

Zone umide perfluviali: processi biogeochimici, funzioni ecologiche, problemi di gestione e conservazione

Marco Bartoli, Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Viale G.P. Usberti 11/A, Università di Parma, 43100 Parma

* *Referente per la corrispondenza: fax 0521 905402; marco.bartoli@unipr.it*

Pervenuto il 12.10.2006, accettato il 17.10.2006

Riassunto

In questo lavoro sono analizzati alcuni aspetti relativamente nuovi dello studio dei processi biogeochimici che avvengono nelle zone umide, con particolare riferimento 1) al ruolo svolto da macrofite e popolamenti microbici; 2) alle interazioni acqua-sedimento e 3) agli scambi tra zona umida e atmosfera. Aspetti di natura generale sono integrati con risultati delle ricerche svolte negli ultimi quindici anni in zone umide situate nella pianura alluvionale del Po, tra Piacenza e Mantova, in stagni, lanche, bodri e zone umide relitte situate nelle golene dei fiumi Po, Oglio e Mincio. Queste indagini hanno privilegiato lo studio dei cicli di carbonio, azoto e fosforo che sono stati analizzati in relazione ai processi di produzione e decomposizione delle macrofite dominanti. Sono stati considerati fissazione e ritenzione del carbonio nelle biomasse vegetali, accoppiamento tra i processi di rigenerazione bentonica e assimilazione vegetale, mineralizzazione e accumulo della sostanza organica nei sedimenti e trasporto di gas ad effetto serra mediato da rizofite.

I risultati di queste ricerche indicano come l'interazione e l'integrazione di questi processi determinano le principali funzioni biogeochimiche delle zone umide che sono influenti sulle trasformazioni di sostanza organica, nutrienti ed inquinanti e, in definitiva, sugli scambi tra i sistemi terrestre ed acquatico e tra ambiente umido ed atmosfera. Le modalità e l'efficacia dei trasferimenti di energia e gli equilibri tra i processi di sintesi e degradazione permettono infine di valutare la capacità portante dell'ecosistema rispetto ai carichi inquinanti e alle pressioni antropiche.

PAROLE CHIAVE: zone umide / produzione / decomposizione / interazioni acqua-sedimenti e acqua-atmosfera

Biogeochemical processes, ecological functions, management and conservation problems in riverine wetlands

In this paper, biogeochemical processes occurring in freshwater wetland ecosystems are presented and discussed with respect to 1) the role of bacterial and macrophyte communities, 2) sediment-water interactions and 3) water-atmosphere gas exchanges. General aspects are integrated with results from fifteen years of research in wetland areas of the Po River plain, in particular in residual wetland areas located in between the Piacenza and Mantua Provinces, along the the Po, Oglio and Mincio rivers. Field research was mostly focussed on carbon, nitrogen and phosphorous biogeochemical cycles during growth and senescence phases of dominant macrophytes. Among studied processes we addressed carbon immobilisation in plants biomass, coupled regeneration and assimilation of macronutrients, net mineralization and burial in sediments and macrophytes-mediated green house gas transport to the atmosphere. Results show how the interactions of processes determine the main biogeochemical functions of wetland environments which in turn affect organic matter turnover, micro and macro pollutants transformations and, ultimately, regulate the interactions between terrestrial-aquatic and aquatic-atmospheric systems. Finally, the pathways and the intensity of energy transfer and the equilibrium between synthesis and degradation processes allow the evaluation of the wetland ecosystem carrying capacity towards anthropogenic pressures and nutrient loads.

KEY WORDS: wetlands / production / decomposition / water-sediment and water-atmosphere interactions

INTRODUZIONE

Le zone umide sono ambienti acquatici poco profondi in cui il substrato, saturo d'acqua, permette lo sviluppo di vegetazione altamente specializzata. Si tratta per lo più di ambienti di transizione che si sviluppano all'interfaccia tra il sistema terrestre ed il dominio

acquatico. Per questa ragione, si caratterizzano per l'estrema eterogeneità dei suoli e della vegetazione, che in genere si sviluppa lungo gradienti determinati soprattutto dall'umidità del substrato e, quando presente, dalla durata della sommersione e dalla profondità della

lama d'acqua (COWARDIN *et al.*, 1979).

Se si escludono studi e lavori basati prevalentemente su aspetti di biologia ed ecologia della conservazione della flora e della fauna, specialmente dell'avifauna, le ricerche di ecologia funzionale delle zone umide sono state per anni ferme ai risultati dei lavori fondamentali sul bilancio energetico delle comunità (ODUM, 1957; TEAL, 1967) e sui processi legati ai cicli della materia (HOWARD-WILLIAMS, 1985). Negli ultimi vent'anni, si è invece assistito ad un notevole incremento di studi, anche di carattere applicativo, che hanno analizzato le zone umide come ambienti di transizione tra i domini terrestri ed acquatico, in grado di trasformare e regolare gli scambi tra bacino scolante e corpo d'acqua recettore (WETZEL, 1990; MITSCH e GOSSELINK, 2000; VERHOEVEN *et al.*, 2005) e tra sistema acquatico ed atmosfera (WETZEL, 2006). L'interesse scientifico è stato però accompagnato da una crescente erosione degli ambienti marginali e dalla scomparsa della maggior parte delle zone umide, non ultime vaste aree costiere e mangrovie, trasformate in aree urbane o in impianti di maricoltura intensiva.

Presenza, persistenza e integrità delle zone umide non dipendono soltanto dalle pressioni antropiche dirette, ma possono essere in larga misura vincolate al regime idrologico dei corpi idrici ai quali sono collegate. Un esempio tipico è costituito dalle zone umide laterali nei sistemi fluviali, che dipendono prevalentemente dalle interazioni con il corso d'acqua principale. Nella pianura Padana e, più in generale, nelle aree planiziali le zone umide sono inserite in ambiti prettamente agricoli e banalizzati, dove la minaccia maggiore è attualmente rappresentata dalla carenza idrica e dalla pensilità rispetto al corso d'acqua e/o alla falda. Nella maggior parte delle pianure alluvionali italiane, la scomparsa delle zone umide è praticamente definitiva; si ritrovano ormai solo ambienti relitti che persistono nelle sole aree di pertinenza fluviale e di risorgiva. Nella

pianura Padana, rivestono ancora un certo interesse alcuni ambienti umidi perifluviali di pianura, riconducibili principalmente a tre tipologie idro-geomorfologiche: fontanili, lanche e bodri.

Il termine *lanca* viene usato per indicare zone umide perifluviali che si sono formate in seguito al fenomeno del salto di meandro, che si verifica laddove due anse omologhe di un fiume si avvicinano fino a toccarsi e il meandro interposto viene tagliato fuori dalla corrente principale (CASTIGLIONI, 1991). L'ambiente acquatico così formato si distacca progressivamente dal corso d'acqua principale, mantenendo la forma arcuata del meandro (Fig. 1a), mentre l'alimentazione è garantita dagli eventi di piena e, in misura minore, dalle acque delle falde superficiali. Il termine *bodrio* nel gergo dialettale viene usato per designare particolari forme d'erosione fluviale denominate anche *gorghi* (MARCHETTI, 2000). Si formano per lo più durante eventi di piena che determinano la rottura degli argini con conseguente fuoriuscita di acqua che, per l'elevata energia e velocità, dà origine a vortici che erodono il suolo formando cavità sub-circolari che entrano in contatto con la falda dalla quale sono successivamente alimentati (Fig. 1b).

