



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA XXI CICLO

TESI DI DOTTORATO

Autotrofia ed eterotrofia in un sistema fluviale e lacustre eutrofico: bilanci di massa dei gas disciolti e dei nutrienti, ruolo della vegetazione macrofitica sommersa ed elofitica, del fitoplancton e dei tempi di residenza idraulica.

Relatori:

Dott. Marco Bartoli

Dott. Daniele Longhi

Prof. Pierluigi Viaroli

Coordinatore:

Prof. Giulio De Leo

Dottoranda: Monica Pinardi

ANNO ACCADEMICO 2007/2008

A Marco

L'acqua si raccoglie nei fiumi, nei laghi, e nei ruscelli; scorre in direzione del mare e poi evapora per cadere di nuovo sottoforma di pioggia. Non pianifica nulla e non fa preferenze: non ha intenzione di fornire sostentamento ad animali e piante. Non ha piani per irrigare i campi, per dissetarci, o per dare l'opportunità di nuotare, di fare vela, sci d'acqua e immersioni. Questo sono alcuni dei benefici che provengono in modo naturale dall'acqua semplicemente facendo quello che fa ed essendo quello che è.

Il presente lavoro di tesi è stato realizzato nell'ambito del Progetto di riqualificazione fluviale "Da agenda 21 ad azione 21 per il Mincio", realizzato grazie al finanziamento e al supporto della Fondazione Cariplo, del Parco del Mincio, del Comune e della Provincia di Mantova, del LABTER-CREA e del Consorzio del Mincio.

In particolare desidero ringraziare per il supporto e la collaborazione forniti, il Dott. Giancarlo Marini e il Dott. Simone Massari del Parco del Mincio, l'Ing. Sandro Bellini e il Dott. Lucio Andreoli della Provincia di Mantova, l'Ing. Massimo Galli del Consorzio del Mincio e l'Ing. Paolo Michelini e il Geom. Luigi Sinigardi dell'AIPO di Mantova.

Grazie agli amici dottorandi e borsisti...

Rossano Bolpagni, Daniele Longhi, Valentina Nigro, Enrica Pierobon, Erica Racchetti, Cristina Ribaudò

e agli studenti...

Raoul Douonmong, Alex Laini, Ugo Marzocchi, Sara Pozzi, Valentina Quaranta, Marisa Rossetto, Dorina Seitaj, Daniela Senese

INDICE

1	INTRODUZIONE	8
1.1	<i>Definizione dello stato trofico in ambienti lentici e lotici</i>	8
1.2	<i>Eterotrofia ed autotrofia nei sistemi fluviali</i>	10
1.3	<i>L'eutrofizzazione degli ambienti acquatici</i>	11
1.4	<i>Eutrofizzazione nei bacini lacustri</i>	13
1.4.1	<i>Ruolo dei produttori primari e dei processi a livello bentonico</i>	15
1.5	<i>Eutrofizzazione fluviale</i>	16
1.5.1	<i>Alterazione del regime idrologico nei fiumi</i>	21
1.5.2	<i>Ruolo della vegetazione bentonica in un sistema fluviale</i>	22
1.6	<i>Studio dei sistemi fluviali</i>	23
1.7	<i>Obiettivi del lavoro di tesi</i>	24
1.8	<i>Strumenti impiegati per raggiungere gli obiettivi</i>	27
1.9	<i>Aspetti innovativi del lavoro</i>	28
1.10	<i>Organizzazione del lavoro di tesi</i>	28
2	AREA DI STUDIO	30
2.1	<i>Inquadramento territoriale: il bacino del fiume Mincio</i>	30
2.2	<i>Sistemi fluviali e lacustre indagati</i>	33
2.2.1	<i>Tratto nord: Pozzolo-Goito</i>	34
2.2.2	<i>Tratto sud: Formigosa-Governolo</i>	36
2.2.3	<i>Tratto lacustre: Lago di Mezzo</i>	36
3	MATERIALI E METODI	39
3.1	<i>Analisi idrochimiche</i>	40
3.1.1	<i>Attività di campo</i>	40
3.1.2	<i>Attività di laboratorio</i>	41
3.2	<i>Analisi dei sedimenti</i>	41
3.2.1	<i>Attività di campo</i>	41
3.2.2	<i>Determinazione dei flussi a livello dei sedimenti</i>	42
3.2.3	<i>Caratterizzazione dei sedimenti superficiali</i>	44
3.3	<i>Bilanci di massa</i>	44
3.3.1	<i>Approccio "black box" e bilancio di massa dei nutrienti</i>	44
3.3.2	<i>Bilancio di massa dei gas disciolti</i>	46

3.4	<i>Biomassa e tassi di crescita di <i>Vallisneria spiralis</i></i>	48
3.4.1	<i>Biomassa di <i>V. spiralis</i> e della fauna bentonica</i>	48
3.4.2	<i>Leaf marking</i>	49
3.4.3	<i>Assimilazione di nutrienti da parte dei produttori primari</i>	49
3.5	<i>Biomassa e contenuto elementale di <i>Trapa natans</i></i>	50
3.6	<i>Analisi dei dati</i>	50
4 SCAMBI DI O₂ E CO₂ ALL'INTERFACCIA ACQUA-ATMOSFERA NEL Fiume MINCIO: CONFRONTO STAGIONALE TRA DUE SEGMENTI FLUVIALI A DIVERSO REGIME IDROLOGICO		51
4.1	<i>Obiettivi</i>	51
4.2	<i>Risultati</i>	51
4.2.1	<i>Tassi di fotosintesi e respirazione</i>	51
4.2.2	<i>Emissione di anidride carbonica verso l'atmosfera</i>	53
4.2.3	<i>Bilanci di massa nei due tratti fluviali</i>	56
4.3	<i>Discussione</i>	58
4.3.1	<i>Metabolismo nelle stazioni N1 e N2</i>	58
4.3.2	<i>Emissioni di CO₂</i>	61
4.3.3	<i>Bilanci di massa ed eterotrofia nei due tratti del fiume Mincio</i>	62
5 BILANCI DI MASSA DEI NUTRIENTI IN DUE SEGMENTI FLUVIALI CARATTERIZZATI DA DIVERSA INTEGRITÀ ECOLOGICA		64
5.1	<i>Obiettivi</i>	64
5.2	<i>Risultati</i>	64
5.2.1	<i>Regime idrologico</i>	64
5.2.2	<i>Caratterizzazione chimico-fisica delle acque</i>	65
5.2.3	<i>Bilanci di massa dei nutrienti</i>	68
5.3	<i>Discussione</i>	76
6 FLUSSI DI GAS E NUTRIENTI DISCIOLTI E TASSI DI DENITRIFICAZIONE IN UN SEGMENTO FLUVIALE: CONFRONTO TRA SEDIMENTO NON VEGETATO E VEGETATO (<i>V. SPIRALIS</i>)		79
6.1	<i>Obiettivi</i>	79
6.2	<i>Risultati</i>	79
6.3	<i>Discussione</i>	88
6.4	<i>Conclusioni</i>	93
7 BILANCI DI MASSA DI GAS DISCIOLTI E DI NUTRIENTI IN UN LAGO POCO PROFONDO COLONIZZATO DA <i>TRAPA NATANS</i>		95

7.1	<i>Obiettivi</i>	95
7.2	<i>Risultati</i>	95
7.3	<i>Discussione</i>	108
7.4	<i>Conclusioni</i>	111
8	CONCLUSIONI	113
9	BIBLIOGRAFIA	117

Riassunto

Il sistema fluviale del Mincio comprende segmenti a diverso grado di naturalità, morfometria e regime idrologico. Sono stati considerati in questo lavoro un segmento settentrionale caratterizzato da integrità ecologica e simile allo stato di riferimento, un segmento meridionale parzialmente baciniizzato a scorrimento lento ed un segmento centrale, assimilabile ad un lago per i tempi di ricambio lunghi e la velocità dell'acqua trascurabile. Obiettivi generali del lavoro sono stati: 1) confrontare le funzioni interne ai due segmenti fluviali in relazione al loro stato di conservazione e in particolare in relazione alle attività dei produttori primari dominanti (rispettivamente una macrofita radicata sommersa nel tratto nord ed il fitoplancton nel tratto sud); 2) evidenziare l'importanza degli scambi di gas disciolti (O_2 e CO_2) all'interfaccia acqua-atmosfera nel metabolismo complessivo di questi due sistemi; 3) quantificare l'importanza relativa del fitoplancton e di una prateria monospecifica di una pleustofita (*Trapa natans*) nell'evoluzione stagionale del chimismo e nei bilanci di massa di ossigeno, anidride carbonica e nutrienti in un sistema lacustre poco profondo.

Le ipotesi generali associate a questi macroobiettivi sono: 1) la baciniizzazione può determinare la distrofia di sistemi fluviali eutrofici caratterizzati da un eccessivo arricchimento organico a livello dei sedimenti e dall'eccessiva proliferazione del fitoplancton; 2) l'idrodinamismo ha un ruolo fondamentale nel regolare i tenori dei gas e mantenere oscillazioni contenute nelle percentuali di saturazione; 3) le comunità a pleustofite favoriscono l'insorgenza dell'anossia con implicazioni sul metabolismo complessivo del sistema che le ospita. In estrema sintesi i risultati ottenuti permettono di affermare che:

- 1) Il sistema fluviale analizzato è una sorgente di CO_2 verso l'atmosfera, in linea con quanto riportato dalla letteratura. I risultati di questo lavoro indicano però che i flussi sono fortemente regolati da aspetti idrologici e dalle comunità dei produttori primari dominanti e variano significativamente a seconda delle scale spaziali e temporali adottate nelle indagini.
- 2) La velocità dell'acqua nei segmenti fluviali eutrofici di alta pianura non permette la strutturazione di comunità fitoplanctoniche ed assume un'importante funzione regolatrice dei tassi di crescita, colonizzazione e sviluppo delle macrofite sommerse, garantendo buona ossigenazione e trasparenza. La disponibilità dei nutrienti simultaneamente determina un eccesso di proliferazione macrofita con implicazioni a cascata per i segmenti a valle a causa del trasporto di materiale particellato. Nel segmento meridionale, la baciniizzazione si riflette in estremi valori di sovrasaturazione della CO_2 e nella sottosaturazione dell' O_2 in prossimità del fondo. Le densità di cellule microalgali sono inoltre tipiche di sistemi ipertrofici/distrofici.
- 3) Sorprendentemente, nonostante il carattere maggiormente distrofico del segmento fluviale meridionale, è il segmento a maggiore naturalità ad essere una maggiore sorgente di anidride carbonica per l'atmosfera. Questo a causa della maggiore velocità dell'acqua, che favorisce il rilascio del gas in eccesso, ma anche per i maggiori tassi di mineralizzazione del particellato.

Nel segmento sud, invece, grandi quantità di CO₂ disciolta vengono trasferiti a valle e tendono ad accumularsi in acqua (>400% di saturazione).

- 4) In un sistema eutrofico come il lago di Mezzo i bilanci dei gas indicano un metabolismo complessivo al netto autotrofo. In questo sistema viene ridimensionato il ruolo della pleustofita dominante rispetto al fitoplancton quale trappola di C, N e P. L'ombreggiamento della colonna d'acqua da parte di *T. natans* ha però implicazioni negative per i bilanci dell'ossigeno.
- 5) L'alterazione, indotta dalle attività antropiche, di aspetti idrologici quali i tempi di ricambio o la velocità dell'acqua inducono transizioni nelle comunità vegetali, nella zonazione dei processi e, in definitiva, nello stato trofico dei sistemi fluviali.

Abstract

The Mincio River is composed by adjacent reaches characterized by different levels of ecological integrity, morphology, and hydrological regime. This study considered a high plain reach (northern trait), similar to its reference status, a channelized low plain reach (southern trait), and a central reach, similar to a lake due to longer water retention-time (few days) and slow current velocity.

The main objectives of this study were: 1) compare internal functions of two fluvial segments based on their conservation state and on the role of the dominant primary producers community (submerged macrophyte and phytoplankton in the northern and in the southern traits, respectively); 2) highlight the importance of dissolved gas (O₂ e CO₂) exchanges at the water-atmosphere interface on the whole metabolism of the two traits; 3) quantify the relative importance of phytoplankton community and of a pleustophyte stand (*Trapa natans*) on the seasonal evolution of the oxygen, carbon dioxide and nutrient mass balances in a shallow lake. The general hypotheses at the base of these objectives are: 1) the rectification and channelization could determine the dystrophy of eutrophic fluvial segments, characterized by nutrient and organic enrichment at sediment level and by microalgal blooms; 2) the hydrodynamism has a fundamental role as gas exchange regulator, and avoids excess super or undersaturation; 3) pleustophytic communities favor hypoxic events with implications for the whole ecosystem metabolism. In brief, the results obtained suggest that:

- 1) The Mincio River is a source of CO₂ to the atmosphere, in accordance with the recent literature on river metabolism. Simultaneously, the results of this study show also that fluxes are strongly regulated by hydrological aspects and by the dominant communities of primary producers. Sharp variations in CO₂ saturation, as those evidenced in the northern segment, suggest that the choice of adequate spatial and temporal scales, is of paramount importance.
- 2) The current velocity of the high plain river reach does not allow the structuring of phytoplankton communities and has an important role on regulating growth rates, colonization and development of submerged macrophytes, ensuring good water oxygenation and transparency. At the same time the high nutrients availability favours the macrophytic

development with cascade implications for downstream river reaches, mainly due to downwards particle transport. In the southern trait, the channelization results in extreme values of CO₂ supersaturation and pronounced O₂ decline at sediment level. Further, the microalgal biomass is typical of hypertrophic/dystrophic systems.

- 3) Surprisingly, the northern trait, characterized by high ecological integrity, is a major source of CO₂ to the atmosphere. This is due to the higher current velocity which favours the release of the gas in excess, but also to the major mineralization rates of the particulate material. At the southern trait the CO₂ excess is transferred downstream or accumulate into the water column (>400% of saturation).
- 4) In a eutrophic system, as the Lago di Mezzo, the gas mass balances demonstrate the net autotrophy of the whole system. In this shallow Lake, the dominant pleustophyte has a minor role as C, N and P trap compared to phytoplankton. The water column shading by *T. natans* has negative implications on oxygen balances and promotes anoxia.
- 6) The human modifications of hydrological aspects, as water retention time or current velocity, determines the shift of primary producer communities and of the metabolic processes. This modifies the slow fading of adjacent river reaches along longitudinal gradients, described in the River Continuum Concept. Human impacts induce local transitions of the trophic status in altered river reaches.

Introduzione

1.1 Definizione dello stato trofico in ambienti lentici e lotici

Negli ultimi trent'anni, diverse ricerche hanno cercato di legare l'arricchimento in nutrienti all'incremento di biomassa autotrofa in torrenti e fiumi (Welch et al., 1988). Nell'ambito di questi studi sono stati effettuati alcuni tentativi per definire lo stato trofico degli ecosistemi lotici e fornire una definizione condivisa di eutrofizzazione applicabile a fiumi e torrenti.

La definizione di stato trofico proposta da Dodds (2006) prende in considerazione sia la componente autotrofa che quella eterotrofa. Lo stato eterotrofico può essere definito come l'attività metabolica del fiume (misurata come media della domanda di O₂ [respirazione, R] durante le ore di buio ed estesa sulle 24 h). Lo stato autotrofico è la produzione primaria lorda (GPP = gross primary production) durante le ore di luce (misurata come produzione estesa sulle 24 h). Il primo a delineare gli stati di autotrofia ed eterotrofia nelle acque correnti è stato Odum (1956). Dodds (2006) definisce l'eutrofizzazione in ambienti lotici come un incremento in uno o più fattori nutritivi che portano l'intero sistema ad un maggiore metabolismo eterotrofico o autotrofico. Questa definizione è basata sulla produzione totale eterotrofa e autotrofa ed è influenzata dalle recenti ricerche sui bacini lacustri. Nonostante la produzione nei laghi sia spesso legata alla biomassa fitoplanctonica (espressa come concentrazione di clorofilla), i laghi possono essere al netto eterotrofi e altamente influenzati dall'input di C terrestre (Cole et al., 1994). Pertanto, enfatizzare solo la biomassa autotrofica può non descrivere in modo accurato la struttura trofica negli ecosistemi lentici.

I fiumi sono probabilmente dominati da processi eterotrofi più che i laghi, visto il loro forte legame con la piana circostante, che è una sorgente di C organico. Stagionalmente una gran quantità di materia organica alloctona entra nei fiumi per runoff superficiale. La produzione netta di molti fiumi è negativa (es. $GPP:R < 1$), anche in fiumi poco profondi, con acque limpide e in assenza di ombreggiamento (Mulholland et al., 2001). Pertanto, una definizione di eutrofizzazione fluviale dovrebbe considerare l'attività eterotrofa. L'attività autotrofa può anch'essa essere importante nei fiumi, infatti, alcuni fiumi in assenza di ombreggiamento possono essere al netto autotrofi (Mulholland et al., 2001). La produzione fitoplanctonica può supportare una significativa porzione

della produttività nei fiumi di medie e grandi dimensioni che non sono caratterizzati da elevata torbidità e che presentano zone a limitato ricambio delle acque (Thorp et al., 1998; Wehr & Descy, 1998).

Queste considerazioni nascono da studi pregressi come quello di Thorp & Delong (1994) che proposero il Riverine Productivity Model (RPM) secondo cui la produzione autoctona (fitoplancton, alghe bentiche, piante acquatiche vascolari) e gli input organici diretti dalla zona riparia sono la fonte principale di carbonio che guida la rete trofica dei grandi fiumi. Questo studio suggerisce, inoltre, che in fiumi in contatto con la piana alluvionale la produzione primaria interna (specialmente fitoplanctonica) fornisce un contributo significativo alla produzione secondaria. Gli autori, però, concludono dicendo che l'applicabilità del RPM e delle precedenti ipotesi varia con la geomorfologia e la dimensione del fiume. Una successiva modificazione del RPM (Thorp & Delong, 2002) afferma che la fonte di energia primaria, a livello annuale, è la produzione primaria autoctona (il C autoctono è più labile anche se meno abbondante di quello alloctono), che entra nella rete trofica tramite la via dei pascolatori algali e la via del detrito.

Risulta quindi importante considerare entrambe le sorgenti di C alloctona e autoctona, così come le forme organiche e inorganiche dei nutrienti (N e P), quando si definisce lo stato trofico degli ecosistemi lotici. Infatti, N e P possono essere entrambi importanti nel determinare l'attività autotrofa o eterotrofa nei fiumi. Questa considerazione deriva da approcci sperimentali manipolativi e da analisi empiriche, ma mancano ancora esperimenti che spieghino quali nutrienti limitanti stimolano un'attività microbica eterotrofa o autotrofa. Ad esempio, è probabilmente sbagliato assumere a priori che il P sia il nutriente limitante la produzione primaria in un sistema fluviale. E' noto che l'aggiunta di C ha una forte influenza sull'attività eterotrofa di un sistema (consumo di O₂). L'arricchimento in C organico può interagire con l'arricchimento in N e P. Ci si aspetta il maggior tasso di consumo di C e la maggior biomassa degli organismi eterotrofi quando i carichi di N, P e C sono simultaneamente elevati (Dodds, 2006). I tempi di ricambio delle acque possono alterare la stechiometria dei nutrienti e gli stati eterotrofi e autotrofi, influenzando le dinamiche ed i cicli dei nutrienti.

Storicamente, lo stato trofico dei laghi è stato definito chiaramente (Dodds, 2002), mentre non esiste un'altrettanto chiara delineazione delle condizioni trofiche di laghi poco profondi, zone umide e sistemi lotici, per diverse ragioni. I fiumi sono relativamente poco profondi e hanno tassi di scambio di gas con l'atmosfera molto maggiori rispetto ai sistemi lentici, eccetto in condizioni di portata molto bassa quando diventano simili a sistemi lentici poco profondi e di piccole dimensioni. Pertanto, è difficile per la componente biologica consumare tutto l'O₂ presente in colonna d'acqua senza un input sostanziale di BOD e un adeguato apporto di nutrienti che possa sostenere tassi di crescita rapidi dell'attività eterotrofica. L'anossia è rara nella colonna d'acqua di fiumi naturali. In molti sistemi lotici, il carico interno di P e N tende ad essere dominato dalla rigenerazione, dagli input da falda e dal trasporto. Di conseguenza, sono richiesti metodi alternativi per descrivere lo stato trofico di ecosistemi lotici. Una conoscenza più approfondita di come i nutrienti influenzano lo stato trofico e la

determinazione di stati trofici di fiumi di medie e grandi dimensioni migliorerà le basi scientifiche per la gestione dell'eutrofizzazione nelle acque correnti.

1.2 Eterotrofia ed autotrofia nei sistemi fluviali

Gli ecosistemi acquatici, e in particolare i fiumi, sono riconosciuti come sorgente netta di CO₂ verso l'atmosfera, a causa della loro netta eterotrofia e sovrasaturazione in CO₂ (Raymond et al., 1997; Duarte & Prairie, 2005; Guerin et al., 2007; Battin et al., 2008). L'eterotrofia nei sistemi fluviali è generalmente dovuta all'eccesso dei processi respiratori di carbonio organico proveniente dal territorio circostante. Questo carbonio è fissato nel bacino e trasportato verso i corsi d'acqua: ci sono evidenze che una larga frazione della produzione primaria terrestre venga esportata e mineralizzata negli ambienti acquatici (Kling et al., 1992).

Sorgenti di CO₂ per gli ecosistemi fluviali sono i processi respiratori delle comunità biotiche, che includono una frazione variabile di respirazione microbica di carbonio organico alloctono e l'ingresso laterale o dal fondo di acque di falda sovrassature in CO₂. Sink per questo gas sono i processi di assimilazione, il trasporto verso valle e il rilascio verso l'atmosfera. In uno studio in un tratto di 190 km del fiume Hudson, Raymond et al. (1997) hanno evidenziato una sovrasaturazione in CO₂ costante che è risultata indipendente dalla concentrazione di clorofilla in acqua, ma positivamente correlata con la temperatura; gli autori non hanno trovato differenze significative nelle emissioni di CO₂ nell'intero tratto, né hanno evidenziato significativi pattern giornalieri. Gli unici pattern riconoscibili sono stati quelli a livello stagionale dovuti a piccole variazioni indotte dal comparto biologico a causa dell'enorme pool di carbonio inorganico trasportato nel sistema. Questa condizione è probabilmente diversa in fiumi di piccole dimensioni dove l'attività dei produttori primari e degli organismi eterotrofi può alterare significativamente il livello di saturazione della CO₂ disciolta.

Il grado di saturazione della CO₂ e la direzione e l'entità dei flussi di CO₂ attraverso l'interfaccia acqua-atmosfera possono variare a diverse scale spaziali e temporali; questo può dipendere da fattori quali la temperatura, l'irradianza, la respirazione ecosistemica e la produzione primaria, ma anche dal vento e dalla velocità della corrente (Cole et al., 1994; Bolpagni et al., 2007). Negli ecosistemi fluviali le caratteristiche fisico-chimiche e le comunità biologiche subiscono diversi cambiamenti: in accordo con il River Continuum Concept (si veda par. 1.5) (Vannote et al., 1980), dalla sorgente alla foce vi sono gradienti di disponibilità di luce e di nutrienti, copertura fogliare, condizioni di rilascio e tipologie di produttori primari che modulano lo stato trofico di ogni tratto fluviale e l'ammontare di CO₂ che viene rilasciato o richiamato dall'atmosfera. Questo determina, secondo il RCC, una successione di ambienti con metabolismo differente dal tratto montano a quello potamale, come indicato dalle variazioni nel rapporto tra produzione e respirazione e quindi delle condizioni di autotrofia ed eterotrofia.

Su queste evidenze attualmente si inseriscono numerose pressioni in parte naturali e in parte di origine antropica che hanno effetti sul funzionamento dei sistemi fluviali. Ad esempio, il cambiamento climatico ha effetti sulla distribuzione delle piogge e degli eventi di piena, ma effetti sul regime idrologico possono derivare anche dalle attività antropiche, come ad esempio la costruzione di dighe per la creazione di invasi e la regolazione dei deflussi per rispondere alle esigenze dei comparti industriale e agricolo. Pertanto, l'autotrofia e l'eterotrofia sono influenzate da diverse pressioni e stati dei sistemi fluviali, quali ad esempio i processi di eutrofizzazione e le alterazioni morfologiche dell'alveo e delle fasce laterali.

Riguardo ai fattori che regolano il passaggio da sink a source di CO₂ verso l'atmosfera, le ipotesi generali per gli ecosistemi acquatici sono che gli ambienti oligotrofici dovrebbero essere sorgenti di CO₂ a causa del mancato bilancio tra la piccola quantità di carbonio fissato e la respirazione microbica del C organico alloctono. Al contrario, l'input di nutrienti, che favorisce la crescita algale e la produzione primaria, determina una transizione verso condizioni di eutrofizzazione che potrebbe convertire gli ambienti acquatici a sink di CO₂. In particolare, in base alle mie conoscenze, gli effetti della bacinnizzazione e della variazione dei deflussi idrici nei fiumi sulla sovrassaturazione dell'anidride carbonica non è ancora stata studiata in dettaglio per fiumi di piccole-medie dimensioni.

1.3 L'eutrofizzazione degli ambienti acquatici

Il processo di eutrofizzazione deriva dall'eccessivo aumento delle concentrazioni di sostanza organica e dei nutrienti inorganici negli ecosistemi acquatici e dal conseguente incremento della produzione primaria (Dodds, 2006; Hilton et al., 2006; Smith et al., 1999). Già agli inizi del secolo scorso Naumann (1919) propose il concetto di progressiva eutrofizzazione dei corpi idrici (passaggio da bassa ad alta produttività a causa dell'incremento degli input di nutrienti inorganici). Successivamente Butcher (1947) suggerì che la progressiva eutrofizzazione delle acque di un bacino fluviale, nel loro scorrere dalla sorgente al mare, attraversando aree coltivate e antropizzate, è un processo naturale inevitabile. Ma attualmente tale processo è fortemente aggravato e accelerato dalle attività antropiche.

L'attività antropica e la crescita della popolazione mondiale hanno determinato la trasformazione di circa un terzo della superficie terrestre, modificando profondamente gli ecosistemi acquatici e terrestri, attraverso l'attività agricola, zootecnica e industriale, l'urbanizzazione e l'alterazione del ciclo idrologico (Vitousek et al., 1997a). Infatti, a livello mondiale tutti questi fattori hanno fortemente influenzato le concentrazioni dei nutrienti che raggiungono i fiumi (Justic et al., 1995; Howarth et al., 1996), i laghi, gli ecosistemi marini costieri (Cloern, 2001; van Beusekom & de Jonge, 2002; Smith et al., 2003) e gli oceani (Smith et al., 1999). Anche i cicli biogeochimici del carbonio (C), dell'azoto (N) e del fosforo (P) sono stati profondamente impattati dalle attività antropiche (Schlesinger, 1991; Vitousek et al., 1997a, b; Galloway et al., 2008). Ad esempio, nel

ciclo terrestre dell'azoto gli input sono raddoppiati e il trend è in continuo aumento (Vitousek et al., 1997a). La quantità di N impiegato in agricoltura è in eccesso rispetto al fabbisogno delle piante coltivate e questo surplus di N può accumularsi nei suoli, essere lisciviato verso le acque superficiali, percolare nelle acque di falda o essere rilasciato in atmosfera per volatilizzazione dell'ammonio e produzione di NO_x (Nolan et al., 1997; Vitousek et al., 1997b; Carpenter et al., 1998).

L'apporto esterno di N e P agli ecosistemi acquatici deriva dalla somma di diverse sorgenti, tra cui le acque superficiali e di falda e le deposizioni atmosferiche. Gli export di N e P da sorgenti puntiformi o diffuse possono avere profondi effetti sulla qualità del corpo idrico ricevente (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998). Tipicamente si registra la crescita di alghe e piante acquatiche (Hecky & Kilham, 1988; Smith, 1998), l'incremento del tasso di produzione primaria, la riduzione della trasparenza della colonna d'acqua e si possono verificare cambiamenti indesiderati nella qualità dell'acqua negli ecosistemi marini e di acqua dolce (Carpenter et al., 1998; Howarth et al., 2000; National Research Council, 2000). In particolare, Soetaert et al. (2006) riportano che in acque limpide, l'arricchimento in nutrienti genera aumenti prevedibili della biomassa algale, lo sviluppo di fioriture algali, che hanno effetti sulla produzione secondaria e possono influenzare la concentrazione di ossigeno nelle acque di fondo. Inoltre, l'alterazione della proporzione tra nutrienti induce cambiamenti nella composizione delle specie algali e nella struttura della rete trofica. Al contrario, nelle acque torbide l'effetto dell'aumento del carico di nutrienti può non essere così pronunciato. In questi sistemi, la produzione fitoplanctonica è spesso limitata dalla luce e la crescita è bassa rispetto all'elevato input di nutrienti (Soetaert et al., 2006 e riferimenti nell'articolo). Di conseguenza gli effetti delle alte concentrazioni di nutrienti sono spesso esportate verso valle e si manifestano vicino alla linea di costa (Allen et al., 1998).

Il processo di eutrofizzazione ha un effetto limitato sulla salute umana (ad eccezione delle fioriture occasionali di cianobatteri, che possono produrre sostanze tossiche nell'acqua pericolose per la salute umana), ma ha maggiori conseguenze economiche (Hoagland et al., 2002; Pretty et al., 2003), ad esempio effetti negativi sul turismo, l'aumento dei costi di trattamento delle acque per le amministrazioni pubbliche, la perdita di biodiversità e di servizi forniti dall'ecosistema (US EPA, 1996; Carpenter et al., 1998; Mainstone & Parr, 2002).

Il crescente numero di studi sul processo di eutrofizzazione ha permesso di comprendere chiaramente la necessità di prevenire l'eccessivo input di carichi di azoto e fosforo nel reticolo idrografico, per proteggere dal deterioramento la qualità delle acque di laghi, fiumi e coste. Negli ultimi 30 anni i progressi fatti dalla ricerca sono stati rapidi per i laghi e i bacini di acqua dolce, ma anche le conoscenze di base sugli ecosistemi marini costieri, i fiumi, gli estuari e le zone umide si sono notevolmente sviluppate (Smith et al., 2006). La comprensione del processo di eutrofizzazione e la sua gestione è passata dal solo controllo delle sorgenti dei nutrienti (es. costruzione di impianti di depurazione delle acque) al riconoscimento della necessità di proteggere e riqualificare la complessità dei fattori che interagiscono direttamente nell'ecosistema acquatico e nel suo bacino di

appartenenza (Schindler, 2006). Ad esempio, Likens (1984), ha effettuato uno studio di diversi fiumi e di un lago cercando di comprendere le relazioni metaboliche, biogeochimiche e l'evoluzione di ecosistemi naturali e modificati dall'uomo. Sono stati esaminati i diversi legami fra il bacino, l'ecosistema terrestre e gli ecosistemi acquatici associati, introducendo pertanto un approccio a scala di bacino. È stato chiaramente stabilito che due principali nutrienti (P e N) possono regolare la produttività primaria in molti laghi ed ecosistemi marini costieri, nonostante l'attuale risposta dei produttori primari all'arricchimento di N e P può essere modificata da fattori quali la limitazione da luce, l'idrologia e il pascolo. Attualmente ci si pone anche la questione di quanto i corpi idrici possano essere ripristinati in seguito a una riduzione dei nutrienti in ingresso al sistema, infatti la diminuzione del carico di nutrienti può non tradursi in un cambiamento ecologico che riporti il sistema nelle condizioni precedenti l'impatto (Jarvie et al., 2004). Altri fattori sono importanti nel processo di eutrofizzazione, come il tempo di residenza delle acque (Schindler, 2006). Nonostante le nuove conoscenze acquisite, l'eutrofizzazione rimane attualmente il problema più diffuso che altera la qualità dei corpi idrici (laghi, fiumi ed estuari) a livello mondiale (Carpenter et al., 1998; Mainstone & Parr, 2002; Schindler, 2006). Restano ancora da approfondire alcuni aspetti delle conoscenze di base sul processo di eutrofizzazione (Boesch, 2002; Howarth & Scavia, 2003). Ad esempio, Soetaert et al. (2006) ha sottolineato l'importanza di quantificare i processi che avvengono negli estuari, in quanto sono i principali sistemi che veicolano i nutrienti derivanti dal territorio verso le zone marine costiere. In particolare, risulta rilevante la funzione di ritenzione svolta dagli estuari, ma i processi implicati sono complessi e la loro comprensione ancora incompleta. Ad esempio, la corretta comprensione dell'effetto filtro degli estuari riguarda le trasformazioni della materia organica e dei nutrienti organici oltre che dei nutrienti inorganici disciolti.

