

Processi biogeochimici e controllo del carico di azoto nei sedimenti litorali di laghi artificiali nel bacino del fiume Po

Daniele Nizzoli*, Giulia Rossi, Daniele Longhi, Valentina Nigro, Pierluigi Viaroli

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

* Referente per la corrispondenza: daniele.nizzoli@nemo.unipr.it

Riassunto

Nei sedimenti litoranei degli ambienti acquatici l'assimilazione da parte dei produttori primari e la denitrificazione batterica sono processi che rimuovono il carico azotato in modo temporaneo o permanente, ma le interazioni tra le comunità sono complesse ed è tuttora controverso il ruolo dei due processi in ambienti ricchi di nitrati. In questo lavoro il metabolismo bentonico, i tassi di denitrificazione e i flussi di azoto inorganico disciolto attraverso l'interfaccia acqua-sedimento sono stati misurati su base stagionale in sedimenti litorali di laghi di cava colonizzati da microalghe bentoniche e macrofite radicate (*Potamogeton pectinatus*). Il sistema bentonico è risultato nettamente autotrofo durante tutto l'anno e il metabolismo fortemente influenzato dalle comunità di produttori primari. Il sedimento è una trappola di azoto inorganico disciolto ($2-2,5 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) con tassi di denitrificazione ($1,2-1,5 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) mediamente più elevati nel periodo estivo in presenza di *P. pectinatus* e sostenuti prevalentemente dalle elevate concentrazioni di nitrati in colonna d'acqua ($150-180 \mu\text{M}$). Diversamente da quanto osservato in ambienti marini costieri, dove a basse concentrazioni di nitrato l'assimilazione da parte dei produttori primari limita i processi dissimilativi, in presenza di elevate concentrazioni di azoto la denitrificazione e l'assimilazione sono paragonabili. L'abbattimento dell'azoto misurato in questo studio è risultato confrontabile con il carico generato da superfici equivalenti di terreno coltivato ($0,03-0,50 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$), a conferma della elevata potenzialità di questi ambienti come trappole di N.

PAROLE CHIAVE: metabolismo bentonico / denitrificazione / laghi di cava / macrofite radicate / microalghe bentoniche / *Potamogeton pectinatus*

Biogeochemical processes and denitrification rates in littoral sediments of sand-pit lakes in the Po River Watershed

Interactions between benthic primary production and bacterial processes contribute dissipative (i.e. denitrification to N_2) or conservative (i.e. assimilation and retention) nitrogen transformations, with different pathways in macrophyte or microphytobenthic and oligotrophic or eutrophic systems. In this work benthic metabolism, denitrification and nitrogen assimilation rates were measured seasonally in littoral sediments of a sand-pit lake with rooted macrophytes (*Potamogeton pectinatus*) and benthic microalgae and with water column nitrate concentration from 150 to 180 μM . Benthic metabolism was net autotrophic and the sediment was a net sink of dissolved inorganic nitrogen ($2-2.5 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$). Overall, denitrification ($1.2-1.5 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) and assimilation rates ($0.9-1.8 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) were comparable and higher in macrophyte than in microphytobenthic sediments. Differently from what was generally observed in coastal marine sediments, where at low nitrogen concentrations primary production keeps low microbial denitrification, under the very high nitrate concentrations of this study, high denitrification rates were stimulated by *P. pectinatus*. Overall, the submerged macrophyte community controlled the diffuse nitrogen load from the watershed ($0.03-0.5 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) acting as a potential nitrogen sink.

KEY WORDS: benthic metabolism / denitrification / sand-pit lakes / rooted macrophytes / benthic microalgae / *Potamogeton pectinatus*

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni l'attività antropica ha profondamente modificato il ciclo dell'azoto aumentando la quantità totale di azoto reattivo (Nr) negli ecosistemi terrestri e acquatici con conseguenze marcate sulla composizione in specie, sulla produttività di tali sistemi e sulla salute umana (VITOUSEK *et al.*, 1997; TOWNSEND *et al.*, 2003; GALLOWAY *et al.*, 2003). Per questo motivo, nell'ultimo decennio sono stati avviati nume-

rosi studi sul ciclo biogeochimico dell'azoto in ambienti acquatici, finalizzati a comprendere i processi che ne regolano il trasferimento tra i diversi comparti ambientali, in modo da individuare modalità per ridurre il carico di questo elemento (STEINGRUBER *et al.*, 2001; DAVIDSON e SEITZINGER, 2006; PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELAS, 2006).

Nei laghi e negli ambienti acquatici marginali i pro-

cessi biologici come l'assimilazione da parte dei produttori primari e la denitrificazione batterica rallentano il trasferimento del carico di Nr nel suo cammino tra le diverse componenti dell'ecosistema e tra gli ecosistemi stessi (JENSEN e SKOP, 1998; SEITZINGER *et al.*, 2006; PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELAS, 2006). Tuttavia, in territori fortemente antropizzati, come il bacino padano o i bacini dei grandi fiumi europei, la riduzione dell'estensione e il deterioramento di laghi e zone umide hanno fortemente diminuito la capacità di controllo dei carichi diffusi, aumentando quindi il trasferimento di azoto nei corpi idrici principali (GALLOWAY *et al.*, 2003; VERHOEVEN *et al.*, 2006).

Parallelamente, l'estrazione di materiali inerti nella fascia golendale ed extragolendale dei principali fiumi causa la formazione di nuovi ambienti lacustri, originatisi in seguito all'intercettazione delle acque di falda (GOVI e TURITTO 1993; DI NATALE e DURIO, 1995; VIAROLI *et al.*, 2002). Nel contesto fortemente antropizzato delle zone perifluviali, i laghi di cava stanno progressivamente diventando i principali ambienti lentici e la loro presenza solleva diverse problematiche gestionali, in quanto potrebbero costituire un'importante occasione di riqualificazione ambientale (DI NATALE e DURIO, 1995; SALMASO *et al.*, 1995; KATTNER *et al.*, 2000; NIENHUIS e LEUVEN, 2001; VIAROLI *et al.*, 2002; GALAS, 2003; GENONI *et al.*, 2003; ROSSETTI *et al.*, 2003). Nonostante la rilevanza di questi ambienti acquatici, sono ancora scarsi gli studi sulla loro ecologia e sui processi che controllano l'evoluzione della qualità delle acque e dell'intero ecosistema, come quelli sul ciclo dell'azoto che rappresenta uno dei fattori maggiormente critici. In particolare, sono poco studiati i processi biogeochimici che avvengono nel comparto bentonico della zona litorale e che sembrano svolgere un ruolo rilevante nella regolazione delle proprietà dell'intero bacino lacustre (VADEBONCOEUR *et al.*, 2002). Alcuni studi indicano ad esempio che in tale comparto il metabolismo e i tassi di denitrificazione sono più elevati rispetto a quelli che caratterizzano i sedimenti della zona pelagica (CHRISTENSEN e SØRENSEN 1986; DEN HEYER e KALFF, 1998; SAUNDERS e KALFF, 2001). Nella zona litorale, dove la bassa profondità della colonna d'acqua favorisce lo sviluppo di una comunità diversificata di produttori primari, le trasformazioni dell'azoto sono però complesse e modulate da diversi fattori (concentrazione di nitrato, sostanza organica, temperatura) e dalle interazioni tra la comunità dei produttori primari e quelle batteriche che sono determinate da fotosintesi di macrofite, decomposizione aerobica e anaerobica delle biomasse prodotte, processi di nitrificazione e denitrificazione (CAFFREY e KEMP, 1992; RISGAARD-PETERSEN, 2004; PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELAS, 2006). Studi condotti in ambienti ma-

