. (in stampa, a). *Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive.* In: Atti del XVIII Congresso Nazionale S.It.E "Ecologia, Emergenza, Pianificazione", Parma 1-3 settembre 2008 – *Biologia Ambientale*.
- Minciardi, M. R., Spada, C. D., Rossi, G. L., Angius, R. & Orrù, G. (in stampa, b) *Prima individuazione delle condizioni di riferimento relative alla comunità delle macrofite acquatiche per la classificazione dei corsi d'acqua ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque.* Rapporto Tecnico ENEA.
- 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.
- 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.
- Minciardi, M. R., Spada, D., Rossi, G. L., Angius, R., Orrù, G., Mancini, L., Pace, G., Marcheggiani, S. & Puccinelli, C. (2009b) *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche.* Rapporto Tecnico ENEA-BAS, 23.
- Molina, J. A. (1996) Sobre la vegetación de los humedales de la Península Ibérica (1. Phragmiti-Magnocaricetea). *Lazaroo*, **16**, 27-88.
- Morgana, J., Betta, G., Minciardi, M. R., Prato, S., Rosa, S. & Naviglio, L. (2005) La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*, **24**(1-2), 21-32.

- Mucina, L. (1997) Conspectus of classes of European vegetation. *Folia Geobot. Phytotax.*, **32**, 117-172.
- Mucina, L., Grabherr, G., Wallnöfer, S. & Ellmayer, T. (1993) *Die Pflanzengesellschaften Österreichs* (Teil I: „Anthropogene Vegetation“, Teil II: „Natürliche waldfreie Vegetation“). Gustav Fischer. Stuttgart.
- Müller, F. & Otte, V. (2008) *Moos- & Flechtengesellschaften: Verzeichnis und Rote Liste der Moos und Flechtengesellschaften Sachsens*. Landesamt für Umwelt und Geologie, Freistaat Sachsen.
- Passarge, H. (1996) *Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands. I. Hydro-und Therophytosa*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart.
- Poldini, L. & Sbrulino, G. (2005) Terminologia fitosociologica essenziale. *Fitosociologia*, **42**(1), 57-69.
- Privitera, M. (1990) La classe Platyhypnidio-Fontinaletea antipyreticae Philippi 1956 in Sicilia. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, **23**, 337-354.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Izco, J., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, M. & Penas, Á. (2002) Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobot.*, **15**(1-2), 5-922.
- Rivas-Martínez, S., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, M. & Penas, Á. (2001) Syntaxonomical checklist of Spain & Portugal to association level. *Itinera Geobot.*, **14**, 1-300.
- Robach, F., Thiébaud, 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.
- Rodwell, J. S., Shaminée, J. H. J., Mucina, L., Pignatti, S., Dring, J. & Moss, D. (2002) *The Diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats*. Wageningen, NL. EC-LNV. Report EC-LNV, **054**.
- Sbrulino, G., Tomasella, M., Oriolo, G. & Poldini, L. (2004) La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 1-La classe Lemneta Tüxen ex O. Bolòs et Masclans 1955. *Fitosociologia*, **41**(1), 27-42.
- Sbrulino, G., Tomasella, M., Oriolo, G., Poldini, L. & Bracco, F. (2008) La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 2-La classe Potametea Klika in Klika et V. Novák 1941. *Fitosociologia*, **45**(2), 3-40.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003) The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. of Hydrobiol.*, **88**, 49-67.
- Valachovič, M., Dierssen, K., Dimopoulos, P., Hadač, E., Loidi, J., Mucina, L., Rossi, G., Valle Tendero, F. & Tomaselli, M. (1997) The vegetation on screes – a synopsis of higher syntaxa in Europe. *Folia Geobot. Phytotax.*, **32**, 173-192.
- Venanzoni, R. & Gigante, D. (2000) Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). *Fitosociologia*, **37**(2), 13-63.
- Wasson, J. G., Garcia Bautista, A., Chandresis, A., Pella, H., Armanini, D. G. & Buffagni, A. (2006) Approccio delle idro-ecoregioni europee e tipologia fluviale in Francia per la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/EC). IRSA-CNR *Notiziario del Metodi Analitici*, **1**, 20-38.
- Wiebleg, G. (1991) Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia*, **11**, 135-147.

Regolazione dei flussi acqua-atmosfera di CO₂ e CH₄ in un letto di Nuphar luteum

Regulation of CO₂ and CH₄ water-air fluxes within a Nuphar luteum meadow

Cristina Ribaudo*, Daniele Longhi, Marco Bartoli & Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Via G. P. Usberti 33/A, 43100 Parma

*cririb@yahoo.it

Abstract

Gli ambienti acquatici naturali possono essere sink o source di gas serra in ragione dei rapporti tra il carbonio fissato ed il carbonio rigenerato; tali rapporti mutano su scale temporali variabili da poche ore a pochi anni e sono modulati da fattori come la temperatura e l'attività delle componenti autotrofe ed eterotrofe. Nelle zone umide di pianura la vegetazione macrofittica può simultaneamente inibire o stimolare l'emissione di gas serra dai sedimenti all'atmosfera attraverso la fissazione in biomassa, il trasporto di ossigeno alla rizosfera ed il network di lacune presenti in foglie, fusti e radici. In questo lavoro sono presentati i risultati relativi agli scambi di gas (CO₂ e CH₄) tra l'acqua e l'atmosfera in una palude colonizzata dalla rizofita a foglia galleggiante *Nuphar luteum*.

Le misure, basate su brevi incubazioni alla luce e al buio, sono state effettuate durante il corso del 2008 e del 2009, ed hanno interessato porzioni vegetate e non. Contestualmente agli scambi dei gas sono state misurate le concentrazioni di O₂, CH₄ e CO₂ nell'acqua superficiale.