Risulta, pertanto, fondamentale una corretta analisi e conoscenza dei processi metabolici e del funzionamento interno degli ecosistemi acquatici, ancora di più se le strategie di gestione ambientale devono basarsi su evidenze scientifiche (Neal & Heathwaite, 2005; Wade, 2006). Infatti, il controllo e la riduzione del processo di eutrofizzazione richiedono decisioni politiche complesse che riguardano alcune combinazioni di fattori di stress descritti in precedenza per la maggior parte degli ecosistemi acquatici. Il controllo dell'eutrofizzazione rimane una delle maggiori sfide per gli studiosi di limnologia ed ecologia delle acque interne e marino-costiere, nonché dei decisori politici (Schindler, 2006).

1.4 Eutrofizzazione nei bacini lacustri

Hilton et al. (2006) riportano una breve review del processo di eutrofizzazione nei laghi. I bacini lacustri tendono a divenire naturalmente più eutrofici nel tempo (geologico); i continui apporti di materiale fine limoso tende a depositarsi favorendo l'interramento dei laghi, che divengono meno profondi, e pertanto i nutrienti in ingresso aumentano la loro concentrazione e favoriscono la crescita della biomassa algale (Moss, 1980). Negli ultimi decenni si è registrato un crescente interesse per lo studio del processo di eutrofizzazione nei laghi a causa

dell'accelerazione di tale processo indotta dalle attività antropiche e per la necessità di ristabilire uno stato ecologico più accettabile. Nei laghi il cambiamento è visibile in quanto acque limpide dominate da macrofite diventano torbide e colorate a causa delle fioriture algali. Importanti conoscenze sull'eutrofizzazione sono dovute a Vollenweider (1968; OECD, 1982) che condusse un programma internazionale di ricerca su questo processo e introdusse l'approccio dei bilanci di massa nello studio degli ecosistemi acquatici. I laghi temperati sono stati suddivisi in cinque classi in base allo stato trofico del sistema (ultra-oligotrofico, oligotrofico, mesotrofico, eutrofico, ipereutrofico). Successivamente è stato introdotto il concetto di "nutriente limitante" (OECD, 1982), che nelle acque dolci su base annua è risultato essere il P (Hecky & Kilham, 1988), anche se ci sono alcune situazioni in cui la combinazione di N e P è limitante, come nei laghi acidificati poveri in nutrienti (Maberly et al., 2002, 2003) o in laghi ipereutrofici con un elevato input di P (James et al., 2003). Vollenweider (OECD, 1982), inoltre, propose che il "tempo di residenza" delle acque in un lago determina quanto efficacemente le alghe possono assimilare i nutrienti. Laghi con alti tempi di residenza permettono alle alghe di utilizzare interamente i nutrienti presenti nel bacino, sviluppando una grande biomassa algale, fino a divenire limitata da nutrienti.

Sono stati necessari due decenni di ricerche per esplorare completamente e comprendere le conseguenze di queste intuizioni. Comunque, dagli inizi degli anni '90, diversi modelli sono stati sviluppati per poter predire i cambiamenti della biomassa algale e la composizione in specie in modo abbastanza soddisfacente, unendo questi tre concetti chiave, sviluppati con alcune semplici assunzioni. Essenziale per predire le risposte dei laghi e dei bacini di acqua dolce all'eutrofizzazione sono i calcoli dei bilanci di massa per N e P e il calcolo in parallelo del bilancio idrico del corpo d'acqua. Gli studi effettuati negli ultimi venti anni hanno mostrato che, come regola generale, i laghi profondi, stratificati nel periodo estivo, rispondono rapidamente a una riduzione del carico dei nutrienti, mentre i laghi poco profondi possono impiegare decenni per la loro riqualificazione (Schindler, 2006). Infatti, il ciclo interno dei nutrienti dal comparto sedimentario, che viene molto efficacemente rigenerato nei laghi poco profondi, è un fattore chiave che limita la riqualificazione di questi ambienti. Un esempio di successo di azioni di recupero ambientale è il caso del Lago Washington (Seattle, USA), dove la diversione dello scarico di acque reflue ha permesso il miglioramento della qualità delle acque del lago (Smith et al., 1999). Anche in Italia il caso del Lago Maggiore è stato uno dei principali esempi di riqualificazione di un bacino lacustre grazie al controllo del carico esterno di nutrienti (Roggiu et al., 1985; de Bernardi et al., 1996).

Pertanto, anche se con una limitata conoscenza dei fattori che regolano il metabolismo e le dinamiche interne dei nutrienti nel bacino lacustre e dei processi coinvolti nel passaggio da comunità di produttori primari dominati da fitoplancton a comunità dominate da macrofite (e viceversa), l'attuale livello di conoscenze dei processi è sufficiente per disegnare e implementare strategie di gestione volte al controllo del processo di eutrofizzazione nei laghi, anche se in

molti sistemi poco profondi i tempi per raggiungere gli obiettivi possono essere più lunghi delle aspettative.

1.4.1 Ruolo dei produttori primari e dei processi a livello bentonico

Il metabolismo di un sistema acquatico è funzione dell'attività dei produttori primari e del metabolismo bentonico. Wetzel (1990) sosteneva che molti studi sulle acque correnti e stagnanti avessero ignorato il significato funzionale della zona di interfaccia acqua-sedimento. L'ipotesi dell'autore era che la produttività e la capacità metabolica della componente biologica nella zona di interfaccia acqua-sedimento sono molto elevate e i loro effetti possono controllare i flussi biogeochimici ed energetici nelle acque lentiche o lotiche. La tesi dell'autore era che la gran parte del carico di nutrienti fosse trattenuto nella zona litoranea e venisse intensamente rigenerato, mentre l'export riguardasse principalmente la materia organica disciolta derivante dalla decomposizione delle macrofite. Pertanto, la regione di interfaccia acqua-sedimento risulta essere la più attiva metabolicamente e la più produttiva degli ecosistemi acquatici. Dopo pochi anni, infatti, venne proposto l'Hyporheic Corridor Concept (HCC) (Stanford & Ward, 1993) che prendeva in considerazione la connessione verticale del sistema acquatico con la zona iporreica, principalmente in ambienti lotici.

Il comparto sedimentario, pertanto, gioca un ruolo importante nella dinamica dei nutrienti negli ecosistemi acquatici e in particolare nei laghi poco profondi (Søndergaard et al., 2003; Nowlin et al., 2005). I processi a livello dei sedimenti sono stati studiati per decenni per comprendere al meglio il ruolo dei sedimenti come trappola o sorgente di nutrienti. In particolare, molti studi sono stati realizzati sull'input/output di fosforo dai sedimenti lacustri perché le trasformazioni di azoto sono molto più complesse (Nowlin et al., 2005). Søndergaard et al. (2003) hanno riportato che molti studi mostrano come un alto carico di fosforo favorisca lo sviluppo di biomassa fitoplantonica, torbidità delle acque e spesso indesiderati cambiamenti biologici. Se i sedimenti presentano alti carichi interni di fosforo, durante il periodo estivo, il fosforo potrebbe essere rilasciato all'interfaccia acqua-sedimento. Nei laghi poco profondi le interazioni all'interfaccia acqua-sedimento sono molto più importanti che non in ambienti profondi per l'elevato rapporto superficie sedimento:colonna d'acqua e la potenziale influenza sulle concentrazioni in acqua (Søndergaard et al., 2003). I meccanismi di ritenzione e rilascio dai sedimenti mostrano un pattern stagionale legato a temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH, potenziale redox e attività biologica (Boström et al., 1988; Jensen & Andersen, 1992; Boers et al., 1998; Søndergaard et al., 1999). La quantificazione dei flussi sedimentari di N e P è quindi importante nei laghi eutrofici ed è un prerequisito per definire gli obiettivi di gestione dei nutrienti e i programmi di riqualificazione dei bacini lacustri.

Anche le macrofite giocano un ruolo significativo nella dinamica dei nutrienti in laghi poco profondi (es. assimilazione, traslocazione, rilascio di nutrienti da piante in decomposizione) (Marion & Paillisson, 2003). Comunque, si conosce ancora poco del ruolo delle macrofite emergenti e a foglia flottante sui tassi di N e P negli ecosistemi acquatici, in particolare nelle acque poco profonde dove queste

piante sono spesso dominanti (es. *Nymphaeoid spp.*) (Marion & Paillisson, 2003 e i riferimenti nell'articolo). In generale, i letti di macrofite presentano alti tassi di produzione primaria (Wetzel, 1983), che sostengono alti livelli trofici, sono sorgenti di materia organica e possono, pertanto, influenzare il metabolismo e il funzionamento degli ecosistemi acquatici, dalle acque dolci agli estuari (Duarte & Cebrian, 1996). L'ossigeno prodotto per fotosintesi dalle macrofite emergenti e a foglia flottante è rilasciato in atmosfera e non in colonna d'acqua (Pokorný & Rejmanková, 1984). Inoltre la densa copertura delle foglie galleggianti riduce la penetrazione della luce, ombreggia la colonna d'acqua e impedisce la fotosintesi delle piante sommerse e degli epifiti (Cataneo et al., 1998) e quindi modifica lo scambio dei gas tra l'atmosfera e la colonna d'acqua sotto il letto di macrofite (Moore et al., 1994; Miranda & Hodges, 2000). Queste caratteristiche possono essere accoppiate a frequenti eventi di ipossia e di conseguenza le macrofite emergenti e flottanti possono impattare i processi biogeochimici e la qualità del letto come habitat per la fauna (Caraco & Cole, 2002). Per esempio nel fiume Hudson, Caraco & Cole (2002) hanno misurato che un ampio letto di *Trapa natans* determina una riduzione significativa dell'ossigeno disciolto (DO) e una maggior frequenza degli eventi di ipossia rispetto a zone colonizzate da *Vallisneria spiralis* o in zone con acqua corrente. Periodi prolungati di ipossia possono ridurre il processo di nitrificazione accoppiato alla denitrificazione (Knowles, 1982) e favorire il rilascio di fosforo dai sedimenti (Lovley, 1993; Søndergaard et al., 2003). Le attività antropiche possono favorire gli eventi di ipossia nei sistemi acquatici per il carico organico diretto che può consumare l'ossigeno disciolto in colonna d'acqua e nelle acque di fondo (Clark et al., 1995). Inoltre, le modificazioni del carico dei nutrienti e il regime idrologico indotte dalle attività antropiche possono determinare cambiamenti nel tempo della crescita e pertanto la dominanza di diverse forme di macrofite (Kiviat, 1993). Una sfida ancora aperta che riguarda lo studio dei laghi poco profondi è quella di capire quali condizioni possono spiegare la dominanza del fitoplankton, piuttosto che delle piante sommerse, emergenti o flottanti. È noto che nei laghi temperati poco profondi con un elevato carico di nutrienti, le acque limpide, generalmente dominate da macrofite (Dieter, 1990; Scheffer, 1990) diventano torbide per l'aumento della biomassa algale planctonica in colonna d'acqua (Hilton et al., 2006). Inoltre, il fitoplancton e le piante flottanti competono ed escludono le piante sommerse (Sheffer et al., 2003).

1.5 Eutrofizzazione fluviale

Sebbene la maggior parte delle ricerche sul processo di eutrofizzazione in acque dolci si sia focalizzata nei decenni passati sui bacini lacustri, l'arricchimento in nutrienti nelle acque correnti è anch'esso un fenomeno preoccupante (Smith et al., 1999). L'eutrofizzazione fluviale è un concetto noto da decenni (Ohle, 1955), ma la comprensione degli effetti dell'eutrofizzazione nei fiumi rimane estremamente limitata, a causa delle complesse interazioni tra i fattori biotici e abiotici tipiche di questi ambienti (Hilton et al., 2006). Rispetto ai laghi e alle baie costiere, i fiumi hanno per esempio un turnover delle acque molto più rapido, elevata turbolenza,

alti tassi di mineralizzazione della sostanza organica e un forte export di materiale particellato.

A partire dagli anni '80, diversi studi hanno fornito una base per la comprensione delle dinamiche degli ecosistemi acquatici che sono stati tradotti in modelli di ecologia fluviale. Già nel 1975, Hynes affermava che i fiumi sono una manifestazione del paesaggio che drenano e il paesaggio è a sua volta modificato nel tempo e nello spazio dal flusso dell'acqua. Pertanto, Hynes è stato il primo a guardare oltre l'area riparia, in quanto la sua discussione sulle acque correnti ha messo in evidenza il valore di un approccio più olistico nello studio dei sistemi acquatici, in particolare quelli lotici (Likens, 1984).

Il River Continuum Concept (RCC) (Vannote et al., 1980; Minshall et al., 1983, 1985) propone una visione unificante dell'ecologia fluviale evidenziando una stretta dipendenza della struttura e delle funzioni delle comunità biologiche dalle condizioni geomorfologiche ed idrauliche medie del sistema fisico. Infatti, il RCC definisce un corso d'acqua come una successione continua in senso longitudinale, dalla sorgente alla foce, di ecosistemi che sfumano progressivamente l'uno nell'altro e che sono strettamente legati agli ecosistemi terrestri che lo circondano (fasce riparie e ambienti limitrofi). Valuta come i cambiamenti dei flussi energetici influiscono sul bilancio tra eterotrofia e autotrofia, quale comunità trofica prevale e altri aspetti funzionali delle acque correnti, come i processi di accumulo, trasporto e utilizzo della sostanza organica lungo il corso del fiume (Allan, 1995) (fig. 1.1).

In molti ecosistemi il ciclo dei nutrienti avviene *in situ*, invece, negli ecosistemi lotici il trasporto della materia verso valle aggiunge una dimensione spaziale (distanza verso valle) crea un ciclo aperto o "spiralizzante". L'accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto - la spiralizzazione dei nutrienti (Webster & Patten, 1979) - viene perciò rappresentato con una spirale di diametro tanto più stretto quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (minore trasporto) (Provini et al., 2001) (fig. 1.2).

Ward (1989) ha realizzato un quadro sintetico dell'ecologia dei sistemi lotici e ha evidenziato come carattere distintivo di questi sistemi l'alto livello di eterogeneità spazio-temporale. Questa eterogeneità si manifesta come via di interazione lungo quattro dimensioni: longitudinale, ossia monte - valle; laterale, con scambi di materia e energia tra alveo e piana alluvionale e riparia; verticale, che incorpora le interazioni tra alveo e acque sotterranee contigue; temporale. Successivamente, nasce la consapevolezza di dover considerare il sistema fluviale in relazione alle dinamiche che interessano l'intero bacino idrografico e l'ambiente circostante. Secondo il modello di ecologia fluviale "Riverine Landscape" (Stanford, 1998) gli ecosistemi lotici sono sistemi aperti che formano una parte integrante del paesaggio circostante, con il quale hanno un'elevata interazione (Ward, 1989). Il termine paesaggio fluviale è usato per indicare una visione olistica dei pattern a larga scala e dei processi che avvengono nei sistemi fluviali (Ward, 1998). I fiumi e i tratti fluviali possono essere raggruppati in tipologie comuni che funzionano in modo simile attraverso scale differenti, ma ad una scala di

risoluzione fine ogni sistema fluviale è unico, come tutti i segmenti al suo interno (Ward, 1998).

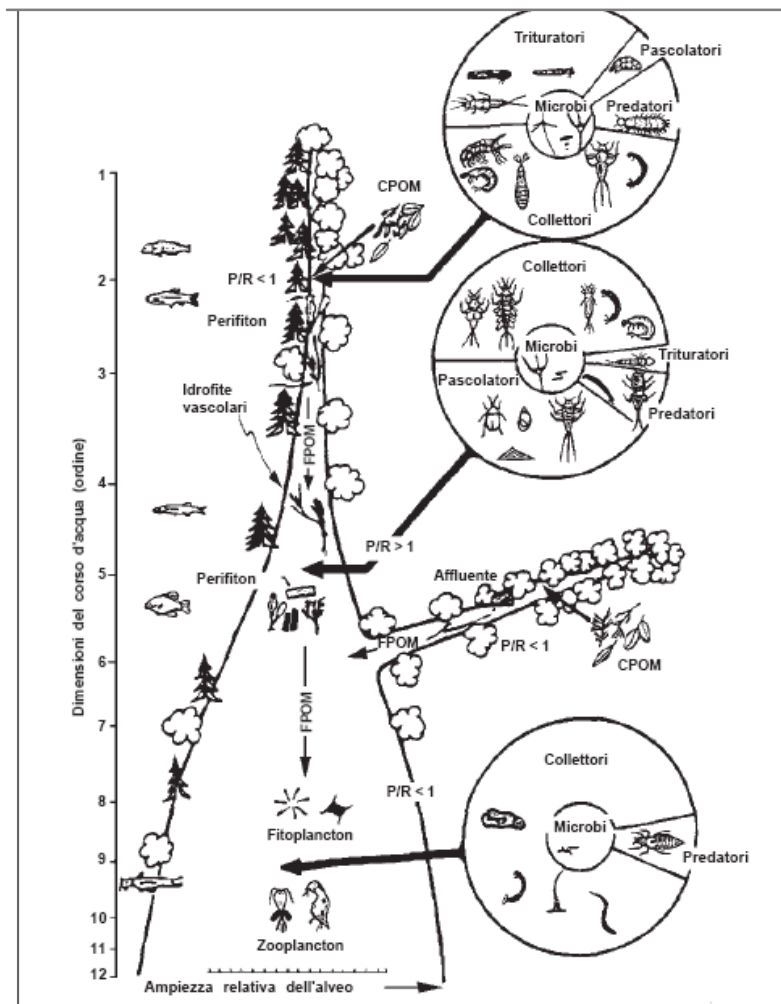


Figura 1.1. Relazioni proposte dal River Continuum Concept (Vannote et al., 1980) tra le dimensioni del corso d'acqua ed i graduali aggiustamenti nella struttura e nella funzione delle comunità lotiche (Provini et al., 2001). CPOM = Coarse Particulate Organic Matter (materia organica particolata grossolana); FPOM = Fine Particulate Organic Matter (materia organica particolata fine); P/R = Rapporto Fotosintesi/Respirazione.

Anche se molti torrenti e fiumi nel mondo sono attualmente caratterizzati da concentrazioni elevate di nutrienti, una visione che è prevalsa per molti anni riteneva che nei fiumi l'input di nutrienti non determinasse cambiamenti significativi di stato trofico (es. Hynes, 1970).

Questa argomentazione era basata sull'assunzione che altri fattori fisici, chimici e biologici potessero potenzialmente ridurre l'effetto dell'arricchimento in nutrienti sulla crescita algale in acque correnti, come la limitata penetrazione della luce per l'ombreggiamento dovuto alle chiome della vegetazione riparia e tempi brevi di residenza delle acque (Correll, 1998; Smith, 2003). Questa opinione non sembra più plausibile, infatti, attualmente è riconosciuto che la resistenza all'eutrofizzazione può variare ampiamente tra i sistemi (Cloern, 2001) e numerosi studi hanno

chiaramente dimostrato l'eutrofizzazione di molti fiumi a livello mondiale (Moss et al., 1989; Köhler & Gelbrecht, 1998; Smith, 2003).

Alla fine degli anni '90 sono stati identificati i possibili effetti indotti dall'eutrofizzazione di origine antropica nei sistemi fluviali (Hilton & Irons, 1998): eccessiva crescita di alghe planctoniche in sospensione, filamentose e bentiche e di macrofite; riduzione del numero di specie di macrofite presenti; passaggio da comunità di produttori primari dominate da macrofite a comunità dominate da alghe planctoniche, bentiche o filamentose; frequenza di eventi di ipossia; modificazioni nel pH delle acque; fioriture regolari di cianobatteri; colorazione verde o bruna delle acque. Solo effetti specifici dell'incremento di nutrienti sulla biodiversità delle macrofite, la successione in specie e le interazioni tra epifite e macrofite sono stati investigati nei fiumi (Wilby et al., 2001; Wade et al., 2002). L'effetto dell'eutrofizzazione sulle macrofite in acque correnti è stato poco studiato e gli effetti della riduzione dei nutrienti sulla biomassa delle macrofite è difficile da predire (Chambers et al., 1999). Attualmente manca un'ipotesi complessiva sullo sviluppo dell'eutrofizzazione nei fiumi, che possa predire il corso degli eventi e che possa tener conto di tutti gli effetti osservabili elencati in precedenza e manca la conoscenza di come l'eutrofizzazione controlli le comunità di produttori primari (Kelly & Whitton, 1998; de Jonge et al., 2002; Hilton et al., 2006).

MECCANISMI RITENZIONE ATTIVITÀ			CICLIZZAZIONE TASSO DI Distanza fra LE SPIRE		RISPOSTA DELL'ECOSIST. ALL'AGGIUNTA NUTRIENTI	STABILITÀ ECOSISTEMA
A)	ALTA	ALTA	VELOCE	CORTA	CONSERVATIVO (I>E)	ALTA
B)	ALTA	BASSA	LENTO	CORTA	ACCUMULATORE (I>E)	ALTA
C)	BASSA	ALTA	VELOCE	LUNGA	CONSERVATIVO INTERMEDIO <A >D	BASSA
D)	BASSA	BASSA	LENTO	LUNGA	ESPORTATORE (I=E)	BASSA

Figura 1.2. Spiralizzazione dei nutrienti. Effetti di differenti relazioni fra la distanza del trasporto ad opera della corrente (velocità×tempo) e l'attività biologica sulla materia organica metabolizzabile ciclizzata. Più piccolo è il diametro della spira e più veloce è il tasso di riciclo; la distanza fra le spire indica la distanza a valle del trasporto. I = Import; E = Export (Provini et al., 2001).

In un recente articolo Hilton et al. (2006) hanno proposto un modello concettuale per lo sviluppo delle condizioni eutrofiche in fiumi con breve tempo di ritenzione delle acque, sulla base di meccanismi riconosciuti importanti nei laghi, ma modificati da altri processi noti per essere rilevanti nei fiumi. Le caratteristiche chiave secondo gli autori sono le seguenti:

1. I fiumi con lunghi tempi di ritenzione delle acque rispondono in modo diverso dai fiumi con tempo di ritenzione breve quando sottoposti a un eccessivo carico di nutrienti. I primi *shiftano* verso la dominanza di comunità fitoplanctoniche, mentre i secondi tendono ad essere dominati da alghe bentoniche e perfitiche.

2. Nei fiumi con tempo di ritenzione breve la crescita delle macrofite risulta limitata dalla luce come risultato della crescita degli epifiti piuttosto che dai nutrienti.
3. Siccome la crescita delle macrofite è limitata dalla luce, la successione delle macrofite da specie con foglie sommerse a piante con foglie flottanti ed emergenti è quanto ci si aspetta in un fiume che diventa maggiormente eutrofico; anche se questa sequenza può essere modificata dal regime idrologico nel fiume.
4. In fiumi eutrofici/ipereutrofici con tempi brevi di ricambio delle acque, le macrofite sono caratterizzate da un'elevata copertura di alghe epifitiche. Se le macrofite muoiono, sono sostituite da alghe filamentose e bentoniche.

Quindi gli autori utilizzano dei descrittori di tipo qualitativo per definire i diversi livelli trofici nei fiumi, basandosi sulla successione vegetazionale. Oligotrofico: praterie rigogliose di macrofite dominate da specie sommerse; Mesotrofico: praterie rigogliose di macrofite con un incremento dell'abbondanza relativa delle specie efficienti nel catturare la luce e/o con foglie vicino alla superficie o flottanti o emergenti, leggera copertura di epifiti e comparsa di alghe bentoniche; Eutrofico: macrofite in condizioni di stress con un forte incremento della copertura epifitica e dominanza di piante con foglie emergenti o flottanti; Ipereutrofico: collasso delle praterie a macrofite, sostituite da una copertura di alghe filamentose e bentoniche. Questi effetti si verificano a diversi livelli di concentrazione dei nutrienti nei fiumi a diverso regime idrologico. Il modello proposto trova riscontro in un numero di osservazioni effettuate in fiumi eutrofici, però predice un numero di effetti che dovrebbero essere testati attraverso esperimenti e attività di campo per fornire maggiore peso alle argomentazioni a favore o meno del modello proposto.

Caraco et al. (2006) affermano la necessità di ulteriori studi per i fiumi caratterizzati da acque ben rimescolate e arricchite in nutrienti, per definire l'importanza relativa dei processi top-down e bottom-up nel controllare la biomassa fitoplanctonica, ma anche per determinare come i diversi processi di controllo influenzano il sistema nel suo complesso.

Negli ultimi decenni, come si è visto, è cresciuto l'interesse della comunità scientifica verso gli ecosistemi fluviali e si stanno sviluppando strumenti quantitativi che legano le concentrazioni dei nutrienti nelle acque fluviali ai processi interni, cambiando l'idea tradizionale che questo tipo di ecosistema sia influenzato principalmente dagli apporti di natura alloctona. Si è arrivati, quindi, a definire lo stato trofico fluviale e a considerare il sistema non solo in relazione all'alveo, ma anche alle aree perifluviali di esondazione e alle aree che possono influenzare il chimismo delle acque (aree agricole, urbane, industriali, ma anche aree naturaliformi). Comunque, nonostante i progressi nella ricerca, la comunità scientifica non può ancora fornire un completo supporto ai processi decisionali volti alla riduzione dei supposti effetti dell'eutrofizzazione, che sono attualmente molto importanti per raggiungere uno stato ecologico buono, così come richiesto a livello europeo dalla Direttiva 2000/60/CE.

1.5.1 *Alterazione del regime idrologico nei fiumi*

Sono rari gli esempi di fiumi in cui la massa d'acqua è trasferita da monte a valle senza interruzioni, infatti, la maggior parte dei corsi d'acqua è stata soggetta a interventi idraulici, come la rettificazione dell'alveo, la costruzione di sbarramenti e dighe, la creazione di centrali e di prese per derivazioni irrigue (Décamps et al., 1995; Naiman et al., 1995; Michener & Haeuber, 1998; Sommer et al., 2001; Wissmar & Bisson, 2003; Adam et al., 2007). La regolazione dei fiumi fornisce un esempio di rottura dei legami monte-valle. Per esaminare il disturbo nel pattern longitudinale indotto dalla presenza di sbarramenti è stato sviluppato il Serial Discontinuity Concept (SDC) (Ward & Stanford, 1995 a, b). Alcuni test hanno confermato lo spostamento prevedibile dei processi funzionali lungo il profilo longitudinale.

L'alimentazione dei corsi d'acqua è pulsante e spesso non riflette la stagionalità degli eventi meteorici poiché molti bacini immagazzinano acqua in inverno, per poi soddisfare le richieste idriche del comparto agricolo nel periodo estivo. I fiumi sono spesso parzialmente bacinizati, costretti in arginature che ne impediscono le divagazioni e hanno acque che entrano ed escono dall'alveo in una serie infinita di prelievi e restituzioni.

Queste trasformazioni semplificano e banalizzano il sistema fluviale, stabilizzando i livelli e riducendo in generale la velocità delle acque con implicazioni sui processi di sedimentazione e sul trasporto del materiale particellato, favorendo la stabilizzazione di comunità planctoniche ed elevati tassi di produzione primaria (Dodds, 2006; Rossetti et al., 2008). La velocità della corrente è stata riconosciuta come il principale fattore che regola la crescita e la distribuzione delle macrofite acquatiche sommerse (Madsen et al., 2001); infatti, la turbolenza delle acque influisce meccanicamente, a seconda dell'intensità della forza dell'acqua, sulle piante fino a determinarne lo sradicamento.

Lo stato di qualità dei fiumi peggiora ulteriormente a causa degli apporti consistenti degli scarichi dei reflui civili, industriali e dello spandimento dei liquami: proprio a causa della minor portata dei fiumi, nei tratti a minor corrente e nei periodi di carenza idrica, i carichi di nutrienti trasportati da questi reflui subiscono una minore diluizione che determina il formarsi di processi di eutrofizzazione, evidenti nel cambiamento della struttura della comunità biologica nella colonna d'acqua dove prevalgono organismi fito e zooplanctonici; aumenta di conseguenza la frazione di carbonio organico di origine autoctona rispetto alla frazione alloctona. La maggior parte delle alterazioni ambientali provocano la compromissione del potere autodepurante delle acque e un abbassamento della diversità biotica con una diminuzione delle specie costituenti la comunità e l'aumento notevole del numero degli individui appartenenti a poche specie resistenti. Il potere autodepurante è seriamente compromesso anche dal pressante impatto antropico sulle zone riparie, il quale ha portato, in alcuni casi, alla distruzione della vegetazione igrofila, trasformando notevolmente sia la componente biotica, sia quella abiotica dell'ecosistema. La fascia vegetazionale lungo l'asta fluviale svolge diverse funzioni, tra cui la ritenzione dei sedimenti e il controllo dell'erosione, la rimozione dei nutrienti (es. denitrificazione per l'azoto,

adsorbimento del fosforo), fornisce habitat per diversi organismi, favorisce la biodiversità e contribuisce alla regolazione dei deflussi idrici.

Nei sistemi lotici dove l'interazione con la piana alluvionale è elevata, la produttività della vegetazione riparia e della piana circostante può modificare ampiamente i pattern longitudinali dei processi ecosistemici previsti ad esempio dal RCC. Per queste ragioni è stato proposto il Flood Pulse Concept (FPC) (Junk, et al., 1989; Sedell et al., 1989; Tockner et al., 2000) secondo cui le pulsazioni prolungate e prevedibili della corrente di deflusso sono "la forza maggiore che controlla la componente biologica nel fiume e nella piana alluvionale". Sedell et al. (1989) hanno confrontato tre grandi fiumi e hanno concluso che i fiumi canalizzati con una larghezza ridotta dell'alveo dovrebbero seguire i pattern previsti dal RCC, mentre i fiumi con alveo di maggiori dimensioni, con estesa piana alluvionale, dovrebbero ricevere una quantità sufficiente di sostanza organica da input laterali e relegare il trasporto verso valle ad un ruolo minoritario. Questi autori hanno sottolineato che i grandi fiumi non sono dei semplici continuum, ma al contrario sono una sequenza di "patch" di varia lunghezza e larghezza.

In definitiva, la semplificazione e rettificazione del corso d'acqua, l'omogeneità dal punto di vista morfologico ed idraulico ("banalizzazione" del sistema) e la riduzione del contatto con la piana alluvionale e le fasce riparie, possono ridurre il potere autodepurante dei fiumi e hanno un forte impatto sulle comunità ittiche, sui macroinvertebrati e sulla vegetazione presente.

1.5.2 Ruolo della vegetazione bentonica in un sistema fluviale

Il fenomeno dell'eutrofizzazione e il conseguente spostamento da comunità di produttori primari da fanerogame sommerse alle forme planctoniche, macroalgali o flottanti è stato oggetto di ricerche recenti nel campo degli ambienti acquatici poco profondi (Harlin & Rines, 1993; Schramm, 1999; Scheffer et al., 2003; Viaroli et al., 2008). La perdita di praterie di piante radicate come conseguenza dell'eccesso di materia organica e di input dei nutrienti, della torbidità delle acque e delle condizioni riducenti a livello dei sedimenti, risultano nel cambiamento e nella perdita di importanti processi ecosistemici. È ormai riconosciuto che le fanerogame radicate hanno un ruolo come regolatori bentonici dei cicli biogeochimici con implicazioni per la meiofauna, macrofauna e la comunità ittica (Schramm & Nienhuis, 1996; Hemminga & Duarte, 2000; Heck et al., 2003; Cronin et al., 2006). Tra le caratteristiche principali, le fanerogame convertono i nutrienti inorganici in forme organiche particellate e disciolte, controllano la crescita del fitoplancton, trattengono il materiale particellato in sospensione, stabilizzano la superficie del sedimento e forniscono un'area di nursery per invertebrati e pesci (Phillips & Menez, 1988; Newman, 1991; Caffrey & Kemp, 1992; Blanchet et al., 2004; Hasegawa et al., 2008). Inoltre, le fanerogame favoriscono, per trasferimento radicale dell'ossigeno, la riossidazione dei prodotti della mineralizzazione anaerobica (es. metano e solfiti), la precipitazione del fosforo reattivo solubile con ione ferrino (Deborde et al., 2008) e la rimozione di azoto per nitrificazione accoppiata a denitrificazione (Reddy et al., 1989; Caffrey & Kemp, 1992; Ottosen et al., 1999). Le piante acquatiche marine per la loro importanza in zone di transizione e in ambienti costieri sono state ampiamente studiate, mentre pochi

studi sono stati effettuati sulla vegetazione sommersa degli ecosistemi fluviali (Hilton et al., 2006).