rini costieri oligotrofi, dove l'azoto limita generalmente la produzione primaria, hanno evidenziato che l'attività delle macrofite radicate o delle microalghe bentoniche riduce la capacità di denitrificazione del sistema favorendo la ritenzione dell'azoto nella biomassa vegetale (WELSH *et al.*, 2000; RISGAARD-PETERSEN, 2004; BARTOLI *et al.*, 2008). Nonostante si ritenga che i rapporti tra i processi di assimilazione autotrofa ed eterotrofa e di denitrificazione siano in grado di regolare il ciclo dell'azoto, determinandone la ritenzione quando prevale la produzione primaria, o la dissipazione quando è dominante la denitrificazione, non è ancora chiaro quale sia l'effetto delle diverse comunità di produttori primari, in particolare in ambienti caratterizzati da un forte carico esterno di azoto.

Questo studio è parte di un progetto di ricerca pluriennale che ha l'obiettivo di valutare l'evoluzione a lungo termine della qualità delle acque, della struttura e del funzionamento delle comunità e dei processi biogeochimici in laghi di cava situati nelle zone perifluviali del bacino del Po. In particolare, questo lavoro ha l'obiettivo di analizzare l'evoluzione stagionale del metabolismo bentonico, dei flussi di azoto inorganico disciolto e dei tassi di denitrificazione nella zona litorale di un lago di cava in sedimenti colonizzati da microalghe e da macrofite radicate (*Potamogeton pectinatus*). I tassi di denitrificazione misurati sono stati inoltre confrontati con i carichi di nitrato generati nel bacino al fine di verificare le potenzialità di questi ambienti come trappole di azoto.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Lo studio è stato condotto nel lago di Ca' Stanga (località Mortizza, Piacenza) che ha avuto origine da una cava di sabbia e ghiaia ed è alimentato prevalentemente da acqua di falda (Fig. 1 e Tab. I). L'attività estrattiva è terminata nel mese di aprile 2004 e al mo-

Tab. I. Coordinate geografiche, principali caratteristiche morfometriche e carico di azoto generato nel bacino del lago di Ca' Stanga.

Coordinate	N 45° 03' 13", E 9° 47' 46"
Lunghezza massima (m)	423
Larghezza massima (m)	319
Superficie (m²)	113535
Volume (m³)	1018935
Profondità max (m)	17
Profondità media (m)	9
Perimetro (m)	1441
Carico generato (t N anno⁻¹)*	400-800

* Piano di Tutela delle Acque Regione Emilia Romagna

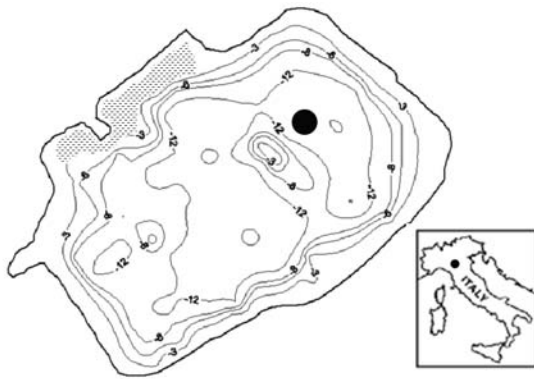


Fig. 1. Mappa del Lago di Ca' Stanga. Sono riportate le stazioni di campionamento per le misure delle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche della colonna d'acqua e del metabolismo bentonico. I rilievi sono stati effettuati rispettivamente nel punto di massima profondità del bacino (●) e nella zona litorale (area tratteggiata).

mento il lago è oggetto di interventi di riqualificazione ambientale. I sedimenti litorali, compresi tra 0 e 2 m di profondità, si estendono su una superficie pari a circa 1,3 ha, che rappresenta l'11% di tutta la superficie del lago, e sono in parte colonizzati da macrofite sommerse tra cui è dominante *P. pectinatus*.

Caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua

I campionamenti sono stati condotti con frequenza mensile dal 24 gennaio al 19 dicembre 2007 e i prelievi sono stati effettuati in una stazione fissata in corrispondenza del punto di massima profondità (Fig. 1). Ad ogni sopralluogo sono state misurate direttamente sul posto la temperatura, la concentrazione dell'ossigeno disciolto, la conducibilità elettrica specifica (25 °C) e il pH con una sonda multiparametrica (YSI modello 556 MPS) a intervalli di 1 m sull'intera colonna d'acqua. In parallelo sono stati prelevati campioni d'acqua (circa 2 litri) mediante bottiglia di Ruttner in superficie, a -1, -2, -4, -6, -8 e -12 m di profondità ed in corrispondenza del fondo, per la determinazione della concentrazione di $N-NH_4^+$ (KOROLEFF, 1970), $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ (APHA, 1998), della clorofilla-*a* fitoplanctonica (APHA, 1998) e dell'alcalinità (RODIER, 1978).

Metabolismo bentonico, flussi di azoto inorganico e tassi di denitrificazione

I flussi di ossigeno e azoto inorganico disciolto (NH_4^+ e NO_3^-) e i tassi di denitrificazione sono stati determinati seguendo la tecnica dell'incubazione di carote intatte di sedimento (DALSGAARD *et al.*, 2000; BARTOLI *et al.*, 2008). I campionamenti sono stati effettuati da marzo a dicembre 2007 a cadenza bime-

strale. Ad ogni sopralluogo sono state raccolte manualmente, ad una profondità di 1-2 m, un totale di 12 carote: 6 carote (diametro interno 20 cm) nei sedimenti colonizzati da *P. pectinatus* e 6 carote (diametro interno 8 cm) nel sedimento non colonizzato. In aggiunta 3 ulteriori carote per sito (diametro interno 4 cm) sono state raccolte per la determinazione delle caratteristiche chimico-fisiche del sedimento superficiale. Una volta prelevate, tutte le carote sono state trasportate nel minor tempo possibile in laboratorio dove sono state sistemate all'interno di una vasca d'incubazione aerata contenente circa 150 litri di acqua del sito, posta al buio in una camera termostata alla stessa temperatura misurata al momento del prelievo. Le incubazioni sono state effettuate il giorno successivo dopo un tempo di stabilizzazione di circa 20 ore.

