

Composizione e struttura delle comunità vegetali bentoniche in sistemi lacustri soggetti a regolazione artificiale del livello idrometrico

Rossano Bolpagni*, Alberto Scotti, Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Via G.P. Usberti 33/A - 43124 Parma

* Referente per la corrispondenza: rossano@dsa.unipr.it

Pervenuto il 23.12.2011; accettato il 4.1.2012

Riassunto

La zona costiera dei laghi garantisce la connettività tra i domini acquatico e terrestre, controlla il trasporto superficiale di nutrienti e materiale particellato ed è una componente fondamentale per il mantenimento dell'eterogeneità ambientale e della diversità biologica. La zona litoranea risente però delle fluttuazioni del livello idrometrico (WLF) che possono essere anche sensibili quando il bacino lacustre è regolato artificialmente per la laminazione delle piene, per i prelievi irrigui o per la produzione di energia idroelettrica. La WLF è causa di modificazioni delle comunità delle macrofite che in casi estremi possono culminare con la perdita di gran parte della vegetazione idroigrofila. Le WLF sono spesso accompagnate da processi di eutrofizzazione con la comparsa di fioriture di macrofite invasive che causano il degrado della fascia costiera, compromettendone anche gli usi turistici e ricreativi.

Questa ricerca si pone l'obiettivo di analizzare i casi di studio, trattati nella letteratura scientifica, relativi agli effetti delle variazioni del livello idrometrico sulle comunità a macrofite della fascia litoranea. Le conoscenze così acquisite sono state quindi utilizzate per una prima valutazione delle risposte della vegetazione bentonica alle WLF nel lago d'Idro (Lombardia-Trentino).

PAROLE CHIAVE: Laghi / macrofite / fluttuazione dei livelli idrometrici / Lago d'Idro

Effects of Water Level Fluctuations on macrophyte communities in man-managed lakes

The littoral zone is a key component of lake ecosystems, where a well-developed macrophyte belt controls nutrients availability and provides habitat heterogeneity and supports biological diversity. In man-regulated lakes, water exploitation leads to wide fluctuations of the hydrometric levels (WLF) with effects on both composition and structure of benthic vegetation communities. WLF along with nutrient excess can also induce either macrophyte displacement or uncontrolled macrophyte blooms, with losses of ecological functions and services, as well as with detrimental effects on recreational uses of the lake shore.

In this paper we summarize recent findings on WLF and macrophyte development in man regulated lakes aiming at identifying factors which controls persistence and changes in benthic vegetation communities. A preliminary assessment of WLF effects on benthic vegetation in Lake Idro (Lombardy-Trentino) is also provided, namely a conceptual scheme on macrophyte distribution as a result of WLF.

KEY WORDS: lakes / macrophytes / water level fluctuations / Lake Idro

INTRODUZIONE

La fascia litoranea e le zone umide peri-lacustri dipendono in larga misura dalle variazioni del livello idrometrico (SMITH, 1980; WETZEL, 1990). La periodicità delle fluttuazioni del livello idrometrico (WLF) influenza in modo decisivo la composizione e la struttura delle comunità vegetali idro-igrofile e ripariali e, più in generale, delle biocenosi presenti. Si tratta di ambienti molto reattivi, in grado di rispondere rapidamente anche a WLF in apparenza di scarsa rilevanza, dell'ordine dei decimetri, che possono però indurre fenomeni di stress idrico a carico delle comunità vegetali litorali e di sponda. La sommersione e la profondità del fondale possono

inoltre favorire lo sviluppo di processi biogeochimici che portano a condizioni riducenti e che rendono il sedimento particolarmente selettivo nei confronti della vegetazione bentonica, condizionando così i processi di colonizzazione (VIAROLI *et al.*, 2008).

La conservazione delle praterie costiere sommerse risente dell'influenza antropica esercitata sui sistemi lacustri, ad esempio dall'attività turistica e ricreativa (pesca, navigazione a motore, ecc.), dallo sviluppo urbano e delle infrastrutture, e dall'eutrofizzazione.

In particolare, eutrofizzazione e inquinamento organico possono determinare un rilevante impoverimento

delle formazioni vegetazionali a livello sia quantitativo, dovuto alla manomissione di meso-habitat adatti alla colonizzazione, che qualitativo, provocando la scomparsa delle specie più sensibili e favorendo così l'affermazione di taxa aggressivi e/o invasivi (MONTERROSO *et al.*, 2011). L'impoverimento della fascia litoranea può avere ripercussioni su tutto l'ecosistema, attivando processi che inducono la perdita di funzioni e servizi che dipendono in larga misura dalla presenza della vegetazione bentonica e riparia (BRINSON *et al.*, 1981; WETZEL, 1990).

Le specie arboree e arbustive adattate a periodica sommersione, ad esempio le specie del genere *Salix*, sono dotate di apparati radicali estesi e profondi che svolgono un efficace consolidamento delle sponde. La vegetazione litoranea, le zone umide e le fasce riparie sono in grado di intercettare grandi quantità di nutrienti di provenienza terrestre, grazie all'elevata produzione primaria e ai processi biogeochimici che avvengono nel sedimento. In tal modo possono proteggere le acque aperte dal rischio di eutrofizzazione. Le variazioni del livello idrometrico possono infine favorire la formazione di habitat diversificati che sono in grado di ospitare numerose specie animali e che sono dunque alla base di un'elevata biodiversità.