1.6 Studio dei sistemi fluviali

Thorp & Delong (1994) hanno sottolineato la mancanza di studi di campo di dettaglio su diversi sistemi fluviali per tutti i modelli fluviali proposti. È emersa poi la necessità di integrare le componenti chiave dei tre modelli fluviali (RCC, FPC e RPM) per fornire una migliore comprensione e interpretazione delle dinamiche fisiche, chimiche e biologiche dei grandi sistemi fluviali (Thorp et al., 1998). Inoltre, solo di recente lo studio della limnologia e dell'ecologia fluviale hanno superato una fase di tipo descrittivo, per valutare in modo quantitativo i meccanismi di controllo e i processi interni ai sistemi acquatici (Wetzel, 2000).

Per comprendere ed essere in grado di gestire un sistema acquatico occorre caratterizzare il ciclo del carbonio e come questo elemento entra nelle catene trofiche. La caratterizzazione degli stati autotrofico ed eterotrofico è il primo passo nel descrivere la struttura e la funzione di un ecosistema acquatico (Dodds & Cole, 2007).

Per valutare lo stato di salute di un ecosistema e per definire come gli ecosistemi di acqua dolce rispondono ai cambiamenti nell'uso del suolo, è importante sviluppare delle misure dello stato di salute ecologica che includano aspetti sia strutturali, come i pattern biologici e chimico-fisici, che funzionali, ossia l'entità e la direzione dei flussi di materia (es. tassi di produzione, ciclo dei nutrienti) degli ecosistemi (Nöges, 2005; Udy et al., 2006; Izagirre et al., 2008). Le interazioni tra la lama d'acqua e la zona iporreica, i processi batterici in colonna d'acqua e la produzione primaria macrofitica sono stati studiati solo di recente per le difficoltà sperimentali in sistemi lotici, ma sono probabilmente, assieme al ciclo dei nutrienti, dei buoni indicatori dello stato di salute del fiume e dei cambiamenti derivanti dal disturbo a livello di bacino, come l'aumento del carico dei nutrienti e del materiale in sospensione (Nardini & Sansoni, 2006). Pertanto, potenzialmente diverse proprietà funzionali, come la decomposizione (Gessner & Chauvet, 2002), la ritenzione dei nutrienti (Sabater et al., 2000) e il metabolismo (Hall & Tank, 2003), possono essere usate per lo studio degli ecosistemi fluviali (Giller et al., 2004). Tuttavia, queste proprietà hanno un'elevata variabilità, come ad esempio una sensibilità differente ai fattori di stress ambientale e un peso diverso nei fiumi di diverso grado e dimensione (Izagirre et al., 2007). Di conseguenza è possibile usare in prima analisi un approccio classico, che costituisce il punto di partenza per ricerche in tutti i sistemi, basato sul principio del bilancio di massa (approccio "black box"): allo stato stazionario, l'input dei nutrienti eguaglia l'output dei nutrienti (Grimm et al., 2003). Il calcolo dei bilanci di massa, dato dalla differenza tra output e l'input, è un metodo accurato (Dillon & Evans, 1993; Smith et al., 2006) per determinare un valore quantitativo dell'intensità dei processi e, pertanto, può essere utile per valutare la funzionalità di un ecosistema. Il passo successivo è quello di misurare i processi interni dell'ecosistema unendo i bilanci di massa con i tassi metabolici, le interazioni acqua-atmosfera e acqua-sedimento (Grimm et al.,

2003; Søndergaard et al., 2003). È importante, però, ricordare che ogni aspetto nello studio dei sistemi lotici è altamente dipendente dal contesto (Allan, 1995).

In definitiva, risulta fondamentale per lo studio degli ecosistemi fluviali l'integrazione di aspetti strutturali e funzionali, anche se fino ad un recente passato venivano studiati singoli aspetti, come quelli fisico-chimici o biologici.

È importante notare come i metodi chimici e microbiologici limitano il loro campo di indagine all'acqua fluente, gli indici biotici lo estendono all'alveo bagnato, ma si avverte l'assenza di un'analisi dell'intero sistema fluviale che, ad esempio in Italia, è stato affrontato parzialmente dall'indice ecologico IFF (Indice di Funzionalità Fluviale). Adesso che la necessità di sviluppare metodi per il monitoraggio biologico focalizzati specificatamente sull'eutrofizzazione nei fiumi è ampiamente riconosciuta, questi metodi saranno probabilmente sviluppati rapidamente. Comunque, molto resta da imparare sulle risposte all'eutrofizzazione delle varie comunità usate per questi indici. Un miglioramento dell'indice da solo non rappresenta una prova dell'eutrofizzazione, ma piuttosto l'indice è un'espressione della struttura delle comunità che permette di effettuare confronti spaziali e temporali (Kelly & Whitton, 1998).

Infine, occorre sottolineare che tutti questi indici, da quelli chimici a quelli biotici ed ecologici, forniscono solo una fotografia dello stato del sistema in un dato tempo e spazio, senza però indagare la complessità delle dinamiche e dei processi che avvengono all'interno del sistema stesso. Invece, lo studio dei processi, come i flussi di materia, permettono una visione dinamica del sistema e una possibile previsione delle risposte dell'ecosistema fluviale a pressioni esterne, naturali o antropiche. La possibilità di prevedere la tendenza in atto permette anche di poter definire linee guida o possibili interventi e di poter porre in atto azioni volte alla conservazione del sistema, come viene richiesto, ad esempio, dalla normativa europea e nazionale.

1.7 Obiettivi del lavoro di tesi

Lo stato attuale dei corpi idrici e della ricerca scientifica in questo campo, come emerso nei paragrafi precedenti, mostra come vi siano ancora lacune conoscitive sull'evoluzione del metabolismo fluviale, del processo di eutrofizzazione e sui fattori di controllo delle comunità di produttori primari, nonché del funzionamento interno dell'ecosistema fluviale. Anche le teorie di ecologia fluviale proposte in passato, che hanno fornito la base per i nuovi approcci allo studio dei sistemi fluviali, devono ancora essere ampiamente validate a livello sperimentale, anche se non è sempre facile verificarle spesso per la mancanza di dati, come ad esempio in Italia (qualche esempio di studio si riferisce a esperienze estere).

In estrema sintesi, lo scopo di questo lavoro di tesi è di caratterizzare il metabolismo e la funzionalità di un sistema fluviale in relazione a tempi di ricambio differenti delle acque, andando poi ad approfondire lo studio dei processi dominanti per conoscere il ruolo dei produttori primari e le dinamiche a livello dei sedimenti. I deflussi idrici e il grado di bacinizzazione determinano il tempo di ricambio delle acque di un sistema fluviale. L'analisi di questo fattore è

un punto di assoluto rilievo nel presente lavoro di tesi, in particolare il rapporto tra autotrofia ed eterotrofia al variare dei tempi di ricambio delle acque in ambienti non limitati da nutrienti. Ipotizzando che gli stati di netta autotrofia o eterotrofia siano transienti nel tempo, ad esempio stagionalmente per il variare dei deflussi idrici, e nello spazio, ad esempio all'interno di uno stesso fiume la creazione di una diga può variare la trofia da monte a valle, ci si aspetta che un sistema con breve tempo di ricambio delle acque sia eterotrofo (rapporto autotrofia/eterotrofia < 1), mentre all'aumentare del tempo di ricambio ci si aspetta che il sistema diventi autotrofo (rapporto autotrofia/eterotrofia > 1).

Si è scelto di utilizzare l'approccio dei bilanci di massa di O_2 e CO_2 perché permette di avere una visione olistica del metabolismo fluviale, che rappresenta una sintesi dei processi che avvengono all'interno del sistema. Il metodo impiegato è di tipo classico ed è stato introdotto da Odum negli anni '50 (Odum, 1956). In questo studio sono state però applicate metodiche sperimentali e analitiche più recenti e accurate e i bilanci di massa dei gas disciolti sono stati corretti per gli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera e acqua-sedimento. A queste misure sono state associate misure volte alla stima dei bilanci di massa dei nutrienti e dei processi legati ai produttori primari e agli organismi eterotrofi del comparto bentonico, e si è così ottenuta una misura della funzionalità del sistema fluviale.

Il fiume Mincio è un sistema che si presta a questo tipo di studio perché presenta lungo un continuum fluviale, con lo stesso chimismo di base, diversi tratti fluviali caratterizzati da tempi di ricambio delle acque differenti determinati da interventi antropici che hanno prodotto effetti ormai consolidati sul sistema indagato. I segmenti fluviali analizzati nel lavoro sono tre e presentano tempi di ricambio delle acque che passano dall'ordine di alcune ore ad alcuni giorni.

Il primo obiettivo di questo studio è quello di analizzare in modo comparativo il metabolismo di due segmenti fluviali, tenendo in considerazione l'importanza del ruolo svolto dalle interazioni acqua-atmosfera e acqua-pianta-sedimento nel metabolismo complessivo delle acque correnti. I due tratti indagati sono omogenei al loro interno (senza interruzioni e ingressi laterali) e di lunghezza pari a circa 8 km. Il primo (tratto nord) si avvicina allo stato originario del fiume stesso in quanto ha un andamento meandriforme, non presenta argini, è in contatto con la piana circostante, presenta un substrato ghiaioso, flusso turbolento, sponde vegetate e isole di vegetazione a macrofite sommerse (dominate da *Vallisneria spiralis*). Per contro, il secondo segmento (tratto sud) si trova incassato in argini alti una decina di metri, non ha interazioni laterali, ha profondità elevata, velocità trascurabile dell'acqua a causa delle regimazioni idrauliche di monte e di valle ed è dominato da comunità di produttori primari fitoplanctoniche. In specifico, il primo quesito a cui si è cercato di rispondere è il seguente:

- In che modo l'idrodinamismo regola l'equilibrio tra il rilascio ed il trasporto a valle dei gas disciolti (O_2 e CO_2)?

L'ipotesi di partenza è che il moto turbolento accelera la perdita dei gas disciolti in eccesso verso l'atmosfera, mentre il rallentamento della corrente può innescare

ipossia, accumulo di CO₂ e trasporto verso valle di questo gas (Cole et al., 1994; Raymond & Cole, 1997).

Il secondo quesito che ci si è posti è il seguente:

- Quali sono gli effetti di un elevato grado di artificializzazione sulle dinamiche dei soluti e del materiale particellato?

L'ipotesi alla base di questa domanda è che all'aumentare dell'artificializzazione di un sistema fluviale i processi a livello iporreico diventino via via meno importanti (Mulholland et al., 2001; Dodds, 2006). Questo si associa al fatto che la transizione verso sistemi ipertrofici, favorita dalle alterazioni morfologiche, sia accompagnata dallo spostamento in verticale dei produttori primari dominanti, si passa quindi da comunità legate al comparto bentonico a comunità pelagiche (Vadeboncoeur et al., 2003), determinando una minore rilevanza dei processi che avvengono nella zona iporreica. Pertanto, può variare nei diversi tratti fluviali la capacità metabolica del sistema, ossia la capacità di trasformare i soluti tramite l'attività metabolica, come i tassi di produzione, di assimilazione e di denitrificazione. Si suppone che nel Mincio il tratto nord abbia una capacità metabolica superiore rispetto al tratto sud.

Si è poi effettuato un approfondimento volto ad analizzare in modo comparativo il metabolismo dei sedimenti non vegetati e dei sedimenti colonizzati da *V. spiralis* nel segmento settentrionale del Mincio. In dettaglio, le domande a cui si è cercato di rispondere sono le seguenti:

- In che modo l'equilibrio tra i processi di sedimentazione e rigenerazione è modulato dalla presenza di praterie di macrofite radicate sommerse?
- I processi di uptake e riduzione dissimilativa (es. denitrificazione) sono in competizione?

Le ipotesi di partenza si basano sul fatto che le praterie di macrofite sommerse sono in espansione nei sistemi acquatici dove rallenta la corrente e che presentano un elevato carico di nutrienti. I letti di macrofite tendono ad intrappolare il particellato organico che alimenta intensi processi di mineralizzazione, che solo in parte sono controllati dai processi di assimilazione da parte delle piante stesse (Hemminga & Duarte, 2000; Madsen et al., 2001; Cronin et al., 2006; Hilton et al., 2006). Tale fenomeno può generare dei feedback positivi che possono determinare un aumento delle superfici caratterizzate da substrati soffici (Hilton et al., 2006). Inoltre, l'elevata disponibilità di nutrienti in colonna d'acqua riduce la competizione tra le piante e le comunità microbiche, in quanto l'assimilazione dei nutrienti ad opera delle macrofite si sposta dal substrato alla colonna d'acqua (Madsen et al., 2001; Hilton et al., 2006).

Il secondo obiettivo del lavoro di tesi è quello di analizzare il metabolismo di un sistema ibrido, tra un tratto di tipo fluviale bacinzato e lacustre poco profondo (Lago di Mezzo), con tempi brevi di ricambio delle acque (giorni) in relazione al ruolo relativo dei produttori primari (fitoplancton e pleustofite), del comparto bentonico e dei carichi alloctoni di materiale disciolto e particellato.

Il Lago di Mezzo è un sistema flow-through, eutrofico, dominato da fitoplancton e da vegetazione pleustofitica. Le isole di vegetazione pleustofitica raggiungono un'estensione pari a circa 20% della superficie del bacino, pertanto si suppone che abbiano un ruolo importante nel metabolismo complessivo del

sistema che le ospita. È stata studiata l'evoluzione stagionale dei gas disciolti e dei nutrienti al fine di quantificare l'importanza relativa del fitoplancton, di una prateria di una pleustofita (*Trapa natans*) e del comparto bentonico, nei bilanci di massa di ossigeno, anidride carbonica e dei nutrienti. In dettaglio, ci si è chiesto:

- Qual è il ruolo effettivo delle comunità fitoplanctoniche e pleustofitiche nella fissazione del carbonio e nell'uptake dei nutrienti?
- Qual è il ruolo delle pleustofite nei bilanci dell'ossigeno?
- Qual è il ruolo relativo del carico interno nel supportare la produzione primaria?

Le ipotesi alla base di queste domande sono che la disponibilità di nutrienti e la ridotta velocità della corrente favoriscono la strutturazione delle comunità fitoplanctoniche (Scheffer et al., 2003; Marion & Paillisson, 2003; Duarte & Prairie, 2005; Hilton et al., 2006). La crescita di queste comunità è favorita, inoltre, dal costante export di materiale particellato, che ne mantiene elevati i potenziali di crescita. La proliferazione delle pleustofite può determinare uno sbilanciamento nei processi che regolano i bilanci dell'O₂, favorendo l'instaurarsi di condizioni ipossiche (Cataneo et al., 1998; Miranda & Hodges, 2000; Caraco & Cole, 2002; Boedeltje et al., 2005; Goodwin et al., 2008). È stato evidenziato come in ambienti acquatici poco profondi è generalmente il carico interno rilasciato al sistema dai sedimenti superficiali a sostenere principalmente la produzione primaria (Jeppesen et al., 1998; Burger et al., 2007).

1.8 Strumenti impiegati per raggiungere gli obiettivi

Il primo obiettivo è stato raggiunto mediante la stima dei bilanci di massa in-out di gas disciolti e nutrienti in due segmenti (Pozzolo-Goito e Formigosa-Governolo) del fiume Mincio. Per i bilanci di O₂ e DIC l'approccio "black box" è stato integrato con stime di O₂ disciolto e CO₂ scambiati a livello iporreico e all'interfaccia acqua-atmosfera, che hanno permesso di definire il contributo del processo diffusivo al bilancio del sistema. In particolare, le stime dei bilanci di massa di ossigeno e anidride carbonica sono servite per verificare stagionalmente e in diversi segmenti fluviali l'autotrofia o l'eterotrofia netta del sistema (=trappola o sorgente di carbonio inorganico). Le stime dei bilanci di massa di nutrienti particellati (TPP, TPN) e disciolti (TDP e TDN), nelle forme inorganica (SRP e DIN) e organica (DOP e DON), sono stati finalizzati all'identificazione dei processi di trasformazione dei nutrienti e dei comparti sink e source. In particolare, queste stime sono servite a quantificare la conversione in biomassa (N e P organici) e la perdita in atmosfera (N₂) in siti dominati da comunità macrofitiche e in altri dominati da comunità fitoplanctoniche.

A Massimbona (Goito), località situata nel tratto nord (Pozzolo-Goito) del Mincio sono stati stimati i tassi di crescita, di assimilazione e la biomassa della vegetazione sommersa (*V. spiralis*), nonché i flussi di gas e di nutrienti a livello iporreico, mediante incubazioni alla luce e al buio di carote intatte non vegetate e vegetate a *V. spiralis*; sono stati determinati anche i tassi di denitrificazione al buio.

Il secondo obiettivo è stato perseguito attraverso stime di bilanci di massa in-out di gas e nutrienti disciolti, come esposto sopra, la determinazione dei flussi

metabolici a livello bentico, sempre mediante incubazioni di carote di sedimento, e la stima della biomassa e dei tassi di assimilazione delle pleustofite (*T. natans*). In questo modo si possono verificare l'autotrofia o l'eterotrofia netta del sistema lacustre, individuare i principali processi di trasformazione dei nutrienti (N e P) al fine di identificare quali sono i comparti sink e source e stimare per differenza i processi non misurati tra cui quelli di assimilazione e mineralizzazione in colonna d'acqua. Infine, conoscendo le superfici totali del bacino lacustre e delle isole di vegetazione presenti è possibile stimare la rimozione teorica di C, N e P nel periodo vegetativo e confrontare i valori ottenuti con i carichi in transito. Questo può permettere di associare ad una tendenza in atto nelle comunità vegetali (lo shift da forme sommerse a forme emergenti-flottanti) una serie di implicazioni quantitative a livello biogeochimico.

1.9 Aspetti innovativi del lavoro

La tematica ecologica affrontata e l'aspetto metodologico sono i principali aspetti innovativi del presente lavoro di tesi.

Il lavoro è stato svolto in un sistema unico (il fiume Mincio), con differenze morfologiche, idrologiche e di componenti biologiche, e ha permesso di sviluppare all'interno degli stessi obiettivi diversi casi di studio, volti ad approfondire e chiarire alcune delle domande ancora aperte sullo studio dell'evoluzione del metabolismo fluviale, degli effetti dell'eutrofizzazione in relazione a fattori fisici (regime idrologico), chimici (carichi dei nutrienti) e biologici (comunità di produttori primari). La conoscenza della funzionalità per valutare la capacità metabolica del sistema, anche per prevedere le risposte del sistema ad un aumento di carichi di nutrienti e sostanza organica più completa di quella offerta dai metodi di indagine attualmente in uso (es. indici), è un aspetto ancora poco investigato nel suo complesso. Infine, in Italia sono ancora pochi gli studi condotti sui sistemi fluviali e, a mia conoscenza, nessuno ha applicato l'approccio dei bilanci di massa in-out accoppiato allo studio dei singoli processi interni al sistema che coinvolgono tutti i comparti del sistema (atmosfera, acqua, sedimento, piante) e le interazioni tra di essi.

1.10 Organizzazione del lavoro di tesi

La tesi è composta, oltre che dall'introduzione, da un capitolo in cui è descritta in modo generale l'area oggetto di studio, un capitolo contenente i materiali e metodi impiegati nelle varie fasi del lavoro, seguito dai risultati. I risultati sono riportati in quattro capitoli nei quali vengono trattati gli argomenti oggetto di indagine, che sono:

1. Scambi di O₂ e CO₂ all'interfaccia acqua-atmosfera nel fiume Mincio: confronto stagionale tra due segmenti fluviali a diverso regime idrologico;
2. Bilanci di massa dei nutrienti in due segmenti fluviali caratterizzati da diversa integrità ecologica;

3. Flussi di gas e nutrienti disciolti e tassi di denitrificazione in un segmento fluviale: confronto tra sedimento non vegetato e vegetato (*V. spiralis*);
4. Bilanci di massa di gas disciolti e di nutrienti in un lago poco profondo colonizzato da *Trapa natans*.

Questi capitoli sono a loro volta strutturati in paragrafi nei quali vengono riportati brevemente gli obiettivi e sono trattati i risultati e la discussione. L'ultimo capitolo riporta le conclusioni generali del lavoro, scaturite dallo studio del metabolismo fluviale dei tre segmenti appartenenti al sistema Mincio.

Area di studio

2.1 Inquadramento territoriale: il bacino del fiume Mincio

Il bacino del fiume Mincio fa parte del sistema Sarca-Garda-Mincio-Laghi di Mantova e costituisce un'area dal potenziale elevatissimo dal punto di vista ambientale, paesaggistico e fruitivo; il bacino risente però ampiamente dell'azione antropica, che nel corso del tempo ha fortemente alterato le condizioni di naturalità dell'ecosistema fluviale, sino a creare una situazione di elevato degrado ambientale.

Il bacino del Mincio si estende per 775 km² all'interno della superficie complessiva di 2.859 km² del bacino Sarca-Garda-Mincio. Dal punto di vista morfologico il territorio meridionale interessato dal Mincio ha caratteristiche pianiziali, fatta eccezione per le Colline Moreniche immediatamente a sud del Garda. Il fiume Mincio è l'emissario del lago di Garda e percorre 75 km prima di sfociare in Po nei pressi di Governolo (fig. 2.1). Il fiume scorre quasi interamente in un'area di appartenenza al Parco Regionale del Mincio, che si estende su una superficie di 15.950 ettari in Provincia di Mantova.

L'intero bacino è attualmente caratterizzato da una serie di manufatti e canali artificiali che regolano il deflusso di tutto il corso del fiume, con lo scopo principale di distribuire l'acqua nei periodi irrigui e di proteggere la città di Mantova dai deflussi del lago di Garda e dai rigurgiti di piena del Po. Pertanto, sotto il profilo della regimazione idraulica, il Mincio è un sistema altamente artificializzato, i cui deflussi sono regolati sia all'origine, in corrispondenza della diga di Monzambano, sia più a valle, in corrispondenza del Partitore a Pozzolo, del Diversivo a Casale-Sacca e ancora più a valle in corrispondenza del fornice di Formigosa e delle chiuse a Governolo.

La zona più a nord dell'alto corso del Mincio è caratterizzata dalla presenza delle Colline Moreniche, un ambito di naturalità diffusa dai notevoli connotati ambientali e paesaggistici. Nel tratto medio del Mincio, nell'area pedecollinare, su substrati ghiaiosi, è presente un ecosistema di notevole varietà ambientale e paesaggistica: l'area dei prati stabili. Proseguendo verso sud, i terreni diventano argilloso-limosi nel tratto della bassa pianura e all'altezza di Rivalta il carattere strettamente fluviale del corso d'acqua si modifica a creare una zona paludosa ad alto pregio naturalistico dove il fiume si allarga formando delle insenature molto

ampie. Nasce in quest'area la Riserva Naturale Orientata "Valli del Mincio", che è anche riconosciuta come Zona di Importanza Internazionale, Zona di Protezione Speciale (ZPS) e Sito di Importanza Comunitaria (SIC), per l'esigenza di conservazione delle sue numerose emergenze naturalistiche legate agli habitat naturali e seminaturali della flora e della fauna selvatica (fig. 2.2).



Figura 2.1. Bacino idrografico del Mincio (confini in nero). La mappa riporta i confini dei comuni interessati e il corso del fiume dal Lago di Garda al Po (in grigio).

Il fiume viene poi imbrigliato artificialmente per formare i laghi di Mantova. Questi bacini lacustri sono di origine artificiale, infatti sono divagazioni del corso naturale originario del fiume Mincio formatesi a seguito di un intervento idraulico ad opera di Alberto Pitentino che risale al 1190 e il cui scopo era quello di difendere dalle invasioni e proteggere dalle inondazioni la città di Mantova (Azzi, 1988). I laghi di Mantova, che nel progetto originale erano quattro, sono tre bacini intercomunicanti denominati: Lago Superiore, Lago di Mezzo e Lago Inferiore (fig. 2.3).

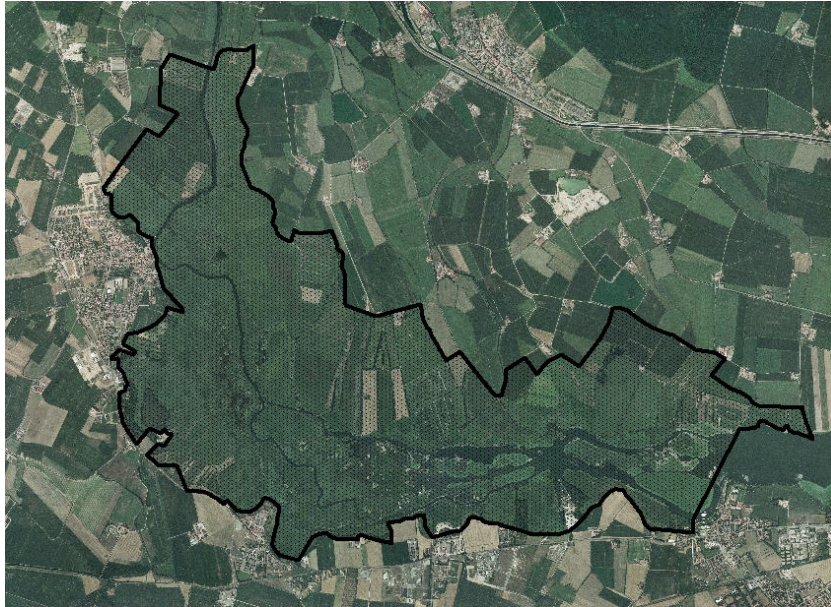


Figura 2.2. Ortofoto con i confini della Riserva Naturale Valli del Mincio.

Il proseguimento naturale dei bacini lacustri è la zona umida di alto pregio naturalistico, la Riserva Naturale Orientata "Vallazza" (fig. 2.3). Anche questo ecosistema è SIC per la conservazione degli habitat naturali, ma si trova interamente compreso all'interno del Sito inquinato di importanza nazionale "Laghi di Mantova". Il tratto finale del Mincio si presenta come un corso canalizzato, protetto da potenti arginature a ridosso delle sponde, privo di casse di espansione, prevalentemente coltivato a pino nelle aree residuali poste tra la sponda del fiume e il piede dell'argine. Questa sezione terminale del fiume è navigabile per scopi commerciali e turistici.



Figura 2.3. Ortofoto dei Laghi di Mantova e della Riserva Naturale Vallazza (confini in nero).

2.2 Sistemi fluviali e lacustre indagati

I due tratti fluviali studiati sono situati rispettivamente a nord e a sud della città di Mantova e differiscono notevolmente per morfologia, idrodinamismo e comunità di produttori primari presenti. Il tratto nord è compreso tra Pozzolo e Goito (stazioni N1 e N2), mentre il tratto sud tra Formigosa e Governolo (stazioni S1 e S2) (fig. 2.4). Il sistema lacustre investigato è il Lago di Mezzo, uno dei tre bacini lacustri che circondano la città di Mantova; questo lago è stato scelto in quanto per esso sono facilmente individuabili la stazione di ingresso (IN-Vasarone) e quella di uscita (OUT-San Giorgio) (fig. 2.4).

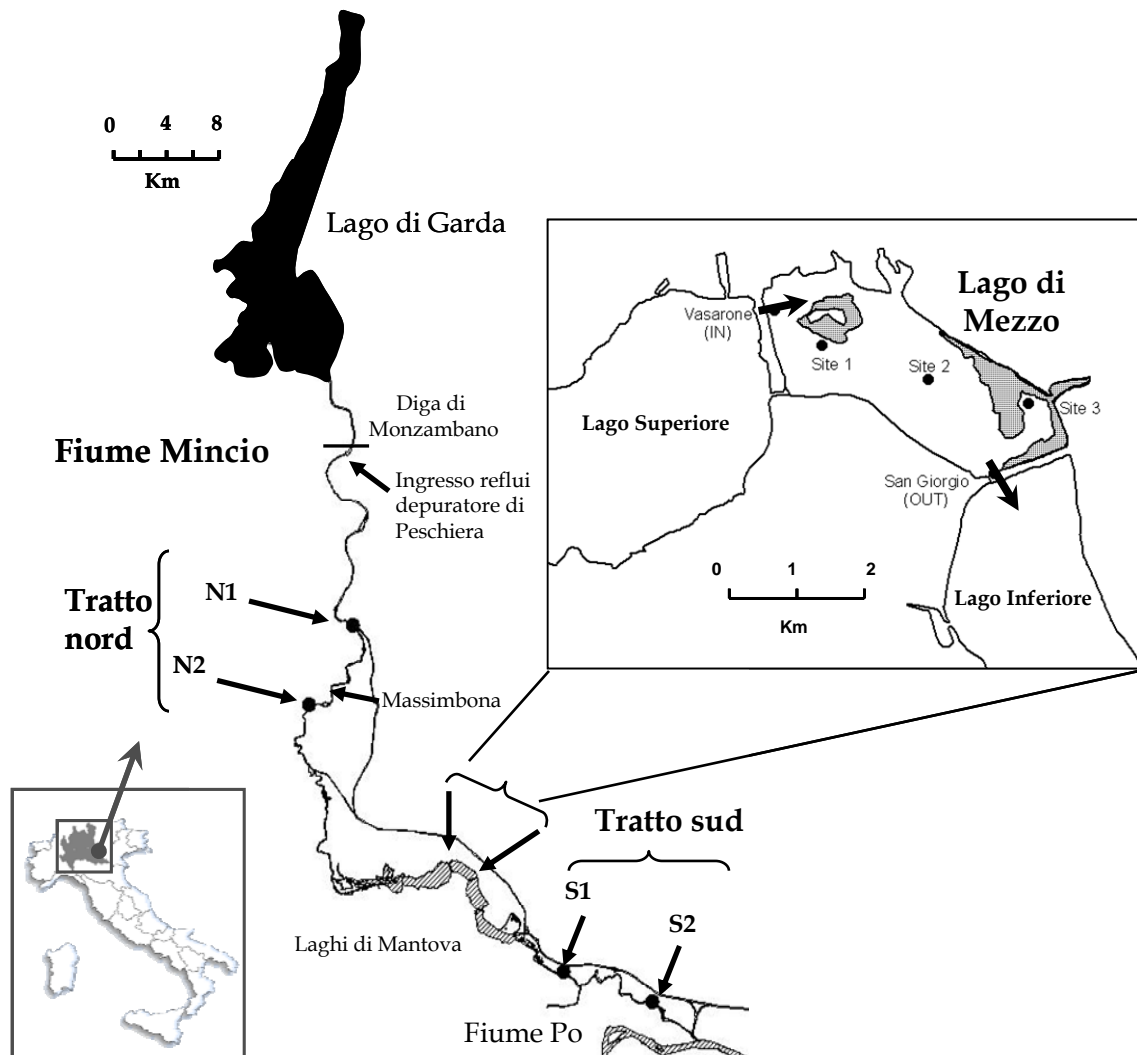


Figura 2.4. Mappa del sistema fluviale Mincio, con indicati lo sbarramento di Monzambano e l'ingresso dei reflui del Depuratore di Peschiera. Sono indicati i sistemi fluviali e lacustre indagati: tratto nord, Lago di Mezzo e tratto sud. Le stazioni di campionamento per il tratto nord sono Pozzolo (N1), Goito (N2) e Massimbona. La mappa con il dettaglio dei laghi di Mantova mostra per il Lago di Mezzo le stazioni in entrata (Vasarone-IN) e in uscita (San Giorgio-OUT) al lago e i tre siti di prelievo delle carote di sedimenti. Le aree grigie rappresentano l'estensione delle isole di vegetazione durante il periodo vegetativo. Per il tratto sud i siti di campionamento sono Formigosa (S1) e Governolo (S2).

2.2.1 Tratto nord: Pozzolo-Goito

Il primo segmento fluviale, situato tra Pozzolo (N1) e Goito (N2), ha una lunghezza pari a 8095 m, larghezza media di 36 m, profondità di circa 1 m e la velocità media della corrente è di 1 m s^{-1} (fig. 2.4). La portata media annua misurata nel periodo 2000-2005 è stata di $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (dati Consorzio del Mincio). Questo tratto di fiume è caratterizzato da argini naturali vegetati, un letto fluviale ciottoloso e aree marginali con parziale accumulo di materiale fine dove si sviluppano rigogliose praterie di macrofite sommerse (*Vallisneria spiralis*, *Potamogeton crispus*, *P. trichoides*, *P. perfoliatus*, *P. pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum*, *Ranunculus trichophyllus*, *Elodea canadensis*) (fig. 2.5).