Le misure dei flussi di ossigeno e azoto inorganico disciolto e dei tassi di denitrificazione sono state condotte alla luce e al buio. L'intensità luminosa delle lampade è stata impostata in base alla radiazione media giornaliera del periodo di campionamento registrata con un quantofotoradiometro PAR (Delta OHM, mod. HD 9021). I flussi di ossigeno (titolazione secondo Winkler), azoto ammoniacale e azoto nitrico sono stati misurati come variazione nel tempo della concentrazione del composto considerato. I tassi di denitrificazione sono stati determinati sulle stesse carote utilizzate per la misura dei flussi mediante la tecnica di accoppiamento isotopico (NIELSEN, 1992), che prevede l'impiego di $^{15}NO_3^-$. Il metodo permette di quantificare il tasso di denitrificazione totale (D_T) e di distinguere la sorgente di nitrato utilizzata: nitrato proveniente dalla colonna d'acqua (D_W) o nitrato prodotto dalla nitrificazione nei sedimenti (D_N). Per una più completa trattazione dei calcoli e delle assunzioni della tecnica si rimanda a RISGAARD-PETERSEN e RYSGAARD (1995) e STEINGRUBER *et al.* (2001).

I valori orari dei flussi e dei tassi di denitrificazione sono stati successivamente moltiplicati per le ore di luce e di buio medie del periodo di campionamento per ottenere i flussi giornalieri, mentre i flussi stagionali sono stati calcolati integrando i tassi giornalieri nell'intervallo compreso tra la data di un campionamento e quelle precedente e successiva.

Al termine delle incubazioni è stata quantificata la biomassa di *P. pectinatus* presente all'interno delle carote come biomassa fresca e dopo essiccazione in stufa a 70 °C.

Le caratteristiche chimico-fisiche del sedimento superficiale dei due siti sono state determinate sezionando il primo cm di sedimento raccolto nelle carote da 4 cm di diametro. Successivamente il sedimento è stato omogeneizzato e sono stati prelevati sottocampioni per la determinazione di porosità, densità, conte-

nuto di sostanza organica, come perdita di peso per incenerimento a 550 °C, e concentrazione della clorofilla-*a* (Chl-*a*) determinata per via spettrofotometrica secondo LORENZEN (1967).

RISULTATI

Evoluzione stagionale delle caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua.

I valori di temperatura dell'acqua hanno evidenziato una chiara evoluzione stagionale con stratificazione termica estiva corrispondente ad un termocline situato tra 5 e 6 m di profondità. Valori minimi, compresi tra 6 e 8 °C, sono stati misurati lungo tutto il profilo verticale durante il periodo invernale, mentre quelli più elevati (27 °C) sono stati registrati nell'epilimnio in luglio (Fig. 2). Le acque sono risultate ricche di ioni disciolti, con conducibilità compresa tra 491 e 662 $\mu\text{S cm}^{-1}$, alcalinità totale tra 3,2 e 5,4 meq L^{-1} e valori di pH

leggermente alcalini e compresi tra 7,4 e 8,5 unità, tipici di ambienti ben tamponati ricchi di carbonati. Durante il periodo di studio sono state misurate concentrazioni di clorofilla-*a* fitoplanctonica mediamente basse e inferiori a 3 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un picco di 38 $\mu\text{g L}^{-1}$ osservato in maggio ad una profondità compresa tra -4 e -6 m (Tab. II). Concentrazioni di ossigeno mediamente alte e omogenee lungo il profilo verticale, sono

Tab. II. Valori mediани, minimi e massimi di conducibilità specifica (25 °C), pH, alcalinità totale, carbonio inorganico disciolto (DIC) e clorofilla-*a* fitoplanctonica.

	minimo	massimo	mediano
Conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	491	662	587
pH	7.4	8.5	8.1
Alcalinità Totale (meq L^{-1})	3.2	5.4	4.5
DIC (mg C L^{-1})	38	69	55
Clorofilla- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	<1	38	2

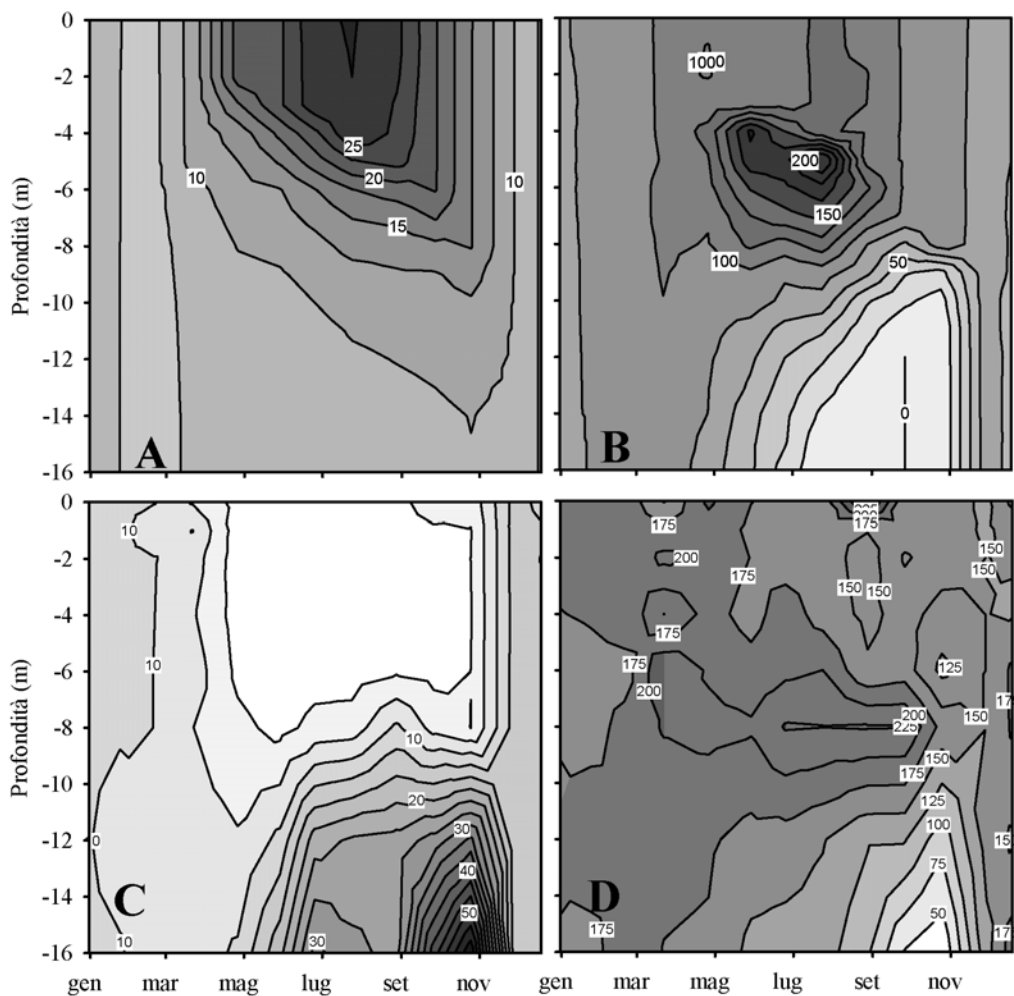


Fig. 2. Variazioni stagionali dei profili verticali di: A) temperatura (°C), B) percentuale di saturazione dell'ossigeno (%), C) azoto ammoniacale (μM), D) azoto nitrico (μM), misurati nella colonna d'acqua del lago di Ca' Stanga lungo il profilo di massima profondità.

state osservate durante i periodi di piena circolazione mentre, al termine del periodo estivo, condizioni di ipossia-anossia si sono instaurate nell'ipolimnio. La concentrazione dell'ossigeno nell'epilimnio è risultata al contrario elevata (compresa tra 9 e 19 mg L⁻¹) e ha avuto un andamento opposto rispetto all'ipolimnio: condizioni di forte sovrassaturazione (fino al 200%) sono state misurate tra giugno e settembre (Fig. 2).