Nei laghi profondi la produzione primaria è prevalentemente sostenuta dalla microflora planctonica e solo parzialmente dalle macrofite che occupano le aree a bassa profondità o a periodica sommersione dei settori litoranei. Le macrofite includono angiosperme erbacee, pteridofite, briofite e le alghe filamentose macroscopiche. Questo tipo di classificazione non ha fondamento di tipo filetico ed è basato, oltre che sui criteri dimensionali, su aspetti di tipo ecologico e funzionale. Alcuni autori considerano appartenenti al grup-

po delle macrofite anche un piccolo contingente di licheni acquatici e alcuni funghi (HAURY *et al.*, 1996; HASLAM, 1997; HAURY *et al.*, 2000; AZZOLINI *et al.*, 2003; MINCIARDI *et al.*, 2003).

La classificazione funzionale è basata in particolare sull'igrofilia (Fig. 1). Le idrofite sono piante che svolgono tutte le fasi fondamentali del ciclo vitale completamente sommerse o in acqua. Appartengono a questo gruppo le pleustofite, piante liberamente flottanti sulla superficie o infra-acquatiche che presentano un apparato radicale immerso nella colonna d'acqua ma non ancorato al sedimento, ad es. *Lemna* e *Salvinia*, e le rizofite, piante provviste di un apparato radicale e/o fusti spesso differenziati in rizoma ancorato al fondale e un apparato vegetativo che può essere esclusivamente infra-acquatico (ad es. *Vallisneria* o *Eloдея*) o emergente (ad es. *Nuphar* o *Nymphaea*). Le anfitrite sono un gruppo di piante affiliato alle idrofite, con la particolare capacità di colonizzare anche substrati non costantemente sommersi; presentano spesso un importante dimorfismo fogliare o di struttura in funzione della profondità dell'acqua presente nel sito colonizzato o delle fasi di esposizione (ad es. *Butomus* o *Sparganium*). Le elofite comprendono le specie radicate in substrati costantemente saturi (sul fondo del corpo d'acqua), ma i cui apparati vegetativi e riproduttivi sono quasi completamente emergenti (ad es. *Carex*, *Phragmites* e *Typha*), in genere si tratta di taxa che colonizzano i settori ripari con livelli idrometrici non superiori al metro. Sono poi da intendere appartenenti al gruppo delle macrofite anche un significativo contingente di specie che costituiscono le cenosi erbacee pioniere delle forme di fondo periodicamente emergenti, definite da alcuni autori come specie sopra-acquatiche; si tratta di piante che tollerano temporanei periodi

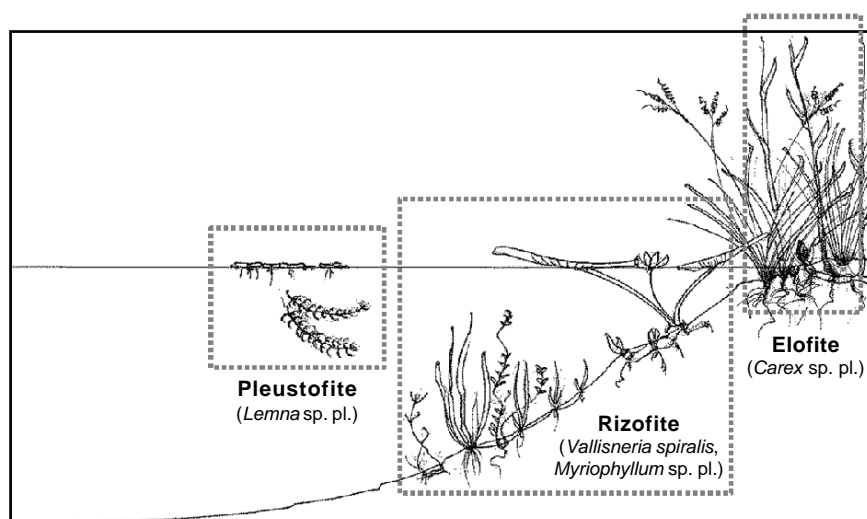


Fig. 1. Tipologie prevalenti di piante idro-igrofile in base alla forma di crescita e sviluppo.

di sommersione o che hanno cicli vitali brevi (ad es. le terofite) e che colonizzano i settori litoranei dei corpi idrici frequentemente rimaneggiati dagli eventi di piena (HAURY *et al.*, 2000).