I flussi di CH₄ presentano valori positivi sia per la superficie vegetata che per il controllo; i flussi di CO₂ mostrano invece differenze significative in presenza e assenza di *N. luteum*. L'assimilazione di CO₂ da parte di *N. luteum* è funzione dell'intensità luminosa e sembra essere fortemente regolata dall'apertura stomatica. Le misure in acqua rivelano una condizione di deficit di ossigeno e sovrassaturazione in metano e in anidride carbonica, ad indicare elevati tassi di mineralizzazione della materia organica. Il sito indagato emette al netto gas serra verso l'atmosfera; la presenza di *N. luteum*, nella fase luminosa, attenua in modo significativo l'emissione di CO₂ o addirittura determina l'inversione del flusso. La fissazione di CO₂ non è in ogni caso sufficiente a contrastare il bilancio radiativo del sito dovuto alle emissioni di CH₄.

Introduzione

Il bilancio del carbonio negli ambienti acquatici è strettamente dipendente dall'equilibrio tra la fissazione dell'anidride carbonica da parte dei produttori primari e le respirazioni batteriche a livello della colonna d'acqua e dei sedimenti. Le zone umide costituiscono l'ambiente ideale al sequestro di carbonio: gli elevati tassi di produzione primaria e la tipologia di vegetazione contribuiscono infatti alla fissazione di grandi quantità di carbonio sotto forma di materia organica recalcitrante che si accumula a livello dei sedimenti. L'elevata disponibilità di sostanza organica favorisce a sua volta i processi batterici che determinano il consumo dell'ossigeno e l'instaurarsi di condizioni anossiche al di sotto dell'interfaccia acqua-sedimento. In questo contesto, pur prevalendo al netto il sequestro di carbonio, sussistono dei processi di mineralizzazione della sostanza organica di tipo anaerobico, che liberano metano in colonna d'acqua (Whiting & Chanton, 2001). Diversi studi affrontano attualmente il tema delle emissioni di metano da zone umide in tutti i continenti (Beeman & Sufita, 1990; Singh et al., 2000; Le Mer & Roger, 2001; Ding & Cai, 2007 e riferimenti all'interno); ciononostante, le stime a livello globale mostrano ancora molte incertezze a causa della mancanza di dati per molte aree geografiche; inoltre le misure di emissione spesso non considerano la variabilità delle stesse in relazione alla tipologia di vegetazione, al clima e alla topografia. Diversi studi di tipo meccanicistico hanno dimostrato che l'altezza della falda superficiale, la temperatura e la turbolenza dell'acqua sono i fattori fisici determinanti le emissioni di metano dagli ecosistemi acquatici (Segers, 1998; Ding et al., 2003 e riferimenti all'interno), mentre, tra i fattori biologici, appare sempre più evidente come la tipologia vegetale presente nel sito sia decisiva nel determinare diversi gradi di emissione verso l'atmosfera (Kankaala et al., 2003). La vegetazione delle zone umide presenta vari adattamenti per fronteggiare l'anossia dei sedimenti dovuta alla saturazione dei suoli e alle intense attività batteriche: in generale si tratta di meccanismi che tendono a trasportare ossigeno dall'atmosfera verso le radici e ad espellere in direzione opposta i metaboliti (anidride carbonica) ed i composti tossici per le radici (metano). Questi processi sono generalmente regolati da meccanismi di pressurizzazione interna, dipendenti dall'apertura stomatica delle parti apogee delle piante (Dacey, 1980; Armstrong & Armstrong, 1988; Brix et al., 1992): fluttuazioni giornaliere nella radiazione solare, temperatura dell'aria e umidità relativa determinano quindi cambiamenti a breve termine nel meccanismo di pressurizzazione, che provoca emissioni maggiori di metano durante il giorno rispetto alle ore notturne, quando i flussi sono esclusivamente imputabili

alla componente diffusiva (van der Nat & Middelburg, 1998; Käki et al., 2001). Il presente studio mira ad individuare pattern giornalieri di emissione di gas serra (CO₂ e CH₄) all'interno di un sito colonizzato da *Nuphar luteum* e ad evidenziare il ruolo del parenchima aerifero nel trasporto di gas verso l'atmosfera.

Materiali e metodi

Il presente studio è stato effettuato all'interno della Riserva Naturale Paludi del Busatello, una piccola zona umida situata al confine tra le regioni Lombardia e Veneto, circa 40 km a sud di Verona e 25 km ad est di Mantova (Italia). All'interno della riserva si estendono ampie praterie di *N. luteum*, rizofita a foglia galleggiante che presenta un periodo vegetativo compreso tra aprile e settembre. Lo studio, ancora in corso, fa parte di un progetto biennale che prevede misure di campo in corrispondenza delle diverse fasi vegetative della macrofita (crescita iniziale, massimo sviluppo, senescenza). Di seguito vengono riportati i risultati relativi alle misure realizzate nel corso delle prime 4 campagne di campionamento: luglio, agosto e settembre 2008 e maggio 2009. Nel corso di ogni campagna di campionamento sono stati misurati su base giornaliera (misure ripetute ogni 3 ore nell'arco orario compreso tra le 5 e le 24) i flussi acqua-atmosfera di CO₂ e CH₄ mediante incubazioni con camere galleggianti in plexiglas trasparente (area di base: 80 x 80 cm, volume interno: 0,128 m³). Nel corso di ogni incubazione due camere sono state adagiate sul letto vegetato e una su acqua priva di vegetazione (sito di controllo). Da ciascuna camera i campioni gassosi sono stati prelevati al momento della deposizione e dopo 3, 6 e 10 minuti (4 prelievi per ciascuna incubazione) tramite una siringa in plastica (60 ml) collegata ad un tubo di prelievo. Immediatamente dopo il prelievo il campione gassoso è stato trasferito (flussando l'intero volume della siringa) in un bocchetto in vetro con tappo a tenuta di gas (Exetainer Labco, capienza 12 ml) che è stato quindi riposto al buio in un box refrigerato. In corrispondenza di ogni orario di incubazione sono stati inoltre prelevati campioni di acqua per la misura delle concentrazioni dei gas disciolti, sia in prossimità del letto vegetato che del sito di controllo. Per ciascun sito i prelievi sono avvenuti al di sotto del pelo libero dell'acqua e in prossimità del fondo (~ 1 m) tramite tubi di gomma fissati ad un'asta conficcata nel sedimento. A partire dalle concentrazioni dei gas (misura di CO₂ tramite Thermofinnigan Trace GC – TCD e del CH₄ tramite Fisons 9000 – FID) misurate per ogni prelievo, è stata ricavata una retta di regressione per ciascuna incubazione, la cui pendenza è stata