La concentrazione dell'azoto inorganico disciolto (DIN = N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) è risultata compresa tra 86 e 264 µM, con una netta prevalenza dall'azoto nitrico che costituisce nell'80% dei campioni analizzati oltre il 90% del DIN. Questi rapporti cambiano solo durante il periodo estivo in prossimità del fondo, dove l'azoto ammoniacale diviene la forma dominante. Le concentrazioni di questo ione, omogenee lungo tutta la colonna d'acqua nei periodi di piena circolazione (7 e 14 µM), a partire da marzo diminuiscono progressivamente nell'epilimnio fino a valori inferiori al limite di rilevazione del metodo analitico, mentre nell'ipolimnio aumentano fino a concentrazioni di 60 µM in ottobre (Fig. 2). La concentrazione di NO₃⁻ durante il periodo di campionamento subisce marcate variazioni sia stagionali che lungo il profilo verticale. Le concentrazioni più elevate (circa 260 µM) sono state misurate nel periodo gennaio-aprile 2007; successivamente i valori diminuiscono progressivamente sia a livello dell'epilimnio (fino a 136 µM) che dell'ipolimnio (fino a 30 µM) (Fig. 2).

Biomassa dei produttori primari, flussi di ossigeno, azoto inorganico disciolto e tassi di denitrificazione all'interfaccia acqua-sedimento

Tra febbraio e marzo il letto di *P. pectinatus* è risultato poco sviluppato, con una biomassa fogliare media compresa tra 3 e 32 g m⁻² (come biomassa secca a 70 °C). Nei mesi successivi è stata osservata una crescita costante della biomassa che si è estesa in modo più o meno omogeneo su tutta l'area di campionamento, fino a raggiungere i valori massimi misurati in luglio (223 g m⁻²), per poi diminuire nuovamente nei

mesi successivi intorno a valori di 65 ± 35 g m⁻² (dicembre). La variazione di biomassa delle microalghe bentoniche, misurata come concentrazione di clorofilla-*a*, è risultata meno marcata di quella di *P. pectinatus*: i valori medi più elevati sono stati misurati nel mese di luglio (Chl-*a* = 65 ± 13 mg m⁻²) e quelli minimi in marzo (Chl-*a* = 48 ± 25 mg m⁻²) (Tab. III).

Complessivamente i sedimenti superficiali sono risultati eterogenei e composti in prevalenza da strati di sabbia mista a limo, alternati da alcuni strati argillosi con valori costanti di porosità e densità. L'area colonizzata da *P. pectinatus* è caratterizzata da un sedimentamento meno compatto e costituito da una percentuale più elevata di sostanza organica (4,1 ± 1,2 %) rispetto a quella dell'area senza macrofite (3,0 ± 2,2 %) (Tab. III). I primi centimetri di sedimento dell'area colonizzata da macrofite sono risultati molto soffici e costituiti da una significativa quantità di biomassa detritica, derivante probabilmente dal seppellimento di residui vegetali parzialmente decomposti. Il contenuto di questo detrito vegetale è risultato compreso tra 20 e 160 g m⁻² (come peso secco).

In tutte le date di campionamento è stata misurata una produzione netta positiva di ossigeno sia nell'area colonizzata da *P. pectinatus* (P) che in quella con sedimento non colonizzato (S). Nei sedimenti colonizzati i flussi dell'ossigeno hanno seguito un andamento stagionale con valori di produzione più elevati in maggio (9,6 ± 3,7 mmol m⁻² h⁻¹) e minimi in ottobre (3,7 ± 0,9 mmol m⁻² h⁻¹). In questo sito il consumo bentonico di O₂ è risultato compreso tra -1,5 ± 0,3 mmol m⁻² h⁻¹ in marzo e -7,0 ± 3,4 mmol m⁻² h⁻¹ in luglio. Lo stesso andamento stagionale, anche se meno marcato, è stato misurato nel sedimento colonizzato da microfitobentos: in condizioni di luce la massima produzione è risultata pari a 4,6 ± 2,3 mmol O₂ m⁻² h⁻¹ in luglio, mentre la respirazione è risultata compresa tra -0,8 ± 0,2 (marzo) e -2,5 ± 0,2 mmol O₂ m⁻² h⁻¹ (luglio) (Fig. 3).

In tutte le date di campionamento il comparto bentonico ha funzionato come una trappola di azoto sia in

Tab. III. Valori medi, minimi e massimi di densità, porosità, contenuto percentuale di sostanza organica, concentrazione di clorofilla-*a* e biomassa di *Potamogeton pectinatus* misurati nei sedimenti del lago di Ca' Stanga. Il contenuto di clorofilla-*a* è stato misurato esclusivamente nei sedimenti non colonizzati da *P. pectinatus*. (S) = sedimento non colonizzato e (P) = sedimento colonizzato da *P. pectinatus*.

	minimo		massimo		medio	
	P	S	P	S	P	S
Porosità (ml _{H₂O} ·ml _{sed} ⁻¹)	0,5	0,4	0,8	0,8	0,7	0,6
Densità (g·cm ⁻³)	1,0	1,2	1,3	1,8	1,2	1,5
Sostanza Organica (%)	2,3	1,1	6,4	6,8	4,1	3,0
Clorofilla- <i>a</i> (mg m ⁻²)		23		109		58
Biomassa <i>P. pectinatus</i> (g _{dw} m ⁻²)	3		223		73	

condizioni di illuminazione che al buio, a causa prevalentemente del consumo di azoto nitrico. Il flusso negativo di nitrato, simile in condizioni di luce e buio, è risultato mediamente superiore nei campionamenti estivi (fino a $-588 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e paragonabile tra le due tipologie di sedimento. L'azoto ammoniacale, al contrario, è sempre consumato dal comparto bentonico in condizioni di luce, mentre al buio questo ione è prevalentemente rilasciato alla colonna d'acqua. I flussi alla luce sono risultati simili nelle due tipologie di sedimento e compresi tra massimi primaverili e autunnali di $-100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e minimi estivi di $-50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Al buio, al contrario, i flussi sono risultati più elevati nel sito colonizzato da *P. pectinatus* con un picco massimo in luglio ($62 \pm 45 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). In assenza di macrofite il rilascio è stato più contenuto e pari a $6 \pm 1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Fig. 4).