Figura 2.5. Il tratto nord del fiume Mincio oggetto di studio. Sono evidenti, nell'immagine a sinistra, gli argini naturali del fiume situati a livello del piano campagna, e a destra un letto di macrofite sommerse (*Vallisneria spiralis*).

In località Massimbona (Goito) è stato caratterizzato il sedimento e misurato il metabolismo a livello della zona iporreica in presenza e assenza della macrofita radicata sommersa dominante, *V. spiralis* (fig. 2.4). *V. spiralis* è una specie stolonifera, capace di crescere rapidamente per estensione clonale e in grado di dare origine a praterie molto estese (Hauxwell et al., 2007). Questa pianta fino a trent'anni fa era confinata nei tratti più meridionali, caratterizzati da una scarsa velocità della corrente, ora invece questi tratti risultano dominati da comunità fitoplanctoniche e le praterie di macrofite sommerse stanno "migando" verso nord. Il sito è stato scelto perché rappresentativo del tratto nord del Mincio, da un punto di vista geomorfologico ed idrologico, e per la facilità di campionamento.

È importante evidenziare che nel tratto indagato non sono presenti ingressi di immissari e di carichi puntiformi di origine civile, né interruzioni trasversali o longitudinali. Tuttavia è doveroso precisare che:

- il fiume attraversa una campagna caratterizzata da agricoltura intensiva, con terreni coltivati che spesso si trovano a ridosso dell'alveo; le fasce ripariali, in grado di trattenere nutrienti sia in forma disciolta che particellata, sono presenti ma limitate in ampiezza;
- il sistema di irrigazione più utilizzato in quest'area è quello a scorrimento e questo determina una forte restituzione al fiume di acque che drenano e solubilizzano nutrienti dai terreni coltivati adiacenti;

- il terreno ghiaioso e permeabile, tipico di questo tratto del bacino, è vulnerabile a inquinamento da nitrati e in parte non adatto allo spandimento agronomico dei liquami (fig. 2.6).

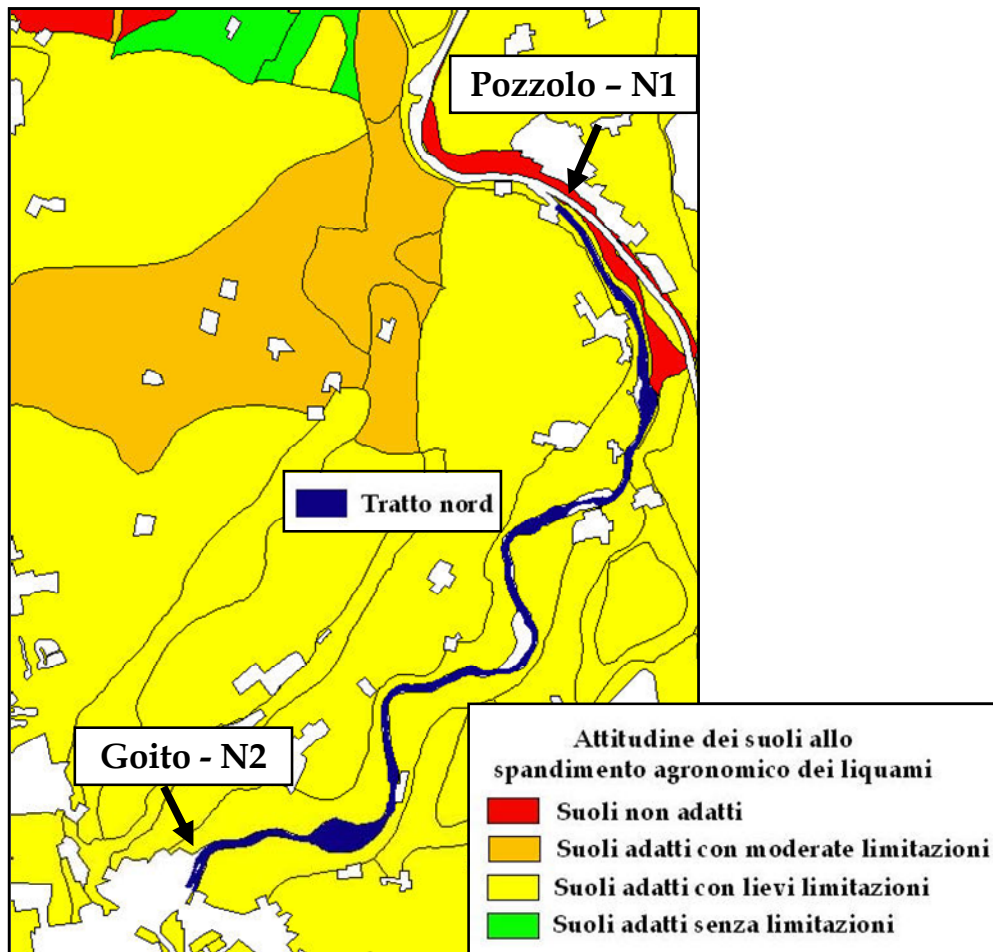


Figura 2.6. Mappa dell'attitudine dei suoli allo spandimento agronomico dei liquami nel tratto nord (Pozzolo-Goito) del fiume Mincio.

Il regime idrologico del tratto considerato dipende dai deflussi dal lago di Garda, che sono regolati allo sbarramento di Monzambano per mantenere i livelli di invaso del lago e per rispondere alle esigenze dei comparti agricolo (irrigazione) e industriale (produzione di energia elettrica). Nei mesi invernali, l'acqua è trattenuta per invasare il lago di Garda e in Mincio scorrono $10-12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mentre nel periodo estivo i rilasci arrivano a $50-70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, di cui circa il 25-30% scorre nell'alveo naturale del Mincio, mentre la quota restante è immediatamente derivata da canali artificiali. La regolazione dei deflussi determina una significativa attenuazione dei periodi di piena. La qualità complessiva del fiume Mincio è peggiorata dal 1981 dopo l'entrata in funzione del depuratore di Peschiera. Questo impianto di trattamento ha una capacità di 600000 AE e i reflui trattati sono scaricati direttamente in Mincio subito a valle dello sbarramento di Monzambano. Magnani (1988) ha effettuato uno studio per confrontare i carichi di nutrienti prima e dopo l'entrata in funzione del depuratore e ha evidenziato che

la concentrazione dei nitrati è raddoppiata (media annua da 26 a 70 μM nel 1979 e 1985, rispettivamente), mentre quella del fosforo totale è quadruplicata (media annua da 1.5 a 5.5 μM nel 1979 e 1985, rispettivamente).

2.2.2 *Tratto sud: Formigosa-Governolo*

Il tratto sud, tra Formigosa (S1) e Governolo (S2), localizzato nel basso corso del fiume, ha una lunghezza pari a 8340 m, una larghezza di circa 50 m e una profondità media di 4.5 m (fig. 2.4). Il tratto meridionale del corso risulta artificializzato e bacinizzato, in seguito alla canalizzazione e alla regolazione dei livelli idrometrici; le arginature a massicciata raggiungono circa dieci metri di altezza, eliminando completamente la presenza di aree di esondazione perifluviale e l'interazione con la vegetazione riparia presente sulle sponde. Da un punto di vista idrologico questo tratto presenta una portata media annua di 23 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (dati AIPO Mantova), ma una velocità della corrente trascurabile (0.1 m s^{-1}) che favorisce fenomeni di stratificazione, soprattutto nella stagione estiva. Le acque sono caratterizzate da bassa trasparenza, da un elevato carico di nutrienti disciolti e particellati e la comunità dei produttori primari è dominata dal fitoplancton (fig. 2.7). I sedimenti sono prevalentemente di tipo organico, limoso-sabbioso. In definitiva, la condizione di criticità in cui versa il basso corso del Mincio viene alimentata dagli affluenti del corso d'acqua stesso, i cui sottobacini raccolgono tutte le acque provenienti dalla rete degli scarichi dei depuratori pubblici e privati e quelle provenienti dal territorio circostante, caratterizzato da intensa attività agro-zootecnica.



Figura 2.7. Immagini del basso del corso del Mincio nel tratto sud, in località Governolo.

2.2.3 *Tratto lacustre: Lago di Mezzo*

I laghi mantovani sono inseriti in un contesto fortemente antropizzato e ricevono carichi organici e inquinanti dal territorio circostante (fig. 2.4). Questi bacini sono corpi idrici eutrofici che presentano caratteristiche intermedie tra quelle di un sistema fluviale bacinizzato e di un lago poco profondo. La relativa scarsa profondità, in ragione degli intensi processi di deposizione di materiale fine, permette la colonizzazione dei sedimenti e la proliferazione di densi tappeti

di macrofite, prevalentemente radicate sommerse e flottanti. La bassa trasparenza delle acque, causata dal materiale algale in sospensione, determina una limitata penetrazione della luce (confinata ai primi 20-60 cm) e tassi elevati di produzione primaria fitoplanctonica nelle acque più superficiali. Fenomeni di stratificazione delle acque, con deficit di ossigeno sul fondo, si possono verificare nel periodo estivo in corrispondenza delle massime temperature e dei minimi deflussi idrici, vista l'elevata domanda di ossigeno per processi di decomposizione a livello dei sedimenti.

Nel corso di una campagna sperimentale condotta dal Dipartimento di Scienze Ambientali (DSA) dell'Università di Parma nei primi mesi del 2006, sono stati effettuati prelievi di acque all'uscita dei tre laghi. Le analisi idrochimiche mostrano un marcato aumento della clorofilla fitoplanctonica (con valori che passano da 49 $\mu\text{g l}^{-1}$ nel lago Superiore, a 68 $\mu\text{g l}^{-1}$ nel lago di Mezzo, fino a 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ a valle del lago Inferiore) a causa della sensibile riduzione della corrente e della disponibilità dei nutrienti. L'azoto ammoniacale e lo ione ortofosfato si trovano prevalentemente in forma particellata, mentre la frazione disciolta risulta molto contenuta, probabilmente per l'assimilazione algale. La concentrazione dell'azoto nitrico è compresa tra 65 e 100 μM , valori misurati rispettivamente a valle del lago Inferiore e di quello di Mezzo.

Il lago di Mezzo ha un'estensione pari a 1.09 km^2 , un perimetro di circa 6 km e un volume d'acqua pari a $3.27 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Osservatorio dei Laghi Lombardi, 2004). Le portate in ingresso sono regolate dalla diga Vasarone per garantire un livello del lago Superiore di 17.5 m s.l.m. e di 14.4 m s.l.m. nei laghi di Mezzo e Inferiore. La profondità media del lago è di 3 m, mentre i valori massimi (7 m) sono stati misurati a valle del Vasarone. La portata media annua misurata in ingresso al lago, nel periodo 2000-2006, è pari a $20 \pm 6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (dati AIPO Mantova), che equivale a un tempo di residenza delle acque di circa 2 giorni.

Dalla primavera all'autunno, nel lago di Mezzo si sviluppano dense isole di macrofite radicate emergenti che arrivano a ricoprire una superficie pari a circa il 20% della superficie complessiva del lago. Queste piante crescono in zone dove la profondità non supera i 2 m; nella porzione più orientale del bacino è presente un'estesa formazione di *T. natans* (circa 10 ha) e nella porzione centro occidentale il sedimento è colonizzato da una formazione mista di idrofite a foglia emergente, tra cui principalmente *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba* e *T. natans* (circa 4 ha) (fig. 2.4). Le comunità presenti hanno elevati tassi di crescita, pertanto ogni anno alla fine della stagione vegetativa si verifica un elevato accumulo di biomassa sul fondo. In prossimità delle isole di vegetazione si registrano quindi alti tassi di sedimentazione di materiale organico che rendono la profondità via via minore ed accelerano i naturali processi di interrimento.

Durante la campagna sperimentale condotta dal DSA nel 2006, sono stati caratterizzati anche le acque e i sedimenti del Lago di Mezzo. La saturazione media di ossigeno disciolto è pari a circa il 100% (valore massimo estivo del 120%). La conducibilità è mediamente di $404 \mu\text{S cm}^{-1}$, la concentrazione di azoto nitrico di 186 μM (234 μM in gennaio e 104 μM in luglio 2006) e quelle dell'azoto ammoniacale e del fosforo totale inferiori a 10 e 5 μM , rispettivamente. I sedimenti hanno una densità compresa tra 1.17 e 1.77 g ml^{-1} ed una percentuale di acqua tra

il 28 e il 73%. I valori più alti di densità sono associati ai sedimenti sabbiosi, mentre quelli limosi e parzialmente organici presentano un contenuto in acqua maggiore e densità minore. Il contenuto di sostanza organica dei sedimenti varia da un minimo dell'1% ad un massimo del 23% e i valori misurati di fosforo totale sono compresi tra 15 e 47 $\mu\text{mol g}^{-1}$. I sedimenti sabbiosi o sabbioso/limosi presentano generalmente le concentrazioni inferiori di fosforo totale e sostanza organica, mentre quelli limosi ed, in particolare, il sedimento organico prelevato nella zona centro occidentale del bacino a ridosso dell'isola a vegetazione mista di idrofite emergenti, presentano invece i valori maggiori di questi due parametri.

Nel Lago di Mezzo i prelievi di acqua per la determinazione dei bilanci di massa sono stati eseguiti al Vasarone e a San Giorgio, rispettivamente in ingresso e in uscita dal lago. Sono stati identificati tre siti rappresentativi delle diverse tipologie di sedimento presente, dove sono state prelevate carote intatte di sedimento per la caratterizzazione e la misura dei flussi a livello bentonico. Il sito 1 (profondità 2 m), con substrato sabbioso-organico, è localizzato vicino all'isola di vegetazione mista a macrofite emergenti; il sito 2 (profondità 3 m), con sedimento sabbioso-limoso, si trova al centro del lago; il sito 3 (profondità 1.5 m), con substrato soffice di tipo limoso e organico, si trova all'interno dell'isola colonizzata esclusivamente da *T. natans* (fig. 2.4).

Materiali e metodi

In questo capitolo sono riportate le metodologie sperimentali adottate nel presente studio. Alcune metodiche impiegate sono le stesse nei diversi esperimenti condotti nei tre tratti investigati, pertanto, per evitare ripetizioni, sono state riassunte brevemente in tabella 3.1 per ogni sito di campionamento le finalità, la tempistica dell'esperimento, i parametri analizzati e le metodologie impiegate. Nei paragrafi seguenti, invece, sono state descritte in dettaglio le analisi delle acque, dei sedimenti, i calcoli dei bilanci di massa e le metodiche particolari adottate per le indagini relative alle diverse comunità di produttori primari (*V. spiralis* e *T. natans*).

Tabella 3.1. Descrizione sintetica per ogni sito di campionamento delle finalità e delle date di campionamento, dei parametri analizzati e delle metodiche impiegate.

Sito	Finalità	Date di campionamento	Parametri analizzati	Metodiche
Tratti fluviali (nord e sud)	Bilancio di massa dei gas disciolti e dei nutrienti	10/08/06; 06/11/06; 06/02/07; 16/04/07; 11/06/07;	T(°C), pH, PAR ($\mu\text{E m}^2 \text{s}^{-1}$), % di saturazione di O ₂ e CO ₂ . Concentrazione di: O ₂ , DIC; NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , (DIN), TDN, TPN, TN, SRP, TDP, TPP, TP, COD.	Prelievi integrati lungo la colonna d'acqua nell'arco delle 24 ore ad intervalli di 4 ore (7 prelievi), in 4 stazioni totali. I prelievi sono stati replicati dopo 5 minuti (totale 2 l). 14 campioni per sito (56 totali) per data.
Tratto nord (Massimbona)	Flussi alla luce e al buio di gas disciolti e di nutrienti e tassi di denitrificazione nel sedimento vegetato e non a <i>V. spiralis</i>	12/02/07; 18/04/07; 13/06/07; 16/08/07; 03/10/07; 27/11/07;	Concentrazione di: O ₂ , DIC, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , SRP; N ₂ .	Incubazione in laboratorio di carote intatte di sedimento vegetate e non a <i>V. spiralis</i> alle condizioni di T e PAR presenti <i>in situ</i> .
Tratto nord (Massimbona)	Caratterizzazione dei sedimenti	12/02/07; 18/04/07; 13/06/07; 16/08/07; 03/10/07; 27/11/07;	Densità, porosità, contenuto % d'acqua. Contenuto di: Chl-a, S.O., TOC, TN, TP.	Caratterizzazione dei sedimenti superficiali.

Tratto nord (Massimbona)	Biomassa, contenuto elementale e tassi di crescita di <i>V. spiralis</i>	12/02/07; 18/04/07; 13/06/07; 16/08/07; 03/10/07; 27/11/07;	TOC, TN, TP.	Raccolta di piante e determinazione del peso secco. Analisi contenuto elementale di <i>V. spiralis</i> . Stima dei tassi di crescita attraverso il leaf marking.
Lago di Mezzo	Bilancio di massa dei gas disciolti e dei nutrienti	20/01/07; 17/03/07; 30/04/07; 17/06/07; 25/07/07; 25/08/07; 25/09/07; 23/10/07; 04/12/07;	T(°C), pH, PAR ($\mu\text{E m}^2 \text{s}^{-1}$), % di saturazione di O ₂ e CO ₂ . Concentrazione di: O ₂ , DIC; NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , (DIN), TDN, TPN, TN, SRP, TDP, TPP, TP, Chl-a.	Prelievi integrati lungo la colonna d'acqua nell'arco delle 24 ore ad intervalli di 4-6 ore (6-7 prelievi), in ingresso (Vasarone-In) e in uscita (S. Giorgio-Out) dal lago.
Lago di Mezzo	Biomassa e contenuto elementale di <i>T. natans</i>	30/04/07; 17/06/07; 25/07/07; 25/08/07; 25/09/07; 23/10/07;	Biomassa ($\text{g}_{\text{dw}} \text{m}^{-2}$), TOC, TN, TP.	Raccolta di piante e determinazione del peso secco. Analisi contenuto elementale di <i>T. natans</i> .
Siti 1, 2 e 3 del Lago di Mezzo	Flussi al buio di gas disciolti e di Nutrienti e tassi di denitrificazione nei sedimenti	20/01/07; 17/03/07; 30/04/07; 17/06/07; 25/07/07; 25/08/07; 25/09/07; 23/10/07; 04/12/07;	Flussi di: O ₂ , DIC, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , SRP; N ₂ .	Incubazione in laboratorio di carote intatte di sedimento alle condizioni di T presenti <i>in situ</i> .
Siti 1, 2 e 3 del Lago di Mezzo	Caratterizzazione dei sedimenti	20/01/07; 17/03/07; 30/04/07; 17/06/07; 25/07/07; 25/08/07; 25/09/07; 23/10/07; 04/12/07;	Densità, porosità, contenuto % d'acqua. Contenuto di: Chl-a, S.O., TOC, TN, TP.	Caratterizzazione dei sedimenti superficiali.

3.1 Analisi idrochimiche

3.1.1 Attività di campo

In situ sono stati misurati la temperatura dell'acqua, il pH, la conducibilità, la concentrazione e la percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto mediante una sonda multiparametrica (ISI Instruments, mod. 556) e la radiazione luminosa fotosinteticamente disponibile (PAR) mediante un quantofotoradiometro PAR (Delta OHM, mod. HD 9021). Un'aliquota non filtrata del campione di acqua raccolto è stata trasferita in boccetti in vetro da 12 ml (Exetainers, Labco, UK) e trattata con reagenti per la misura dell'ossigeno disciolto con la metodica Winkler. Una quota filtrata è stata trasferita in boccetti in vetro da 20 ml per la misura del carbonio inorganico disciolto (DIC). Un'aliquota del campione (100 ml) è stata filtrata e trasferita in boccetti di plastica per la misura del COD e dei nutrienti azotati inorganici disciolti, mentre una porzione di circa 8 ml è stata filtrata e trasferita in provette di vetro per la misura del fosforo reattivo solubile (SRP). Una quota di acqua è stata filtrata per le analisi del materiale particellato (clorofilla *a*

fitoplanctonica, COD, azoto e fosforo totali). Le filtrazioni sono state realizzate in campo, dopo i prelievi, mediante portafiltri Sartorius e filtri Whatman GF/F, con diametro di 47 mm e dimensione dei pori di 0.7 μm . I campioni di acqua e i filtri con il materiale particellato sono stati raffreddati a 4 °C fino al ritorno in laboratorio, dove sono stati congelati e successivamente analizzati.

3.1.2 *Attività di laboratorio*

In laboratorio, entro alcune ore dal campionamento, l'ossigeno disciolto è stato determinato mediante titolazione iodometrica (A.P.H.A., 1981) e i carbonati totali mediante titolazione con HCl 0,1 N a 6 punti finali di pH (Anderson et al., 1986). La concentrazione e il valore di saturazione della CO₂ sono stati calcolati secondo la metodica proposta da Lewis e Wallace (1998) dai valori di pH, DIC e temperatura. È stata applicata questa metodica che prevede per le acque dolci che l'alcalinità totale (AT) sia data da $AT = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$. In particolare, si presuppone che l'alcalinità totale sia interamente dovuta alle forme di carbonio inorganico e non all'ossidrile (valori di pH superiori a 8.70-9.00) o a composti in grado di accettare protoni (es. sostanze organiche). Infatti, le acque nel tratto nord e sud del Mincio presentano rispettivamente un valore medio di pH pari a 8.11 ± 0.26 e 8.08 ± 0.14 ; anche le acque del Lago di Mezzo presentano un pH medio pari a 8.31 ± 0.33 .

L'azoto nitrico (NO₃⁻) è stato determinato col metodo del salicilato di sodio, con lettura spettrofotometrica (Beckman DU 65) (Rodier, 1978). I nitriti (NO₂⁻) sono stati determinati utilizzando la colorazione che formano in ambiente acido per la presenza di HCl reagendo con solfanilammide e naftilendiammina. La lettura è stata eseguita con lo spettrofotometro (A.P.H.A., 1981). Anche l'azoto ammoniacale (NH₄⁺) è stato determinato con la spettrofotometria ad assorbimento molecolare, sfruttando la reazione dello ione ammonio con formazione di indofenolo (A.P.H.A., 1981). Per il fosforo reattivo solubile (SRP) è stata sfruttata la formazione del complesso fosfomolibdico nella reazione tra lo ione ortofosforico e il molibdato di ammonio; il composto viene trattato con un riducente che forma il blu di molibdeno la cui intensità è proporzionale alla concentrazione. La riduzione si effettua con acido ascorbico. La lettura è spettrofotometrica (Valderrama, 1977). Fosforo e azoto totali particellati (TPP e TPN) sono stati determinati rispettivamente come SRP e NO₃⁻ dopo ossidazione con persolfato in autoclave a 120 °C (Valderrama, 1977). Il COD sul materiale disciolto e particellato è stato determinato dopo trattamento acido in autoclave con dicromato di potassio e retrotitolazione con ferro ferroso (A.P.H.A., 1981). La concentrazione di clorofilla *a* fitoplanctonica (Chl-*a*) è stata determinata spettrofotometricamente dopo estrazione con acetone al 90% secondo il metodo di Lorenzen (1967).

3.2 **Analisi dei sedimenti**

3.2.1 *Attività di campo*

I campioni di sedimento sono stati raccolti con carote di tre dimensioni differenti (diametroxaltezza), ognuna per uno scopo diverso: caratterizzazione dei

sedimenti (5 x 30 cm, n=3); misura dei flussi nel sedimento nudo (8 x 40 cm, n=4); misura dei flussi nel sedimento colonizzato da *V. spiralis* (20 x 40 cm, n=4). Dopo il prelievo le carote sono state sommerse in acqua del sito refrigerata e quindi portate in laboratorio entro due ore dal campionamento. Ad ogni campionamento circa 50 l di acqua sono stati raccolti da ogni sito per mantenere le carote nei periodi di pre-incubazione e di incubazione.

In laboratorio, le carote raccolte sono state sommerse in una vasca contenente l'acqua del sito mantenuta aerata e alla temperatura presente in campo e sono state sottoposte a cicli luce/buio simili a quelli del periodo di campionamento. Durante il periodo di pre-incubazione, l'acqua all'interno delle carote e della vasca di incubazione è stata rimescolata e omogeneizzata attraverso l'impiego di piccole pompe da acquario (flusso ~2.5 l min⁻¹) (carote con *V. spiralis*) e tramite una barretta magnetica guidata da un motore centrale rotante a 60 rpm (carote con sedimento nudo). Il rimescolamento dell'acqua nelle singole carote è stato mantenuto anche durante il periodo di incubazione per evitare la stagnazione e lo stabilirsi di gradienti di concentrazione all'interno delle carote.

3.2.2 Determinazione dei flussi a livello dei sedimenti

Misura dei flussi di ossigeno disciolto, carbonio inorganico e nutrienti.

Il giorno dopo il campionamento, l'acqua nella vasca è stata sostituita e le carote sono state incubate per la misura dei flussi di O₂, DIC, SRP, NH₄⁺ e NO₃⁻. Le incubazioni sono iniziate abbassando il livello dell'acqua nella vasca di incubazione fino ad isolare le carote e quindi chiudendole con un tappo di plexiglass galleggiante, avente un setto per il prelievo del campione; le carote sono state incubate secondo la metodica riportata da Dalsgaard et al. (2000). Le carote con e senza vegetazione, prelevate a Massimbona, sono state incubate al buio e poi alla luce (temperatura e irradianza media del periodo di campionamento). Le carote prelevate nei tre siti del lago di Mezzo sono state incubate solo al buio, in quanto nel lago la penetrazione della luce è ridotta e i sedimenti si trovano costantemente in assenza di luce. Il tempo di incubazione (da 1.5 a 5 ore) è stato regolato in base alla temperatura dell'acqua (tempi più brevi in presenza di temperature maggiori) e in modo da mantenere la concentrazione dell'ossigeno alla fine dell'incubazione a valori non inferiori al 20% di quello iniziale. I campioni d'acqua sono stati raccolti a intervalli regolari attraverso siringhe in plastica. Le metodiche di prelievo e di analisi dei gas e dei nutrienti sono state descritte nel paragrafo 3.1.

I flussi di gas e nutrienti inorganici disciolti sono stati calcolati come variazione della concentrazione di ciascun parametro nelle carote rispetto al tempo, in accordo con l'equazione 3.1, ed espressi come tasso per metro quadrato.

$$3.1) \quad F_x = \frac{(C_f - C_i) \times V}{A \times t}$$

dove:

F_x = flusso del parametro x ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

C_f = concentrazione finale di x (μM)

C_i = concentrazione iniziale di x (μM)

V = volume di acqua (l)

A = area (m^2)

t = tempo di incubazione (h)

Per i flussi misurati nei sedimenti prelevati a Massimbona, l'evoluzione dei soluti nei periodi di luce e buio è stata calcolata moltiplicando i tassi orari per le ore del periodo di luce e di buio rispettivamente. I valori così ottenuti sono stati quindi sommati per ottenere il tasso giornaliero. I flussi orari misurati per ognuno dei tre siti del Lago di Mezzo sono stati moltiplicati per le 24 ore e per un terzo della superficie del lago e poi sommati per ottenere il tasso giornaliero. I tassi annuali sono stati ottenuti sommando i tassi giornalieri moltiplicati ciascuno per il numero di giorni in ogni periodo di campionamento.

I flussi misurati di O_2 e DIC nel sito di Massimbona sono stati utilizzati per calcolare la produzione netta bentonica (NBP, net benthic production=flussi alla luce), la respirazione bentonica (BR, benthic respiration=flussi al buio) e la produzione lorda bentonica (GBP, gross benthic production=NBP-BR) nelle aree di sedimento non vegetato e vegetato a *V. spiralis*.

Misura dei tassi di denitrificazione

Dopo le misure dei flussi dei soluti, è stata misurata la denitrificazione a livello dei sedimenti (tassi al buio) sullo stesso set di carote, mediante la isotope-pairing technique (Nielsen, 1992). Questo metodo misura la denitrificazione totale e permette di quantificare la frazione di denitrificazione dovuta alla diffusione del nitrato dalla colonna d'acqua al sedimento anossico (D_w) e la frazione di denitrificazione prodotta all'interno del sedimento in seguito a nitrificazione (D_n). All'inizio dell'esperimento, $^{15}\text{NO}_3^-$ è aggiunto alla colonna d'acqua per aumentare il pool di nitrato di circa il 30%. La concentrazione di NO_3^- è stata misurata prima dell'aggiunta di nitrato marcato e al momento della chiusura delle carote (entro 5 minuti dall'aggiunta di $^{15}\text{NO}_3^-$) per calcolare il rapporto $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ nel pool di NO_3^- . Alla fine dell'incubazione 5-10 ml di ZnCl_2 (7 M) sono stati aggiunti alla fase acquosa e poi i sedimenti e l'acqua sono stati mescolati. Una parte dello slurry ottenuto è stato trasferito in una provetta di vetro da 12.5 ml a tenuta di gas; l'abbondanza di $^{14}\text{N}^{15}\text{N}$ e $^{15}\text{N}^{15}\text{N}$ in N_2 è stata analizzata mediante uno spettrofotometro di massa al National Environmental Research Agency, Silkeborg, Danimarca. I tassi di denitrificazione sono stati calcolati in accordo con le equazioni e le assunzioni di Nielsen (1992): $D_{15} = p(^{15}\text{N}^{14}\text{N}) + 2p(^{15}\text{N}^{15}\text{N})$ e $D_{14} = p(^{15}\text{N}^{14}\text{N}) + 2p(^{14}\text{N}^{14}\text{N})$, dove D_{15} e D_{14} = tassi di denitrificazione basati su $^{15}\text{NO}_3^-$ e $^{14}\text{NO}_3^-$, rispettivamente; e $p(^{14}\text{N}^{14}\text{N})$, $p(^{15}\text{N}^{14}\text{N})$ e $p(^{15}\text{N}^{15}\text{N})$ = tassi di produzione delle specie di N_2 marcato e non. Siccome il $p(^{14}\text{N}^{14}\text{N})$ non può essere misurato direttamente, la stima di D_{14} si ottiene da: $D_{14} = D_{15} \times p(^{15}\text{N}^{14}\text{N})/2p(^{15}\text{N}^{15}\text{N})$. La porzione di D_{14} supportata da nitrato non marcato dalla colonna d'acqua (D_w) è calcolato da: $D_w = D_{15} \times f/(1-f)$, dove f = frazione di moli di $^{14}\text{NO}_3^-$ in colonna d'acqua. L'accoppiamento nitrificazione-denitrificazione (D_n) è stato calcolato per differenza: $D_n = D_{14} - D_w$.

I tassi di denitrificazione teorica, dovuti alla diffusione di nitrato dalla colonna d'acqua verso i sedimenti anossici (D_w), sono stati calcolati in accordo con l'equazione 3.2 proposta da Christensen et al. (1990) per i sedimenti non vegetati:

$$3.2) \quad D_w = F_{O_2} \times 0.8 \times \left[\sqrt{\left(1 + 0.82 \times \frac{C_{NO_3^-}}{C_{O_2}} \times \frac{1}{0.8} \right)} - 1 \right]$$

dove F_{O_2} è la domanda sedimentaria di ossigeno al buio e $C_{NO_3^-}$ e C_{O_2} sono, rispettivamente, la concentrazione di nitrato e di ossigeno in colonna d'acqua.

3.2.3 Caratterizzazione dei sedimenti superficiali

La biomassa microalgale bentonica è stata misurata attraverso la concentrazione di Chl-a nei primi 0.5 cm di sedimento, determinata secondo il metodo di Lorenzen (1967). Le altre caratteristiche del sedimento sono state determinate nell'orizzonte più superficiale (0-5 cm). La densità è stata determinata pesando un volume noto di sedimento fresco all'interno di vaschette di alluminio prepesate. Le vaschette sono state successivamente poste in stufa ed essiccate a 70 °C fino a peso costante e quindi ripesate. Dal peso secco sono stati determinati i valori di porosità e contenuto percentuale di acqua. Il campione secco è stato quindi macinato all'interno di un mortaio ed utilizzato per la determinazione del contenuto percentuale di sostanza organica e di fosforo totale. La sostanza organica è stata determinata come perdita in peso dopo incenerimento in muffola a 400 °C per 2 ore, di circa 0.1-0.4 g di sedimento secco (LOI). Sulle ceneri è stata misurata, per via spettrofotometrica, la concentrazione del fosforo totale dopo estrazione acida con HCl concentrato (Aspila et al., 1976). Il sedimento secco è stato analizzato anche per determinare il contenuto di carbonio organico totale (TOC) e di azoto totale (TN) tramite l'analizzatore elementare Carlo Erba.