Numerosi sono i fattori ambientali che giocano un ruolo di primo piano nel modulare i processi di colonizzazione, la composizione specifica e la struttura delle comunità a macrofite. Tra i fattori abiotici di maggior peso ricordiamo: radiazione luminosa, temperatura, regime idrologico, tipo di substrato/sedimento e caratteristiche fisico-chimiche delle acque (BORNETTE e PUJALON, 2011). Diversi ma non meno importanti sono i fattori biotici tra i quali sono da elencare: capacità riproduttive, processi di dispersione, relazioni interspecifiche e grado d'interazione tra i popolamenti macrofitici con la componente animale. In generale, le idrofite e le specie vegetali anfibe sono ben adattate alle difficili condizioni imposte dalla sommersione e dalle condizioni riducenti del sedimento. Ciò è possibile grazie allo sviluppo di un tessuto di conduzione specializzato, l'aerenchima, che consente il trasferimento di gas, e in particolare di ossigeno, dagli apparati fotosintetici alle radici. La differenziazione di questo tessuto, osservabile nella struttura "spugnosa" o a "cribro" delle radici, del fusto e dei piccioli delle foglie, ha permesso alle piante acquatiche di rifornire costantemente di ossigeno l'apparato radicale limitando gli effetti citotossici dei composti ridotti che vengono prodotti dal metabolismo microbico nel sedimento anossico e riducente.

La gestione delle risorse idriche dei laghi può causare variazioni anche di notevole entità dei livelli idrometrici, con effetti molto marcati soprattutto sulle zone poco profonde della fascia litorale, quindi con effetti rilevanti sulle comunità delle macrofite (JAKSON *et al.*, 2001).

Questa ricerca si pone l'obiettivo di analizzare le relazioni tra vegetazione idro-igrofila e fluttuazioni dei livelli idrometrici in laghi soggetti a gestione antropica. È stata anzitutto svolta una ricerca bibliografica e un'analisi dei casi di studio trattati nella letteratura scientifica. Le conoscenze così acquisite sono state quindi utilizzate per una prima valutazione delle risposte della vegetazione bentonica alle variazioni del livello idrometrico nel lago d'Idro (Lombardia-Trentino).

MATERIALI E METODI

Analisi della letteratura scientifica inerente alle macrofite lacustri e al WLF

La ricerca bibliografica è stata condotta utilizzando il motore di ricerca *Scopus* per tutte le pubblicazioni registrate nel database dal 1960 al 20 novembre 2011. La ricerca è stata condotta al fine di identificare gli articoli concernenti macrofite, piante acquatiche o idro-

fite in combinazione con laghi+gestione (*lake*+management**) e laghi+controllo (*lake*+control**), cui associare le WFL (*macrophyte** or "*aquatic plant**" or *hydrophyte*+lake*+management** or *control+water level fluctuation**).

Analisi della comunità a macrofite del Lago d'Idro

Il Lago d'Idro (o Eridio) è un lago naturale meromittico di origine fluvio-glaciale terminale. È situato nelle Prealpi bresciane all'estremità nord-orientale della provincia di Brescia ed è parte del bacino idrografico del fiume Chiese ed è soggetto a regolazione artificiale di 7,00 m dal 1930 circa (ANGILERI *et al.*, 1997) tra le quote 370,00 e 363,00 m s.l.m. Una sintesi dei principali studi svolti nel lago d'Idro è riportata da GARIBALDI *et al.* (1997). Dalla fine degli anni '60 del secolo scorso si è assistito a un peggioramento della qualità delle acque imputabile soprattutto allo stato trofico elevato e alle condizioni di meromissia. Dal 1997 la regola di gestione dei livelli è stata modificata riducendo l'escursione massima ammissibile di 3,25 m (invece di 7,00 m). A partire dal 2006, le variazioni dei livelli idrometrici si sono ulteriormente ridotte a 1,30 m (tra le quote 368,50 e 367,20 m s.l.m.) e si è assistito ad una diffusione dei popolamenti a macrofite che hanno progressivamente colonizzato tutte le superfici disponibili fino alla profondità massima di circa 10 m.

La caratterizzazione strutturale dei popolamenti è stata condotta mediante l'applicazione del metodo proposto da OGGIONI *et al.* (2009) e OGGIONI e BOLPAGNI (2010) ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Sono stati determinati i valori di abbondanza solo delle specie di rizofite e pleustofite (DEN HARTOG e SEGAL, 1964; DEN HARTOG, 1981; MÜLLER, 1992), intese come specie acquatiche in senso stretto (CHAMBERS *et al.*, 2008); in particolare sono state considerate quattro tipologie di macrofite: flottanti non radicate (Lemnidi, Stratiotidi, Idrocaridi e Ricellidi); infracquatiche non radicate (Ceratofillidi); sommerse radicate natanti (Vallisneridi, Eloideidi e Miriofillidi) e flottanti radicate a foglie galleggianti (Ninfeidi e Batrachidi). Queste forme di colonizzazione, sono state scelte in quanto sono legate alla presenza di acqua, e dunque alle condizioni lacustri, più di quanto non siano le macrofite emergenti (PALMER *et al.*, 1992; PRESTON e CROFT, 1997). Complessivamente sono stati rilevati 27 transetti tra agosto e ottobre 2011.