I tassi di denitrificazione totale sono risultati superiori in P rispetto a S; in entrambi i siti D_T segue un chiaro andamento stagionale con valori minimi misurati durante il periodo invernale ($\sim 22 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e valori più elevati in estate ($\sim 400 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$). La denitrificazione totale è sostenuta prevalentemente dal nitrato che diffonde nel sedimento anossico dalla colonna d'acqua (D_w) e che rappresenta in media tra l'84 e il 96% (P) e il 74 e 99% (S) di D_T . Tassi maggiori di D_w ($294 \pm 49 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) sono stati misurati nel periodo estivo rispetto a quelli primaverili e invernali quando D_w è risultata circa 3 volte inferiore. Nel sedimento con microfitobentos, i tassi di D_w misurati alla luce (compresi tra 22 ± 30 e $186 \pm 46 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) corrispondono circa alla metà di quelli misurati al buio negli stessi mesi di campionamento (tra 35 ± 5 e $362 \pm 57 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Al contrario,

nel sito con *P. pectinatus*, le differenze tra luce e buio sono risultate meno accentuate. La denitrificazione del nitrato prodotto nel sedimento dal processo di nitrificazione è stata mediamente bassa, con intensità simili in condizione di luce e buio e comprese tra 4 ± 3 e $44 \pm 8 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in P e tra 3 ± 5 e $46 \pm 8 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in S (Fig. 5).

DISCUSSIONE

Il bacino studiato è semi-naturale e di origine recente, è caratterizzato da valori di conducibilità, pH e alcalinità delle acque confrontabili con quelli di altri ambienti lentici della Pianura Padana, localizzati in bacini calcarei, ben tamponati e ricchi di ioni disciolti. L'analisi dell'evoluzione stagionale della concentrazione di clorofilla-*a* fitoplanctonica suggerisce una classificazione del lago come mesotrofico. Il chimismo della colonna d'acqua è influenzato dall'origine di falda delle acque, che drenano un territorio prevalentemente agricolo, dalla vicenda termica del bacino e dai processi metabolici di produzione e decomposizione della sostanza organica. L'alimentazione del lago da acque di falda, che in quest'area sono particolarmente ricche di azoto nitrico (RUSSO e ZAVATTI, 2001), spiega ad esempio l'elevata concentrazione di NO_3^- .

L'evoluzione stagionale dei profili verticali di ossigeno e nutrienti evidenzia l'incidenza della stratificazione termica estiva e dell'importanza relativa dei processi di produzione e mineralizzazione della sostanza organica. Nell'ipolimnio, dove predominano i processi di respirazione e mineralizzazione della sostanza organica, si osserva una progressiva diminuzione della concentrazione di O_2 e dell' NO_3^- e il parallelo accumulo di azoto ammoniacale.

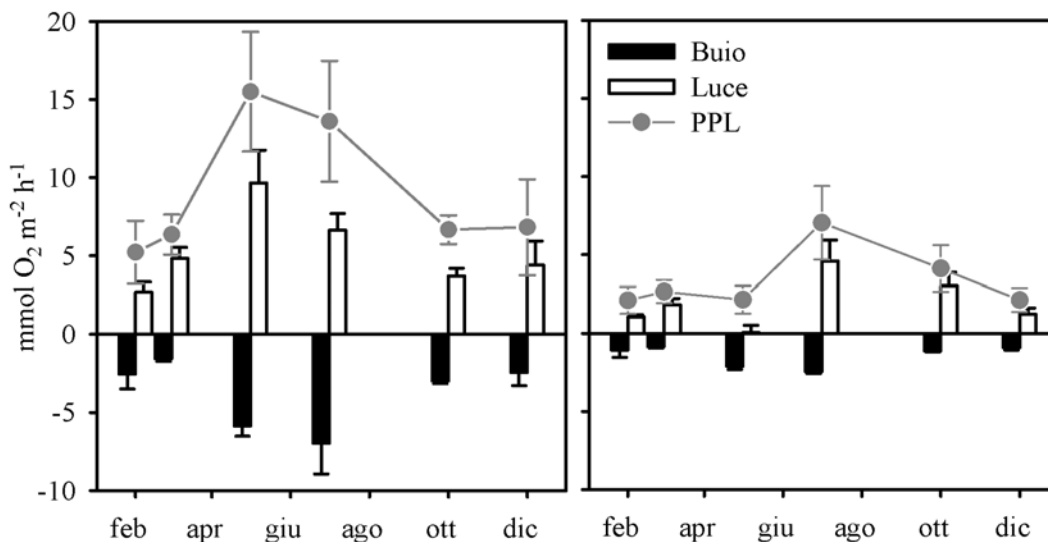


Fig. 3. Flussi bentonici di ossigeno e produzione primaria lorda (PPL) misurati in condizioni di luce e buio in carote contenenti sedimento colonizzato da *Potamogeton pectinatus* (a sinistra) e sedimento colonizzato da microfitobentos (a destra).