utilizzata, in quanto espressione della variazione della concentrazione nel tempo, per il calcolo dei flussi, secondo la seguente formula:

$$F = \frac{dC}{dt} \times \frac{V}{S}$$

dove F è il flusso espresso in $\text{mmol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, dC/dt la variazione della concentrazione del gas nel corso dell'incubazione, V il volume interno della camera galleggiante e S la superficie d'acqua compresa all'interno della camera.

In corrispondenza di ogni incubazione è stata misurata la temperatura dell'acqua e il pH; un sottocampione d'acqua è stato trasferito in Exetainer e fissato con i reagenti Winkler per la titolazione dell'ossigeno disciolto (A.P.H.A., 1981), mentre un altro sottocampione è stato filtrato e trasferito in Exetainer per la successiva titolazione potenziometrica del carbonio inorganico disciolto (DIC) (Anderson et al., 1986) e per il retro calcolo della CO_2 disciolta in base al pH misurato in campo. Per la misura del CH_4 disciolto in acqua è stata applicata la metodica dello spazio di testa: il campione acquoso (600 ml) è stato travasato in una bottiglia scura in vetro (1100 ml) e agitato per almeno 30 secondi. Dallo spazio di testa è stato quindi prelevato un campione gassoso (60 ml) che immediatamente è stato trasferito in un Exetainer. Tutti i campioni sono stati immediatamente posti al buio in un box refrigerato.

Le variazioni dell'intensità luminosa sono state monitorate per mezzo di un luxmetro da campo (Delta OHM, mod HD9021), con misure ripetute ogni 10 minuti durante l'arco di tutta la giornata e ogni 2 minuti durante il corso delle incubazioni. Per il calcolo della concentrazione di CH_4 in acqua si è partiti dall'analisi gascromatografica del campione gassoso, che ha restituito una misura della pressione parziale del gas all'interno dello spazio di testa della bottiglia. Assumendo che a seguito dell'agitazione il gas si sia equilibrato fra le due fasi secondo la legge di Henry, dalla pressione parziale del gas nello spazio di testa è stata calcolata la corrispondente concentrazione in acqua, tenendo conto anche della temperatura della stessa al momento dell'agitazione per il calcolo della costante di Henry. Le concentrazioni dei gas disciolti in acqua (O_2 , CO_2 e CH_4) sono state confrontate con quelle teoriche (ottenute tramite la costante di Henry e la temperatura dell'acqua) per il calcolo della saturazione percentuale di ciascun gas.

Risultati

Saturazione dei gas disciolti in acqua

In figura 1 sono riportati i dati relativi alle condizioni di ossigenazione della colonna d'acqua nelle due stazioni: le concentrazioni sono state trasformate in valori di saturazione per normalizzare i dati rispetto alla temperatura dell'acqua e permettere un confronto diretto tra stagioni diverse. Considerando l'intero pool di dati è possibile notare come la colonna d'acqua si presenti per la maggior parte della giornata in condizioni di sottosaturazione in entrambe le stazioni. In generale, nel sito vegetato da *N. luteum* sono state evidenziate delle leggere differenze di ossigenazione tra fondo e superficie, con valori di ossigeno disciolto sul fondo che delineano condizioni di ipossia. Le differenze tra i tenori di saturazione dell'ossigeno tra i siti vegetato e non vegetato non sono significative, mentre i valori in prossimità del fondo sono minori rispetto a quelli misurati in superficie (ANOVA, $p < 0,01$). L'evoluzione dell'ossigeno disciolto è inoltre fortemente dipendente dalla temperatura dell'acqua (ANOVA, $p < 0,01$).

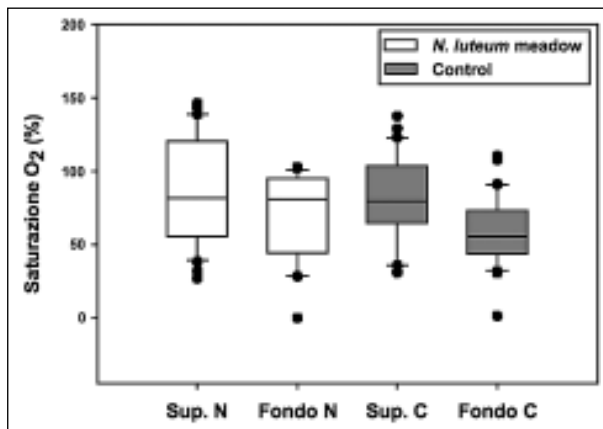


Figura 1: Sono riportate le saturazioni percentuali dell'ossigeno disciolto misurate in superficie e sul fondo nelle due stazioni monitorate, con e senza *N. luteum*. I box plot integrano 56 prelievi effettuati nel sito vegetato e 45 prelievi effettuati nel sito di controllo.

In figura 2 sono riportati i dati relativi alla saturazione dell'anidride carbonica disciolta in colonna d'acqua misurati nel sito colonizzato da *N. luteum* e nel sito libero da vegetazione, in superficie e sul fondo. La colonna d'acqua dei due siti presenta costantemente condizioni di sovrassaturazione; esistono però delle differenze sostanziali negli andamenti giornalieri. Nel sito libero da vegetazione, al contrario, la concentrazione della CO₂ disciolta non mostra un andamento giornaliero; i valori risultano comunque significativamente differenti tra superficie e fondo e tra date di campionamento (ANOVA, $p < 0,01$).