PRINCIPALI CARATTERISTICHE DELLE ZONE UMIDE PERIFLUVIALI

Le zone umide perifluviali sono alimentate prevalentemente dalle esondazioni e dalle acque delle falde superficiali e risultano quindi sommerse almeno per parte dell'anno. Hanno marcate variazioni stagionali del livello idrico che influenzano le dinamiche delle comunità vegetali ed animali e dei processi biogeochimici. Il suolo delle zone umide risulta sommerso o saturo d'acqua per periodi variabili, che dipendono in larga misura dal regime idrologico, ma che comunque hanno una durata tale da permettere l'instaurarsi di condizioni di anossia e la crescita di idrofite che sono

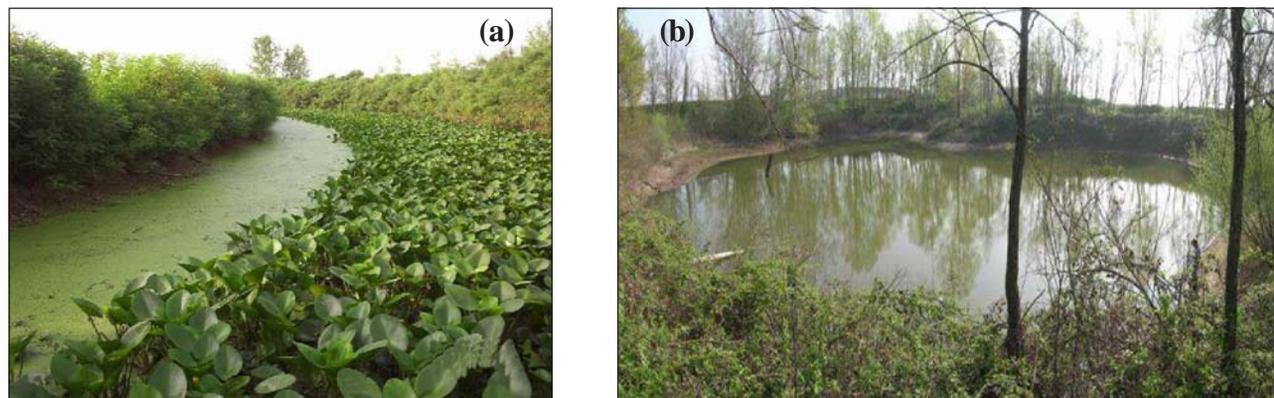


Fig. 1. (a) Lanca di Castelfranco (CR); (b) Bodrio di Gerre Ugolani (CR).

adattate a condizioni così estreme. Spesso è caratterizzato da uno strato superficiale con oltre il 20% di sostanza organica, che continua ad accrescersi per effetto dell'accumulo di materiale vegetale che viene decomposto molto lentamente in condizioni di carenza d'ossigeno o completa anossia (Fig. 2). Come vedremo nella sezione che segue, la presenza di vegetazione specializzata in sedimenti anossici e organici costituisce uno dei fattori di maggiore rilevanza per il funzionamento di questi ambienti, determinandone le principali proprietà funzionali.

La vegetazione delle zone umide presenta solitamente una distribuzione secondo fasce che sono determinate dalle caratteristiche dei fondali e dall'andamento della profondità dell'acqua (Fig. 3). La zona riparia di transizione tra terraferma e acqua, periodicamente inondata, presenta in genere comunità mono o paucispecifiche. La fascia più esterna è dominata da carici (*Carex* sp.). Procedendo verso lo specchio d'acqua, nelle acque poco profonde si trova una zona ad elofite con una dominanza netta di *Phragmites australis* e *Typha latifolia*. Quando presente, il giunco (*Juncus acutus*) predilige invece fondali con sommersione persistente. Il corpo idrico vero e proprio è colonizzato da idrofite, tra cui spesso si ritrovano *Nuphar*, *Potamogeton*, *Polygonum* e Lemnaceae, queste ultime non ancorate al fondo. Quando le acque sono trasparenti, il fondale è coperto da idrofite interamente sommerse (*Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Elodea*).

Le zone umide sono ambienti dinamici soggetti ad un'evoluzione naturale che determina la loro graduale transizione verso la formazione di ecosistemi terrestri (GILMAN, 1994). In genere, gli specchi d'acqua vengono rapidamente occupati da specie pioniere erbacee e arbustive, e in successione da essenze arboree quali

pioppo e salice, mentre le fasce riparie più esterne risultano occupate da comunità vegetali igrofile. La colonizzazione da parte della vegetazione determina l'accumulo di sostanza organica, che viene degradata lentamente a causa della saturazione dei suoli e l'anossia del substrato. L'accumulo di materiale organico refrattario induce così la progressiva diminuzione del battente idrico, l'avanzamento della vegetazione riparia verso le zone centrali e il progressivo interrimento

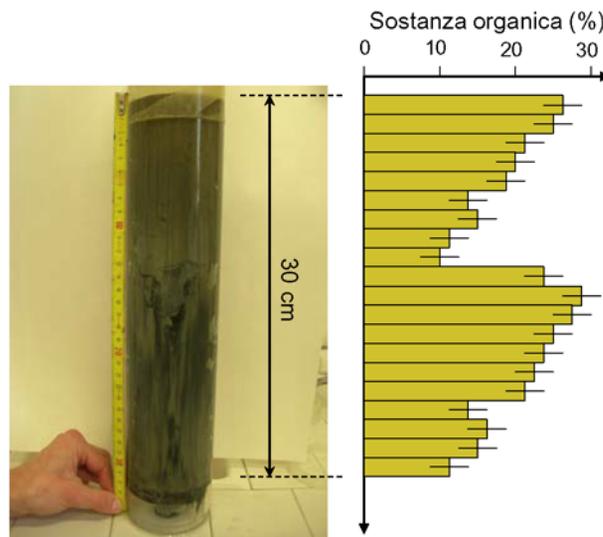


Fig. 2. Profilo verticale di sostanza organica (espressa come percentuale di materia secca persa per incenerimento) nel sedimento superficiale di una lanca (Lancone di Po, Villanova sull'Arda, PC). L'alternanza di orizzonti con colori diversi indica successive deposizioni di materiale vegetale che rimane parzialmente indecomposto (area centrale di colore scuro della carota). Sono inoltre evidenti sacche di gas, probabilmente metano, a causa dell'attività anaerobica di mineralizzazione del detrito.

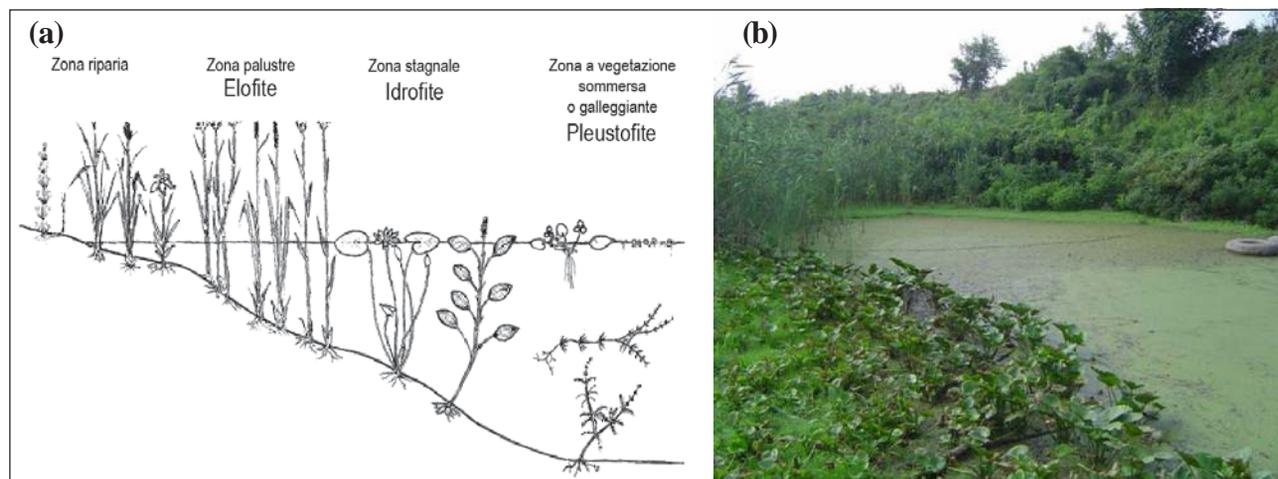


Fig. 3. (a) Rappresentazione della distribuzione della vegetazione in un ambiente umido poco profondo. (b) Un esempio osservabile in natura: zonazione della vegetazione nella Lanca Bicocca (CR).