RISULTATI

Indagine bibliografica

La prima selezione è stata svolta individuando gli articoli che fossero indirizzati alla caratterizzazione delle macrofite, delle piante acquatiche e delle idrofite

in contesti lacustri. La ricerca ha portato all'individuazione rispettivamente di 3.183 articoli per *macrophytes*, 1.075 per *aquatic plants* e 114 per *hydrophytes*. Il numero si riduce drasticamente a 587, 83 e 12 considerando solo i lavori che contengono le parole chiave nel titolo. Con l'introduzione di una terza coppia di parole chiave *management* e *control* la mole di articoli si è ulteriormente ridotta a 406 (*management*) e 382 (*control*) titoli con *macrophytes*, 169 e 168 con *aquatic plants*, e 15 e 14 con *hydrophytes*. Si tratta di lavori relativi a questioni gestionali e di controllo di macrofite e piante acquatiche in contesti lacustri. Inserendo anche il termine *Water Level Fluctuation* (WLF) si è raggiunta quota 28 (*management*) e 20 (*control*) articoli per *macrophytes*, 8 per *aquatic plants* e 0 per *hydrophytes* (Tab. I).

Analisi delle comunità a macrofite nel Lago d'Idro

Lungo la fascia litorale del lago d'Idro, fino alla profondità di circa 1-1,5 m, la comunità macrofittica si presenta destrutturata con bassi valori di copertura-abbondanza; situazione tipica dei sistemi lacustri di medie-grandi dimensioni e imputabile prevalentemente all'azione di disturbo del moto ondoso e/o all'impatto negativo riconducibile alle oscillazioni dei livelli idrometrici. Le specie maggiormente rappresentate sono *Chara vulgaris* e *Zannichellia palustris* subsp. *polycarpa*, specie da considerare tolleranti il disseccamento (VAN GEEST *et al.*, 2005). I valori medi di copertura-abbondanza sono relativamente contenuti (mediamente pari ad abbondanze $1 = 1 \div 25\%$), ma di gran lunga maggiori rispetto alle altre specie del bacino che si trovano solo sporadicamente nel primo metro di colonna d'acqua. Tra le batimetriche 2-6 m si osserva il maggior grado di diversità specifica (9 specie) e strutturale: i taxa dominanti raggiungono percentuali di copertura-abbondanza comprese tra il 75 e il 100% della superficie complessivamente rilevata (Tab. II). Le specie guida sono *Elodea nuttallii* e *Lagarosiphon major* e, in misura più contenuta, *Myriophyllum spicatum* e *Potamogeton pusillus*. La diversità tende a ridursi gradualmente procedendo verso il limite della distribuzione delle idrofite che non va oltre la quota batimetrica di 10 m. Tra i 4 e gli 11 m di profondità *Chara globularis* è la specie dominante e raggiunge le densità più elevate tra i 6 e i 9 m di profondità. Dai 9 m anche *C. globularis* si presenta esclusivamente in modo sporadico e, comunque, non è mai stata rinvenuta oltre gli 11 m di profondità.

In termini generali, la fascia litoranea colonizzata da macrofite può essere schematicamente suddivisa in due settori: una facies superficiale che raggiunge i 5 m di profondità e che è colonizzata prevalentemente da

fanerogame elodeidi (*E. nuttallii* e *L. major*) e una porzione compresa tra 5 e 10 m di profondità dominata da macro-alghe a candelabro, in particolare da *C. globularis* (Fig. 2).

DISCUSSIONE

L'analisi della letteratura evidenzia una stretta connessione tra ampiezza e frequenza delle WLF e composizione e struttura delle comunità delle macrofite. Numerosi autori hanno verificato che la diversità florovegetazionale è più elevata nei sistemi lacustri naturali che in quelli regolati (WILCOX e MEEKER, 1991). Le macrofite sono infatti vulnerabili alle WLF che sono indotte dalla regolazione, ad esempio dai prelievi idroelettrici, e dai fattori meteo-climatici (LEIRA e CANTONATI, 2008). Nei laghi poco profondi, le WLF comportano alternativamente l'emersione e la sommersione dei sedimenti litoranei più superficiali da cui può derivare un aumento della torbidità che determina processi degenerativi della vegetazione sommersa (ENGEL e NICHOLS, 1994; BEKLIÖGLU *et al.*, 2007).

Sulla base dei primi dati sperimentali acquisiti e di assunzioni derivate dalla letteratura di settore è stato definito uno schema concettuale nel quale lo sviluppo delle comunità a macrofite è posto in relazione con le WLF (Fig. 3). Per quanto concerne il lago d'Idro, gli scenari di riferimento riportati riguardano alcune semplificazioni rispetto alla variazione idrometrica prevista dalla pianificazione vigente, che contempla un'escursione massima pari a -3.25 m rispetto alla quota di massimo invaso (370 m s.l.m.), raggiungibile con le opere di regolazione funzionanti. Come riferimento estremo si può assumere il minimo di -7 m, sempre rispetto alla quota di 370 m s.l.m., che è stato raggiunto nel recente passato (1930-1996) e che impone condizioni di rilevante riduzione della fascia costiera, in particolare degli habitat litoranei.