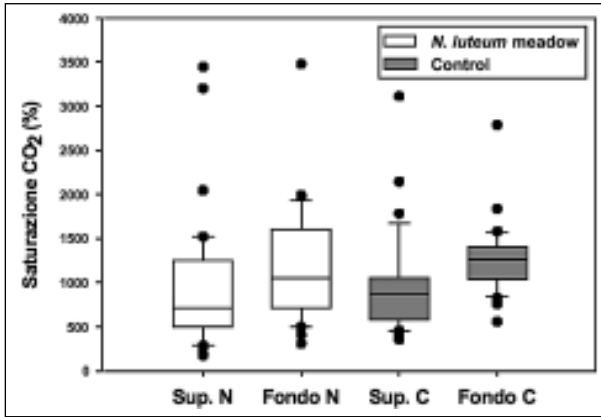


Figura 2: Sono riportate le saturazioni percentuali dell'anidride carbonica disciolta misurate in superficie e sul fondo nelle due stazioni monitorate, con e senza *N. luteum*. I box plot integrano 56 prelievi effettuati nel sito vegetato e 45 prelievi effettuati nel sito di controllo.

In figura 3 sono riportati i dati relativi alla concentrazione del metano disciolto in colonna d'acqua misurati sul letto di *N. luteum* e nel sito libero da vegetazione. La colonna d'acqua si trova in entrambi i siti in condizioni di estrema sovrassaturazione: nel sito vegetato da *N. luteum* non appaiono particolari differenze tra superficie e fondo; nel sito privo di vegetazione la variabilità tra dati è molto bassa e non appare evidente nessun andamento giornaliero.

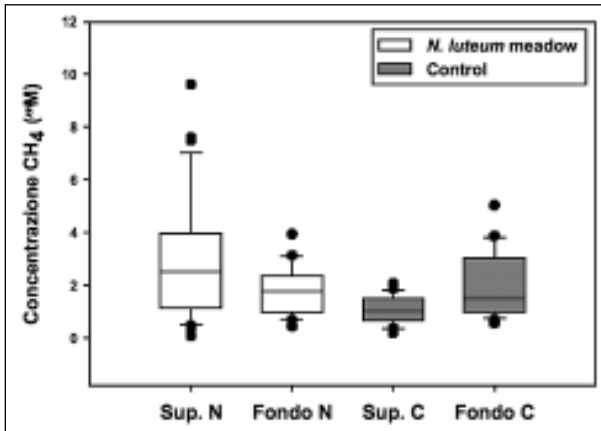


Figura 3: Sono riportate le saturazioni percentuali del metano disciolto misurate in superficie e sul fondo nelle due stazioni monitorate, con e senza *N. luteum*. I box plot integrano 38 prelievi effettuati nel sito vegetato e 28 prelievi effettuati nel sito di controllo.

Flussi di anidride carbonica e metano misurati con le camere flottanti

In figura 4 è riportato l'intero set dei dati (4 cicli di incubazioni) relativi ai flussi di anidride carbonica misurati sul letto di *N. luteum* e sull'acqua libera. I flussi orari di CO₂ misurati con le camere flottanti sul letto di *N. luteum* mostrano un chiaro andamento giornaliero con valori negativi durante le ore centrali della giornata (ore 9-19) e positivi durante le prime ore del mattino e la notte. Considerando l'intero pool di dati è stato misurato un rilascio massimo in settembre ed un uptake massimo in maggio. I flussi orari di CO₂ misurati sulla superficie d'acqua libera non mostrano invece un andamento giornaliero definito e presentano valori costantemente positivi. Nel confronto tra siti, è emersa una differenza sostanziale (ANOVA, $p < 0,01$) tra i valori dei flussi di CO₂ misurati sul letto vegetato e sulla superficie d'acqua libera. Nel sito colonizzato da *N. luteum* i flussi sono risultati inoltre negativamente correlati all'intensità luminosa (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig. 5).

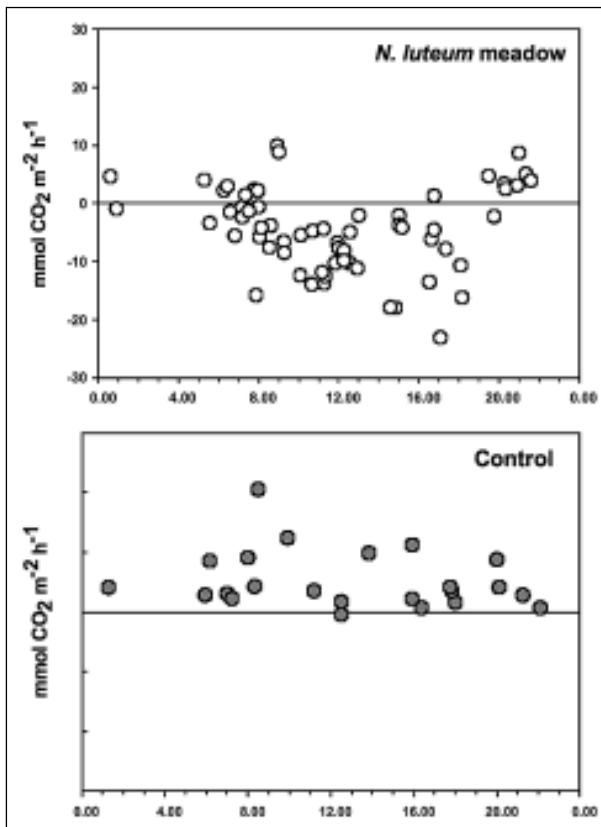


Figura 4: Flussi orari di CO₂ misurati sul letto di *N. luteum* ($n = 63$, grafico a sinistra) e sull'acqua libera ($n = 23$, grafico a destra). I dati sono riferiti all'intero pool di incubazioni (stagione estiva e autunnale).