dello specchio d'acqua (Fig. 4). Molto spesso il progressivo riempimento del bacino è favorito dalla formazione sul fondo di depositi impermeabili di limo e argilla, che rendono difficoltosi gli scambi idrici con la falda (D'AURIA e ZAVAGNO, 1999). Nelle golene fluviali, l'evoluzione delle zone umide è influenzata anche dal regime idrologico e dalla frequenza delle piene che sono al tempo stesso causa della formazione (erosione) e dell'estinzione (deposizione) di questi ambienti. All'evoluzione naturale si è progressivamente sovrapposto l'effetto delle bonifiche e delle attività antropiche, quali ad esempio l'occupazione agricola delle golene e l'abbassamento degli alvei derivante dall'escavazione (MARCHETTI, 2000). Ad esempio, nella sola provincia di Piacenza, le zone umide attive della golena del Po tra il 1975 ed il 1980 erano circa 170, mentre nel 1995-96 erano diminuite a circa 40, alcune delle quali con sommersione solo temporanea (MARZOLI, 1998).

ADATTAMENTI, PROCESSI BIOGEOCHIMICI E FUNZIONI ECOLOGICHE

I processi e le funzioni biogeochimiche delle zone umide sono di solito presentati in modo generico, come sequenze lineari di reazioni unidirezionali, ad esempio con riferimento alla produzione primaria e al prelievo biologico dei nutrienti, al ciclo dell'azoto e alla denitrificazione, alla ritenzione e all'abbattimento dei solidi sospesi (ZALEWSKI e WAGNER-LOTKOWSKA, 2004). Processi e funzioni sono però determinati da un labi-

rinto di reazioni e vie metaboliche controllate da circuiti retroattivi (GOLTERMAN, 1995), che nella maggior parte dei casi si svolgono in strati microscopici situati alle interfacce, ad esempio tra sedimento-acqua e sedimento-radice (WETZEL, 1990; MITSCH e GOSSE-LINK, 2000).

Nelle zone umide, la saturazione e/o la sommersione



Fig. 4. Lanca di Castelfranco (CR) in stato di degrado e avanzato interramento. *Nuphar* cresce nel terreno saturo d'acqua esposto all'atmosfera e colonizzato da altra vegetazione erbacea. Estati siccitose come quelle degli ultimi anni, associate alla pensilità di questi ambienti rispetto ai corpi idrici principali (in questo caso il fiume Oglio) accelerano il naturale processo di interramento.

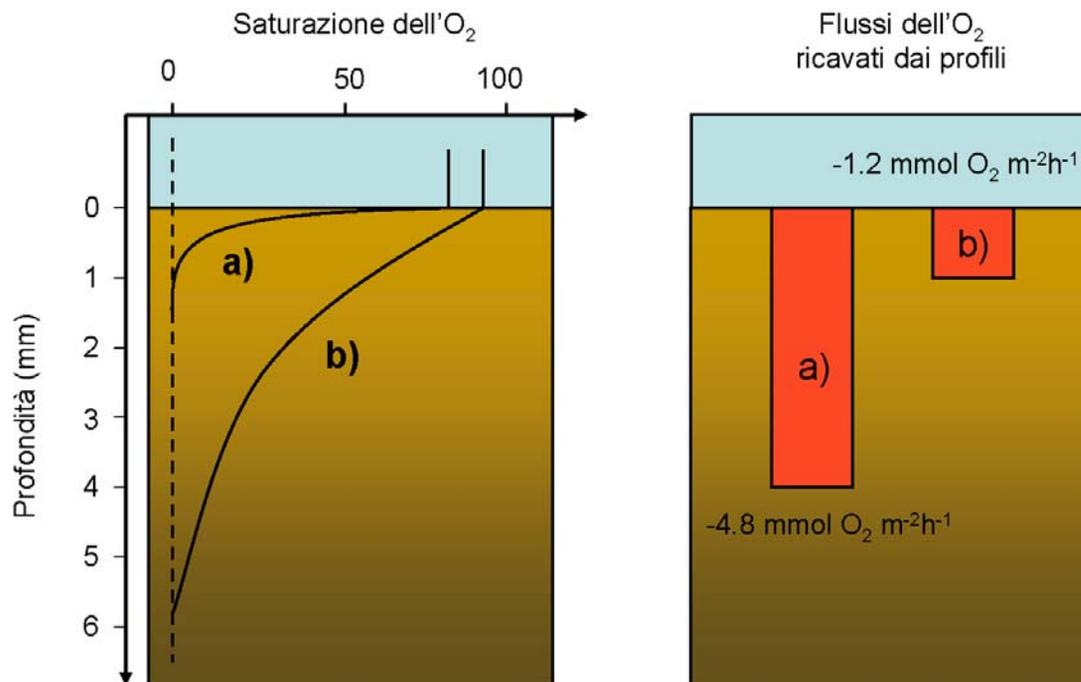


Fig. 5. Profili di ossigeno disciolto e relativi flussi nei primi mm di sedimento, ottenuti rispettivamente mediante microprofilazione e modellazione dei profili nel periodo estivo (a) ed invernale (b). (Modificato da LONGHI, 2006).

del suolo e la formazione di un sedimento ricco di sostanza organica inducono condizioni estreme, dovute essenzialmente alla carenza di ossigeno e alla comparsa di potenziali redox molto negativi. Nel periodo estivo, a causa di temperature e tassi respiratori elevati, la penetrazione dell'ossigeno può essere estremamente limitata (Fig. 5). Condizioni di anossia in ambiente riducente favoriscono lo sviluppo di una vegetazione altamente specializzata, con adattamenti anatomici e fisiologici, quali il parenchima aerifero, che agevolano il trasporto dell' O_2 dalla foglia alla radice e della CO_2 nella direzione opposta. L'ossigeno, che è rilasciato dalla radice nel sedimento anche per effetto del netto gradiente ossico-anossico (ROL: Radial Oxygen Loss, PEDERSEN *et al.*, 1998), favorisce lo sviluppo di una microinterfaccia ossica nel sedimento anossico.

Nel microscopico strato ossico, avvengono reazioni di ossidazione di specie chimiche ridotte che sono tossiche per il vegetale, che trae dunque un vantaggio competitivo nei confronti delle altre specie vegetali non adattate (CRAWFORD, 1992). Ne deriva in genere lo sviluppo di comunità mono- o pauci-specifiche, che sono caratterizzate da un'elevata produttività primaria (Tab. I).

Parallelamente, si ha lo sviluppo di comunità microbiche che sono in grado di accoppiare processi aerobici a reazioni anaerobiche, che possono indurre un notevole beneficio ambientale, ad esempio dissipando almeno parzialmente i carichi azotati (Fig. 6).

Nell'interfaccia ossica lo ione ammonio, che è presente nell'ambiente anossico, viene ossidato a nitrato determinando un gradiente di concentrazione che favorisce la diffusione dell'ammonio verso la radice. Viceversa, per effetto del gradiente di concentrazione, lo ione nitrico tenderà a diffondere verso il sedimento anossico dove viene ridotto per denitrificazione ad azoto molecolare (N_2). Indagini svolte in una decina di lanche della golena fluviale dell'Oglio, hanno evidenziato una nitrificazione potenziale compresa tra 2 e 10 $nmoli\ cm^{-3}\ h^{-1}$, come nitrato prodotto, mentre attorno

ai peli radicali di *Phragmites*, *Nymphaea* e *Potamogeton* i tassi sono nettamente più elevati e compresi tra 15 e 25 $nmoli\ cm^{-3}\ h^{-1}$ (MODENA, 2003).