In condizioni di massimo invaso, qui riferito all'attuale quota massima di 368,50, si raggiunge la massima estensione della zona litoranea. Questa situazione si può presentare solo quando apporti da monte e prelievi sono in equilibrio, ovvero quando le erogazioni non superano gli apporti dal bacino imbrifero; per cui si può verosimilmente verificare da ottobre a maggio. Con l'avvio della stagione irrigua si ha una consistente sottrazione di acqua che non è compensata dagli apporti dal bacino, per cui si assiste a una diminuzione del livello idrometrico che può essere accentuata dalla gestione di bacini idroelettrici situati a monte, sui fiumi Chiese e Caffaro, immissari del bacino. La diminuzione dei livelli idrometrici può avere almeno due effetti principali: 1) variazione dell'ampiezza e dei profili di fondo della zona litoranea; 2) induzione di un regime idrologico pulsante con alternanza di fasi di emersione

Tab. I. Articoli selezionati nel database *Scopus* per il periodo gennaio 1960 - novembre 2011 tramite le combinazioni *Macrophyte**, *Aquatic plant***, *Lake*+management*/control*+water level fluctuation* (MLM_wlf, MLC_wlf, APLM_wlf e APLC_wlf). Sono riportati i soli articoli ritenuti di rilievo per la questione inerente alla gestione delle macrofite (25 articoli sui 43 estratti dalla banca dati).

	MLM_wlf	MLC_wlf	APLM_wlf	APLC_wlf	Primo autore	Coautori	Anno	Titolo	Rivista	Fasc.	Pag.
X	X	X	X	X	Abrahams, C.		2008	Climatic change and lakeshore conservation: A model and review of management techniques	Hydrobiologia	613	33-43
X					Bécares, E.	et al.	2008	Effects of nutrients and fish on periphyton and plant biomass across a European latitudinal gradient	Aquatic Ecology	42	561-574
		X			Bektioglu, M.	et al.	2006	Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey	Archiv für Hydrobiologie	166	535-556
X	X				Bektioglu, M.	et al.	2007	State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: Workshop conclusions	Hydrobiologia	584	317-326
	X				Bektioglu, M.	Tan, C.O.	2008	Restoration of a shallow Mediterranean lake by biomanipulation complicated by drought	Fundamental and Applied Limnology	171	105-118
	X				Clayton, J.	Champion, P.	2006	Risk assessment method for submerged weeds in New Zealand hydroelectric lakes	Hydrobiologia	570	183-188
X					Coveney, M.F.	et al.	2002	Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration	Ecological Engineering	19	141-159
	X				Dale, H.M.		1984	Hydrostatic pressure and aquatic plant growth: a laboratory study	Hydrobiologia	111	193-200
X	X				Gulati, R.D.	et al.	2008	Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures	Limnologica	38	233-248
X	X				Gulati, R.D.	Van Donk, E.	2002	Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: State-of-the-art review	Hydrobiologia	478	73-106
	X				Hawes, I.	et al.	2003	Physical constraints to aquatic plant growth in New Zealand lakes	Journal of Aquatic Plant Management	41	44-52
X					Koç, C.		2008	The effects of water level fluctuations and some physical and chemical variables on the macrophyte density in Lake Isikli, Turkey	Lake and Reservoir Management	24	196-206
X					Lau, S.S.S.	Lane, S.N.	2002	Nutrient and grazing factors in relation to phytoplankton level in an eutrophic shallow lake: The effect of low macrophyte abundance	Water research	36	3593-3601
X	X				Leira, M.	Cantónati, M.	2008	Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography	Hydrobiologia	613	171-184
X					Liira, J.	et al.	2010	Two decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake -A retrospective series of satellite images	Aquatic Botany	93	207-215
	X				McGowan, S.	et al.	2005	A whole-lake experiment to determine the effects of winter droughts on shallow lakes	Ecosystems	8	694-708
X					Özen, A.	et al.	2010	Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management	Hydrobiologia	646	61-72
X	X	X			Paillasson, J.	Marion, L.	2011	Water level fluctuations for managing excessive plant biomass in shallow lakes	Ecological Engineering	37	241-247
	X				Raghuwanshi, A.K.		2005	The impact of physicochemical parameters of lower lake of Bhopal on the productivity of <i>Eichhornia crassipes</i>	Ecology, Environment and Conservation	11	333-336
X					Richardson, S.M.	et al.	2002	Effects of impoundment and water-level fluctuations on macrophyte and macroinvertebrate communities of a dammed tidal river	Aquatic Ecology	36	493-510
X					Roos, C.	et al.	1995	Upscaling biomanipulation in 600 ha Lake Zuidlaardermeer	Water Sc. and Technology	31	235-238
X	X				Rørslett, B.	Johansen, S.W.	1996	Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs	Regulated Rivers: Research and Management	12	509-522
X					Thompson, R.M.	Ryder, G.R.	2008	Effects of hydro-electrically induced water level fluctuations on benthic communities in Lake Hawea, New Zealand	New Zealand J. of Marine and Freshwater Research	42	197-206
X					Van Geest, G.J.	et al.	2005	Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes	J. of Applied Ecology	42	251-260
X					White, M.S.	et al.	2008	Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region	Hydrobiologia	613	21-31

e sommersione del sedimento e conseguente alternanza di fasi ossiche e anossiche che sono a loro volta influenti sui processi biogeochimici.