3.3 Bilanci di massa

3.3.1 Approccio "black box" e bilancio di massa dei nutrienti

Le stime dei bilanci di massa sono state ottenute seguendo un approccio "black box" (fig. 3.1). Con questo sistema si determinano i bilanci di massa come differenze tra i carichi in transito a monte e a valle del segmento considerato. Le trasformazioni interne al sistema, il "black box" appunto, sono desunte ma non misurate direttamente. Sono state effettuate di conseguenza accurate misure delle concentrazioni dei soluti: gas disciolti (O_2 e DIC), nutrienti disciolti e particellati (DIN, TPN, TN, SRP, TPP e TP), COD e Chl-a.

Misure dirette di velocità di corrente, da cui sono stati stimati valori di portata, sono state eseguite nel tratto nord (N1 e N2). Questi valori sono stati confrontati con i dati di portata forniti per la stazione di Pozzolo (N1) e Goito (N2) dal Consorzio Fossa di Pozzolo e dal Consorzio del Mincio, rispettivamente. Per il

Lago di Mezzo (Vasarone) e il tratto sud (Governolo) i dati di portata sono stati forniti da AIPO Mantova.

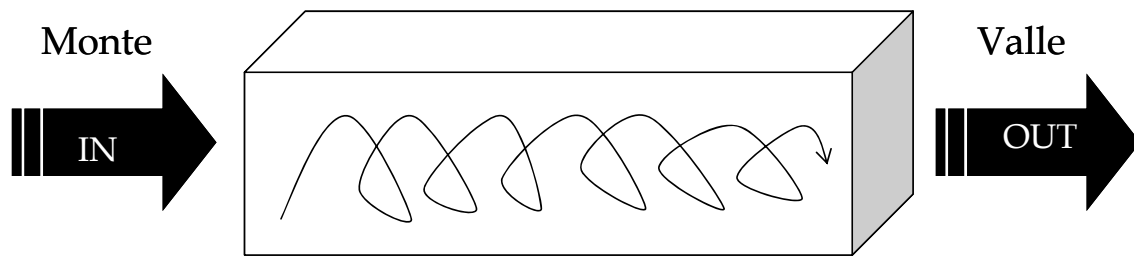


Figura 3.1. Schema concettuale dell'approccio "black box" utilizzato in questo studio che consiste nel determinare e confrontare i carichi in ingresso ed in uscita (vettori di colore nero) dal tratto in esame.

Le concentrazioni dei soluti misurate nelle stazioni di prelievo (In e Out) sono state moltiplicate per la portata e per l'intervallo di campionamento (espresso in ore), in modo tale da ottenere i carichi parziali in entrata e in uscita. I carichi parziali relativi a ciascun intervallo sono stati quindi sommati per ottenere i carichi giornalieri in ingresso e in uscita (24 ore), la cui differenza ha fornito il bilancio netto giornaliero. I bilanci annuali sono stati ottenuti dalla somma dei bilanci del periodo, ottenuti moltiplicando i bilanci giornalieri per il numero di giorni del periodo. Un errore percentuale è stato associato alle misure di portata (5%) e alle misure analitiche (1% per le misure di gas e 5% per le misure dei nutrienti, in base all'accuratezza del metodo sperimentale impiegato), per determinare gli errori dei bilanci di massa di ogni parametro. La superficie bagnata di ogni tratto investigato è stata quantificata mediante GIS ArcView 3.2. Per determinare il bilancio netto giornaliero è stata utilizzata la seguente formula (3.3):

$$3.3) \quad \text{Bilancio netto giornaliero del composto } i = \sum [C_i \times \Delta t \times Q]_O - \sum [C_i \times \Delta t \times Q]_I$$

dove :

C_i = concentrazione del parametro i ;

Δt = intervallo di tempo tra i prelievi ;

Q = portata ;

O = out (valle);

I = in (monte)

Occorre ricordare che l'approccio "black box" assume che vi siano scambi limitati dei gas disciolti da e verso l'atmosfera e portata costante nel tratto considerato, ossia ingressi e uscite trascurabili nel tratto investigato. Nei tratti considerati e in particolare nel tratto nord del Mincio, dove la velocità della corrente è circa 1 m s^{-1} e il moto delle acque turbolento, è opportuno considerare nel bilancio di massa anche gli scambi di gas all'interfaccia acqua-atmosfera.

3.3.2 Bilancio di massa dei gas disciolti

Il bilancio di massa per O₂ e DIC è stato calcolato attraverso la seguente equazione (3.4):

$$3.4) \quad \frac{\Delta M_i}{\Delta t} = q(C_{i,OUT} - C_{i,IN}) + A \cdot k_i \cdot (C_i - C_{i,sat})$$

dove $\Delta M_i/\Delta t$ è la variazione del componente i nel tempo (mol d⁻¹), q è la portata (m³ s⁻¹), C_i è la concentrazione del componente i (mM), $C_{i,sat}$ è la concentrazione alla saturazione (mM), A è la superficie del tratto considerato (m²), k_i è il coefficiente di trasferimento di massa per il componente i (cm h⁻¹) e i pedici *OUT* e *IN* si riferiscono rispettivamente alle stazioni a valle (N2, S2 e S. Giorgio-OUT) e alle stazioni a monte (N1, S1 e Vasarone-IN). I bilanci annuali (espressi in mol y⁻¹) sono stati ottenuti sommando i valori dei bilanci giornalieri moltiplicati per il numero di giorni in ogni periodo di campionamento.

Calcolo dei tassi di fotosintesi e respirazione

Lo studio del metabolismo negli ecosistemi fluviali attraverso i metodi cosiddetti "openchannel", introdotti da Odum (1956), permette la stima dei processi fotosintetici e respiratori, costituendo una valida alternativa all'uso di microcosmi e camere di incubazione che non possono essere rappresentativi della totalità dell'ambiente studiato (Mulholland et al., 2001). Questi metodi sono basati sullo studio delle variazioni nella concentrazione di ossigeno disciolto nel corso della giornata, variazioni che avvengono sia per cause biologiche sia per cause fisiche. Il metabolismo fluviale è il risultato della produttività primaria lorda (GPP, gross primary production) o sintesi di nuova biomassa, e della degradazione di materia organica in componenti inorganiche (ER, ecosystem respiration). Nella maggior parte degli ecosistemi, la produzione primaria avviene perlopiù attraverso fotosintesi ossigenica e la respirazione è il processo degradativo principale. La produttività primaria netta (NEP, net ecosystem production) è la differenza tra GPP e ER. Oltre ai processi biologici, la concentrazione dell'ossigeno disciolto in ambienti aperti è influenzata anche dalla diffusione di questo gas tra acqua e atmosfera. Un altro processo che può influire sulle dinamiche dell'ossigeno è l'infiltrazione di acque profonde. Tutti questi processi possono essere quantitativamente espressi attraverso la relazione 3.5:

$$3.5) \quad GPP(dt) = \frac{dC}{dt} - K(C_s - C) + ER + A$$

dove GPP è la produttività primaria lorda, dC/dt è il tasso di variazione nella concentrazione di ossigeno, K è il coefficiente di riaerazione, C_s è la concentrazione alla saturazione, C è la concentrazione di ossigeno al tempo t , ER è la respirazione e A (accrual) è l'infiltrazione di acque profonde. C e C_s sono normalmente espressi in mg l⁻¹ o in mM, mentre GPP , dC/dt , ER e A sono espressi in mmol O₂ m⁻² d⁻¹ o g O₂ m⁻² d⁻¹ e K in h⁻¹ (Izagirre et al., 2007).

L'equazione 3.5 può essere risolta in due modi: "single station" o "two station". Nel "single station" (risoluzione di Eulero) c_j e c_{j+1} sono le concentrazioni nella stessa stazione ai tempi rispettivamente t_j e t_{j+1} , e Δt è l'intervallo di campionamento. Nel "two station" (risoluzione di Lagrange) si utilizzano due stazioni; in questo caso c_{j+1} si riferisce alla concentrazione al tempo t_{j+1} nella stazione a valle, mentre c_j è la concentrazione al tempo t_j nella stazione a monte. L'intervallo di tempo considerato è pari al tempo di percorrenza di una parcella d'acqua dalla stazione a monte a quella a valle. Se le curve di variazione diurne di due stazioni distanti pochi chilometri sono identiche, ciò significa che il gradiente longitudinale nella concentrazione di ossigeno è trascurabile rispetto al gradiente temporale locale e quindi è giustificabile un approccio di tipo euleriano in cui una misura effettuata in una stazione può essere utilizzata per predire una concentrazione futura nello stesso punto (Hornberger & Kelly, 1975).

Tratti fluviali: calcolo dei tassi di fotosintesi e respirazione e degli scambi di anidride carbonica con l'atmosfera

Per il tratto nord del fiume Mincio i tassi di fotosintesi (GPP) e respirazione (ER) della comunità di produttori primari sono stati ottenuti attraverso l'applicazione del metodo open-channel, risolvendo l'equazione 3.5 con il "single station method" e considerando trascurabile il contributo delle acque profonde. L'equazione di bilancio di massa dell'ossigeno può essere quindi risolta con un'approssimazione di Eulero del tipo (Hall & Tank, 2005) (3.6):

$$3.6) \quad GPP - ER = \frac{C_t - C_o}{\Delta t} - K(C_s - C_t)$$

Durante la notte, essendo $GPP = 0$, l'equazione fornisce per ogni intervallo di tempo il tasso di respirazione. Il tasso di respirazione giornaliero è stato calcolato come media dei tassi ottenuti durante le ore di buio. Questo valore è stato considerato costante durante tutta la giornata ed è stato utilizzato per ottenere il valore di produttività primaria lorda durante le ore di luce.

Il flusso di anidride carbonica verso l'atmosfera è proporzionale al surplus di saturazione e al coefficiente di trasferimento di massa tra acqua e atmosfera. In particolare il flusso di CO_2 è stato calcolato per ogni intervallo di misurazione attraverso la seguente equazione (3.7):

$$3.7) \quad Flux = k (C_{sat} - C_t)$$

Il flusso assume segno positivo quando è rivolto dall'acqua verso l'atmosfera e viene espresso in $mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}$. Dai valori di flusso mensili si è stimata l'emissione netta annua di CO_2 verso l'atmosfera. Per calcolare la concentrazione alla saturazione attraverso la legge di Henry, la pressione parziale della CO_2 in atmosfera si è considerata costante e pari a $380 \mu atm$. In questo studio il valore di k per le stazioni N1 e N2 è stato calcolato a partire dai dati di velocità della corrente e profondità dell'acqua. Le formule empiriche applicabili ai fiumi forniscono il valore del coefficiente di rieraazione $K_{O_2,20^\circ C}$ (0.19 e $0.25 h^{-1}$ per N1 e N2,

rispettivamente; questo valore è stato utilizzato per la stima del metabolismo). Moltiplicando questo valore per la profondità dell'acqua si ottiene il coefficiente di trasferimento di massa $k_{O_2,20^\circ C}$ (cm h^{-1}), da cui si è derivato il valore del coefficiente per l'anidride carbonica $k_{CO_2,20^\circ C}$ (cm h^{-1}). Per le stazioni S1 e S2 si è ritenuto di non calcolare il valore di k come per le stazioni N1 e N2. Il tratto sud, infatti, presenta una velocità della corrente molto minore e inoltre la profondità notevole dell'acqua fa supporre l'instaurarsi di una stratificazione della colonna d'acqua. Si è ritenuto quindi più corretto fare riferimento al "boundary layer model" ed esprimere il coefficiente di trasferimento di massa in funzione della velocità del vento. Per la conformazione della valle del Po, i venti nella zona studiata risultano bassi; secondo uno studio dell'ARPA Lombardia il 50-60% delle osservazioni annue rileva una velocità del vento $<0.5 \text{ m s}^{-1}$. L'applicazione delle varie relazioni empiriche che legano il valore di k con la velocità del vento mostra che per velocità di vento comprese tra 0 e 1 m s^{-1} il valore di k risulta compreso tra un minimo di 0 cm h^{-1} e un massimo di 2.3 cm h^{-1} . Si è quindi ragionevolmente stimato uno spessore di boundary layer di $350 \mu\text{m}$ che corrisponde a un valore di $k_{CO_2,20^\circ C}$ di 1.7 cm h^{-1} .

Lago di Mezzo: calcolo dei tassi di fotosintesi e respirazione e degli scambi di anidride carbonica con l'atmosfera

I valori di k per l'ossigeno e l'anidride carbonica a 20°C sono stati assunti rispettivamente pari a 0.018 cm h^{-1} e 0.017 cm h^{-1} . Lo strato fotico del Lago di Mezzo è di circa 20-60 cm e quindi si è assunto che a livello dei sedimenti non sono presenti comunità fotosintetizzanti. Di conseguenza si osservano tassi elevati di produzione primaria fitoplanctonica nelle acque più superficiali, mentre i processi che avvengono sul fondo del lago sono esclusivamente di carattere respiratorio. La respirazione bentonica (ER_{sed}) è stata determinata attraverso l'incubazione al buio di carote di sedimento: in ogni data di campionamento sono stati calcolati sia i flussi di O_2 sia i flussi di DIC. Poiché la variazione della quantità di O_2 e DIC è da imputare ai processi che avvengono in colonna d'acqua e nel comparto bentonico, una volta stimata ER_{sed} è possibile calcolare la produttività primaria netta del comparto acquatico attraverso l'equazione 3.8:

$$3.8) \quad NEP_i = \frac{\Delta M_i}{\Delta t} - ER_{sed}$$

Il valore della produttività primaria netta è stato quindi calcolato sia mediante il bilancio di massa per l'ossigeno sia mediante il bilancio di massa per il carbonio inorganico disciolto.

3.4 Biomassa e tassi di crescita di *Vallisneria spiralis*

3.4.1 Biomassa di *V. spiralis* e della fauna bentonica

Al termine delle incubazioni le piante di *V. spiralis* e la fauna bentonica sono state raccolte da ogni carota mediante setacciatura dei sedimenti. Le piante raccolte sono state lavate, la biomassa è stata divisa in parte epigea (foglie) e

ipogea (radici+rizomi) ed essiccata in stufa a 70 °C fino a peso costante. La biomassa secca è stata polverizzata e analizzata per TOC, TN e TP come descritto in precedenza per i sedimenti (par. 3.2.3). La fauna raccolta è stata setacciata con un setaccio di maglia 500 µm e conservata in una soluzione di alcool al 96%; successivamente, in laboratorio, gli organismi sono stati identificati a livello di famiglia o genere.

3.4.2 *Leaf marking*

Da febbraio a dicembre 2007, i tassi di crescita di *V. spiralis* sono stati stimati *in situ* attraverso una tecnica comune per macrofite di acqua dolce e salata, il leaf marking (Sand-Jensen, 1975). In un'area adiacente a quella dove sono state raccolte le carote, 20-30 piante selezionate casualmente sono state marcate mensilmente da subacquei; la marcatura è stata fatta eseguendo due buchi in ogni foglia, a una distanza di riferimento (circa 1 cm) dall'interfaccia acqua-sedimento. Dopo un periodo compreso tra 10 e 25 giorni (a seconda della stagione) le piante marcate sono state raccolte, delicatamente lavate e congelate a -20 °C. Al contempo un nuovo set di piante è stato marcato per le misure successive. La crescita delle foglie è stata determinata come distanza tra il punto di riferimento e la cicatrice sulla foglia. Le nuove foglie (foglie senza alcuna marcatura) sono state misurate partendo dal punto di riferimento. Le foglie spezzate e le parti mancanti non sono state considerate nel calcolo, per l'impossibilità di sapere se la rottura fosse avvenuta prima o dopo la marcatura. In accordo con queste assunzioni, il tasso netto di crescita della foglia (NGR = net growth rate) è stato calcolato con un modello di crescita esponenziale dopo le misure di lunghezza e di larghezza delle singole foglie. Per convertire le misure di superficie in crescita di biomassa, sono stati determinati per ogni periodo di incubazione l'area superficiale e il peso secco (70 °C) su un set di foglie (n=30); è stato così ottenuto il fattore di conversione "peso per area fogliare", espresso come $\mu\text{g}_{\text{dw}} \text{mm}^{-2}$. Inoltre, l'incremento di biomassa è stato convertito in fissazione di DIC ($\text{mmol DIC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) per mezzo della biomassa epigea *in situ* e il contenuto percentuale di C del tessuto fogliare misurato per ogni periodo di incubazione. Il "Plastochrone interval" (PI) è stato calcolato secondo la formula proposta da Jacobs (1979), come il tempo (giorni) necessario per produrre una nuova foglia per pianta.

3.4.3 *Assimilazione di nutrienti da parte dei produttori primari*

L'assimilazione di azoto e fosforo ad opera delle microalghe bentoniche è stata stimata dalla produzione netta (NBP) e dalla produzione lorda (GBP) assumendo costante il rapporto molare C:N:P per il periodo di studio (rapporto di Redfield 106:16:1). La ritenzione di N e P nella biomassa microfitobentonica è stata calcolata assumendo una media del rapporto C:Chl-a di 30 (de Jonge, 1980). L'azoto e il fosforo assimilati da *V. spiralis* sono stati stimati da NBP e GBP usando valori di C:N:P misurati per ogni data di campionamento dalle piante raccolte.

3.5 Biomassa e contenuto elementale di *Trapa natans*

L'evoluzione stagionale di *T. natans* è stata monitorata da aprile a settembre 2007 con misure di biomassa e di copertura percentuale della superficie del lago da parte delle rosette della pianta. In ogni data di campionamento, il perimetro delle isole di vegetazione è stato georeferenziato con GPS e poi mediante GIS (ArcView 3.2) è stata stimata l'area coperta dalle isole. Ad ogni sopralluogo sono state contate le rosette presenti in un metro quadrato di superficie d'acqua (posizionamento casuale di una struttura galleggiante di superficie 1 m², almeno 20 repliche) e sono state raccolte piante intere (n=10). Le piante sono state suddivise in castagna, foglie, peduncoli, fusto, radici e pseudoradici. La biomassa media della pianta (g_{dw} pianta⁻¹) è stata calcolata sommando i pesi secchi (70 °C) delle parti della pianta. La biomassa totale della pianta nel lago di Mezzo è stata calcolata moltiplicando il numero di piante stimato per la biomassa della pianta misurata. Dopo averle pesate, le singole parti della pianta sono state polverizzate, mescolate proporzionalmente alla loro abbondanza in peso e analizzate per il contenuto elementale di C, N e P, come descritto in precedenza per la caratterizzazione dei sedimenti (par. 3.2.3).

3.6 Analisi dei dati

Per l'analisi statistica dei dati è stato usato il programma SPSS 15.0 (SPSS Inc. USA). L'ANOVA è stata utilizzata per testare la differenza tra le concentrazioni dei parametri misurati e tra i flussi misurati nei sedimenti. L'ANOVA a due vie è stata utilizzata per verificare la dipendenza delle differenze dal sito e dalla data di campionamento. Le differenze sono state accettate significative per $p < 0.05$. La correlazione di Pearson è stata usata per verificare la correlazione tra variabili. La regressione lineare multipla è stata utilizzata per testare l'importanza relativa e le relazioni tra variabili nella stima dei bilanci di massa.

Scambi di O₂ e CO₂ all'interfaccia acqua-atmosfera nel fiume Mincio: confronto stagionale tra due segmenti fluviali a diverso regime idrologico

4.1 Obiettivi

In questo studio sono riportati i dati stagionali delle saturazioni di O₂ e CO₂ del tratto nord e del tratto sud del fiume Mincio (si veda fig. 2.4), caratterizzati da diverso idrodinamismo. Dai dati di produzione e respirazione delle comunità, di concentrazione dei gas e di portata sono stati stimati i flussi netti e i bilanci di O₂ e CO₂ per entrambi i tratti fluviali. Gli obiettivi dello studio sono: 1) confrontare le dinamiche del carbonio inorganico disciolto in tratti dello stesso fiume con diverso idrodinamismo e differenti produttori primari, 2) determinare i fattori che controllano le dinamiche della CO₂. L'ipotesi principale è che nei fiumi di piccole dimensioni l'emissione di CO₂ vari in scale temporali brevi (ore) come conseguenza dell'attività dei produttori primari e che la bacinnizzazione fluviale determini una minor capacità ossidativa e l'accumulo di carbonio organico. Si rimanda a quanto riportato nei capitoli 2 e 3 per la descrizione dell'area di studio e dei materiali e metodi.

4.2 Risultati

4.2.1 Tassi di fotosintesi e respirazione

L'uso dell'equazione 3.6 è stato possibile solamente nel tratto nord (Pozzolo-Goito) poiché nel tratto sud non sussistevano le condizioni per applicare il bilancio di massa (elevata profondità e parziale stratificazione della colonna d'acqua). Per la stazione N1 i tassi di produttività primaria sono compresi tra 35.81±6.04 mmol O₂ m⁻² d⁻¹ in febbraio e 250.42±6.30 mmol O₂ m⁻² d⁻¹ in giugno. Anche per la stazione N2 il valore minimo di GPP si è registrato in febbraio, con 47.12±7.12 mmol O₂ m⁻² d⁻¹, mentre il massimo si è osservato in giugno, con 388.89±12.95 mmol O₂ m⁻² d⁻¹.

I tassi di respirazione risultano in tutte le date maggiori rispetto a quelli fotosintetici, denotando la netta eterotrofia del sistema fluviale nel tratto considerato. Essi oscillano per la stazione N1 tra un minimo di 287.89±39.45 mmol

$\text{O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in novembre e un massimo di $500.48 \pm 39.57 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in giugno; anche per la stazione N2 il minimo valore di respirazione è stato osservato in novembre, con un consumo di $397.79 \pm 57.57 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mentre il massimo valore è stato registrato in agosto, con $739.89 \pm 42.49 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. I valori di GPP e ER per entrambe le stazioni sono mostrati in figura 4.1. Il tratto nord del Mincio risulta quindi eterotrofo, con valori di NEP sempre negativi (fig. 4.2). Il valore medio di NEP risulta essere simile nelle due stazioni e pari a $-230.65 \pm 76.77 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ per la stazione N1 e $-290.13 \pm 84.13 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ per la stazione N2.

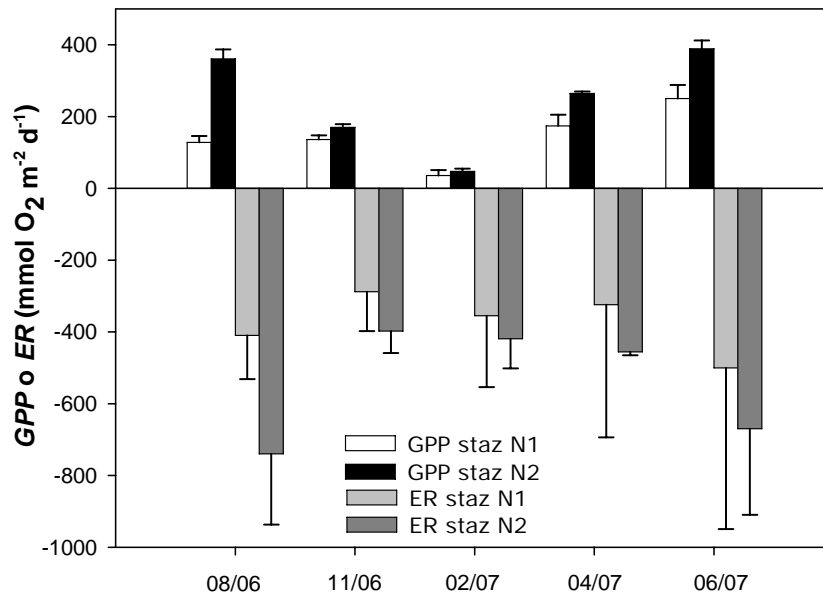


Figura 4.1. Produttività primaria lorda (GPP) e tassi di respirazione (ER) (media \pm dev.st) nelle stazioni N1 e N2 del fiume Mincio.

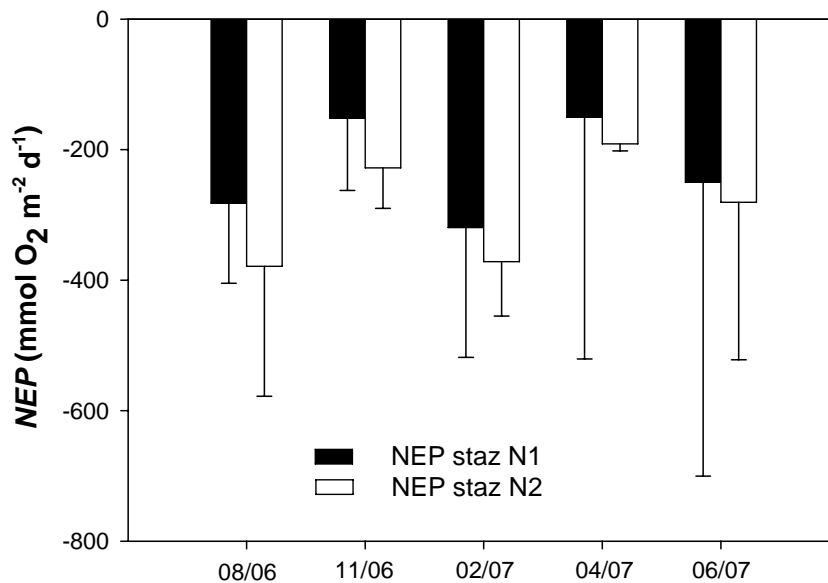


Figura 4.2. Produttività primaria netta (NEP) nelle stazioni N1 e N2 del fiume Mincio (media \pm dev.st).

4.2.2 Emissione di anidride carbonica verso l'atmosfera

Dall'applicazione delle formule empiriche si sono ottenuti i seguenti valori di $k_{CO_2,20^\circ C}$: 17.5 ± 2.3 cm h⁻¹ per la stazione N1; 19.3 ± 2.8 cm h⁻¹ per la stazione N2; 1.7 ± 0.2 cm h⁻¹ per le stazioni S1 e S2. Le acque del fiume Mincio risultano sovrassature in CO₂ in tutte le stazioni e in tutte le date di campionamento, e di conseguenza il flusso di anidride carbonica è rivolto sempre verso l'atmosfera.

In tabella 4.1 sono mostrate le percentuali di saturazione medie ottenute nelle diverse stazioni. È stata effettuata un'analisi della varianza (ANOVA) che ha messo in evidenza che le stazioni S1 e S2 (tratto sud) risultano significativamente più sovrassature in CO₂ rispetto alle stazioni nord. In generale, si può notare che le percentuali maggiori di saturazione in anidride carbonica si osservano nei mesi estivi (agosto e giugno) mentre le percentuali di saturazione più basse si osservano in febbraio (fig. 4.3).

Tabella 4.1. Percentuali medie (\pm dev.st) di saturazione in CO₂ nelle stazioni N1, N2, S1, e S2 del fiume Mincio.

Stazione	Percentuale media di saturazione CO ₂
N1	314 \pm 163%
N2	399 \pm 241%
S1	443 \pm 206%
S2	483 \pm 193%

Su scala giornaliera le variazioni nella concentrazione di O₂ e CO₂ sono apprezzabili solo nel tratto nord (stazioni N1 e N2). In queste stazioni l'andamento della percentuale di saturazione dell'anidride carbonica risulta speculare a quello della percentuale di saturazione dell'ossigeno. La concentrazione di CO₂ è minore durante le ore di luce rispetto alle ore notturne: durante il giorno, infatti, quando avvengono sia la respirazione che la fotosintesi, la produzione di CO₂ è mascherata dall'uptake da parte degli organismi fotosintetici (Raymond et al., 1997) e parallelamente aumenta la concentrazione dell'O₂ in acqua; durante la notte, invece, prevalgono i fenomeni respiratori e si osservano le massime concentrazioni di CO₂ e le minime concentrazioni di O₂. L'andamento giornaliero di CO₂ e di O₂ per la stazione N2, rappresentativa del tratto nord, è visibile nelle figure 4.4 e 4.5.

Nel tratto sud non si apprezza un pattern giornaliero così chiaro nella variazione delle percentuali di saturazione di CO₂ e O₂; la velocità della corrente risulta infatti decisamente più bassa e questo influenza la capacità di scambio dei gas tra acqua e atmosfera. Il coefficiente di trasferimento di massa è risultato quindi piccolo, ad indicare una maggiore inerzia nel rispondere alle variazioni di produzione o consumo di CO₂. Inoltre, è possibile che la comunità fotosintetica presente nel tratto meridionale non sia in grado di controllare la quantità di anidride carbonica disciolta in acqua, mentre nel tratto nord il maggiore dinamismo e le estese praterie di *V. spiralis* determinano più ampie variazioni giornaliere delle concentrazioni di ossigeno e anidride carbonica.

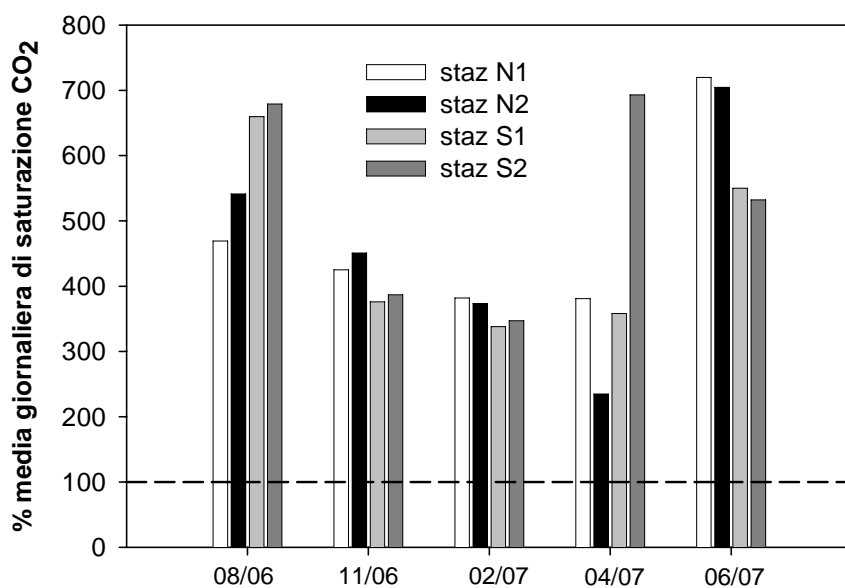


Figura 4.3. Percentuale media giornaliera di saturazione della CO₂ nelle stazioni campionate sul fiume Mincio.

Per quel che riguarda le emissioni di CO₂ verso l'atmosfera, il flusso è stato calcolato per ogni intervallo di campionamento, correggendo il coefficiente di trasferimento di massa per la temperatura. In figura 4.6 sono riportati i flussi di CO₂ delle quattro stazioni nelle diverse stagioni. Si può notare come nelle stazioni S1 e S2 le emissioni di CO₂ siano notevolmente più basse, minori di circa un ordine di grandezza, rispetto a quelle del tratto nord.

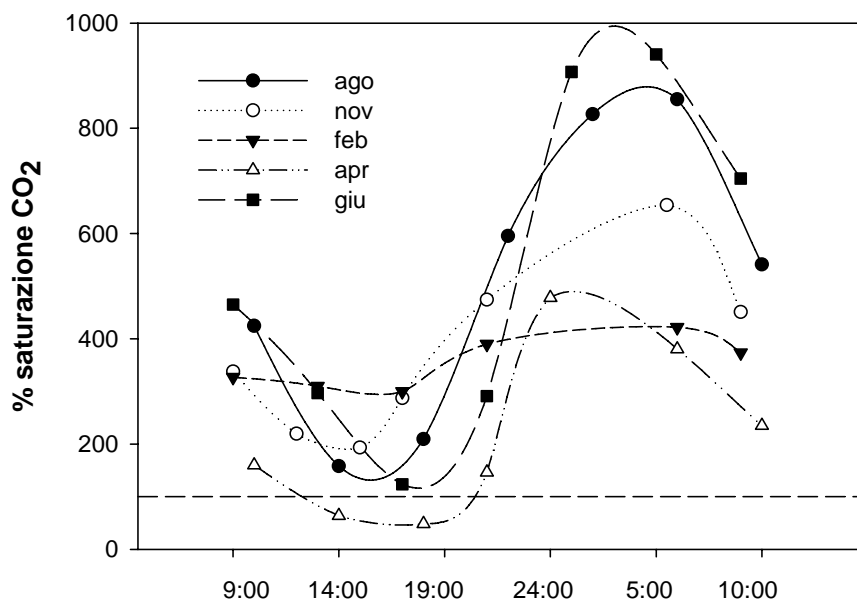


Figura 4.4. Andamento giornaliero della saturazione di CO₂ nelle date di campionamento. Stazione N2.