La penetrazione e i flussi dell'ossigeno sono influenzati non solo dalla presenza della vegetazione, ma anche dalle variazioni del livello idrometrico e quindi dal grado di saturazione idrica dei suoli. Questo andamento regola la penetrazione dell'ossigeno disciolto e si riflette dunque sui processi di ossidazione. Ad esempio, i tassi di nitrificazione sono massimi nella zona di

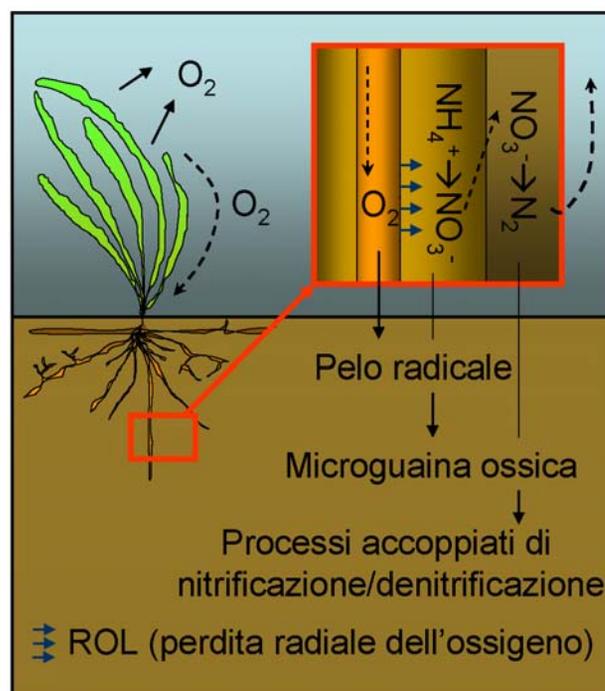


Fig. 6. Rappresentazione schematica delle principali reazioni del ciclo dell'azoto che avvengono all'interfaccia radice-sedimento, in coincidenza con il rilascio radiale di ossigeno. Gli spessori delle guaine attorno ai peli radicali sono sub-millimetrici ed i volumi delle nicchie ossiche estremamente contenuti; la grande estensione della rizosfera però rende quantitativamente non trascurabili i processi descritti.

Tab. I. Produzione annua netta di biomassa (PN) e contenuto elementale di azoto (N) e fosforo (P) di macrofite caratteristiche delle zone umide considerate in questo studio. Le misure di PN sono espresse come biomassa fresca. Il contenuto di sostanza secca delle elofite è in media del 20%, quello di *Lemna* è del 10%. Dati modificati da REDDY e DEBUSK (1985).

	PN kg m ⁻² y ⁻¹	Composizione elementale media (% del peso secco)		Abbattimento annuo medio (g m ⁻² y ⁻¹)	
		N	P	N	P
<i>P. australis</i>	10-60	2,5	0,2	22,5	3,5
<i>T. latifolia</i>	8-61	0,8-2,3	0,1-0,5	60-230	7,5-40,0
<i>Juncus</i> spp.	53	1,2	0,3	80,0	11,0
<i>Lemna</i> sp.	6-26	1,5-7,2	0,6-2,8	30-120	10-45

interfaccia tra suolo emerso e ambiente acquatico, dove sono ottimali le condizioni di ossigenazione e la disponibilità di azoto ammoniacale (Fig. 7).

Nelle condizioni estreme del sedimento anossico e riducente possono instaurarsi altri processi che competono per l'ossigeno con la nitrificazione, ad esempio l'ossidazione del metano, dei solfuri o dei metalli. Ne è un esempio l'ossidazione del ferro ridotto che lascia sulla radice delle macrofite una traccia rossastra appena percettibile che può essere utilizzata come metodo speditivo per valutare la vitalità della vegetazione (BRINSON, 1993). La denitrificazione è influenzata dal pH e dalle condizioni riducenti, ad esempio con valori di Eh molto negativi, anziché la nitrificazione ad azoto molecolare gassoso si può innescare la riduzione dissimilativa del nitrato ad ammonio o DNRA (Dissimilative Nitrate Reduction to Ammonium) che di fatto induce un riciclo dell'ammonio senza perdite di azoto dal sistema acquatico (NIZZOLI *et al.*, 2006). La dissipazione dell'azoto può però persistere anche in condizioni molto riducenti, attraverso le vie metaboliche dell'ANAMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation) o riduzione anaerobica dell'ammonio ad azoto molecolare (DALSGAARD *et al.*, 2005). Resta da valutare l'importanza quantitativa di questi processi. Va infine sottolineato che i processi di nitrificazione e denitrificazione possono produrre anche protossido d'azoto o ossido nitroso (N_2O) che è un potente gas serra.

Poco studiate, ma non meno importanti, sono le comunità perifitiche e i processi che si svolgono all'interfaccia macrofita-acqua. Si tratta di biofilm costituiti da consorzi batterici, popolamenti fungini, microalghe,

protozoi e piccoli metazoi che metabolizzano i nutrienti inorganici e la materia organica disciolta e particellata della colonna d'acqua, nonché gli essudati della vegetazione (WETZEL, 1990).

Ai processi microbici si sovrappongono le attività metaboliche del macrobiota che sono riconducibili in larga misura alla crescita della vegetazione e al prelievo di elementi nutritivi dalle acque interstiziali e dalla colonna d'acqua. Le quote prelevate e incorporate nelle biomasse vegetali sono in parte riciclate in tempi brevi e in parte fissate e trattenute dalle biomasse. Le parti morte dei vegetali vanno quindi a costituire la cosiddetta necromassa o detrito che è soggetto a decomposizione. Si tratta di sequenze complesse di processi che sono mediati da batteri, funghi, meio- e macroinvertebrati e che portano sia alla mineralizzazione che alla formazione di materiali refrattari non ulteriormente degradabili (MANN, 1988). L'accoppiamento di produzione primaria e decomposizione rende conto della capacità della zona umida di incorporare e trattenere nutrienti e contaminanti. In genere, tassi di crescita molto elevati comportano la produzione di biomasse facilmente degradabili, mentre le macrofite a crescita lenta producono biomasse maggiormente refrattarie (ENRIQUEZ *et al.*, 1993). Nel primo caso, il sistema diventa un trasformatore che modula i tempi di abbattimento e rilascio della sostanza organica e dei nutrienti. Nel secondo caso il sistema diventa un *sink*, che può trattenere le sostanze assimilate per tempi molto lunghi (ne sono un esempio le torbiere). Nella tabella II sono riportati alcuni dati relativi alla composizione e alle rate di decomposizione delle macrofite che si ritrovano comunemente nelle zone umide perfluviali. La composizione elementare e i costituenti macromolecolari possono essere usati come un indicatore di biodegradabilità. Le canne palustri, che hanno elevati rapporti C:N e un consistente contenuto di componenti ligno-cellulosiche sono recalcitranti alla decomposizione, mentre le lemnaee che hanno un minor contenuto di materiali strutturali sono più facilmente degradabili (WETZEL, 1990; 1995). Nelle condizioni anossiche e riducenti delle zone umide, la decomposizione microbica della sostanza organica segue in genere vie metaboliche anaerobiche, con una prevalenza di fermentazioni che forniscono prodotti utilizzati dai batteri metanogeni. Parallelamente la metanogenesi può avvenire per riduzione della CO_2 .