Nell'area settentrionale, caratterizzata dal delta del Chiese-Caffaro, e nella parte meridionale di chiusura del bacino lacustre, la diminuzione del livello idrometrico può determinare uno scivolamento della fascia litoranea lungo l'asse longitudinale del lago. In tal modo, l'ampiezza della fascia litoranea non dovrebbe subire variazioni di rilievo, soprattutto per diminuzioni del livello idrometrico dell'ordine di 1 m. In entrambe le zone si assiste all'emersione di una vasta piana che può risultare idonea alla colonizzazione da parte di specie igrofile a rapida crescita (ad es. il salice bianco), mentre diventa meno ospitale per le idrofite che non tollerano il disseccamento e/o la periodica emersione. Le sponde occidentale e orientale sono molto più ripide, per cui variazioni di livello

anche di modesta entità tendono ad escludere le zone di basso fondale a favore di quelle molto più profonde e meno adatte allo sviluppo delle rizofite. Con la diminuzione del livello idrometrico si dovrebbero pertanto verificare il restringimento della fascia della vegetazione litoranea e l'emersione di sedimenti/substrati rocciosi nudi.

L'emersione, il progressivo prosciugamento e l'esposizione all'aria del sedimento della zona litoranea favoriscono la penetrazione dell'ossigeno negli strati che erano precedentemente anossici. Si ha pertanto un aumento dei processi ossidativi e dei tassi di mineralizzazione della sostanza organica cui segue la cessione di fosforo e azoto nelle forme reattive solubili, sia organiche che inorganiche. La successiva sommersione può quindi indurre un ritorno a condizioni di ipossia e anossia, con il conseguente spostamento del metabolismo verso condizioni riducenti.

Tab. II. Frequenze di ritrovamento delle principali specie di macrofite che colonizzano la fascia costiera del Lago d'Idro, in grigio sono evidenziate le specie dominanti per orizzonti. IP: intervalli di profondità (m); NSIP: numero complessivo di specie individuate per IP; Cg = *Chara globularis*; En = *Elodea nuttallii*; Ppu = *Potamogeton pusillus*; Fa = *Fontinalis antipyretica*; Zp = *Zannichellia palustris* subsp. *polycarpa*; Cv = *Chara vulgaris*; Lm = *Lagarosiphon major*; Ms = *Myriophyllum spicatum*; Ppe = *Potamogeton perfoliatus*; Pl = *Potamogeton lucens*; Rt = *Ranunculus trichophyllus* subsp. *trichophyllus*; Cd = *Ceratophyllum demersum*; Ca = *Cladophora aegagropila*; Spi = *Spirogyra* sp.

IP	Cg	En	Fa	Ppu	Zp	Cv	Lm	Ms	Ppe	Pl	Rt	Cd	Ca	Spi	NSIP
0-1		0,25	+	9,78		0,95	7,03	0,77			+				7
1-2		14,9	+	9,66	0,11	4,52	45	5,29							7
2-3	1,22	20,0		2,67		4,07	45,1	8,24	0,11	+					8
3-4	4,32	25,5		0,12			38,9	9,1	2,44	+			0,11	0,11	9
4-5	6,45	31,4		0,11			27	8,47	1,33				0,48	0,12	8
5-6	9,55	30,7					14,5	6,63	0,22			0,11	0,29	0,14	8
6-7	23,4	16,5					7,22	4,52					0,45		5
7-8	29,9	7,4					5,2	1,1					0,7		5
8-9	17,5	0,5	0,1				2,2	0,7					0,4		6
9-10	0,1														1
Freq. media	25,2	33,3	0,2	9,8	0,2	2,8	37,8	30,9	1,5	0,0	0,0	0,2	3,5	0,0	6,4
DS media	18,8	25,1	1,5	11,6	1,5	6,6	22,9	26,2	5,6	0,0	0,0	1,5	10,8	0,0	2,3

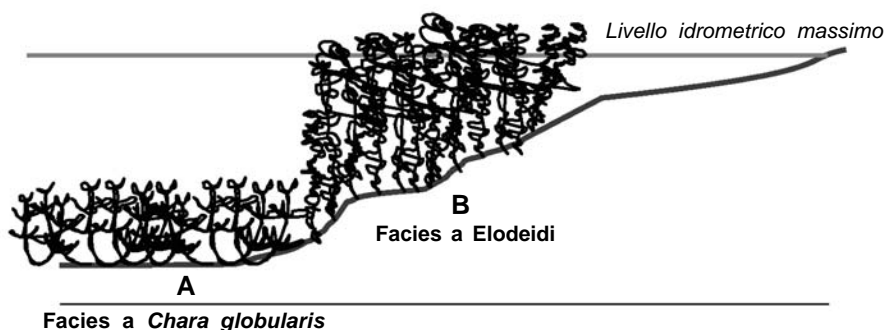


Fig. 2. Schema di un transetto vegetazionale tipico del Lago d'Idro.