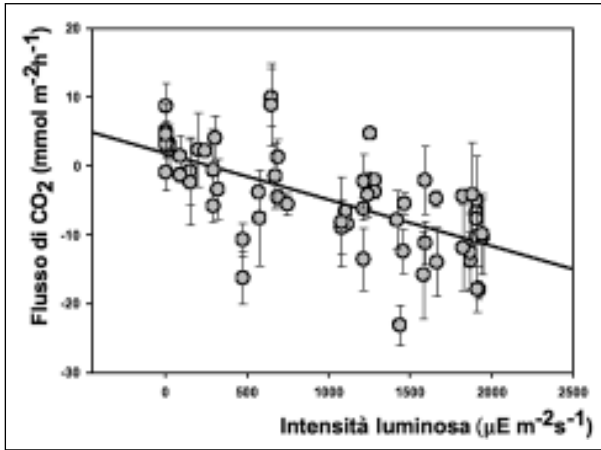


Figura 5: Correlazione tra i flussi orari di CO₂ misurati sul letto vegetato da *N. luteum* e i valori di radiazione solare misurati in campo.

L'intero set di dati relativo ai flussi di CH₄ (Fig. 6) non mostra invece andamenti giornalieri ben definiti né per le incubazioni effettuate sul letto di *N. luteum*, né per quelle effettuate sull'acqua libera. In entrambi i casi si palesa un costante efflusso di metano verso l'atmosfera con valori leggermente inferiori sullo specchio d'acqua libera. Il valore medio dei flussi di CH₄ è risultato maggiore nel letto di *N. luteum*; la regolazione delle emissioni di questo gas non sembra governata dalle variazioni di intensità luminosa, quanto piuttosto dalle variazioni stagionali della temperatura dell'acqua.

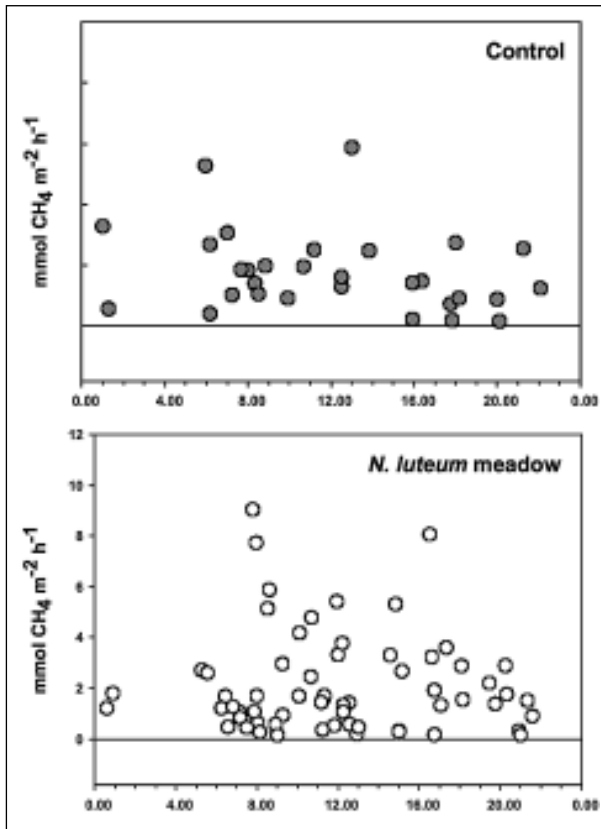


Figura 6: Flussi orari di CH₄ misurati sul letto di *N. luteum* (n = 63, grafico a sinistra) e sull'acqua libera (n = 23, grafico a destra). I dati sono riferiti all'intero pool di incubazioni (stagione estiva e autunnale).

Discussione e considerazioni conclusive

A causa della bassa profondità l'acqua delle stazioni analizzate in questo lavoro è fortemente influenzata dai processi microbici che avvengono nei sedimenti. I tenori dei gas disciolti indicano un quadro sostanziale di sottosaturazione di O₂ e costante sovrassaturazione di CO₂ e CH₄, tipici di ambienti umidi poco profondi in cui l'attività eterotrofa è sostenuta da grandi apporti di carbonio organico. In questo contesto macrofite come *N. luteum* possono svolgere un ruolo fondamentale nel garantire il funzionamento del sistema bentonico e regolare direttamente ed indirettamente gli scambi dei gas. È infatti ampiamente dimostrata, per questa macrofita a foglia galleggiante, la capacità di trasporto di ossigeno verso la rizosfera e la perdita radiale di ossigeno verso i sedimenti (Dacey, 1980). Questo adattamento consente

alla pianta di colonizzare sedimenti anossici ed è dimostrato attenuare la produzione di metano a seguito del maggiore potenziale redox delle acque interstiziali. I risultati delle campagne di monitoraggio sembrano evidenziare un ruolo importante di *N. luteum* nelle dinamiche dell'ossigeno a livello interstiziale, con implicazioni per la domanda bentonica di ossigeno ed i tenori di questo gas nelle acque di fondo. Il quadro delle saturazioni indica che, tendenzialmente, il sistema rigenera verso l'atmosfera anidride carbonica e metano e assorbe ossigeno; questi scambi sono prevalentemente di tipo diffusivo nella stazione non vegetata mentre sono mediati da *N. luteum* nella stazione vegetata. Scostamenti da questo quadro si hanno nelle rare giornate ventose in cui la riareazione e lo scambio dei gas avvengono secondo dinamiche differenti e più rapide.