Tra le funzioni biogeochimiche delle zone umide è di solito enfatizzata la capacità di abbattere e trattenere materiale solido, nutrienti e microinquinanti sia inorganici che organici, ovvero la funzione *sink* (Fig. 8). Le funzioni *sink* vanno però analizzate complessivamente e su scale spazio-temporali adeguate; risultano infatti non da singoli processi, ma piuttosto da un bilancio di

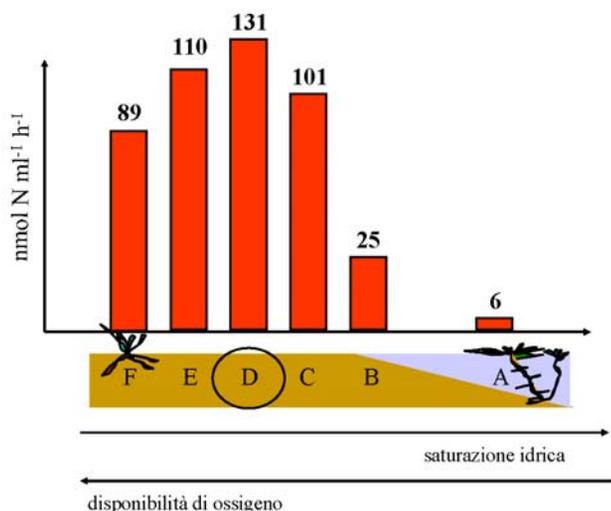


Fig. 7. Tassi potenziali di nitrificazione lungo un gradiente di saturazione idrica del suolo all'interfaccia tra parte emersa e parte sommersa della fascia litoranea di una zona umida (Lanca di Po, 20 agosto 2003).

massa che vede implicati più comparti ambientali e componenti biologiche (VERHOEVEN *et al.*, 2005). Per questa ragione, le zone umide funzionano spesso come trasformatrici, con un disaccoppiamento delle funzioni *sink* e *source*. Ciò si traduce in una modulazione temporale dei carichi che vengono trattenuti, trasformati e rilasciati con un certo ritardo. Nelle condizioni climatiche della pianura padana, la fase *sink* prevale nel periodo primaverile-estivo, mentre la fase *source* è spostata verso l'autunno quando prevalgono i processi di decomposizione e di riciclo. Di fatto, questo sfasamento si traduce in un beneficio parziale per il corpo d'acqua recettore perché il rilascio dalla zona umida avviene nel periodo autunnale quando i processi biolo-

gici sono rallentati ed il rischio di fioriture algali è limitato da temperatura ed illuminazione. I benefici per gli ambienti acquatici possono però essere accompagnati da un rilascio significativo di gas serra (CO_2 , CH_4 , N_2O), con conseguenze per l'atmosfera.

PROCESSI ECOLOGICI, CRITICITÀ E GESTIONE DI UN SISTEMA PALUSTRE PENSILE: LA RISERVA NATURALE PALUDI DI OSTIGLIA

La Riserva Naturale Paludi di Ostiglia (81 ha) è quanto rimane del complesso delle Valli Veronesi e Ostigliesi (30000 ha) dopo i lavori di bonifica effettuati tra il 1870 ed il 1960. Quest'area umida è sopravvissu-

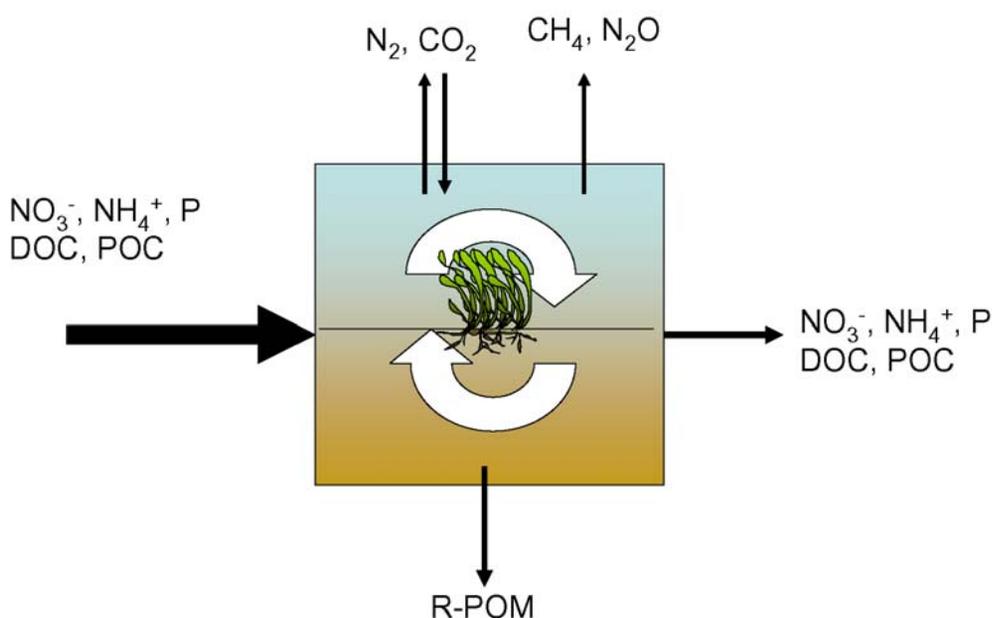


Fig. 8. Le aree umide ricevono apporti pulsanti di nutrienti inorganici ed organici in forma disciolta e particellata. C, N e P sono fissati dalle macrofite e trasferiti ai sedimenti superficiali dove vengono sepolti o rigenerati. L'evoluzione dei sistemi acquatici dipende dagli equilibri tra processi di produzione, export e mineralizzazione che determinano l'accumulo netto di sostanza organica del sistema. Tali equilibri esistono anche a livello dei singoli elementi; nel caso dell'azoto i processi in gioco sono molteplici e includono tra gli altri la fissazione, la denitrificazione, l'uptake e l'ammonificazione. DOC: carbonio organico disciolto, POC: carbonio organico particellato; R-POM: sostanza organica refrattaria.

Tab. II. Composizione macromolecolare e tassi di decomposizione di macrofite caratteristiche delle zone umide considerate in questo studio. F: foglie, S: steli, k: costante di decomposizione (d^{-1}), $t_{50\%}$: tempo di dimezzamento del substrato. I dati sono stati desunti da ⁽¹⁾ MITSCH e GOSSELINK (2000); ⁽²⁾ SZABÒ *et al.* (2000); ⁽³⁾ LONGHI (2006) e, dove non indicato, da VIAROLI (1989).

	proteine	lignina	cellulosa	emicellulosa	ceneri	k	t50%
<i>Phragmites</i> F	11,0	8,8	38,3	19,3	13,0	0,0011	630
<i>Phragmites</i> S	3,2	10,4	52,2	20,0	11,2	0,0022	347
<i>Typha</i> F	8,4	12,5	40,3	18,2	3,4	0,0006	1155
<i>Typha</i> S	2,6	11,4	48,0	23,7	5,5		
<i>Typha</i> F+S						0,0024 ⁽¹⁾	288 ⁽¹⁾
<i>Carex</i> sp.	7,9	4,7	39,2	29,4	9,2	0,0028	247 ⁽³⁾
<i>Lemna</i> sp.	30,1	13,3	36,4	18,8	0,0102 ⁽²⁾	67 ⁽²⁾	

ta grazie al mantenimento di pratiche tradizionali di coltivazione e raccolta delle erbe palustri (canna e carice). È pensile rispetto al piano di campagna per il progressivo compattamento subito dai suoli adiacenti ed è alimentata grazie ad un sistema di idrovore che prelevano acqua da canali di scolo del sistema agricolo adiacente.

Questo ambiente palustre è stato oggetto tra il 2000 ed il 2005 di una intensa attività di ricerca e sperimentazione nell'ambito di un progetto LIFE Natura (SPOTORNO, 2003; ZUCCHI, 2004; CUIZZI *et al.*, 2005; BOLPAGNI, 2006; LONGHI, 2006). Le pratiche di gestione per tutelare habitat e biodiversità sono state individuate ed in parte realizzate con il supporto di ricerche integrate su vegetazione, fauna, idrobiologia e biogeochimica delle zone umide. In particolare, sono state considerate di prioritaria importanza le interazioni tra comparto acquatico, componente vegetale e processi sedimentari (CUIZZI *et al.*, 2005).