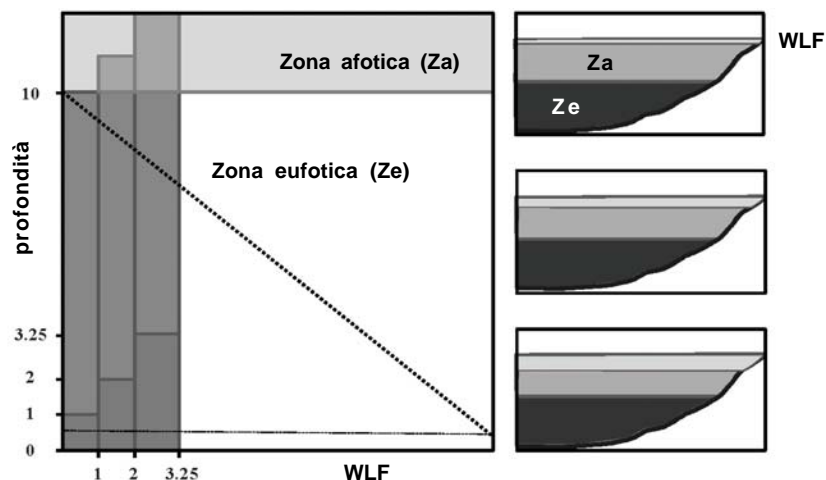


Fig. 3. Variazione degli orizzonti di profondità colonizzati in riferimento alle WLF di progetto 1, 2 e 3,25 m (in relazione al presente stato di conservazione del bacino e cioè con profondità massima di colonizzazione pari a 10 m).

Nelle condizioni di marcata eutrofia del lago d'Idro, l'alternanza di fasi di emersione e sommersione può causare variazioni cicliche della disponibilità dell'ossigeno nel sedimento più superficiale, con l'alternanza di fasi ossiche durante l'emersione e anossiche durante la sommersione. Tale andamento può indurre fasi sequenziali di nitrificazione e denitrificazione, con perdite nette di azoto dal sistema. Il fosforo viene invece mineralizzato e reso maggiormente solubile, con un possibile aumento della disponibilità di questo elemento. Complessivamente, variazioni pulsanti delle condizioni redox del sedimento accoppiate alla migrazione della fascia litoranea sommersa potranno agire come fattori che strutturano la comunità delle macrofite, selezionando le specie maggiormente tolleranti al disseccamento (per esempio elodeidi come *E. nuttallii* e *L. major* che di fatto dominano il sistema), da un lato, e dall'altro, a condizioni riducenti dell'acqua interstiziale. In definitiva, dovremmo aspettarci una comunità che presenta la dominanza di specie opportuniste a rapida crescita che sono in grado di utilizzare la disponibilità transitoria dei nutrienti e che sono adattate a rapide fluttuazioni dell'ambiente acquatico.

CONCLUSIONI

Globalmente, le WLF sono in grado di modulare struttura e composizione della vegetazione litoranea influenzando sia i processi di successione che la fluttuazione delle abbondanze relative delle specie all'inter-

no delle comunità (COOPS *et al.*, 2003). In altre parole, l'intensità delle variazioni stagionali e inter-annuali dei livelli idrometrici è in grado di regolare la capacità di colonizzazione da parte delle diverse tipologie di macrofite. La risposta della vegetazione bentonica alle fluttuazioni dei livelli idrometrici può però manifestarsi con un certo ritardo e con andamenti spesso non lineari (JEAN e BOUCHARD, 1991). Di particolare interesse è la risposta delle specie strettamente acquatiche al disseccamento: si rinvengono così specie tipiche di acque mediamente profonde e permanenti, per esempio le Nymphaeaceae, e specie ben adattate ad ambienti semi-permanenti, ad esempio le Characeae o *E. nuttallii* (VAN GEEST *et al.*, 2005). I produttori primari emergenti, per esempio le specie elofitiche, risentono invece del grado e della durata della sommersione che ha effetti rilevanti sui processi biogeochimici sedimentari e sui bilanci complessivi della materia organica e dei principali nutrienti (SONG *et al.*, 2007). A questo riguardo però, va sottolineato come siano necessarie ulteriori verifiche sperimentali sulle relazioni causali tra WLF e colonizzazione e persistenza delle comunità vegetali bentoniche (HOYER *et al.*, 2005).

Ringraziamenti

Il presente lavoro è parte del progetto "Indagini ecologiche nel Lago d'Idro" finanziato dalla Regione Lombardia nell'ambito del progetto europeo SILMAS. Parte delle indagini è stata svolta anche in collaborazione con il progetto europeo EULAKES.