I risultati di questo studio preliminare indicano che il letto vegetato da *N. luteum* regola in maniera importante i flussi di anidride carbonica ed è un sink per questo gas. Nel sito colonizzato a *N. luteum* i flussi di CO₂ sono significativamente dipendenti dall'intensità luminosa e indipendenti dalla temperatura dell'acqua, ad indicare una regolazione dei flussi basata sull'attività fotosintetica delle piante. I flussi di CO₂ misurati sulla superficie dell'acqua libera da vegetazione sembrano invece non avere nessuna relazione statisticamente significativa con i parametri ambientali misurati sul campo: si tratta quindi di flussi sostenuti dalle attività batteriche nei sedimenti, favorite dal forte carico organico sedimentario (Longhi et al., 2008). I flussi misurati sono di molto maggiori rispetto ai valori ottenuti per mezzo di camere flottanti da Xing et al. (2005) sulla superficie di un lago eutrofico subtropicale. I flussi di CH₄ misurati su *N. luteum* sono risultati più elevati rispetto a quelli determinati nel sito di controllo, con un picco di emissione nelle prime ore del mattino, attribuibile probabilmente all'apertura stomatica delle foglie, che veicola all'atmosfera il metano assorbito per diffusione dal rizoma durante la notte (Dacey, 1980; Kåki et al., 2001). In entrambi i siti i flussi sono strettamente legati alle variazioni di temperatura dell'acqua, ad indicare che una componente dei flussi è legata all'attività metanogenica temperaturadipendente, così come indicato dalla variazione delle concentrazioni di metano in acqua. I valori relativi ai flussi di metano misurati su *N. luteum* sono di almeno un ordine di grandezza maggiori rispetto a quelli misurati per la stessa specie da Kankaala et al. (2003) in un bacino finlandese durante il periodo vegetativo. Allo stesso modo le emissioni di metano misurate sulla superficie dell'acqua libera sono maggiori dei valori riportati da Strayer & Tiedje (1978), Xing et al. (2005) e da Song et al. (2008). Il presente studio conferma i risultati delle ricerche precedenti effettuate su macrofite emergenti e a foglia galleggiante, che rivelano come la presenza di un

parenchima aerifero sia determinante nell'aumento di emissioni di metano verso l'atmosfera. Dal punto di vista delle emissioni nette di gas serra occorre considerare che il potere serra del metano è circa 20 volte maggiore rispetto a quello dell'anidride carbonica (Brix et al., 2001). La stazione non vegetata è senza dubbio una sorgente netta di gas serra verso l'atmosfera in quanto rilascia sia CH₄ che CO₂. La stazione vegetata si comporta da sink per la CO₂ e da source per il CH₄ e l'effetto netto deve essere calcolato pesando le quantità relative intrappolate e rilasciate dei due gas. Da un'analisi preliminare dei dati si evince come, a fronte di un rapporto relativo tra potere serra pari a 1:20 tra CO₂ e CH₄, l'uptake di CO₂ da parte di *N. luteum* è di piccola entità rispetto alla quota di CH₄, calcolata come CO₂ equivalenti, rilasciato in atmosfera grazie al parenchima aerifero e dai processi diffusivi.

Bibliografia

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1981) Standard methods for the examination of water and wastewater. *A.P.H.A.*, Washington, 1134.
- Anderson, L. G., Hall, P. O. J., Iverfeldt, A., van der Loeff, M. M. R., Sundby, B. & Westerlund, S. F. G., (1986) Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnology and Oceanography*, **31**, 319-329.
- Armstrong, J. & Armstrong, W. (1988) *Phragmites australis*: a preliminary study of soil oxidising sites and internal gas transport pathways. *New Phytol*, **108**, 373-382.
- Beeman, R. & Suffita, J. (1990) Environmental factors influencing methanogenesis in a shallow anoxic aquifer: a field and laboratory study. *Journal of Industrial Microbiology*, **5**, 45-58.
- Brix, H., Sorrell, B. K. & Lorenzen, B. (2001) Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or a net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, **69**, 313-324.
- Brix, H., Sorrell, B. K. & Orr, P. T. (1992) Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography*, **37**, 1420-1433.
- Dacey, J. W. H. (1980) Internal winds in water lilies: An adaptation for life in anaerobic sediments. *Science*, **210**, 1017-1019.
- Ding, W. & Cai, Z. (2007) Methane emissions from natural wetlands in China: summary of years 1995-2004 studies. *Pedosphere*, **17**(4), 475-486.
- Ding, W., Cai, Z., Tsuruta, H. & Li, X. (2003) Key factors affecting spatial variation of methane emissions from freshwater marshes. *Chemosphere*, **51**, 167-173.
- Käki, T., Ojala, A. & Kankaala, P. (2001) Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquatic Botany*, **71**, 259-271.
- Kankaala, P., Mäkelä, S., Bergström, I., Huitu, E., Käki, T., Ojala, A., Rantakari, M., Kortelainen, P. & Arvola, L. (2003) Midsummer spatial variation in methane efflux from stands of littoral vegetation in a boreal meso-eutrophic lake. *Freshwater Biology*, **48**, 1617-1629.
- Le Mer, J. & Roger, P. (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil Biol.*, **37**, 25-50.
- Longhi, D., Bartoli, M. & Viaroli, P. (2008) Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, **89**, 303-310.

- Segers, R. (1998) Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, **41**, 23-51.
- Singh, S. N., Kulshreshtha, K. & Agnihotri, S. (2000) Seasonal dynamics of methane emission from wetlands. *Chemosphere*, **2**, 39-46.
- Song, C., Zhang, J., Wang, Y., Wang, Y. & Zhao, Z. (2008) Emission of CO₂, CH₄ and N₂O from freshwater marsh in northeast of China. *Journal of Environmental Management*, **83**, 428-436.
- Strayer, R. F & Tiedje, J. M. (1978) In situ methane production in a small, hypereutrophic, hard-water lake: loss of methane from sediments by vertical diffusion and ebullition. *Limnology and Oceanography*, **23**, 1201-1206.
- van der Nat, F. J. W. A. & Middelburg, J. J. (1998) Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany*, **61**, 95-110.
- Whiting, G. J. & Chanton, J. P. (2001) Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus*, **53**, 521-528.
- Xing, Y., Xie, P., Yang, H., Ni, L., Wang, Y. & Rong K. (2005) Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic lake in China. *Atmospheric Environment*, **39**, 5532-5540.