I primi studi riguardanti la Riserva hanno messo in evidenza come la particolare condizione di pensilità ne accresca il rischio di compromissione. La necessità di immettere acqua dall'esterno al fine di garantire adeguati livelli idrici, contrasta infatti con l'esigenza di limitare l'apporto di nutrienti dal sistema agricolo circostante (BOLPAGNI *et al.* 2003). Gli ambienti acquatici perimetrali della Riserva, che ricevono dagli impianti idrovori le acque dei canali di bonifica, non sono colonizzati da macrofite, presentano concentrazioni di clorofilla-a fitoplanctonica particolarmente elevate (20-50 $\mu\text{g L}^{-1}$) e una bassa trasparenza. Al contrario, stagni e canali posti al centro della palude hanno acque limpide con un basso contenuto di nutrienti e materiale particolato e sono colonizzati da estese praterie di *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Utricularia australis* in associazione con altre macrofite sommerse. In questi habitat sono abbondanti predatori a vista come il persico reale ed il luccio, ormai scomparsi dalla maggior parte dei sistemi acquatici della Pianura Padana. Gli ambienti perimetrali funzionano come zone tampone, proteggendo quelli più interni che raggiungono un buon livello qualitativo delle acque e del sistema ambientale nel suo complesso. Al tempo stesso, il crescente stato di compromissione delle aree perimetrali di questi ambienti relitti ed isolati ne sottolinea la vulnerabilità. A questo proposito è stato notato come ci sia una forte correlazione tra i bloom fitoplanctonici e la frequenza delle immissioni di acque dai canali di bonifica.

La Palude appare come un esteso canneto con *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in associazione con cariceti dominati da *Carex elata* All. che tendono ad occupare gli specchi d'acqua determinandone l'interramento. Da un lato, le biomasse vegetali

che raggiungono i 10 kg m⁻² immobilizzano quantità significative di nutrienti e microinquinanti inorganici favorendo la depurazione delle acque. L'accumulo di biomassa refrattaria alla decomposizione è però causa di interrimento del sistema, per cui si rendono necessari interventi di diserbo. Le attività di coltivazione tradizionali prevedono di per sé l'utilizzo del pirodiserbo (debbio) primaverile, seguito dalla sommersione dei canneti bruciati, allo scopo di eliminare il canneto e ottenere cariceti puri. Gli incendi controllati causano però apporti di fosforo inorganico all'ambiente acquatico che stimolano fioriture algali. In pratica, il sistema subisce un *feedback* positivo, con un riciclo interno del fosforo immobilizzato nelle biomasse. Questa pratica dovrebbe essere sostituita da un più oneroso ma indispensabile intervento di sfalcio e raccolta meccanica, con rimozione netta di biomassa dal sistema. In assenza di diserbo, si renderebbe necessario lo scavo dei canali interni che tendono ad occludersi velocemente. Le operazioni di dragaggio comportano però un'inevitabile risospensione di materiale particolato, mobilitazione di soluti e disturbo alle numerose specie pregiate (dall'avifauna agli anfibi). La rimozione dei sedimenti in questo sistema è inoltre resa particolarmente complessa dall'inconsistenza dei materiali depositati, che sono espansi e fioccosi e dalla carenza di tecnologie adeguate.

L'aspetto più interessante dei risultati relativi alla caratterizzazione delle Paludi di Ostiglia riguarda indubbiamente l'analisi dei sedimenti superficiali. Carotaggi effettuati nella zona più interna del sistema palustre, lontano da qualsiasi possibile impatto antropico, rivelano che i sedimenti superficiali hanno una penetrazione dell'ossigeno compresa tra 1 e 6 mm, profondità variabile in ragione delle temperature dell'acqua e del contenuto di sostanza organica (Fig. 5). Gli stessi sedimenti, nell'orizzonte superficiale (0-10 cm) hanno profili praticamente omogenei di densità (<1,05 g cm⁻³), porosità (>0,9), contenuto di acqua (>90%), contenuto di sostanza organica (>25%) e concentrazioni micromolari di azoto ammoniacale e fosforo ortofosfato. Nel substrato poco compatto è facilitata la diffusione dei soluti rigenerati verso la colonna d'acqua. I processi diffusivi sono inoltre favoriti dalla risospensione dovuta al vento, alla bioturbazione operata dai ciprinidi e al mixing verticale causato dalla costante ebollizione del sedimento per l'emissione di metano. Questi fattori sono in grado di mantenere ben mescolati gli orizzonti più superficiali e di favorire l'efflusso dei soluti verso la colonna d'acqua azzerando i gradienti. In modo analogo anche composti quali l'ossigeno disciolto o l'azoto nitrico, presenti nella colonna d'acqua, possono essere trasferiti per rimescolamento verticale in orizzonti sedimentari dove nor-

malmente non sono presenti ed alimentare di conseguenza e in modo intermittente processi aerobici o di riduzione del nitrato in siti normalmente anaerobici dove il processo respiratorio dominante è la riduzione di anidride carbonica a metano. Un esperimento di laboratorio, in cui l'effetto meccanico dell'ebollizione del metano è stato simulato in carote di sedimento intatte, ha rivelato come il rimescolamento del sedimento superficiale sia in grado di stimolare il trasporto di nitrato in profondità e la denitrificazione che passa quasi istantaneamente da 35 a 550 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Questo aspetto, ancora poco studiato, merita ulteriori approfondimenti in quanto sembra svolgere un ruolo importante nelle trasformazioni e nell'abbattimento dei carichi inquinanti.

RELAZIONI TRA MACROFITE DOMINANTI E PROCESSI BIOGEOCHIMICI

Indagini stagionali condotte tra il 1998 ed il 2005 nella Lanca di Po, un'area umida perfluviale del Po (Villanova sull'Arda, PC), hanno permesso di studiare l'evoluzione del chimismo delle acque in relazione alle piene autunnali del Po, alla successione della comunità dei produttori primari e agli scambi tra sedimento superficiale e colonna d'acqua (BARTOLI *et al.*, 2003; BOLPAGNI, 2006). In anni particolarmente secchi (come il 2003) l'ambiente si è prosciugato all'inizio dell'estate e la macrofita dominante (*Trapa natans*, la comune castagna d'acqua) non ha completato lo sviluppo. La riserva di semi presente nel sedimento ha comunque permesso alla pianta di ricrescere l'anno successivo e al sistema di riprendere il funzionamento tipico degli anni precedenti. Nella lanca il completo prosciugamento non sembra avere un impatto negativo sulla vegetazione per effetto della notevole resilienza del sistema, naturalmente adattato a grandi variazioni del livello idrico. Al contrario, processi come la mancanza di una piena sembrano salutari per il sistema bentonico in quanto innescano il compattamento dei sedimenti soffici che rimangono esposti all'aria per periodi prolungati e si riossidano. Analogamente, piene primaverili sono state assorbite senza danni dall'ecosistema umido. Come altre macrofite emergenti la castagna d'acqua, quando è soggetta a condizioni di sommersione, ha tassi di crescita dell'ordine dei cm h^{-1} ed è quindi in grado di raggiungere rapidamente l'interfaccia acquaria con la rosetta. Lo stelo di *Trapa* è in ogni caso almeno 2-3 volte più lungo dell'altezza del battente idrico, per cui la rosetta resta affiorante anche quando i livelli delle acque si innalzano bruscamente.

Nei periodi di piena (prevalentemente in autunno) la Lanca di Po è alimentata dalle acque del fiume, mentre nel periodo estivo l'ambiente è isolato e stagnante. L'altezza della colonna d'acqua varia dunque da alcuni

metri (novembre-marzo) a poche decine di centimetri (luglio-settembre) a causa anche della forte evapotraspirazione. Da ottobre ad aprile lo specchio d'acqua è libero da vegetazione, la trasparenza varia in ragione dell'alternanza di fioriture di fitoplancton e microfitorbenthos. In maggio, dai sedimenti soffici della lanca, iniziano ad emergere i germogli della castagna d'acqua che raggiungono la superficie dell'acqua e formano la caratteristica rosetta. Le rosette affiorano inizialmente nella fascia litoranea per poi colonizzare l'intera superficie dell'ambiente acquatico, dove formano una copertura estremamente densa, con picchi di 4-6 kg m^{-2} , che impedisce la penetrazione della luce.