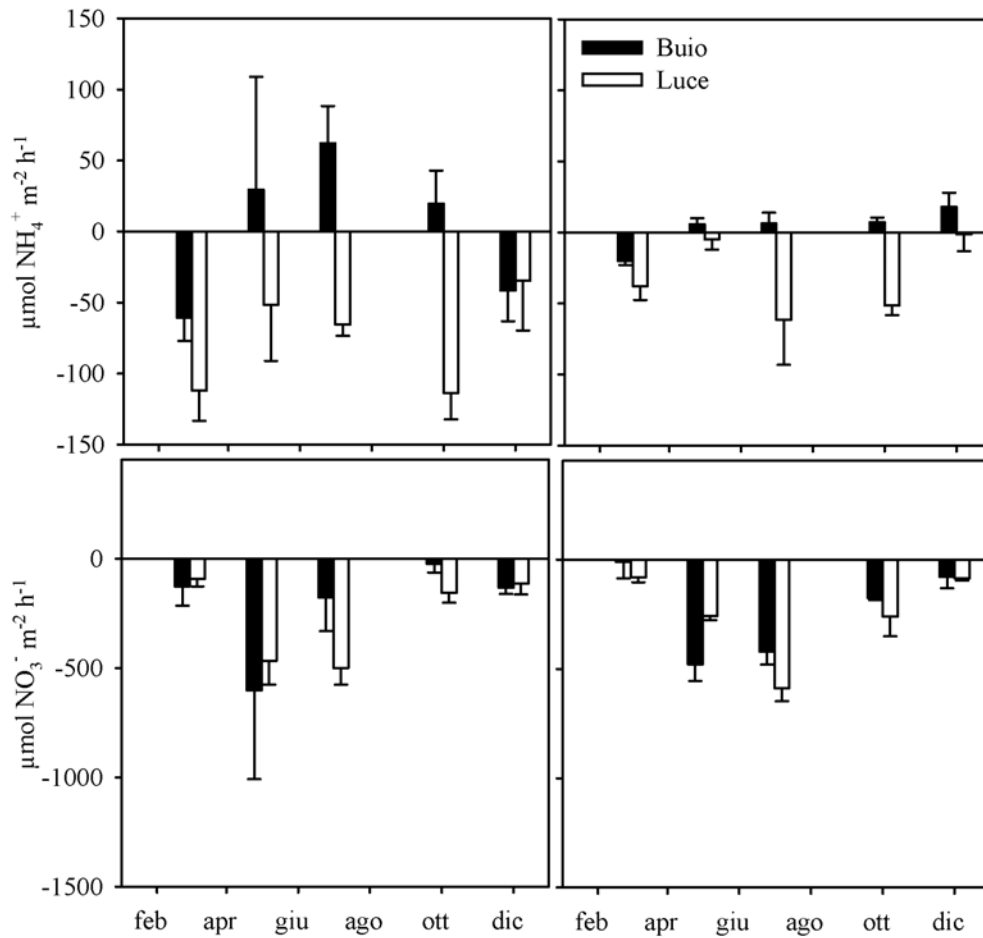


Fig. 4. Flussi bentonici di azoto ammoniacale (sopra) e nitrico (sotto) misurati in condizioni di luce e buio in carote contenenti sedimento colonizzato da *Potamogeton pectinatus* (a sinistra) e sedimento colonizzato da microfitobentos (a destra).

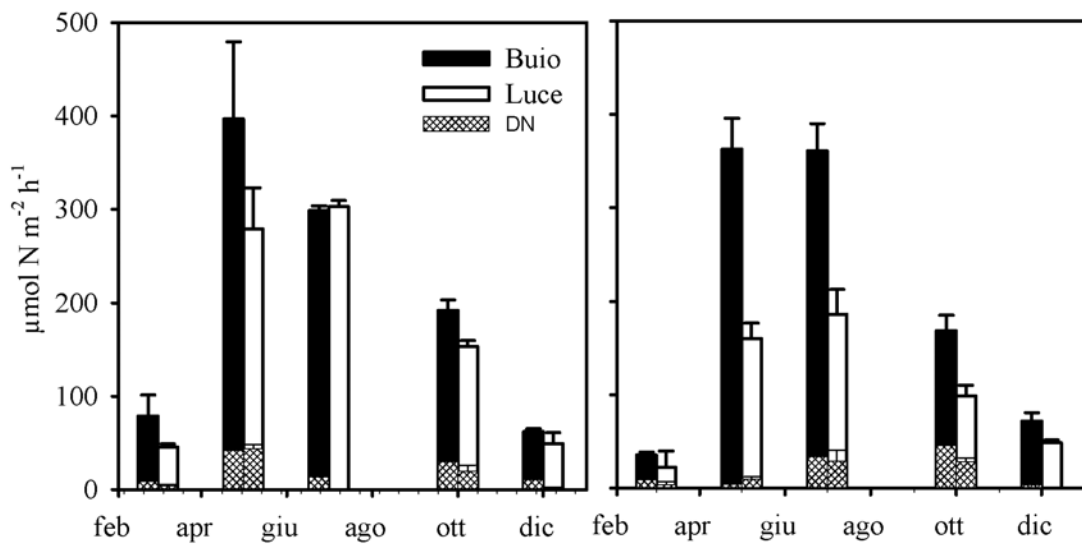


Fig. 5. Tassi di denitrificazione misurati in condizioni di luce e buio in carote contenenti sedimento colonizzato da *Potamogeton pectinatus* (a sinistra) e sedimento colonizzato da microfitobentos (a destra). I tassi di denitrificazione totale sono suddivisi per la componente dovuta al nitrato che diffonde dalla colonna d'acqua (D_w) e al nitrato prodotto nel sedimento per nitrificazione (D_N).

Il problema del deficit ipolimnico di ossigeno, osservato durante i mesi estivi, è comune nei bacini della Pianura Padana soggetti a stratificazione termica (VIAROLI *et al.*, 2002; ROSSETTI *et al.*, 2003). Il livello trofico e il deficit ipolimnico dell'ossigeno disciolto sono risultati tuttavia meno accentuati rispetto ad ambienti di origine simile situati nella stessa area sia in posizione extragolenale che all'interno della golena (NIZZOLI *et al.*, in prep.; VIAROLI *et al.*, 2002). In questo bacino, ad esempio, il volume di acqua ipossica al culmine della stratificazione estiva è meno del 10% del volume totale.

A livello dell'epilimnio, dove sono sempre state misurate condizioni di buona ossigenazione, l'attività dei microfitobentos e delle macrofite radicate ha un marcato effetto sul metabolismo bentonico e sulla produzione di ossigeno. Durante tutto il periodo di campionamento i due sistemi possono essere classificati come nettamente e altamente autotrofici (VIAROLI e CHRISTIAN, 2003) con tassi di produzione lorda che risultano tra 2 e 4 volte superiori ai tassi di respirazione. Complessivamente nel sedimento colonizzato da *P. pectinatus* è stata misurata una produttività quasi tripla rispetto a quella del sito con microfitobentos e l'elevato rapporto tra PPL e R indica che, durante il periodo di campionamento, la biomassa prodotta non è completamente mineralizzata nel sito di produzione ma è esportata o trasferita ai livelli trofici superiori o accumulata come detrito nel sedimento (CHAPIN *et al.*, 2006). Una quota importante si accumula comunque nel comparto bentonico come detrito, che rappresenta circa il 50-70% della biomassa totale (foglie+radici+detrito).

La progressiva diminuzione delle concentrazioni di azoto ammoniacale e nitrico a livello dell'epilimnio è il risultato dell'assimilazione da parte dei produttori primari (fitoplancton, microfitobentos e macrofite) e dei processi di denitrificazione. Il comparto bentonico è risultato, in tutte le date di campionamento, una trappola di azoto inorganico disciolto sia in condizioni di illuminazione che in condizioni di buio, con flussi confrontabili in presenza ed in assenza di macrofite radicate. I flussi di DIN, integrati per il periodo di studio, ammontano ad un abbattimento netto di azoto inorganico compreso tra 24 e 28 g N m⁻². L'assimilazione da parte dei produttori primari svolge un ruolo importante nel regolare il flusso di NH₄⁺ attraverso l'interfaccia acqua-sedimento. Durante i periodi di luce i flussi sono risultati negativi, mentre in condizioni di buio prevalgono i processi dissimilativi e il rilascio di NH₄⁺ verso la colonna d'acqua. Il flusso del DIN è comunque sostenuto prevalentemente dal consumo di azoto nitrico. I flussi di nitrato, risultati sempre diretti dalla colonna d'acqua verso i sedimenti, sono dovuti

per circa il 50% alla denitrificazione.