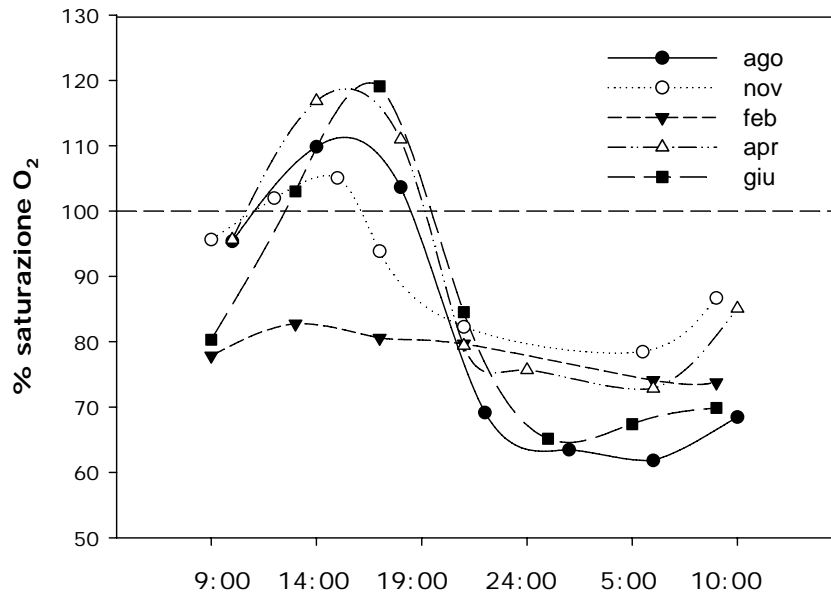


Figura 4.5. Andamento giornaliero della saturazione di O₂ nelle date di campionamento. Stazione N2.

Pur presentando valori di sovrassaturazione elevati, il tratto sud è infatti un sistema a bassa turbolenza e quindi gli scambi di gas sono limitati dal basso valore del coefficiente k . La stima del valore annuo di emissione di CO₂ (fig. 4.7) è di 37.62 ± 3.23 , 65.63 ± 6.56 , 6.04 ± 0.28 e 5.29 ± 0.29 mol CO₂ m⁻² y⁻¹ per la stazione N1, N2, S1 e S2 rispettivamente. L'incertezza nella stima dei flussi (fino a 30%) è dovuta principalmente dall'incertezza associata al calcolo del coefficiente k .

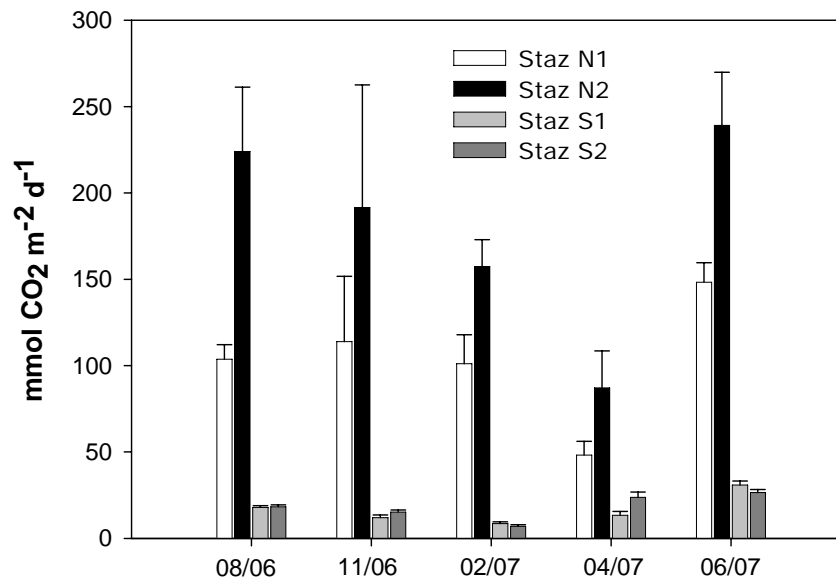


Figura 4.6. Flussi mensili (media±dev.st) di CO₂ verso l'atmosfera nelle quattro stazioni oggetto di indagine nel fiume Mincio.

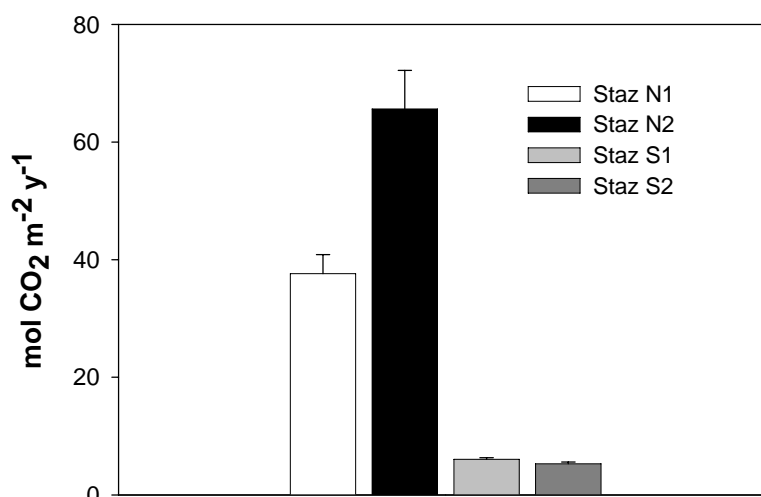


Figura 4.7. Emissioni annue (media±dev.st) di CO₂ stimate nelle quattro stazioni di campionamento.

4.2.3 Bilanci di massa nei due tratti fluviali

In tabella 4.2 sono riportati i valori della percentuale di saturazione dell'O₂, il pH e le concentrazioni di CO₂ e DIC nelle stazioni N1, N2, S1 e S2. Per quel che riguarda il tratto nord, tra la stazione a monte e quella a valle non ci sono differenze significative nella percentuale di saturazione dell'ossigeno e nel pH. Le concentrazioni di anidride carbonica e DIC registrano invece un aumento, rispettivamente del 24% e 20%. Nel tratto sud, invece, si nota come vi sia una leggera diminuzione nella percentuale di saturazione dell'ossigeno e un abbassamento del pH da monte a valle. Poiché la concentrazione di DIC rimane costante, il lieve incremento nella concentrazione di CO₂ disciolta può essere attribuibile alla diminuzione del pH, che sposta l'equilibrio dei carbonati verso le forme indissociate (CO₂ e H₂CO₃).

Tabella 4.2. Valori medi (±dev.st) della percentuale di saturazione dell'O₂, pH e concentrazioni di CO₂ e DIC nelle stazioni N1, N2, S1 e S2.

Stazione	% sat O ₂	pH	CO ₂ (mM)	DIC (mM)
N1	85.6±9.5	8.11±0.22	0.034±0.019	2.41±0.24
N2	85.6±15.9	8.12±0.28	0.042±0.028	2.90±0.37
S1	99.4±11.0	8.10±0.13	0.042±0.019	3.44±0.28
S2	94.9±17.6	8.06±0.15	0.049±0.024	3.44±0.24

Dai valori di concentrazione di DIC, CO₂ e O₂ misurati nelle cinque date di campionamento sono stati stimati, attraverso l'equazione 3.4, i bilanci di massa per i due tratti fluviali (figg. 4.8 e 4.9). Nel tratto nord la quantità di O₂ che entra ed esce dal sistema è simile, mentre la quantità di O₂ scambiata con l'atmosfera, che va a sostenere il consumo di questo gas in colonna d'acqua, rappresenta circa il

26% dell'input di O_2 . Al contrario, si registra un netto aumento di DIC da monte verso valle (+23%) e un rilascio di CO_2 verso l'atmosfera ($13.8 \pm 13.9 \times 10^6 \text{ mol C y}^{-1}$), dovuto alla sovrassaturazione di questo gas in acqua. Sia per l' O_2 che per il DIC i flussi sedimentari annuali risultano trascurabili rispetto al metabolismo complessivo. Il tratto sud, invece, mostra una riduzione dell' O_2 da monte verso valle (-7%), dovuta ai processi respiratori che avvengono nel sistema. Nel bilancio del DIC le quantità in ingresso al sistema non sono diverse da quelle in uscita. Per entrambi i gas gli scambi con l'atmosfera sono limitati. Il consumo di O_2 e la produzione di DIC in colonna d'acqua e nel sedimento sono dello stesso ordine di grandezza, ma quantitativamente sono trascurabili rispetto al carico in transito nel sistema. Il confronto tra i due tratti mostra un maggior consumo di O_2 e una maggior produzione di DIC in colonna d'acqua nel tratto nord rispetto al tratto sud. Anche gli scambi da e verso l'atmosfera di O_2 e CO_2 , rispettivamente, sono maggiori nel tratto nord e trascurabili nel tratto sud, anche se le quantità di questi due gas che transitano nel tratto sud sono circa il doppio di quelle che transitano nel tratto nord.

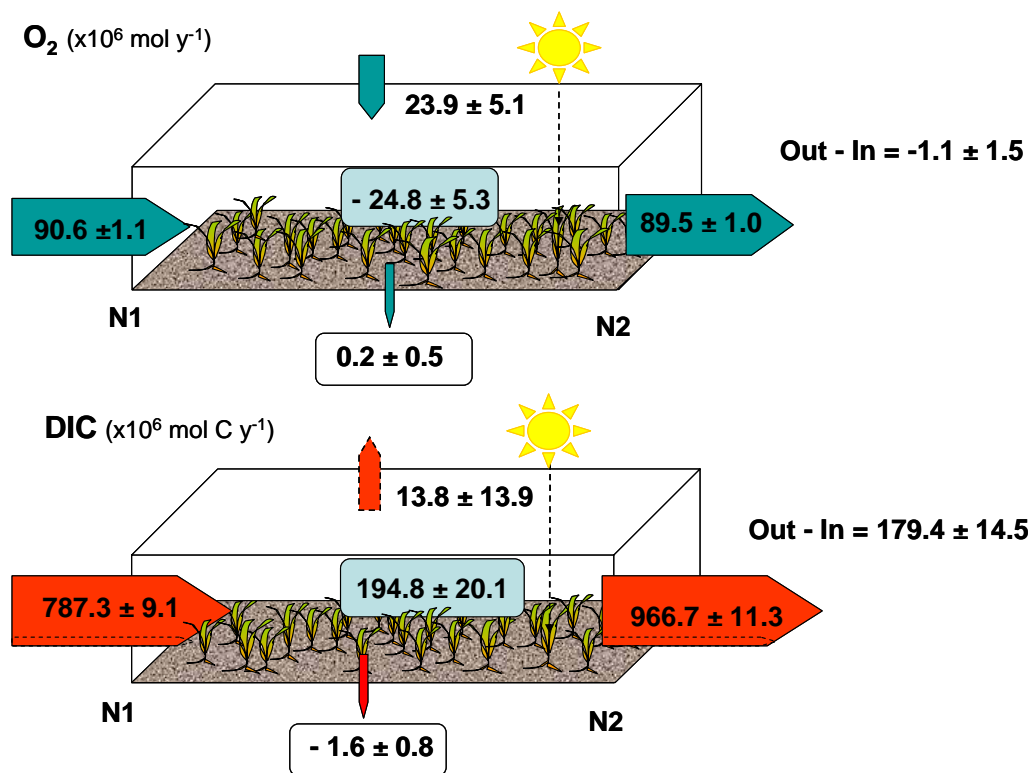


Figura 4.8. Rappresentazione del bilancio annuo dell' O_2 (in alto) e del DIC (in basso) nel tratto nord del Mincio.

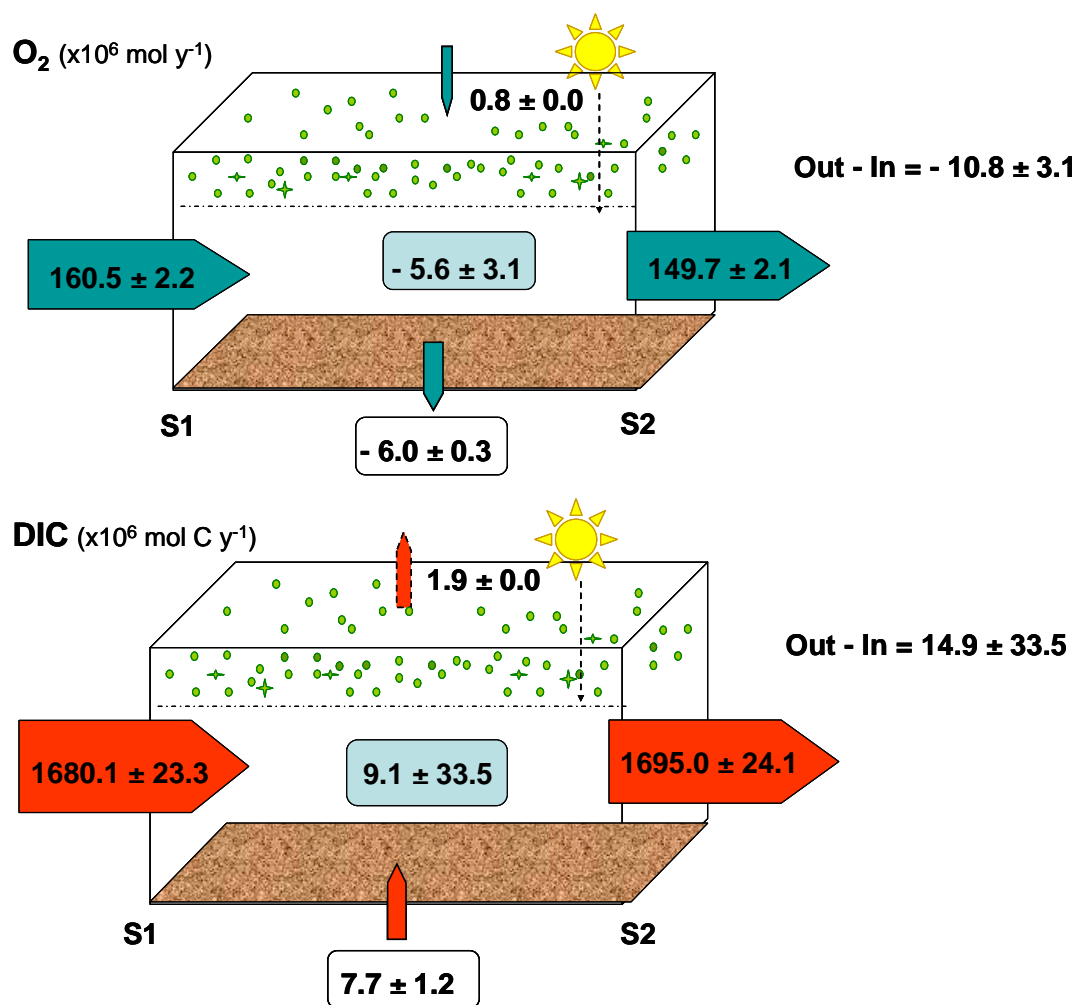


Figura 4.9. Rappresentazione del bilancio annuo dell' O_2 (in alto) e del DIC (in basso) nel tratto sud del Mincio.

4.3 Discussione

4.3.1 *Metabolismo nelle stazioni N1 e N2*

I valori di produttività primaria lorda (GPP) ottenuti per le stazioni N1 e N2 risultano confrontabili con quelli riportati in bibliografia (tabella 4.3) e sono correlati con l'intensità luminosa giornaliera ($r^2 = 0.62$ per la stazione N1 e $r^2 = 0.88$ per la stazione N2). Le curve di fitting che meglio interpolano i dati sperimentali sono funzioni logaritmiche a saturazione e sono mostrate in figura 4.10 e 4.11.

I valori di respirazione (ER) risultano essere leggermente maggiori di quelli riportati da altri autori (tabella 4.3); probabilmente i tassi respiratori misurati in questo studio sono sovrastimati perché sono stati trascurati gli apporti di acque profonde (Guerin et al., 2007; Hall & Tank, 2005).

Tabella 4.3. Valori di GPP e ER riportati in bibliografia ($\text{mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

GPP	ER	Area di studio	Portata	Autore
9-306	20-672	North Carolina	-	Seeley, 1969
10-110	135-252	Tennessee	3-10 l s^{-1}	Marzolf et al., 1994
3-468	7.5-343	America del Nord	2.3-198 l s^{-1}	Mulholland et al., 2001
4-32	21-415	Wyoming	4-230 l s^{-1}	Hall & Tank, 2003

Considerando la dinamica della CO_2 perfettamente speculare a quella dell' O_2 (ossia considerando che la fotosintesi e la respirazione siano gli unici processi che influiscono sulle concentrazioni di anidride carbonica e ossigeno e, quindi, che per ogni mole fissata di CO_2 si produce una mole di O_2), dal bilancio di GPP e ER si osserva una produzione netta di CO_2 , dovuta alla degradazione di materiale alloctono, pari a circa $230\text{-}290 \text{ mmol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Di questa produzione netta di CO_2 il flusso verso l'atmosfera ne rappresenta circa il 50% ($45\pm 20\%$ per la stazione N1 e il $62\pm 20\%$ per la stazione N2); la restante frazione viene esportata verso valle sottoforma di anidride carbonica disciolta e di ioni carbonato.

Dal confronto con i dati ottenuti dall'incubazione di sedimento nudo e di sedimento con piante di *V. spiralis* (si veda cap. 6) si può notare in figura 4.12 che la produttività primaria totale della comunità (ottenuta con il metodo open-channel) è dovuta principalmente all'attività fotosintetica di questa pianta acquatica. I tassi di respirazione della comunità (fig. 4.13) risultano, invece, molto maggiori di quelli ottenuti attraverso le carote; questo può essere dovuto sia a una sovrastima dell'attività respiratoria nell'applicazione del metodo open-channel, sia al fatto che attraverso l'incubazione delle carote non è possibile misurare gli effetti della turbolenza e dell'ossigenazione della colonna d'acqua, che *in situ* favoriscono l'attività metabolica respiratoria (Marzolf et al., 1994).

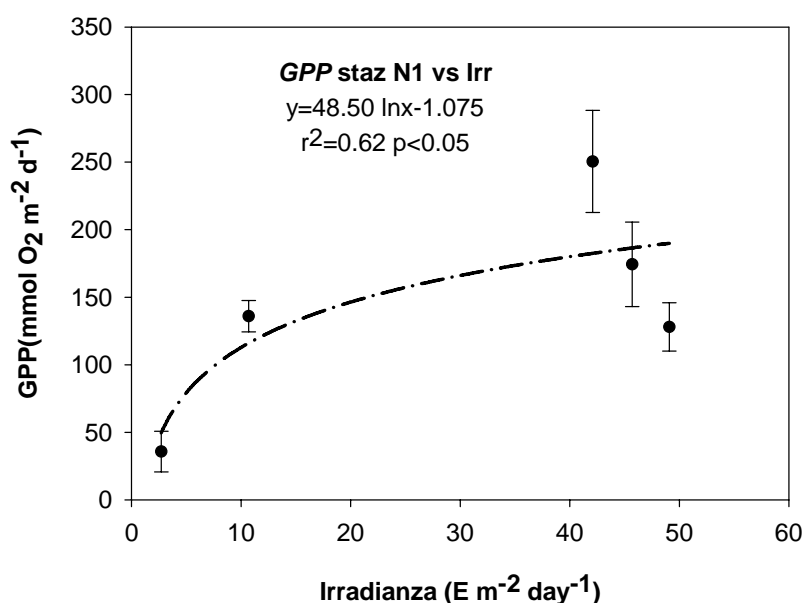


Figura 4.10. Produttività primaria lorda (GPP) in funzione dell'intensità luminosa (Irr). Stazione N1.

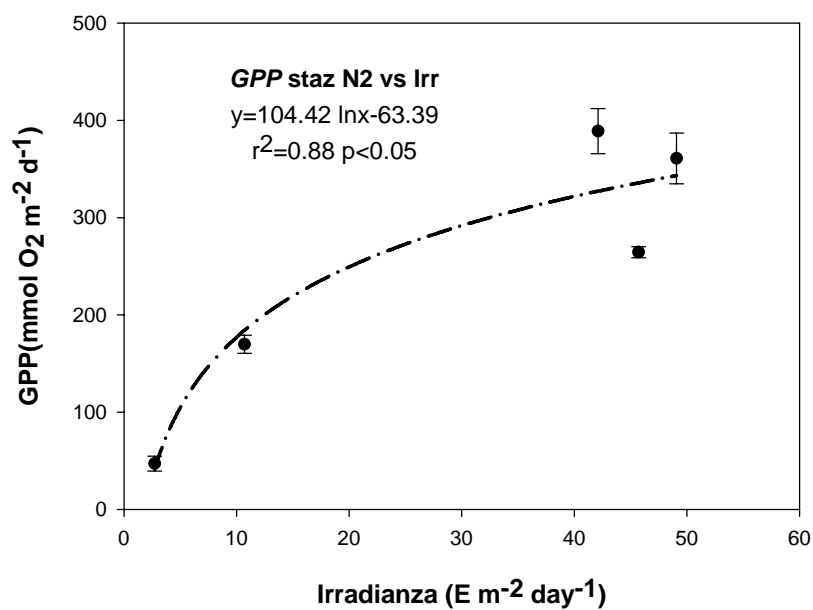


Figura 4.11. Produttività primaria lorda (GPP) in funzione dell'intensità luminosa (Irr). Stazione N2.

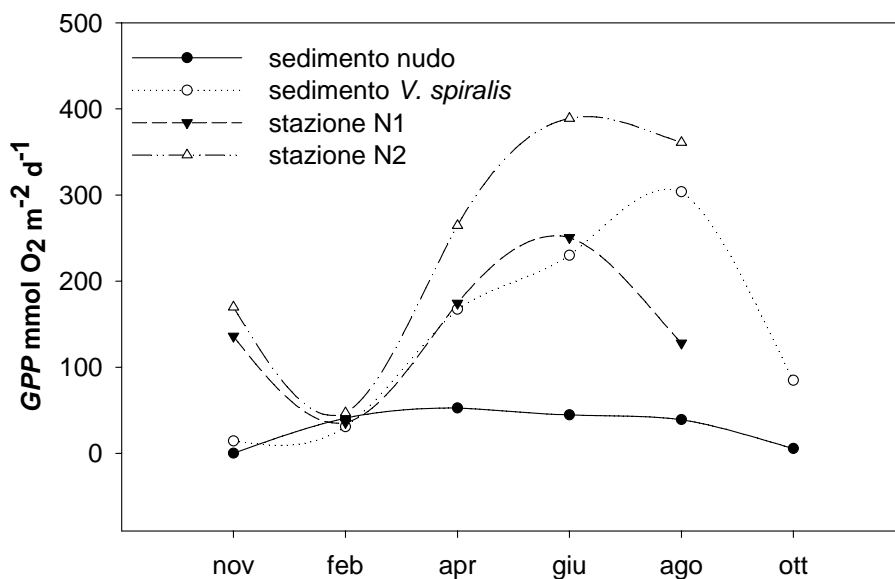


Figura 4.12. Produttività primaria lorda (GPP) nelle stazioni N1 e N2 e nei sedimenti con presenza e assenza di *V. spiralis* nelle date di campionamento.

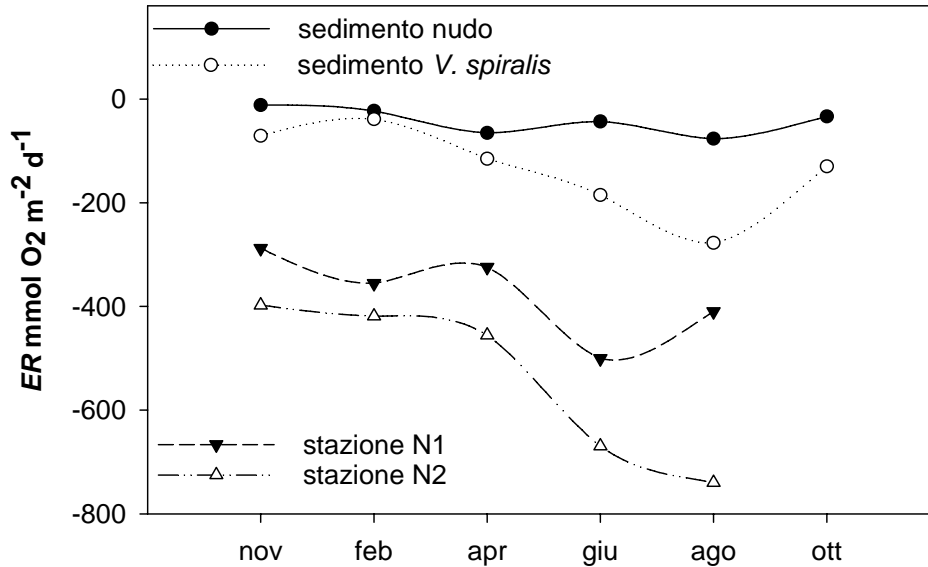


Figura 4.13. Respirazione (ER) nelle stazioni N1 e N2 e nei sedimenti con presenza e assenza di *V. spiralis* nelle date di campionamento.

4.3.2 Emissioni di CO₂

Lo studio ha messo in evidenza l'estrema dinamicità delle saturazioni dei gas, non solo a livello stagionale, ma anche giornaliero, soprattutto per la CO₂ nel tratto nord. Tali variazioni sono dovute principalmente all'attività biologica dei produttori primari.

Le emissioni di CO₂ risultano notevolmente più basse nelle stazioni S1 e S2 rispetto alle stazioni N1 e N2. Questa differenza può essere dovuta in parte alla variabilità nella saturazione di CO₂, ma probabilmente dipende soprattutto dal differente coefficiente di riarazione (k) che caratterizza i due tratti, che è il fattore più importante nel controllare l'intensità degli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera. Il valore di k risulta infatti circa dieci volte maggiore nel tratto nord (17.5 ± 2.3 e 19.3 ± 2.8 cm h⁻¹ per le stazioni N1 e N2) rispetto al tratto sud (1.7 ± 0.2 cm h⁻¹ per entrambe le stazioni). Raymond et al. (1997), ad esempio, in uno studio svolto sull'Hudson River, riportano valori di emissione compresi tra 1.59-3.68 mol m⁻² y⁻¹ considerando un valore di k_{CO_2} compreso tra 0.015-0.041 h⁻¹. Il valore di k_{CO_2} utilizzato in questo studio nel tratto sud è compreso in questo range (0.017 h⁻¹), mentre il tratto nord ha caratteristiche notevolmente diverse, in termini di velocità della corrente e di profondità, che favoriscono il moto turbolento delle acque e pertanto l'impiego di un valore di k di circa un ordine di grandezza superiore. Queste differenze nel valore di k si riflettono in una variabilità altrettanto estesa nella stima delle emissioni di CO₂.

Le emissioni mensili delle stazioni S1 e S2 presentano una correlazione positiva con la temperatura ($r^2 = 0.563$ per la stazione S1; $r^2 = 0.720$ per la stazione S2): all'aumentare della temperatura aumenta l'attività microbica e la mineralizzazione della sostanza organica e la conseguente produzione di CO₂ (fig.

4.14). Per il tratto nord non è risultata significativa la relazione tra emissioni e temperatura.

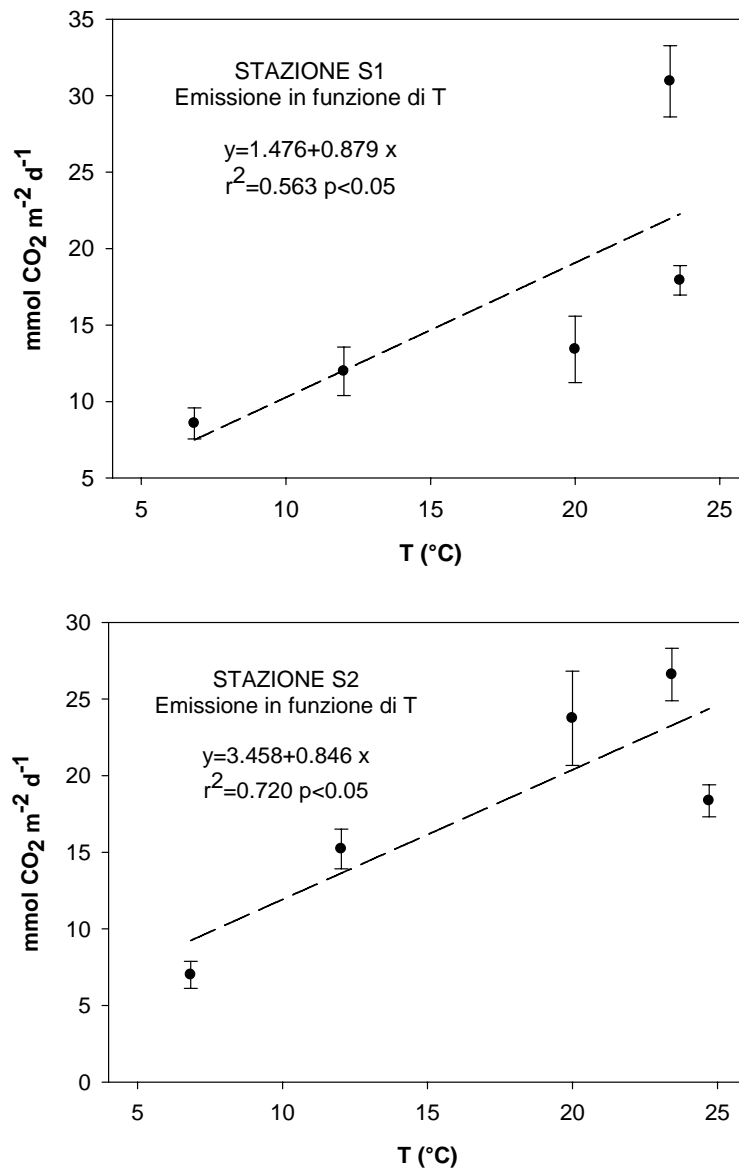


Figura 4.14. Relazione tra i flussi di CO₂ e temperatura nelle stazioni S1 e S2 del fiume Mincio.

4.3.3 Bilanci di massa ed eterotrofia nei due tratti del fiume Mincio

I bilanci netti di O₂ e DIC stimati nei due tratti fluviali, mostrano che entrambi i sistemi sono eterotrofi (si veda figg. 4.8 e 4.9). Il confronto dei sistemi mostra che il tratto nord produce una quantità maggiore di DIC e pertanto risulta più eterotrofo di quello sud.

Per il tratto nord, dal bilancio di massa del DIC si osserva una produzione in colonna d'acqua pari a $193.2 \pm 3.1 \times 10^6$ mol DIC y⁻¹. È improbabile che questa produzione di DIC sia dovuta esclusivamente a processi biologici, poiché questo

presupporrebbe tassi molto elevati di respirazione che non si osservano invece nel sistema fluviale considerato. Il bilancio dell'O₂ mostra, infatti, un consumo pari a $24.8 \times 10^6 \text{ mol O}_2 \text{ y}^{-1}$, che è notevolmente inferiore a quello ottenuto dal bilancio del DIC. Il mancato rispetto del rapporto stechiometrico 1:1 tra O₂ e DIC potrebbe essere in parte ricondotto al metabolismo anaerobio e in parte all'apporto di acque profonde ricche in carbonati. Nella zona iporreica possono avvenire dei processi anaerobici di decomposizione della sostanza organica, dove le condizioni di anossia e la disponibilità di nitrato favoriscono la denitrificazione. In questo processo l'accettore finale di elettroni nell'ossidazione della sostanza organica è il NO₃⁻; questa via metabolica porta quindi a una produzione di carbonio inorganico senza la riduzione dell'ossigeno. L'aumento di DIC nelle acque potrebbe essere inoltre ricondotto all'infiltrazione attraverso il fondo ghiaioso e permeabile di acque iporreiche ricche in carbonati; un'infiltrazione di $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a concentrazione 2.5 M, ad esempio, risulterebbe in un apporto al sistema di circa $76 \times 10^6 \text{ mol C y}^{-1}$, il che rappresenta circa la metà dell'eccesso di carbonio rispetto all'ossigeno.