Le esondazioni del Po, i bloom fitoplanctonici, le interazioni acqua-sedimento e, soprattutto, lo sviluppo della castagna d'acqua sono i fattori determinanti l'evoluzione del chimismo delle acque della Lanca. La piena del novembre 2000 ha apportato una quantità di azoto inorganico disciolto compresa tra 900 e 1200 kg e una quantità di fosforo ortofosfato di circa 30 kg. Apporti di acqua e nutrienti di questa entità sono quantitativamente significativi per la vicenda annuale della lanca. L'evoluzione delle concentrazioni dei nutrienti inorganici disciolti evidenziano la capacità del sistema di metabolizzare rapidamente il carico di nutrienti (Fig. 9). Dal momento in cui la lanca ritorna ad essere isolata dal Po, infatti, le concentrazioni di azoto e fosforo diminuiscono progressivamente e sono convertite in biomassa fitoplanctonica e macrofita.

La rapida diminuzione delle concentrazioni delle forme inorganiche di azoto e fosforo nei mesi invernali è spiegata da bloom di microalghe fitoplanctoniche che persiste da febbraio ad aprile con valori di clorofilla "a" di circa 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. In questi mesi i valori di pH delle acque superano le 8.5 unità per l'intensa attività fotosintetica fitoplanctonica e l'ossigeno disciolto si mantiene su valori di saturazione. Nelle fasi in cui le acque sono aperte la presenza di elevate densità di fitoplancton innesca la crescita di popolamenti zooplanctonici, in particolare di rotiferi. La successiva diminuzione del fitoplancton è spiegata sia dal *grazing* dello zooplancton che dal crescente ombreggiamento della colonna d'acqua causato dallo sviluppo della *Trapa natans* che in estate occupa tutto lo specchio d'acqua. Nel periodo estivo, nella colonna d'acqua i nutrienti inorganici si mantengono su concentrazioni estremamente basse e *Trapa* cresce probabilmente assimilando N e P dalle acque interstiziali tramite i peli radicali con cui è debolmente ancorata al substrato. Le quantità totali di azoto e fosforo presenti nella biomassa di *Trapa* nel pieno sviluppo del letto sono pari a circa 480 kg di N e 190 kg di P ma, considerando un tasso reale di crescita del 25%, le quantità di N e P assimilate dalla macrofita durante l'intera stagione di crescita sono probabilmen-

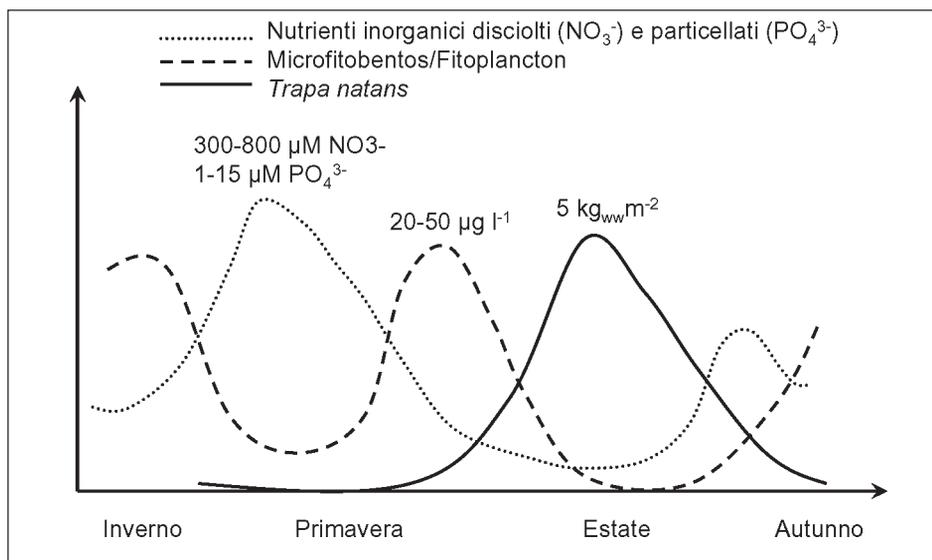


Fig. 9. Tipica evoluzione stagionale della Lanca di Po. Alla piena del fiume corrisponde un aumento dei nutrienti inorganici cui segue una fioritura fitoplanctonica e, successivamente, lo sviluppo di *Trapa*. La senescenza delle macrofite mobilizza nutrienti che alimentano una seconda fioritura fitoplanctonica. Le dimensioni relative dei picchi sono arbitrarie.

te dell'ordine di 2400 kg di N e 900 kg di P. In definitiva si può concludere che gran parte del fosforo e buona parte dell'azoto incorporati nella biomassa della castagna d'acqua provengono dai sedimenti o sono efficacemente riciclate da parti morte della stessa pianta.

Le quantità di azoto e fosforo totali contenute nell'orizzonte superficiale del sedimento (0-5 cm) nei mesi primaverili, prima della crescita della *Trapa*, sono dell'ordine di 3100 kg di N e 870 kg di fosforo. Le quantità di fosforo mobilizzate dalla castagna d'acqua sono dunque simili a quelle del sedimento, ad indicare che gran parte della riserva di fosforo dell'ambiente è in qualche modo sfruttata dalla pianta. L'azoto dei sedimenti è invece molto maggiore di quello incorporato nelle biomasse. Complessivamente, il contributo della colonna d'acqua è marginale e riveste una certa importanza solo in coincidenza con le piene. In queste condizioni, l'effetto delle piene è temporaneo poiché N e P inorganici, convertiti in biomassa fitoplanctonica, vengono trasferiti ai sedimenti in tempi relativamente brevi. Nei sedimenti più profondi e ormai stabilizzati (8-12 cm), meno del 2% del fosforo totale è intrappolato nel detrito vegetale resistente alla degradazione microbica, mentre circa il 16-18% dell'azoto totale è incorporata nei residui vegetali, ad indicare che una frazione non trascurabile di questo elemento viene sepolta ogni anno nei sedimenti. La sepoltura e l'allontanamento dell'azoto sono favoriti dal trasporto solido delle piene che deposita strati consistenti di materiale inorganico. In profondità, la sostanza organica è refrattaria alla decomposizione per cui i nutrienti incor-

porati durante la crescita sono quindi sottratti in modo permanente dal sistema acquatico. Il sedimento può però essere perturbato dai processi di metanogenesi, alimentati dal carbonio organico presente nei sedimenti anossici, che determinano un forte gradiente di CH_4 nelle acque interstiziali e fuoriuscita di gas dal sedimento. Incubazioni di rosette di *Trapa* in camere galleggianti hanno evidenziato un consistente efflusso di questo gas verso l'atmosfera (BOLPAGNI *et al.*, in stampa).

CONCLUSIONI E PROSPETTIVE

I processi biogeochimici che avvengono nelle zone umide sono correlati con la capacità di trattenere la materia particellata e di trasformare e abbattere sostanze inquinanti, che rappresentano due delle funzioni ecologiche considerate per la valutazione dell'importanza di questi ecosistemi. L'enfasi che è stata posta su queste funzioni è stata probabilmente sopravvalutata, non considerando che i carichi inquinanti possono indebolire la vegetazione e indurre trasformazioni nelle comunità microbiche con una conseguente caduta della capacità di metabolizzare gli inquinanti (VERHOEVEN *et al.*, 2005). La riduzione dei carichi che transitano nella zona umida verso il corpo d'acqua recettore dipende per la maggior parte dalla sepoltura del detrito non decomposto e da perdite in atmosfera. La sepoltura e la diagenesi primaria possono però essere reversibili, qualora una perturbazione alteri gli orizzonti superficiali del sedimento. La produzione e la perdita di gas possono a loro volta indurre alterazioni negli equilibri sedimentari indebolendo la ritenzione degli inchi-

nanti sequestrati. Il rilascio di gas di gas serra (CO₂, CH₄, N₂O) può infine avere un impatto significativo sul sistema ambientale nel suo complesso.