Postfazione

***Presentazione del gruppo di lavoro
“Macrofite e Ambiente”
della Società Italiana di Ecologia***

***Presentation of the working group
“Macrophytes and Environment”
of Italian Society of Ecology***

Rossano Bolpagni¹ & Alessandro Oggioni²

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, V.le G.Usberti 33/A, 43125 Parma

² CNR, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi di Pallanza, Largo Vittorio Tonolli 50, 28922 Verbania-Pallanza

I produttori primari acquatici: Macrofite e Microalghe

Negli ecosistemi acquatici le comunità dei produttori primari sono riconducibili a due distinti gruppi di vegetali: macrofite e microalghe. Al primo gruppo, sono ricondotte tutte le fanerogame, le pteridofite, le briofite e le macroalghe (le alghe pluricellulari o gli aggregati riconoscibili come entità autonome ad occhio nudo, ad es. le specie dei generi *Chara*, *Cladophora*, ecc.) che colonizzano gli ambienti acquatici e sono macroscopicamente visibili; al secondo gruppo si attribuiscono le microalghe del fitoplancton e il microfitobentos.

Le relazioni esistenti tra distribuzione e ricchezza in specie delle comunità macrofittiche e le variabili ambientali (conducibilità, alcalinità, pH, nutrienti inorganici, ecc.) sono state ampiamente indagate. La semplicità strutturale delle comunità delle *headwater* dipende da maggiore acidità e bassa conducibilità e dalle modeste concentrazioni dei principali sali minerali, mentre nei sistemi acquatici planiziali, con acque neutre o alcaline ed elevate concentrazioni dei nutrienti tendono a prevalere comunità maggiormente strutturate in termini sia di diversità che di abbondanza specifica (Thiébaud & Muller, 1999). L'eccessiva disponibilità di nutrienti (in particolare di P e N) causa però il progressivo depauperamento delle comunità in termini di eterogeneità compositiva e strutturale ed è alla base della produzione incontrollata di biomassa e dei successivi eventi distrofici. Le macrofite possono infine essere considerate dei buoni indicatori ambientali in quanto presentano diversi livelli di sensibi-

lità e tolleranza all'inquinamento. In particolare, i dati di presenza e di abbondanza dei singoli taxa possono essere utilizzati per valutare la qualità delle acque (Caffrey, 1987; Haury & Peltre, 1993; Haury et al., 1996). Per questo motivo, la Direttiva quadro sulle acque (Direttiva 2000/60/CE, WFD) ha imposto l'utilizzo delle macrofite e delle microalghe come elementi biologici per la valutazione e la conservazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici.

Procedure di indicizzazione della componente macrofittica

Secondo le indicazioni della WFD le diverse componenti vegetali vanno considerate separatamente nelle procedure di valutazione. In particolare vengono considerati solo i popolamenti vegetali che colonizzano il corpo idrico propriamente detto (fanerogame acquatiche e anfifite, macroalghe, fitoplancton e microfitobenthos). Lo stato ecologico di un corso d'acqua è però influenzato anche dal livello di conservazione e dalla funzionalità delle comunità vegetali riparie, non esclusivamente acquatiche. Questo concetto trova piena applicazione nella biogeomorfologia che legami studia le interazioni tra tendenze evolutive della vegetazione riparia ed variazioni delle unità geomorfologiche fluviali (Corenblit et al., 2007).

La valutazione delle comunità vegetali acquatiche e ripariali deve superare i limiti della semplice descrizione naturalistica e floristico-vegetazionale (intesa come diversità in specie e habitat), pongendo attenzione processi agli aspetti funzionali, ai processi e all'evoluzione dei microhabitat fluviali, dai quali dipende lo stato ecologico dell'ecosistema fluviale nel suo complesso. Sulla base di informazioni relative alla struttura verticale e orizzontale, allo stadio evolutivo e alla composizione floristica, in particolare al rapporto tra essenze autoctone e alloctone, è possibile giungere ad un'appropriata e descrizione e caratterizzazione di una formazione vegetale e del suo stato di conservazione.

Attualmente, sono disponibili numerosi indici, tra loro assai differenti: alcuni considerano un numero estremamente limitato di taxa indicatori (*key species*), altri invece prendono in considerazione un numero più alto di specie. Tra i più diffusi ricordiamo: il *Macrophyte Index Scheme* (MIS; Wegher & Turin, 1992) basato sulla presenza/assenza di taxa appartenenti a classi di sensibilità differente, il *Trophie Index Macrophyten* (TIM; Schneider et al., 2000; Schneider & Melzer, 2003) analogo al precedente ma con una più ampia base di taxa indicatori, il *Mean Trophic Rank* (MTR; Holmes, 1999), il *Groupment d'Intérêt Scientifique* (GIS; Haury et al., 1996),

utilizzabile per monitorare la qualità delle acque correnti con caratteristiche fisiche e chimiche e stato trofico differenti e in diversi contesti climatici (Haury et al., 1996), e l'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière* (IBMR; AFNOR, 2003) basato sulla presenza e abbondanza delle macrofite acquatiche. A scala nazionale per ora disponiamo di un indice per la caratterizzazione delle macrofite lacustri (Oggioni et al. 2010)

Gruppo di lavoro "Macrofite e Ambiente"

L'applicazione del monitoraggio delle biocenosi per verificare lo stato ecologico dei corpi idrici, come richiesto dalla WFD, ha imposto a scala comunitaria la sistematizzazione delle conoscenze pregresse e ha stimolato l'approfondimento delle ricerche relative alle principali componenti biologiche. A livello nazionale è stata avvertita la necessità di avviare un confronto sulle attuali conoscenze e di sviluppare studi sulla vegetazione macrofita, in particolare degli ambienti delle acque interne. A tale scopo è stata organizzata una sessione su "Macrofite di sistemi lacustri, fluviali, di transizione e marini" nell'ambito del XIX congresso della Società Italiana di Ecologia (S.It.E). L'iniziativa ha avuto come obiettivo la valutazione delle conoscenze attuali su distribuzione, ecologia e metodi di indagine della vegetazione a macrofite in Italia. In questo contesto è stato inoltre proposto di costituire un gruppo di lavoro con lo scopo di sviluppare metodi di indagine e procedure per l'utilizzo delle macrofite come indicatori per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici.