BIBLIOGRAFIA

- ANGILERI V., BONALUME G., MAINARDI R., NEGRI G.G., 1997. *Acque, bonifica e irrigazione in Lombardia*. Guerini e Associati, Milano, 106 pp.
- AZZOLINI R., BETTA G., MINCIARDI M.R., 2003. Uso delle

macrofite acquatiche per il monitoraggio delle acque di canali irrigui: prime applicazioni in un'area Vercellese. In: *Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle zone umide", Vercelli-Albano Vercellese, 10-11 novembre 2000*. Museo

- di Scienze naturali, Torino: 269-292.
- BEKLIÖGLÜ M., ROMO S., KAGALOU I., QUINTANA X., BÉCARES E., 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: Workshop conclusions. *Hydrobiologia*, **584**: 317-326.
- BORNETTE G., PUJALON S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, **73**: 1-14.
- BRINSON M.M., LUGO A.E., BROWN S., 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **12**: 123-161.
- CHAMBERS P.A., LACOUL P., MURPHY K.J., THOMAZ S.M., 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**: 9-26.
- COOPS H., BEKLIÖGLÜ M., CRISMAN T.L., 2003. The role of water-level fluctuations in lakes and wetlands – introductions. *Hydrobiologia*, **506**: 23-27.
- GARIBALDI L., BRIZIO M.C., GALANTI G., VARALLO A., MOSELLO R., 1997. Idrochimica e fitoplancton del Lago d'Idro. *Documenta dell'Istituto italiano di Idrobiologia*, **61**: 153-172.
- 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.
- ENGEL S., NICHOLS A., 1994. Aquatic macrophyte growth in a turbid windswept lake. *Journal of Freshwater Ecology*, **9**: 97-109.
- HASLAM S.M., 1997. *The River Scene*. Cambridge University Press, Cambridge, 344 pp.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TRÉMOLIÈRES M., BARBE J., DUTATRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytiques pour estimer le qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie*, **27**: 233-244.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., THIÉBAUT G., TREMOLIERES M., DEMARS B., BARBE J., DUTATRE A., DANIEL H., BERNEZ I., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques - intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique de principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. UMR, INRA, ENSA, EHC Rennes & CREUM Phytoécologie Univ. Metz, Agence de L'Eau, Artois-Picardie, 101 pp.
- HOYER M.V., HORSBURGH C.A., CANFIELD JR. D.E., BACHMANN R.W., 2005. Lake level and trophic state variables among population of shallow Florida lakes and within individual lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**: 2760-2769.
- JACKSON R.B., CARPENTER S.R., DAHM C.N., MCKNIGHT D.M., NAIMAN R.J., POSTEL S.L., RUNNING S.W., 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications*, **11**: 1027-1045.
- JEAN M., BOUCHARD A., 1991. Temporal changes in wetland landscape of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environmental Management*, **15**: 241-250.
- LEIRA M., CANTONATI M., 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. *Hydrobiologia*, **613**: 171-184.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLINI R., BETTA G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA e Provincia di Torino, 64 pp.
- MONTERROSO I., BINIMELIS R., RODRÍGUEZ-LABAJOS, B., 2011. New methods for the analysis of invasion processes: Multi-criteria evaluation of the invasion of *Hydrilla verticillata* in Guatemala. *Journal of Environmental Management*, **92**(3): 494-507.
- MÜLLER T., 1992. Klasse: Lemnetaea (Lemnetaea minoris). In: Oberdorfer E. (ed.), *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I*, 3. Aufl., Fischer, Stuttgart, 67-77.
- OGGIONI A., BUZZI F., BOLPAGNI R., 2009. 4. Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies. In: Marchetto A., A. Boggero, M. Ciampittiello, G. Morabito, A. Oggioni, P. Volta (eds.), *Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. Report CNR-ISE, 02-09: 50-74.
- OGGIONI A., BOLPAGNI R., 2010. Proposta metodologica per la determinazione del valore trofico di piante acquatiche di ambiente lacustre: primi passi verso la formalizzazione di un indice macrofitico. In: Bottarini R., Schirpke U., Tappeiner U., Oggioni A., Bolpagni R. (eds.), *Macrofite & Ambiente, Atti XIX Congresso Società Italiana di Ecologia "Dalle Vette Alpine alle Profondità Marine"*, Bolzano, 15-18 settembre 2009, Volume 3. Eurac book, Bolzano: 191-204.
- 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**: 125-143.
- PRESTON C.D., CROFT J.M., 1997. *Aquatic Plants in Britain and Ireland*. Harley Books, Martins, Great Horkesley, Colchester, Essex, England, 365 pp.
- SMITH R.I., 1980. *Ecology and field Biology*. Harper and Row, New York, 835 pp.
- SONG K.Y., ZOH K.D., KANG H., 2007. Release of phosphate in a wetland by changes in hydrological regime. *Science of the Total Environment*, **380**: 13-18.
- VAN GEEST G.J., COOPS H., ROJJACKERS R.M.M., BUIJSE A.D., SCHEFFER M., 2005. Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. *Journal of Applied Ecology*, **42**: 251-260.
- VIAROLI P., BARTOLI M., GIORDANI G., NALDI C., ORFANIDIS S., ZALDIVAR J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **18**: 105-117.
- WETZEL R.G., 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, **24**: 6-24.
- WILCOX D.A., MEEKER J.E., 1991. Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in Northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, **69**: 1542-1551.