Complessivamente la D_T misurata in questo lavoro ricade nell'intervallo di valori riportati in letteratura per altri ambienti di acqua dolce, anche se si colloca all'estremo superiore ed è sostenuta dall'elevata concentrazione di nitrati in colonna d'acqua (JENSEN *et al.*, 1996; PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELAS, 2006; SEITZINGER *et al.*, 2006). Questo aspetto è confermato dall'importanza relativa di D_W rispetto a D_N; nonostante i valori di D_N misurati in questo lavoro siano risultati fino a 10 volte più elevati rispetto a quelli misurati in altri ambienti acquatici poco profondi (SEITZINGER, 1988), la diffusione del nitrato dalla colonna d'acqua rappresenta tra il 70 e il 100% della denitrificazione totale. Questi risultati concordano con il modello generale secondo il quale l'importanza relativa dei due processi cambia in rapporto al contenuto di nitrato in colonna d'acqua: secondo questo modello in ambienti con concentrazioni di NO₃⁻ pari a circa 100 μM la denitrificazione diretta (D_W) rappresenta oltre l'80% della denitrificazione totale (SEITZINGER *et al.*, 2006). L'attività dei produttori primari influenza diversamente D_W che è risultata mediamente più elevata nel sito colonizzato da *P. pectinatus* durante le ore di luce, mentre i valori sono risultati simili tra i due sedimenti al buio. Si può dunque concludere che l'attività fotosintetica delle microalghe inibisce la denitrificazione nelle ore diurne, aumentando lo spessore dello strato ossico del sedimento e riducendo di conseguenza la velocità di diffusione del nitrato verso il sedimento anossico (CHRISTENSEN *et al.*, 1990; RISGAARD-PETERSEN *et al.*, 1994).

I tassi di denitrificazione totale, compresi tra 22 e 396 μmol m⁻² h⁻¹, corrispondono ad un abbattimento netto stagionale di azoto tra 13 e 17 g N m⁻². Se si assume che i tassi di denitrificazione siano distribuiti omogeneamente sull'intera superficie della zona litorale (12700 m²), è possibile stimare un abbattimento annuale di azoto compreso tra 166 e 216 kg N, immaginando rispettivamente una zona litoranea colonizzata esclusivamente da microfitobentos ed una colonizzata interamente da macrofite radicate. Questo abbattimento risulta circa doppio se si include anche la quota di azoto assimilato dai produttori primari e trattenuto nella biomassa. Questi valori possono essere confrontati con il carico diffuso generato nel bacino da superfici equivalenti di terreno coltivato. Utilizzando i coefficienti di conversione in PROVINI *et al.* (1998) e PAGNOTTA e BARBIERO (2003), il carico diffuso è risultato compreso tra 0,4 e 8 g N m⁻² y⁻¹ a seconda del tipo di uso del suolo, valori confrontabili con quelli riportati nel Piano di Tutela delle Acque dell'Emilia Romagna (REGIONE EMILIA ROMAGNA, 2005) e compresi tra 1 e 2 g N m⁻² y⁻¹. Secondo questi risultati i processi metabo-

lici che avvengono nella sola zona litorale del bacino sono in grado di abbattere una quota di azoto generata da terreni coltivati di estensione compresa tra 2 e 50 ettari a seconda del tipo di uso del suolo e della struttura della zona litorale. HELMER e LABROUE (1993), calcolando la denitrificazione a livello dell'intero bacino in laghi di cava nella regione di Toulouse in Francia che coprono una superficie di terreno compresa tra 1 e 50 ettari, hanno stimato un consumo di nitrato equivalente ad una superficie di suolo coltivato pari a circa 20 ettari di terreno. A fronte di tali dati, si può affermare che il processo di denitrificazione nei sedimenti litorali del lago studiato è particolarmente efficiente nel rimuovere azoto disciolto biodisponibile dal sistema.

CONCLUSIONI

I laghi di cava sono realtà che generalmente si inseriscono in un paesaggio dominato da agricoltura intensiva, in cui è elevata la concentrazione di nitrati nei terreni, nelle acque superficiali e profonde. La pianificazione delle attività estrattive, finalizzata sem-

plicemente alla massimizzazione dello sfruttamento, dà generalmente origine a bacini caratterizzati da rive scoscese e con una estensione ridotta di zone a basso fondale, che non consentono l'instaurarsi di una comunità vegetale sufficientemente sviluppata.

I risultati ottenuti in questo studio hanno messo in luce le potenzialità dell'area litorale dei laghi di cava. In particolare, si è visto che incrementando l'estensione della fascia compresa tra 0 e 2 metri di profondità e diminuendo la pendenza delle sponde, si potrebbe favorire la crescita di comunità di macrofite che determinano, come dimostrato in questo lavoro, tassi di produzione primaria e denitrificazione più elevati. In conclusione un'attenta sistemazione finale dei laghi di cava potrebbe contribuire a rigenerare habitat acquatici e parallelamente quei processi naturali, come la denitrificazione batterica e l'assimilazione da parte dei produttori primari, in grado di controllare la concentrazione di azoto nelle acque e quindi contribuire in modo significativo ad aumentare la qualità delle acque di bacini situati in territori fortemente antropizzati.

BIBLIOGRAFIA

- A.P.H.A. (American Public Health Association), 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edn. APHA, Washington, DC.
- BARTOLI M., NIZZOLI D., CASTALDELLI G., VIAROLI P., 2008. Community metabolism and buffering capacity of nitrogen in a *Ruppia cirrhosa* meadow. *Journal of experimental marine biology and ecology*, **360**: 21-30.
- CAFFREY J.M., KEMP W.M., 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnology and Oceanography*, **37**: 1483-1495.
- CHAPIN F.S., WOODWELL G.M., RANDERSON J.T., RASTETTER E.B., LOVETT G.M., BALDOCCHI D.D., CLARK D.A., HARMON M.E., SCHIMEL D.S., VALENTINI R., WIRTH C., ABER J.D., COLE J.J., GOULDEN M.L., HARDEN J.W., HEIMANN M., HOWARTH R.W., MATSON P.A., MCGUIRE A.D., MELILLO J.M., MOONEY H.A., NEFF J.C., HOUGHTON R.A., PACE M.L., RYAN M.G., RUNNING S.W., SALA O.E., SCHLESINGER W.H., SCHULZE E.D., 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems*, **9**: 1041-1050.
- CHRISTENSEN P.B., SØRENSEN J., 1986. Temporal variation of denitrification activity in plant covered littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. *Applied and Environmental Microbiology*, **51**: 1174-1179.
- CHRISTENSEN P.B., NIELSEN L.P., SØRENSEN J., REVSBECH N.P., 1990. Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variations related to benthic oxygen metabolism. *Limnology and Oceanography*, **35**: 640-651.
- DALSGAARD T., NIELSEN L.P., BROTHAS V., VIAROLI P., UNDERWOOD G.J.C., NEDWELL D.B., SUNDBÄCK K., RYSGAARD S., MILES A., BARTOLI M., DONG L., THORNTON D.C.O., OTTOSEN L.D.M., CASTALDELLI G., RISGAARD-PETERSEN N., 2000. *Protocol handbook for NICE-Nitrogen cycling in estuaries: a project under the EU research programme*. Marine Science and Technology (MAST III). National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 62 pp.
- DAVIDSON E.A., SEITZINGER S., 2006. The enigma of progress in denitrification research. *Ecological Applications*, **16**: 2057-2063.
- DEN HEYER C., KALFF J., 1998. Organic matter mineralization rates in sediments: A within- and among-lake study. *Limnology and Oceanography*, **43**: 695-705.
- DI NATALE P., DURIO G., 1995. La qualità delle acque dei bacini ricavati dalle attività di estrazione di materiali alluvionali in provinciale di Torino. *Acqua e Aria*, **9**: 837-845.
- GALAS J., 2003. Limnological study on a lake formed in a limestone quarry (Krakòw, Poland). *Water Chemistry, Polish Journal of Environmental Studies*, **12**: 297-300.
- GALLOWAY J.N., ABER J.D., ERISMAN J.W., SEITZINGER S.P., HOWARTH R.W., COWLING E.B., COSBY B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience*, **53**: 341-356.
- GENONI P., BRUNETTI F., BERTOLETTI S., COMPARONI S., GARIBALDI L., 2003. Strategie ecologiche del cianobatterio *Planktothrix (Oscillatoria) agardhii/rubescens* in laghi di cava soggetti ad eutrofizzazione. In: G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.), 2003. *Atti Seminario di Studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia"*. Prov. Aut. Trento, APPA Trento, C.I.S.B.A.: 237-242.
- GOVI M., TURITTO O., 1993. Processi di dinamica fluviale lungo l'asta del Po. In: Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, **6**: 575-588.
- HELMER C., LABROUE L., 1993. Denitrification in gravel-pit lakes. *Hydrobiologia*, **252**: 35-44.