La partecipazione ai lavori congressuali è stata molto numerosa con la presentazione di un numero elevato di contributi altamente qualificati che sono stati raccolti in questo volume. Nell'ambito dell'incontro è stato inoltre costituito il gruppo di lavoro S.It.E. su "Macrofite e Ambiente" (GLM) che ha individuato e discusso le linee di ricerca e le attività che sono di seguito illustrati:

1. Elaborazione di protocolli di campionamento condivisi e di schede standard per il monitoraggio.
2. Preparazione e l'aggiornamento delle banche dati.
3. Individuazione delle variabili fisiche e chimiche da analizzare a corredo dello studio delle macrofite.
4. Costituzione di un catalogo relativo alle specie di macrofite e alla loro distribuzione a livello nazionale.

5. Costituzione di un comitato di coordinamento con l'impegno di implementare una pagina web e di avviare una newsletter per gli aderenti al gruppo.

Tra le attività previste, riteniamo prioritarie la realizzazione del portale web e del catalogo nazionale che ci sembrano strumenti essenziali per facilitare e stimolare il confronto scientifico e tecnico tra i membri del GLM e per divulgare le conoscenze acquisite.

Bibliografia

- AFNOR (2003) *Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)*. Association Française de Normalisation Norme, NF T90-395, 28 pp.
- 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: Royal Irish Academy, pp. 77-87.
- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J. & Gurnell, A. M. (2007) Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors. A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, **84**, 56-86.
- Haury, J. & Peltre, M. C. (1993) Interets et limites des indices macrophytes pour qualifier la mesologie et la physico-chimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Annales de limnologie*, **29**(3-4), 239-253.
- Haury, J., Peltre, M. C., Muller, S., Trémolières, M., Barbe, J., Dutatre, A. & Guerlesquin, M. (1996) Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Écologie*, **27**(4), 233-244.
- Holmes, N. T. H., Newman, J. R., Chadd, S., Rouen, K. J., Saint, L. & Dawson, F. H. (1999) *Mean Trophic Rank: A User's Manual*. Environment Agency of England & Wales, Bristol.
- Oggioni, A., Buzzi, F. & Bolpagni, R. (2010) *Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTI species*. In: Marchetto, A., Boggero, A., Ciampittello, M., Morabito, G., Oggioni A. & Volta, P. (Eds.), *Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. Report CNR-ISE 02-09, pp. 50-74.
- Schneider, S., Krumpholz, T. & Melzer, A. (2000) Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Makrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. *Acta Hydrochim Hydrobiol*, **28**(5), 241-249.
- 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**(1), 49-67.
- Thiébaud, G. & Muller, S. (1999) A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, **410**, 17-24.
- Wegher, M. & Turin, P. (1992) Utilizzo delle macrofite come indicatori di qualità nei corsi d'acqua. In *Atti del workshop di biologia e ecotossicologia*, Pordenone, pp. 169-182.

Autori

- Abati, Silverio ... 119
Alpi, Amedeo ... 43
Angius, Roberto ... 267
Azzella, Mattia Martin ... 225
Azzollini, Rossana ... 91
Bartoli, Marco ... 59, 81, 281
Beghi, Andrea ... 205
Beltrami, Maria Elena ... 215
Blasi, Carlo ... 225
Bolpagni, Rossano ... 59, 191, 295
Bonomi, Francesco ... 205
Bresciani, Mariano ... 241
Brusa, Guido ... 11
Cappelletti, Cristina ... 215
Castigliani, Valerio ... 157
Castiglioni, Arianna ... 205
Castorina, Mario ... 119
Cerabolini, Bruno E. L. ... 11
Charavgis, Fedra ... 133
Ciccarelli, Elisabetta ... 133
Cingolani, Linda ... 133
Ciurli, Adriana ... 43
Cristaldi, Mauro ... 157
Cristofolini, Fabiana ... 215
Curiel, Daniele ... 253
D'Angeli, Diego ... 157
De Marco, Antonio ... 157
Fanelli, Giuliano ... 157
Fedeli, Isabella ... 177
Ferranti, Francesco ... 23
Gallo, Luana ... 145
Gerbaz, Daniela ... 91
Giardino, Claudia ... 241
Gigante, Daniela ... 23
Gomarasca, Stefano ... 11, 157, 177, 205
Graci, Giancarlo ... 177
Guidotti, Silvia ... 157
Iberite, Mauro ... 119
Iberite, Mauro ... 225
Ieradi, Luisanna ... 157
Isabel, Sara ... 91
Longhi, Daniele ... 281
Lucadamo, Lucio ... 145
Maggioni, Luisa Angela ... 177
Martella, Giovanna ... 157
Martinelli, Angiolo ... 241
Mezzotero, Antonietta ... 145
Minciardi, Maria Rita ... 91, 119, 145, 267
Musanti, Mauro ... 241
Notargiacomo, Tatiana ... 133
Oggioni, Alessandro ... 191, 295
Orrù, Giovanna ... 267
Pelliccioni, Ilaria ... 119
Pizzul, Elisabetta ... 105
Reale, Lara ... 23
Ribaudo, Cristina ... 81, 281
Rismondo, Andrea ... 253
Roella, Valeria ... 205

Rossi, Gian Luigi ... 91
Salvatori, Maurizio ... 157
Sartori, Matteo ... 11
Spada, Concita Daniela ... 91, 119, 145
Taramelli, Andrea ... 241
Testi, Anna ... 157
Tomasella, Michela ... 105
Valentini, Emiliana ... 241
Venanzoni, Roberto ... 23
Viaroli, Pierluigi ... 281
Vicqu ery, Luciana ... 91
Zanut, Elisa ... 105
Zuccarello, Vincenzo ... 23