L'incremento dei gas serra, in particolare della CO₂, può generare modificazioni nei tassi di crescita e nella composizione sia elementare che macromolecolare, e dunque può essere influente sui processi di decomposizione e ritenzione dei nutrienti. Studi recenti hanno dimostrato che probabilmente ad un aumento della concentrazione atmosferica della CO₂ corrisponde non solo un incremento dei tassi di crescita delle macrofite dominanti, ma si osserva anche un considerevole aumento dei rapporti C:N e del contenuto di composti polifenolici (WETZEL, 2006). In altre parole, si potrebbe instaurare una sorta di *feedback loop* positivo che accoppia un più elevato tasso di crescita ad una maggiore refrattarietà dei tessuti, contrariamente a quanto

previsto nei modelli classici (ENRIQUEZ *et al.*, 1993).

Lo studio dei fattori che regolano i processi interni e la loro sensibilità alle variazioni climatiche e delle condizioni ambientali sembra dunque essere una nuova via per meglio comprendere le funzioni biogeochimiche delle zone umide e, in definitiva, per valutare le potenzialità della gestione, soprattutto del controllo degli inquinanti, e della loro conservazione.

Ringraziamenti. Le ricerche presentate in questo lavoro sono state realizzate con il contributo finanziario del Comune di Ostiglia, del Parco dell'Oglio Sud e della Guidotti soc. coop. di Polesine Parmense. Un particolare ringraziamento va ai Dottori Rossano Bolpagni, Daniele Longhi, Daniele Nizzoli e Monica Pinardi che hanno svolto parte delle ricerche citate in questo contributo.

BIBLIOGRAFIA

- BARTOLI M., BOLPAGNI R., VIAROLI P., 2003. Relazione tra il ciclo stagionale di *Trapa natans* L. e la qualità dell'acqua nella Lanca di Po (Villanova d'Arda, Piacenza). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* **80**: 161-167.
- BOLPAGNI R., 2006. *Adattamenti di macrofite radicate in sedimenti di ambienti umidi a diverso grado di anossia: implicazioni per i cicli biogeochimici dei nutrienti e i processi microbici nella rizosfera*. Tesi di Dottorato in ecologia, XVII ciclo, Università degli Studi di Parma.
- BOLPAGNI R., BARTOLI M., VIAROLI P., 2003. Caratterizzazione di acque, sedimenti e idrofite nella Riserva Naturale Paludi di Ostiglia. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* **80**: 169-174
- BRINSON M.M., 1993. *A hydrogeomorphic classification for wetlands*. Technical Report WRP-DE-4, Waterways Experiment Station, Army Corps of Engineers, Vicksburg, Mississippi.
- CASTIGLIONI G.B., 1991. *Geomorfologia*. UTET, Torino, 436 pp.
- COWARDIN L.M., CARTER V., GOLET F.C., LAROE E.T., 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U.S. Department of Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C. 103 pp.
- CRAWFORD R.M.M., 1992. Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. *Advances in Ecological Research* **23**: 93-185.
- CUZZI A., CASALE F., VIAROLI P., BARTOLI M., BOLPAGNI R., LONGHI D., TOMASELLI M., FRACASSO G., 2005. Gestione delle zone umide e conservazione attiva degli habitat e delle specie di importanza comunitaria. *I Quaderni della Riserva Naturale Paludi di Ostiglia* **3**, 200 pp.
- DALSGAARD T., THAMDRUP B., CANFIELD D.E., 2005. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in the marine environment. *Research in Microbiology* **156**: 457-464.
- D'AURIA G., ZAVAGNO F., 1999. *Indagine sui "bodri" della provincia di Cremona*. Ed. Provincia di Cremona Monografie di Pianura **3/1999**, 230 pp.
- ENRIQUEZ S., DUARTE C.M., SAND-JENSEN K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* **94**: 457-471.
- GILMAN K., 1994. *Hydrology and wetland conservation*. John Wiley & Sons, Chichester, 101 pp.
- GOLTERMAN H.L., 1995. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia* **315**: 39-58.
- HOWARD-WILLIAMS C., 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspectives. *Freshwater Biology* **15**: 391-413.
- LONGHI D., 2006. *Processi di decomposizione del detrito vegetale ed emissione di gas serra (metano ed ossidi dell'azoto) in ambienti umidi di pianura*. Tesi di Dottorato in ecologia, XVIII ciclo, Università degli Studi di Parma.
- MANN K.H., 1988. Production and use of detritus in various freshwater, stuarine and marine environments. *Limnology and Oceanography* **33**: 910-930.
- MARCHETTI M., 2000. *Geomorfologia fluviale*. Pitagora Editrice, Bologna, 260 pp.
- MARZOLI M. 1998. *Stato di Conservazione e principali caratteristiche idrochimiche di ambienti perfluviali nella golena del Po tra Castelsangiovanni (PC) e Polesine Parmense (PR)*. Tesi di laurea inedita in Scienze Naturali, Università degli Studi di Parma.
- MITSCHE W.J., GOSSELINK J.G., 2000. *Wetlands*. Third ed. Wiley, New York, 722 pp.
- MODENA V., 2003. *Analisi e controllo dell'inquinamento delle acque da nitrati: ruolo della nitrificazione nelle zone umide*

- perfluviali*. Tesi di laurea inedita in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma.
- NIZZOLI D., WELSH D.T., FANO E.A., VIAROLI P., 2006. Impact of clam and mussel (*Tapes philippinarum* and *Mytilus galloprovincialis*) farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series* **315**: 151-165.
- ODUM H.T., 1957. Trophic structure and productivity of Silver Spring. *Ecological Monographs* **27**: 55-112.
- PEDERSEN O., BORUM J., DUARTE C.M., FORTES M.D., 1998. Oxygen dynamics in the rizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology Progress Series* **169**: 283-288.
- REDDY K.R., DEBUSK W.F., 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality* **14**: 459-462.
- SPOTORNO C., 2003. *Evoluzione stagionale del chimismo delle acque in relazione alla vegetazione acquatica e alla gestione della Riserva naturale Paludi di Ostiglia (Mantova)*. Tesi di laurea inedita in Scienze Naturali, Università degli Studi di Parma.
- SZABÓ S., BRAUN M., NAGY P., BALÁZSY S., REISINGER O., 2000. Decomposition of duckweed (*Lemna gibba*) under axenic and microbial [-2pt] conditions: flux of nutrients between litter water and sediment, the impact of leaching and microbial degradation. *Hydrobiologia* **434**: 201-210.
- TEAL J.M., 1967. Energy flow in the salt-marsh ecosystems of Georgia. *Ecology* **43**: 614-624.
- VERHOEVEN J.T.A., ARHEIMER B., YIN, C., HEFTING M.M., 2005. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends in Ecology and Evolution
- VIAROLI P., 1989. *Alcuni aspetti della decomposizione di materiali ligno-cellulosici in ambienti acquatici temporanei*. Tesi di Dottorato in Scienza dell'Ambiente, II ciclo. Università degli Studi di Parma.
- ZALEWSKI M., WAGNER-LOTKOWSKA I., 2004. *Integrated watershed management. Ecohydrology and phytotechnology manual*. UNESCO ROSTE, Venice, 246 pp.
- ZUCCHI P., 2004. *Valutazione del rischio di interrimento di un'area umida pensile, la Riserva Naturale Paludi di Ostiglia*. Tesi di laurea inedita in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma.
- WETZEL R.G., 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 6-24.
- WETZEL R.G., 1995. Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* **33**: 83-89.
- WETZEL R.G., 2006. Transudation of elevated atmospheric CO₂ and natural light through altered carbon fluxes and higher trophic level production in aquatic ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **29**: 1112-1128.