- JENSEN J.J., SKOP E., 1998. Alternative strategies for reducing nitrogen loading. *Environmental Pollution*, **102**: 741-748
- JENSEN K., JENSEN M., KRISTENSEN E., 1996. Nitrification and denitrification in Wadden Sea sediments (Konigshafen, Island of Sylt, Germany) as measured by IPT and isotope dilution. *Aquatic Microbial Ecology*, **11**: 181-191.
- KATTNER E., SCHWARZ D., MAIER G., 2000. Eutrophication of gravel pit lakes which are situated in close vicinity to the River Donau: water and nutrient transport. *Limnologica*, **30**: 261-270
- KOROLEFF F., 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for seawater analysis. *I.C.E.S. Interlaboratory Rep. No. 3*: 19-22.
- LORENZEN, C.J., 1967. Determination of chlorophylls and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, **12**: 343-346.
- NIELSEN L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbial Ecology*, **86**: 357-362.
- NIENHUIS P.H., LEUVEN R.S.E.W., 2001. River restoration and flood protection: controversy or synergism. *Hydrobiologia*, **444**: 85-99.
- PAGNOTTA R., BARBIERO G., 2003. Stima dei carichi inquinanti nell'ambiente marino-costiero. *Annali Istituto Superiore di Sanità*, **39**: 2-10.
- PIÑA-OCHOA E., ÁLVAREZ-COBELAS M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry*, **81**: 111-130.
- PROVINI A., GALASSI S., MARCHETTI R., 1998. *Ecologia Applicata*. CittaStudi, Torino.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA, ARPA EMILIA ROMAGNA, 2005. Piano di Tutela delle Acque. Relazione generale.
- RISGAARD-PETERSEN N., 2004. Denitrification. In: Nielsen S.L., Banta G.T., Pedersen M.F., (eds.), *Estuarine Nutrient Cycling. The Influence of Primary Producers*. vol 2., Kluwer Academic Publishers: 263-280.
- RISGAARD-PETERSEN N., RYSGAARD S., 1995. Nitrate reduction in sediments and waterlogged soil measured by ¹⁵N techniques. In: Alef K., Nannipieri P., Kassem A., Nannipieri P. (eds.), *Methods in applied soil microbiology and biogeochemistry*. Academic Press, London: 287-295.
- RISGAARD-PETERSEN N., RYSGAARD S., NIELSEN L. P., REVSBECH N. P., 1994. Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. *Limnology and Oceanography*, **39**: 573-579.
- RODIER J., 1978. *L'analyse de l'eau*. Dunod, Paris. 1136 pp.
- ROSSETTI G., BARTOLI M., ARIOTTI L., VIAROLI P., 2003. Studio idrobiologico di ambienti acquatici golenali del Parco Fluviale del Po e dell'Orba (Alessandria). *Biologia Ambientale*, **17**: 53-64, 2003.
- RUSSO E., ZAVATTI A. (eds), 2001. Nitrati: acqua e suolo da salvaguardare. Prevenzione dell'inquinamento dei sistemi idrogeologici. I quaderni di ARPA, Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente dell'Emilia Romagna. Industrie Grafiche Labanti & Nanni, Bologna.
- SALMASO N., MANFRIN M., CORDELLA P., 1995. Struttura e dinamica della comunità fitoplanctonica in un piccolo lago di falda (Rubano, Padova). In: *S.I.T.E. Atti*, **16**: 70-76.
- SAUNDERS D.L., KALFF J., 2001. Denitrification rates in the sediments of Lake Memphremagog, Canada-USA. *Water Research*, **35**: 1897-1904.
- SEITZINGER S., HARRISON J.A., BÖHLKE J.K., BOUWMAN A.F., LOWRANCE R., PETERSON B., TOBIAS C., VAN DRECHT G., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, **16**: 2064-2090.
- SEITZINGER S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, **33**: 702-724.
- STEINGRUBER S.M., FRIEDRICH J., GÄCHTER R., WEHRLI B., 2001. Measurement of denitrification in sediments with the ¹⁵N isotope pairing technique. *Applied and Environmental Microbiology*, **67**: 3771-3778.
- TOWNSEND A.R., HOWARTH R.W., BAZZAZ F.A., BOOTH M.S., CLEVELAND C.C., COLLINGE S.K., DOBSON A.P., EPSTEIN P.R., HOLLAND E.A., KEENEY D.R., MALLIN M.A., ROGERS C.A., WAYNE P., WOLFE A.H., 2003. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology*, **1**: 240-246.
- VADEBONCOEUR Y., VANDER ZANDEN M., LODGEE D., 2002. Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience*, **52**: 44-54.
- VERHOEVEN J.T.A., ARHEIMER B., YIN C., HEFTING M.M., 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**: 96-103.
- VIAROLI P., CHRISTIAN R.R., 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index-TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators*, **3**: 237-250.
- VIAROLI P., FERRARI I., ROSSETTI G., 2002. Long-term limnological research in a quarry lake of the Po River, Italy. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie*, **28**: 576-581.
- VITOUSEK P.M., ABER J.D., HOWARTH R.W., LIKENS G.E., MATSON P.A., SCHINDLER D.W., SCHLESINGER W.H., TILMAN D. G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, **7**: 737-750.
- WELSH D.T., BARTOLI M., NIZZOLI D., CASTALDELLI G., RIOU S.A., VIAROLI P., 2000. Denitrification, nitrogen fixation, community primary productivity and inorganic-N and oxygen fluxes in an intertidal *Zostera noltii* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, **208**: 65-77.