Nel tratto sud il bilancio di massa fornisce un consumo di O₂ pari a $5.6 \pm 3.1 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$ e una produzione di DIC pari a $9.1 \pm 33.5 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$. Anche nel tratto sud, quindi, si osserva una discrepanza tra O₂ consumato e DIC prodotto, che risulta però più piccola rispetto a quella stimata nel tratto nord. In questo caso, vista la minore permeabilità del fondo, la differenza potrebbe essere dovuta prevalentemente al metabolismo anaerobico, favorito in sedimenti riducenti, limosi e soffici, dove non vi sono le condizioni (assenza di luce) per lo sviluppo di comunità di produttori primari (microfitobenthos e macrofite).

In definitiva, è stata evidenziata una maggiore eterotrofia netta del segmento settentrionale rispetto a quello meridionale, nonostante i tassi di produzione macrofita siano molto elevati rispetto ai tassi di produzione fitoplanctonica, ma non sufficienti a controllare i processi eterotrofi favoriti probabilmente dall'ingresso di acque ricche in carbonati, che determinano anche un aumento della sovrasaturazione in CO₂, che in parte viene esportata verso valle e in parte persa in atmosfera.

Bilanci di massa dei nutrienti in due segmenti fluviali caratterizzati da diversa integrità ecologica

5.1 Obiettivi

Lo scopo principale di questo studio è di analizzare aspetti funzionali e del metabolismo netto ecosistemico di due segmenti fluviali mediante bilanci di massa di nutrienti. Il fine ultimo è quello di completare quanto emerso dallo studio dei bilanci dei gas disciolti, in particolare, quindi, di verificare gli effetti di un elevato grado di artificializzazione sulle dinamiche dei soluti e del materiale particellato. Ci si aspetta, pertanto, che un segmento fluviale di alta pianura, caratterizzato da elevata naturalità, abbia una capacità di metabolizzare il carico organico e i macronutrienti in transito superiore rispetto a un tratto di bassa pianura, artificializzato e parzialmente baciniizzato. In questo capitolo, infatti, verranno presentati i risultati dei bilanci di massa in-out dei nutrienti (N e P) e del COD su base stagionale e annuale nei tratti nord e sud del fiume Mincio. Si rimanda a quanto riportato nei capitoli 2 e 3 per la descrizione dell'area di studio e dei materiali e metodi.

5.2 Risultati

5.2.1 Regime idrologico

Il regime idrologico del fiume Mincio dipende, in particolare per il tratto nord, dalla regolazione dei deflussi allo sbarramento di Monzambano, alcuni km a valle del lago di Garda, e dalle successive derivazioni e regolazioni per quanto riguarda il tratto sud (in particolare, nodo di Formigosa e le chiuse a Governolo). Durante i mesi invernali dal lago di Garda sono rilasciate al fiume portate che non superano i $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, poiché l'acqua viene accumulata per mantenere alto il livello idrometrico del lago, al fine di soddisfare nei mesi estivi le richieste dei settori turistico e agricolo. In particolare, per il 2007 la portata media annua a Monzambano (a valle dello sbarramento) è stata pari a $8.9 \pm 4.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (9.5 ± 6.1 e $8.2 \pm 1.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ media del periodo irriguo e non irriguo, rispettivamente). Le portate giornaliere nelle diverse date di campionamento per i due tratti fluviali studiati sono riportate in Tabella 5.1.

Tabella 5.1. Portate medie giornaliere nei segmenti fluviali considerati nelle cinque date di campionamento (media±deviazione standard per il tratto nord (misure orarie); nel tratto sud il valore viene misurato una volta nell'arco della giornata).

Data	Pozzolo-Goito (m ³ s ⁻¹)	Formigosa-Governolo (m ³ s ⁻¹)
10/08/06	13.9±1.9	23.0
06/11/06	10.8±0.6	16.6
06/02/07	8.5±0.3	13.6
16/04/07	9.4±2.8	13.1
11/06/07	8.8±0.6	16.0

5.2.2 Caratterizzazione chimico-fisica delle acque

I bilanci stagionali della radiazione luminosa, riportati in figura 5.1, sono stati ottenuti integrando nell'arco di 24 ore i dati rilevati in campo. La radiazione luminosa raggiunge valori massimi nei mesi primaverili ed estivi (50 E m⁻² fotoperiodo⁻¹ in agosto 2006), mentre nelle altre stagioni si raggiungono i valori minimi (3 E m⁻² fotoperiodo⁻¹ in febbraio 2007). La temperatura dell'acqua è risultata diversa stagionalmente, mostrando una dipendenza tra l'orario di prelievo e la data di campionamento (ANOVA a 2 vie, dataxora, p<0.05, n=137), mentre non sono state evidenziate differenze tra i siti di campionamento (tab. 5.2).

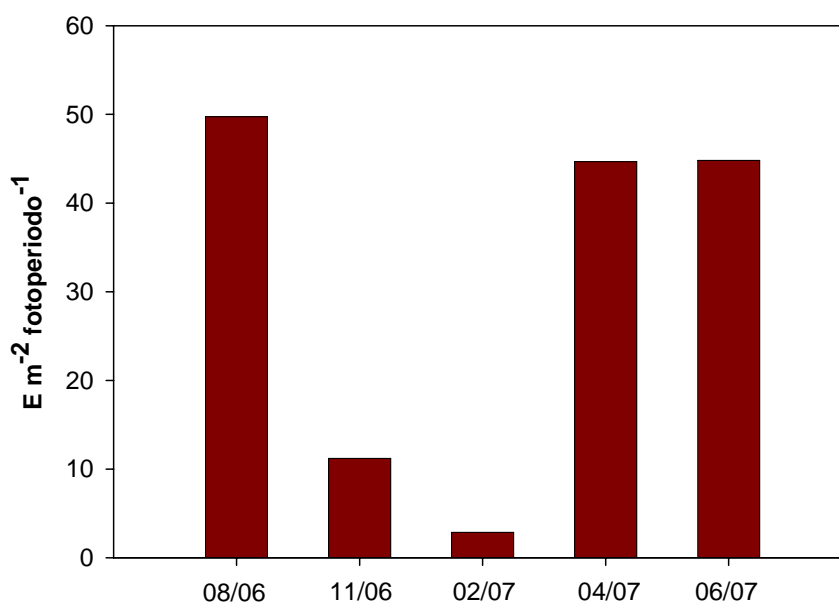


Figura 5.1. Bilanci della radiazione luminosa nelle diverse date di campionamento stagionale.

Tabella 5.2. Caratteristiche principali delle stazioni di campionamento (Pozzolo=N1; Goito=N2; Formigosa=S1; Governolo=S2). Sono riportati i valori medi±deviazione standard (n=7) di temperatura, concentrazione dei nutrienti (N e P) e del COD.

Data	Stazione	Temperatura °C	NO ₂ ⁻ μM	NH ₄ ⁺ μM	NO ₃ ⁻ μM	TDN μM	TPN μM	SRP μM	TDP μM	TPP μM	COD _{tot} mg l ⁻¹
10 agosto 2006	N1	23.6±1.0	5.0±0.7	8.7±2.2	40,6±3.5	58.5±9.7	3.6±0.8	1.3±0.2	1.4±0.3	0.2±0.1	2.7±2.4
	N2	22.6±1.6	2.2±0.3	2.0±0.7	124,8±19.0	133.9±15.2	2.5±0.5	1.6±0.2	2.6±0.7	0.1±0.0	1.6±1.0
	S1	23.6±2.2	1.8±0.3	2.7±2.0	95,2±16.2	104.1±19.1	10.5±2.0	1.2±0.5	1.5±0.6	0.7±0.2	3.4±1.4
	S2	24.7±1.6	2.0±0.2	5.1±2.4	68,4±11.7	77.2±10.2	14.4±3.9	1.0±0.4	1.0±0.4	1.0±0.3	4.1±1.1
06 novembre 2006	N1	13.0±0.7	0.5±0.0	1.1±0.4	38,7±4.6	53.1±15.8	2.4±0.3	0.8±0.3	1.4±0.3	0.1±0.0	2.9±0.6
	N2	13.5±0.6	0.3±0.1	0.8±0.5	105,8±6.1	122.3±23.3	2.3±0.5	0.6±0.4	1.2±0.2	0.1±0.0	3.1±1.0
	S1	12.0±1.7	1.4±0.3	1.6±0.7	83,0±16.4	141.3±32.4	20.0±1.9	0.6±0.4	1.5±0.4	1.4±0.1	3.9±0.4
	S2	12.0±1.6	1.5±0.2	2.8±1.0	86,3±9.1	129.3±15.6	18.7±3.0	1.1±0.4	1.5±0.4	1.2±0.1	4.7±1.3
06 febbraio 2007	N1	9.8±0.4	1.8±0.5	4.2±2.2	56,3±7.7	74.8±10.7	2.8±0.7	0.6±0.2	0.7±0.2	0.1±0.0	1.1±0.5
	N2	9.8±0.4	1.1±0.2	2.3±0.5	97,6±10.2	130.9±19.7	2.0±0.1	0.8±0.1	1.2±0.4	0.1±0.0	1.3±0.5
	S1	6.8±0.4	1.6±0.3	3.3±4.1	109,4±25.9	156.5±36.7	18.9±1.3	1.8±0.2	1.9±0.4	1.3±0.1	4.4±2.0
	S2	6.8±0.4	1.6±0.2	1.1±0.9	114,9±15.8	165.9±16.7	17.8±1.3	1.8±0.2	1.9±0.3	1.2±0.0	3.8±1.9
16 aprile 2007	N1	17.4±0.8	2.5±0.7	3.0±1.2	33,7±9.5	52.1±15.5	2.7±0.4	0.8±0.1	0.9±0.1	0.1±0.0	0.3±0.2
	N2	17.1±1.2	1.1±0.3	0.6±0.4	57,7±16.2	68.5±16.5	4.3±4.8	1.3±0.2	1.4±0.2	0.3±0.4	0.8±0.4
	S1	20.0±0.9	1.7±0.2	8.8±1.4	39,6±8.9	64.7±17.3	26.6±2.3	0.8±0.2	1.0±0.3	2.0±0.3	4.9±1.1
	S2	20.0±1.2	2.0±0.4	13.6±1.6	46,1±7.8	72.5±12.8	23.0±1.8	1.2±0.2	1.2±0.1	1.7±0.1	4.3±0.8
11 giugno 2007	N1	23.1±1.1	7.2±1.6	3.0±0.8	112,9±25.4	141.4±22.7	3.3±0.9	4.3±1.4	4.3±1.4	0.2±0.1	2.6±0.6
	N2	22.0±1.3	1.6±0.5	1.6±0.4	213,9±28.8	239.6±41.6	2.2±0.3	2.9±0.6	2.9±0.6	0.1±0.0	2.5±1.1
	S1	23.3±1.3	4.3±0.8	5.0±2.1	174,5±33.6	194.6±28.7	23.8±2.3	0.3±0.2	0.3±0.2	2.4±0.1	8.2±1.2
	S2	23.4±1.3	3.9±1.3	7.8±1.5	139,2±45.5	173.6±48.6	22.8±2.6	0.5±0.2	0.6±0.3	2.5±0.1	8.1±1.5

Le concentrazioni di azoto totale (TN) nel tratto nord subiscono un incremento da monte verso valle (ANOVA, $p < 0.0001$, $n = 34$) e presentano un valore medio annuo pari a 79.0 ± 37.9 e 142.0 ± 61.4 μM nella stazione N1 e N2, rispettivamente. Nelle stazioni S1 e S2, invece, le concentrazioni di TN sono simili e hanno un valore medio pari a 151.5 ± 52.9 e 141.8 ± 50.0 μM , rispettivamente. Le forme disciolte (TDN) dell'azoto risultano notevolmente più importanti rispetto a quelle particellate in entrambi i tratti. Nel tratto nord esse costituiscono infatti il 76-99% dell'azoto totale, mentre nel tratto sud costituiscono da un minimo del 61 e del 68% a un massimo del 94 e 92% del TN per i siti S1 e S2, rispettivamente (tab. 5.2). Le forme particellate dell'azoto (TPN) presentano una concentrazione media molto superiore nel tratto sud (19.7 ± 5.1 μM) rispetto al tratto nord (2.8 ± 1.7 μM); i valori maggiori sono stati misurati nel periodo estivo (aprile e giugno 2007) (tab. 5.2). La frazione di azoto inorganico disciolto (DIN) che rappresenta il TDN è compresa tra 60 e 100% nel tratto nord e tra 50 e 100% nel tratto sud. In tutte le stazioni di campionamento il nitrato costituisce dal 70 al 99% del DIN. Le concentrazioni di NO_3^- sono significativamente superiori nella stazione di valle (valore medio pari a 120.6 ± 55.8 μM) rispetto a quella di monte (valore medio pari a 56.5 ± 32.5 μM) ($r = 0.84$, $p < 0.0001$, $n = 34$); le massime concentrazioni sono state misurate a giugno 2007 (tab. 5.2). Nella stazione N1 la concentrazione di NO_2^- è pari a 3.4 ± 2.6 μM , mentre risulta inferiore nella stazione a valle N2 (1.3 ± 0.7 μM) ($r = 0.67$, $p < 0.0001$, $n = 34$) (tab. 5.2). Lo stesso si verifica per NH_4^+ , che presenta concentrazioni tra 0.3 e 11.5 μM nella stazione di monte e tra 0.1 e 3.0 μM nella stazione di valle (ANOVA, $p < 0.001$, $n = 34$) (tab. 5.2). Nel tratto sud, invece, non ci sono differenze tra le stazioni S1 e S2 nelle concentrazioni di NO_2^- che presentano un valore medio pari a 2.2 ± 1.2 μM . Le concentrazioni di NH_4^+ sono maggiori in aprile e giugno 2007 e le concentrazioni medie per la stazione S1 e S2 sono pari a 4.3 ± 3.3 e 6.2 ± 4.7 μM , rispettivamente (tab. 5.2). Le concentrazioni di NO_3^- sono pari a 100.1 ± 49.5 e 98.7 ± 39.6 μM nelle stazioni S1 e S2, con valori massimi misurati nel mese di giugno 2007 come per il tratto nord (tab. 5.2).

Il fosforo reattivo solubile rappresenta mediamente sia per il tratto nord (86.2 ± 21.2 e $77.7 \pm 25.3\%$ per N1 e N2) che per il tratto sud ($79.4 \pm 28.1\%$ e $98.8 \pm 52.3\%$ per S1 e S2) la maggior frazione del TDP, ad eccezione del mese di novembre 2006, quando la frazione organica aumenta, raggiungendo circa il 58% nel tratto nord e il 39 e 73% nelle stazioni S1 e S2, rispettivamente (tab. 5.2). Le concentrazioni di SRP sono comprese tra 0 e 2.2 μM nel tratto sud e tra 0.3 e 6.3 μM nel tratto nord, ma non presentano differenze tra stazioni monte-valle, mentre risultano significativamente diverse tra tratti fluviali (ANOVA, $p < 0.0001$, $n = 34$). Nel tratto sud la concentrazione media di TPP (1.5 ± 0.6 μM) è maggiore di quella misurata nel tratto nord (0.2 ± 0.2 μM) e i valori più alti sono stati misurati nel periodo estivo (aprile e giugno 2007) (tab. 5.2).

Il COD totale misurato nelle stazioni N1 e N2 è pari rispettivamente a 2.0 ± 1.5 e 1.9 ± 1.2 mg l^{-1} (tab 5.2). Invece, nel tratto sud i valori di COD nelle due stazioni sono simili e mediamente pari a 5.0 ± 2.1 mg l^{-1} (tab 5.2). Nel tratto nord la frazione disciolta del COD rappresenta mediamente il $67.8 \pm 25.0\%$ del COD totale, mentre nel tratto sud la frazione particellata aumenta e raggiunge il $50.5 \pm 17.0\%$ del COD totale.

5.2.3 Bilanci di massa dei nutrienti

Nel tratto nord i bilanci dell'azoto ammoniacale (fig. 5.2) sono negativi in tutte le stagioni. L'abbattimento di NH_4^+ è progressivamente maggiore dall'inverno all'estate, ad eccezione del mese di giugno, data in cui si è verificata instabilità meteorologica e un evento piovoso. Lo stesso andamento si è registrato per NO_2^- . Nel tratto sud, NH_4^+ aumenta da monte verso valle in tutte le date, ad eccezione di febbraio. La produzione massima di azoto ammoniacale si raggiunge nei mesi primaverili ed estivi. I bilanci di NO_2^- sono sempre positivi e prossimi all'equilibrio, ad eccezione di giugno, che mostra un bilancio negativo. Annualmente i bilanci di NO_2^- risultano negativi nei due tratti fluviali, ma con valori superiori nel tratto nord (-0.7 ± 0.0 e $-0.1 \pm 0.0 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$, rispettivamente per il tratto nord e sud). L'azoto ammoniacale risulta al netto abbattuto nel tratto nord ($-1.0 \pm 0.0 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$), mentre aumenta nel tratto sud ($0.8 \pm 0.1 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 5.3).

In figura 5.2 vengono presi in esame i bilanci stagionali dell'azoto nitrico, il quale rappresenta la frazione più importante dell'intero pool di azoto inorganico disciolto (DIN). Nel tratto nord si ha un netto incremento di azoto nitrico da monte verso valle in tutte le stagioni. In estate si rilevano i valori massimi dei bilanci di NO_3^- ($104313 \pm 6385 \text{ mol d}^{-1}$ in agosto 2006), poi si registra un andamento decrescente dal tardo autunno fino alla stagione primaverile (fig. 5.2). Nel tratto sud i carichi di NO_3^- vengono abbattuti nei mesi estivi (massimo in giugno 2007 pari a $-61759 \pm 12233 \text{ mol d}^{-1}$), mentre nelle altre stagioni i bilanci presentano valori positivi oppure prossimi all'equilibrio (fig. 5.2). Annualmente, i carichi di NO_3^- in ingresso nel tratto sud sono superiori di quelli del tratto nord; ma al netto il tratto nord registra un forte incremento di NO_3^- ($22.6 \pm 0.9 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$), mentre il tratto sud al netto abbatte questo elemento ($-4.9 \pm 1.8 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 5.3). L'andamento stagionale del DIN segue l'andamento di NO_3^- sia nel tratto nord che nel tratto sud. Annualmente pertanto il bilancio netto è positivo nel tratto nord ($20.9 \pm 0.9 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) e negativo in quello sud ($-4.2 \pm 1.9 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$).

Nel tratto nord i bilanci stagionali dell'azoto totale disciolto (TDN) sono simili a quelli delle forme inorganiche disciolte (DIN), quindi presentano valori sempre positivi con massimi nel periodo estivo. I bilanci netti delle forme organiche disciolte dell'azoto (DON) non presentano un chiaro andamento stagionale e sono trascurabili rispetto al DIN. Nel tratto sud i bilanci stagionali di TDN risultano negativi in estate e progressivamente meno negativi e poi positivi da novembre ad aprile. Il TDN riflette l'andamento del DIN ad eccezione di novembre quando il picco negativo misurato per il DON rende negativo anche il bilancio di TDN. I carichi di azoto totale disciolto che annualmente transitano nel tratto sud sono maggiori di quelli del tratto nord; le maggiori differenze sono da imputare alla forma organica disciolta (fig. 5.4). Su base annua i bilanci netti di TDN e delle sue componenti risultano in un aumento da monte verso valle nel tratto nord ($22.3 \pm 1.0 \times 10^6 \text{ mol TDN y}^{-1}$), al contrario, nel tratto sud vengono abbattute ($-6.3 \pm 2.5 \times 10^6 \text{ mol TDN y}^{-1}$).

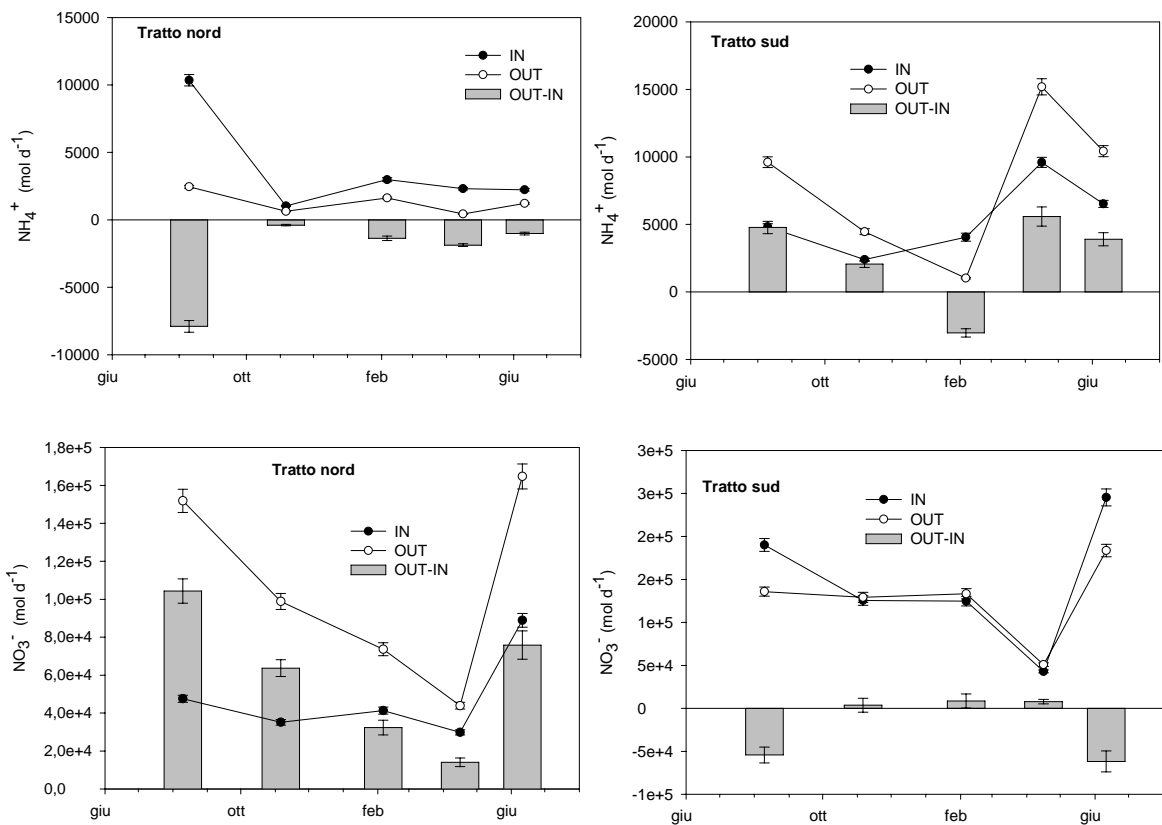


Figura 5.2. Bilanci stagionali dell'azoto ammoniacale (NH_4^+) e nitrico (NO_3^-) nei due tratti fluviali. Sono riportati i carichi in ingresso (IN) e in uscita (OUT) e il bilancio netto (OUT-IN).

I bilanci netti stagionali dell'azoto particellato (TPN) nel tratto nord risultano negativi con valori maggiori in estate, ad eccezione di aprile che mostra un valore positivo ($2079 \pm 313 \text{ mol d}^{-1}$). Anche nel tratto sud i bilanci netti di TPN risultano sempre negativi ad eccezione di agosto, che mostra una differenza positiva ($7531 \pm 1413 \text{ mol d}^{-1}$). In entrambi i tratti fluviali i bilanci netti annuali di TPN sono negativi, ma le differenze monte-valle sono molto piccole se confrontate con i carichi in transito, soprattutto nel tratto sud (-7.7%) (fig. 5.5). I bilanci netti dell'azoto totale (TN) mostrano un trend stagionale, con valori maggiori in estate, come registrato per il TDN, in entrambi i tratti fluviali. Annualmente nel tratto nord si registra un aumento del 90% di TN ($22.3 \pm 1.0 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) rispetto al carico in ingresso, mentre il tratto sud al netto abbatte TN ($-7.1 \pm 2.8 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$), ma l'abbattimento rappresenta solo l'8.5% del carico in ingresso nel sistema (fig. 5.5).

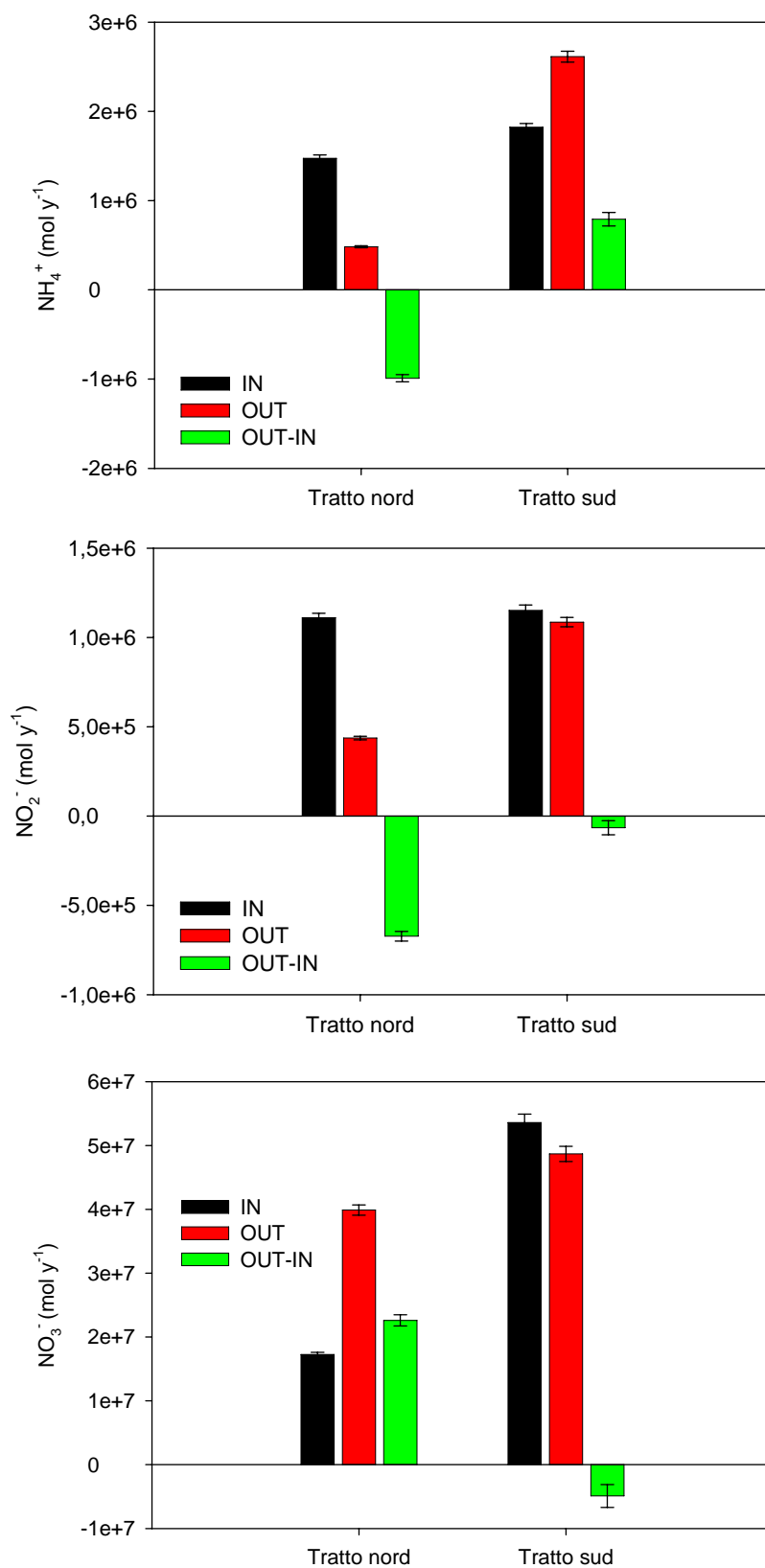


Figura 5.3. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali delle diverse forme di azoto inorganico disciolto (NO₂⁻, NH₄⁺ e NO₃⁻) nei due tratti fluviali.

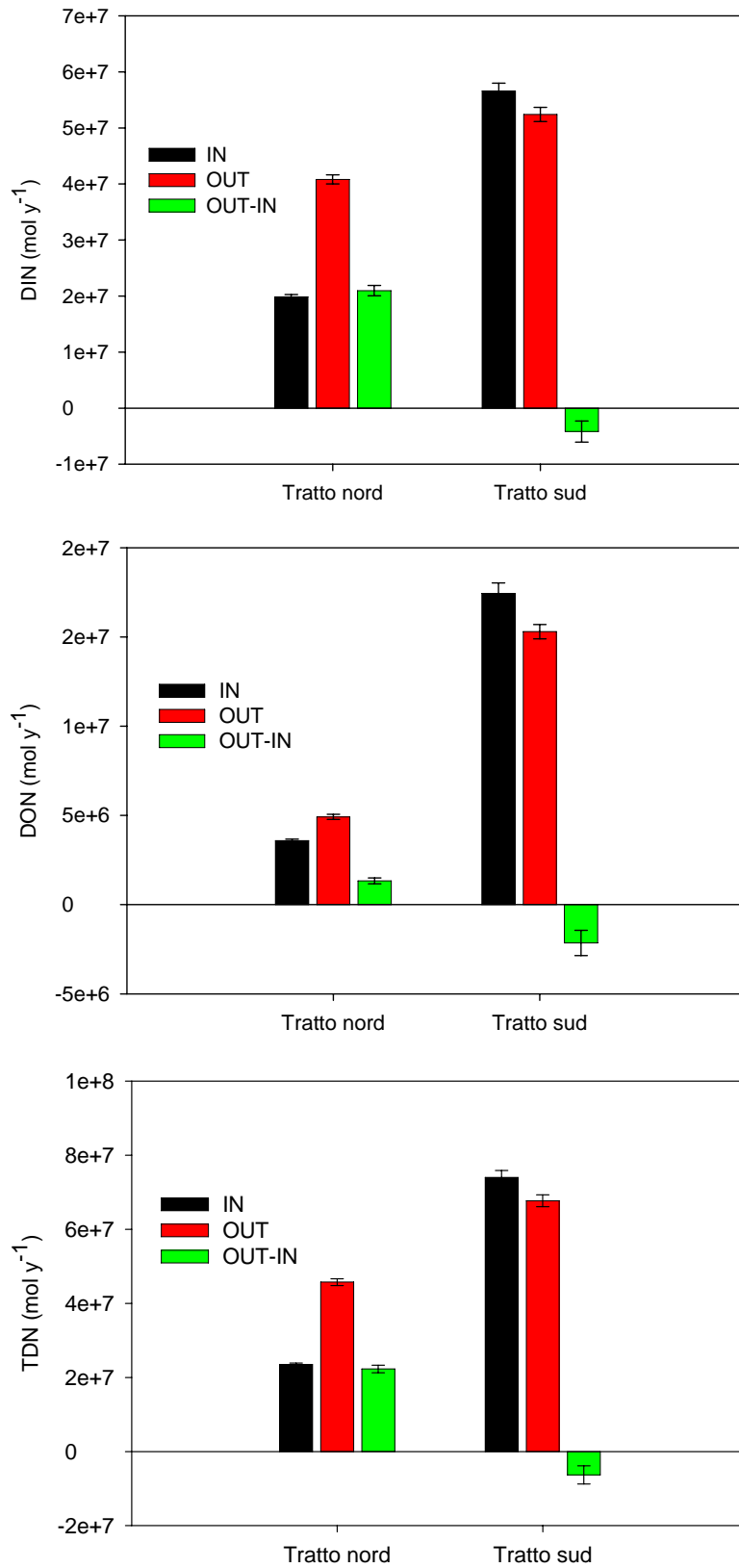


Figura 5.4. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali dell'azoto totale disciolto (TDN) e delle sue componenti, organica (DON) e inorganica (DIN) nei due tratti fluviali.

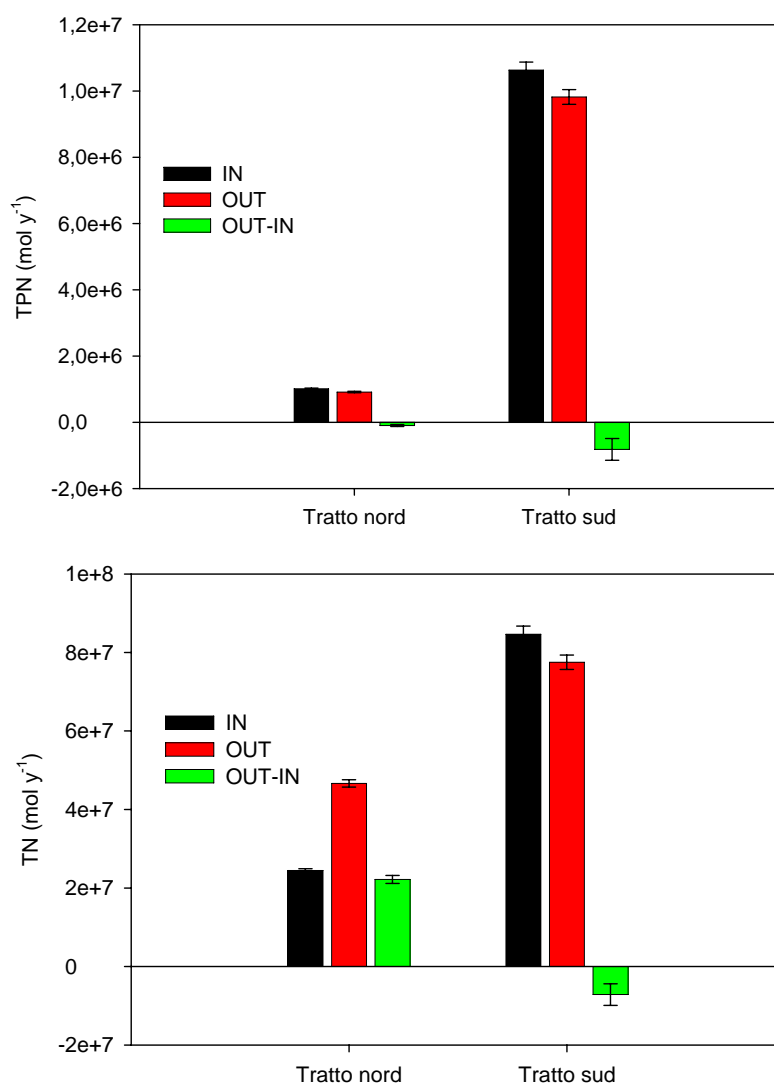


Figura 5.5. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali dell'azoto totale particellato (TPN) e dell'azoto totale (TN) nei due tratti fluviali.

I bilanci stagionali del fosforo inorganico disciolto (SRP) per i due tratti fluviali sono riportati in figura 5.6. Nel tratto nord i bilanci mostrano un andamento stagionale con valori negativi in autunno e progressivamente positivi fino all'estate, ad eccezione del mese di giugno 2007. I carichi in ingresso e in uscita dal sistema sono maggiori in estate (picco a giugno 2007, 3212 ± 131 mol d⁻¹). Nel tratto sud si ha produzione di SRP in tutte le stagioni (picco a novembre 2006, 843 ± 77 mol d⁻¹), ad eccezione del mese di agosto 2006 in cui si ha abbattimento del carico in ingresso. Il bilancio netto annuale di SRP nel tratto nord è risultato all'equilibrio ($-10.3 \pm 14.0 \times 10^3$ mol y⁻¹); il tratto sud, invece, presenta un incremento monte-valle di SRP ($182.9 \pm 14.8 \times 10^3$ mol y⁻¹) (fig. 5.7). I bilanci netti stagionali della forma organica disciolta del fosforo (DOP) sono risultati sempre positivi nel tratto nord, con un picco in agosto 2006 (1228 ± 59 mol d⁻¹). Mentre nel tratto sud il DOP è risultato sempre negativo, ad eccezione di giugno 2007 (149 ± 10 mol d⁻¹). Pertanto annualmente i bilanci netti di DOP sono risultati positivi per il tratto nord e

negativi per il tratto sud (rispettivamente pari a 130.6 ± 6.2 e $-82.3 \pm 8.7 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 5.7). Nel tratto nord, il fosforo totale disciolto (TDP) mostra un andamento stagionale simile a quello dell'SRP, con un bilancio netto annuo positivo ($120.4 \pm 17.7 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 5.7). Nel tratto sud, il TDP risulta stagionalmente sempre positivo, ad eccezione di agosto 2006 ($-1116 \pm 41 \text{ mol d}^{-1}$). Anche nel tratto sud annualmente si registra un incremento di TDP ($100.6 \pm 20.4 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 5.7).

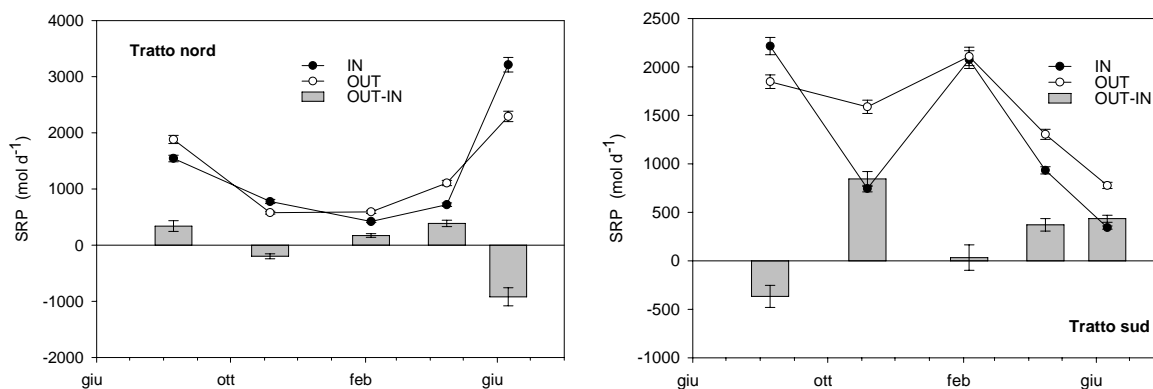


Figura 5.6. Bilanci stagionali del fosforo reattivo solubile (SRP) nei due tratti fluviali. Sono riportati i carichi in ingresso (IN) e in uscita (OUT) e il bilancio netto (OUT-IN).

La forma particellata del fosforo (TPP) nel tratto nord presenta lo stesso andamento stagionale di TPN, con valori sempre negativi, ad eccezione di aprile. Il massimo abbattimento è misurato in estate ($-138 \pm 14 \text{ mol d}^{-1}$ in agosto 2006). Nel tratto sud, invece, il bilancio netto di TPP è positivo nei mesi estivi, mentre risulta negativo nel resto dell'anno. Il carico in transito nel sistema mostra un picco a giugno 2007. Su base annua il tratto nord abbatte piccole quantità di TPP ($-11.9 \pm 2.0 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$), che però rappresentano il 18.8% del carico in ingresso; invece il tratto sud abbatte $-45.5 \pm 26.2 \times 10^3 \text{ mol TPP y}^{-1}$, pari solo al 5.4% del carico in ingresso (fig. 5.8). Nel tratto nord, il fosforo totale (TP) mostra un andamento stagionale simile a quello di TDP, mentre nel tratto sud il bilancio netto è negativo o prossimo all'equilibrio ad eccezione di giugno, quando risulta positivo ($752 \pm 223 \text{ mol d}^{-1}$). Su base annua entrambi i tratti fluviali registrano un aumento di fosforo totale, pari 108.5 ± 19.1 e $55.0 \pm 43.4 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$, rispettivamente per il tratto nord e quello sud (fig. 5.8).

Per quanto riguarda il COD disciolto, nel tratto nord i carichi maggiori sono stati calcolati in estate e in autunno e al netto il sistema mostra un bilancio sempre positivo, con un massimo in novembre ($2512 \pm 109 \text{ kg d}^{-1}$). I bilanci netti stagionali positivi del COD particellato aumentano dall'autunno alla primavera, mentre sono negativi in estate. Annualmente il tratto registra un incremento di COD sia nella forma disciolta ($556.0 \pm 266.8 \text{ ton y}^{-1}$) che particellata ($33.8 \pm 4.4 \text{ ton y}^{-1}$), ma la prima è prevalente. Nel tratto sud, invece, i carichi della forma disciolta del COD sono costanti durante l'anno, ad eccezione di giugno dove si registra un aumento dei carichi in transito. I bilanci netti stagionali sono negativi o all'equilibrio, ad eccezione di novembre, quando il bilancio è positivo ($1795 \pm 238 \text{ kg d}^{-1}$). Al netto su

base annua il tratto sud mostra un aumento di COD disciolto ($165.4 \pm 56.1 \text{ ton y}^{-1}$) e un abbattimento di COD particellato ($-154.4 \pm 35.3 \text{ ton y}^{-1}$) (fig. 5.9).

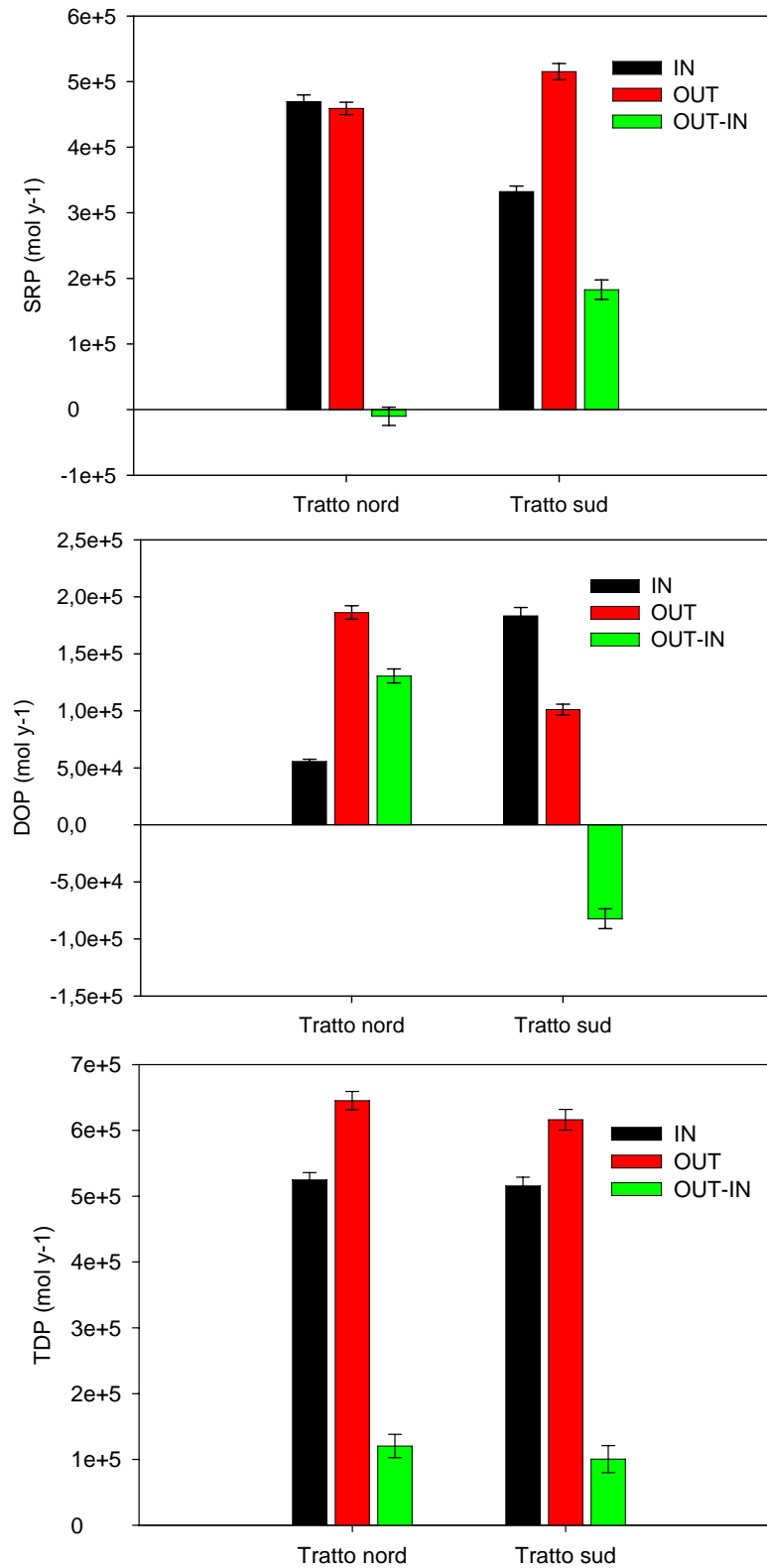


Figura 5.7. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali del fosforo totale disciolto (TDP) e delle sue componenti (fosforo reattivo solubile - SRP - e fosforo organico disciolto - DOP) nei due tratti fluviali.

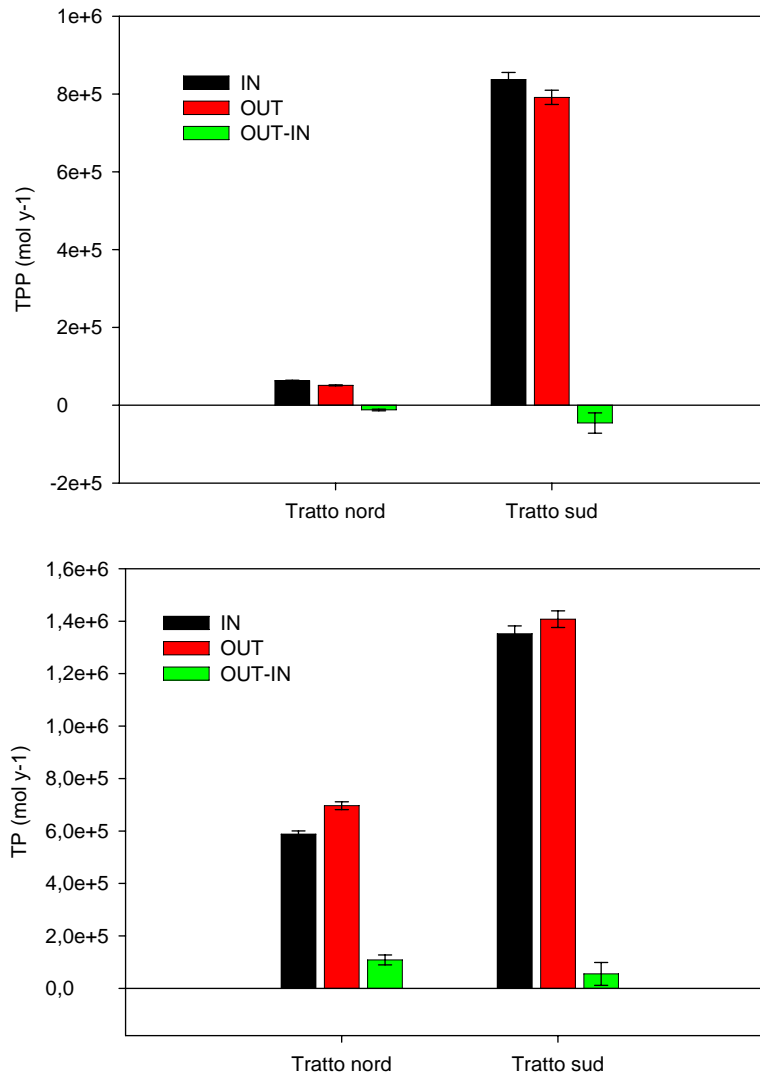


Figura 5.8. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali del fosforo totale particellato (TPP) e del fosforo totale (TP) nei due tratti fluviali.

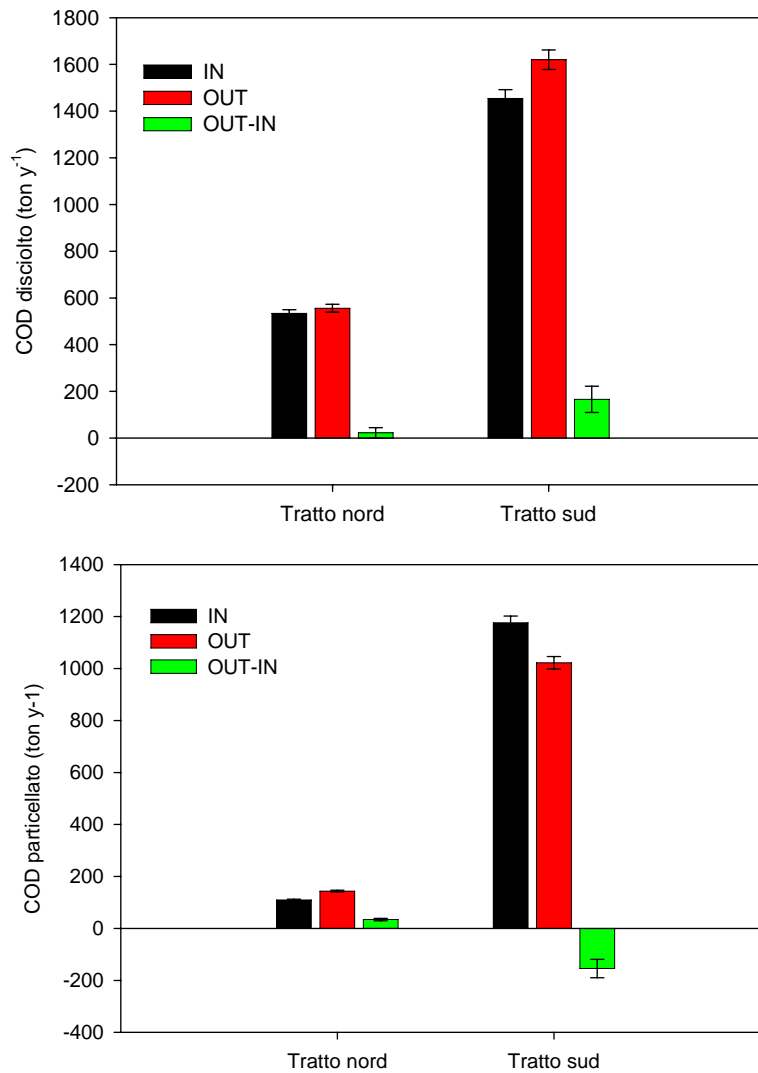


Figura 5.9. Carichi in ingresso e in uscita e bilanci netti annuali di COD disciolto e particolato nei due tratti fluviali.

5.3 Discussione

Per facilitare la discussione vengono riportati in tabella 5.3 i bilanci netti annuali dei due tratti fluviali.

Nel tratto nord, compreso tra Pozzolo e Goito, le praterie di macrofite radicate sommerse modulano le concentrazioni di ossigeno, anidride carbonica e dei nutrienti all'interno della colonna d'acqua attraverso i processi di fotosintesi, respirazione e assimilazione. Il sedimento di tipo ciottoloso con aree marginali di accumulo di materiale soffice ospita una comunità strutturata di macroinvertebrati, nella quale sono rappresentati i diversi ruoli funzionali (tritatori, filtratori-collettori, collettori-raccoglitori, pascolatori, predatori) (si veda il cap. 6).

Tabella 5.3. Bilanci netti annuali dei nutrienti (N e P) e del COD nei due tratti fluviali.

		Tratto nord	Tratto sud
NH₄⁺	(x10 ⁶ mol y ⁻¹)	-1.0±0.0	0.8±0.1
NO₂⁻		-0.7±0.0	-0.1±0.0
NO₃⁻		22.6±0.9	-4.9±1.8
DIN		20.9±0.9	-4.2±1.9
DON		1.3±0.2	-2.1±0.7
TDN		22.3±1.0	-6.3±2.5
TPN		-0.1±0.0	-0.8±0.3
TN		22.2±1.0	-7.1±2.8
SRP	(x10 ³ mol y ⁻¹)	-10.3±14.0	182.9±14.8
DOP		130.6±6.2	-82.3±8.7
TDP		120.4±17.7	100.6±20.4
TPP		-11.9±2.0	-45.5±26.2
TP		108.5±19.1	55.0±43.4
COD_{disciolto}	(ton y ⁻¹)	556.0±266.8	165.4±56.1
COD_{particellato}		33.8±4.4	-154.4±35.3

Le portate sono regolate e presentano quindi un pattern che non segue l'andamento stagionale delle precipitazioni; questo ha effetti anche sulla capacità del corso d'acqua di diluire i carichi di nutrienti, nonché sul trasporto verso valle di materia organica e sugli scambi di gas con l'atmosfera. Per quanto riguarda i nutrienti disciolti, i bilanci negativi dell'azoto ammoniacale sono dovuti probabilmente all'assimilazione delle macrofite e al processo di nitrificazione. L'uptake dei produttori primari determina invece solo un controllo parziale dello ione ortofosfato. L'abbattimento del carico dello ione ammonio aumenta progressivamente dall'inverno all'estate, in relazione all'aumento delle temperature e quindi all'attività dei produttori primari e delle comunità batteriche. Tale abbattimento è pari al 67% del carico annuo in ingresso. Il processo di nitrificazione tuttavia può spiegare solo in parte il bilancio positivo evidenziato in questo tratto per l'azoto nitrico. I carichi dello ione nitrato, infatti, aumentano da monte a valle in tutte le stagioni, con un incremento annuo del 131%. Tali incrementi, difficilmente spiegabili con processi di tipo biologico, possono quindi essere determinati da altri fattori, come ad esempio, l'ingresso di acque di falda ricche in nitrato, fenomeno favorito dalle caratteristiche geomorfologiche e pedologiche (suoli permeabili) del territorio circostante. L'azoto totale e il fosforo totale aumentano nel tratto considerato del 91% e del 18% rispettivamente; questi incrementi sono dovuti principalmente alle forme disciolte, inorganiche per l'azoto e organiche per il fosforo. Le frazioni particellate dei nutrienti, ad esempio sottoforma di detrito vegetale o frammenti di piante, sono invece trattenute nella zona iporreica grazie all'azione filtro svolta dalle praterie di macrofite radicate sommerse, dove sono favoriti processi di mineralizzazione microbica. Per comprendere a pieno il metabolismo e il funzionamento del tratto Pozzolo-Goito, sarebbero tuttavia necessari ulteriori

studi volti a identificare e quantificare gli scambi tra l'alveo fluviale e la falda superficiale, trascurati invece nel corso di questa indagine.

Il tratto sud, compreso tra Formigosa e Governolo, è parzialmente baciniizzato ed è dominato da comunità di produttori primari fitoplanctoniche, che raggiungono concentrazioni tipiche di ambienti lenticipereutrofici ($100 \mu\text{g Chl-a l}^{-1}$). Il substrato è limoso e colonizzato da comunità di macroinvertebrati semplificate e poco esigenti (dati non riportati). In seguito al rapido turnover delle comunità fitoplanctoniche, i sedimenti riducenti vengono continuamente arricchiti dalla deposizione di materiale particellato labile. In questo tratto fluviale, le frazioni particellate di N e P sono quindi prevalenti rispetto a quelle disciolte. L'azoto totale viene al netto abbattuto, sia la frazione disciolta che quella particellata, ma tale riduzione è solo l'8% del carico annuo in ingresso al sistema. Al netto il fosforo totale invece aumenta, ma solo del 4%. Sia l'azoto ammoniacale che il fosforo reattivo solubile aumentano da monte verso valle rispettivamente del 43% e del 55%. La natura riducente dei sedimenti probabilmente influenza la produzione di NH_4^+ e SRP, che è probabilmente dovuta all'attività di mineralizzazione dei microrganismi bentonici, che determina un rilascio dal comparto bentico non bilanciato dall'attività assimilativa del fitoplancton. Quest'ultima, inoltre, potrebbe essere indirizzata preferenzialmente all'azoto nitrico, mediamente più disponibile in colonna d'acqua. L'azoto nitrico viene, inoltre, abbattuto grazie ai processi di denitrificazione a livello dei sedimenti superficiali.

Flussi di gas e nutrienti disciolti e tassi di denitrificazione in un segmento fluviale: confronto tra sedimento non vegetato e vegetato (*V. spiralis*)

6.1 Obiettivi

Ancora pochi studi si sono focalizzati sul metabolismo bentonico e sulla capacità tampone dei sedimenti nei sistemi fluviali (Madsen et al. 2001; Caraco & Cole 2002). Per questo motivo il presente studio ha lo scopo di confrontare il metabolismo bentonico, i flussi dei nutrienti e i tassi di denitrificazione in aree di sedimento non vegetato e vegetato a *V. spiralis*. Il tratto considerato è caratterizzato da un arricchimento in nutrienti provenienti da sorgenti puntiformi (es. acque reflue di depurazione) e diffuse (es. attività agro-zootecnica) e da un crescente sviluppo di praterie di macrofite radicate sommerse. I processi biogeochimici e in particolare il ciclo dell'azoto sono discussi in relazione all'evoluzione stagionale della prateria di *V. spiralis* e della capacità tampone della zona iporreica nei confronti dell'azoto.

6.2 Risultati

Caratterizzazione del sito di campionamento

Durante il 2007, le portate medie nel sito di campionamento sono state pari a $10.4 \pm 2.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (tab. 6.1); l'irradianza e la temperatura hanno mostrato un andamento stagionale, con massimi misurati nei mesi di giugno e agosto e minimi invernali. Le concentrazioni di NH_4^+ e NO_3^- nel fiume Mincio hanno registrato un picco in febbraio e novembre, rispettivamente; il rapporto tra NO_3^- e NH_4^+ è variato tra 4.1 e 62.8 (media annua 30.2) mentre il rapporto tra DIN ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) e SRP è risultato compreso tra 50.0 e 88.8 (media annua 69.4) (tab. 6.1). Le percentuali di saturazione dell' O_2 e della CO_2 sono risultati, rispettivamente, di poco al di sotto e ampiamente al di sopra della saturazione; i valori medi annui (dati non riportati) sono pari a $89.4 \pm 14.4\%$ e $377.2 \pm 182.6\%$, rispettivamente.

La Chl-a estratta dai sedimenti superficiali (strato 0-0.5 cm), una misura della biomassa del microfitobenthos, ha registrato un picco in febbraio ($234 \pm 40 \text{ mg m}^{-2}$) ed è diminuita a 142 mg m^{-2} in ottobre. La biomassa totale di *V. spiralis* è risultata

mediamente pari a $99.8 \pm 18.3 \text{ g}_{\text{dw}} \text{ m}^{-2}$ e il rapporto tra biomassa epigea e ipogea (media annua 2.8 ± 0.8) ha registrato un minimo in febbraio (2.0) e un massimo in novembre (3.9) (fig. 6.1).

Tabella 6.1. Caratteristiche principali del sito di campionamento. Sono riportati i valori medi \pm deviazione standard ($n=7$) di temperatura, portata e concentrazione dei nutrienti inorganici.

Data	Portata ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Irradianza ($\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	$[\text{NH}_4^+]$ (μM)	$[\text{NO}_2^-]$ (μM)	$[\text{NO}_3^-]$ (μM)	$[\text{SRP}]$ (μM)
08/02/07	13.2 ± 1.3	9.4 ± 1.1	180	16.0 ± 1.1	3.6 ± 0.2	65.7 ± 4.7	1.7 ± 0.1
18/04/07	6.4 ± 2.6	15.2 ± 2.2	320	5.1 ± 0.7	2.7 ± 0.1	67.0 ± 3.1	1.3 ± 0.1
13/06/07	10.8 ± 1.3	22.4 ± 1.8	480	3.4 ± 0.9	2.1 ± 0.5	122.5 ± 4.2	1.6 ± 0.2
16/08/07	8.1 ± 1.3	25.1 ± 2.1	430	4.3 ± 0.3	1.2 ± 0.1	122.4 ± 19.7	1.5 ± 0.1
03/10/07	13.3 ± 0.8	21.3 ± 2.8	290	6.7 ± 0.5	1.6 ± 0.4	114.4 ± 10.1	4.1 ± 0.1
27/11/07	11.3 ± 2.4	11.3 ± 1.0	210	5.2 ± 0.5	4.6 ± 0.3	314.3 ± 5.7	3.6 ± 0.2

La macrofauna bentonica nei sedimenti nudi è caratterizzata da un basso numero di taxa e da valori di biomassa minori nel periodo estivo e relativamente più alti in quello invernale. La prateria a *V. spiralis* ha ospitato un maggior numero di taxa rispetto al sedimento non vegetato, con picchi di biomassa in aprile ($20.5 \pm 5.4 \text{ g}_{\text{AFDW}} \text{ m}^{-2}$) e giugno; l'analisi dell'ANOVA mostra differenze significative tra date di campionamento ($p < 0.01$) e siti di campionamento ($p < 0.05$) (tab. 6.2 e fig. 6.2).

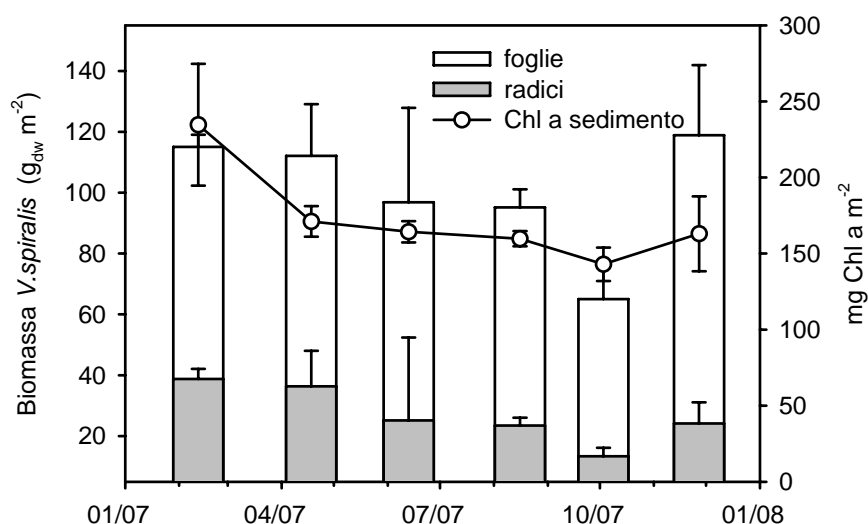


Figura 6.1. Evoluzione della biomassa di *V. spiralis* e del microfitobenthos nel sito di campionamento. La biomassa delle macrofite è suddivisa in foglie e delle radici; la biomassa delle microalghe bentoniche è espressa in termini di clorofilla a (Chl-a) estratta dall'orizzonte superficiale (0-5 mm).

I sedimenti superficiali (0-5 cm) sono limosi, con una porosità media pari a 0.77 ± 0.11 e contenuti di carbonio organico (TOC) (9.93 ± 0.91), azoto (TN) ($0.56 \pm 0.12\%$) e fosforo totali (TP) ($0.06 \pm 0.02\%$) pressoché costanti nell'intero periodo di campionamento (tab. 6.3). Il contenuto di TOC, TN e TP misurato in *V. spiralis* (foglie + radici) è stato pari a 31.5 ± 1.6 , 3.07 ± 0.24 e $0.77 \pm 0.34\%$, rispettivamente; il contenuto di TN nelle foglie è risultato alto durante il periodo di crescita della pianta, mentre il contenuto di TP nelle radici è risultato elevato in ottobre e novembre, in corrispondenza dei massimi valori di concentrazione di SRP in colonna d'acqua (tabb. 6.1 e 6.3). I valori medi del rapporto C:N (mol:mol) sono risultati pari a 21.1 ± 2.9 e 12.0 ± 1.1 per i sedimenti superficiali e *V. spiralis*, rispettivamente; il rapporto C:P è risultato pari a 468 ± 95 e 124 ± 42 (tab. 6.3).

Tabella 6.2. Lista dei taxa della macrofauna bentonica raccolti durante lo studio annuale nelle carote di sedimento non vegetato e vegetato a *V. spiralis*.

		Sedimento vegetato	Sedimento non vegetato
Trichoptera	Brachycentridae	x	
	Phryganeidae	x	
Odonata	Coenagrionidae	x	
	<i>Platycnemis</i>	x	
Diptera	Anthomyidae	x	
	Chironomidae	x	x
	Ceratopogonidae	x	x
Coleoptera	Elminthidae	x	
Megaloptera	Sialidae	x	x
Lepidoptera	Pyralidae	x	
Bivalvia	<i>Corbicula</i>	x	x
	<i>Musculium</i>	x	
	<i>Pisidium</i>	x	x
Gastropoda	<i>Acroloxus</i>	x	
	<i>Ancylus</i>	x	
	<i>Bithynia</i>	x	
	<i>Lymnaea</i>	x	
	<i>Physa</i>	x	
	<i>Planorbis</i>	x	
	<i>Pyrgula</i>	x	x
	<i>Valvata</i>	x	x
	<i>Viviparus</i>	x	
Crustacea	Palaeomonidae	x	
Hirudinea	<i>Batracobdella</i>	x	
	<i>Dina</i>	x	
	<i>Glossiphonia</i>	x	
Oligochaeta	Haplotaxidae	x	x
	Lumbricidae	x	x
	Lumbriculidae	x	
	Tubificidae	x	x

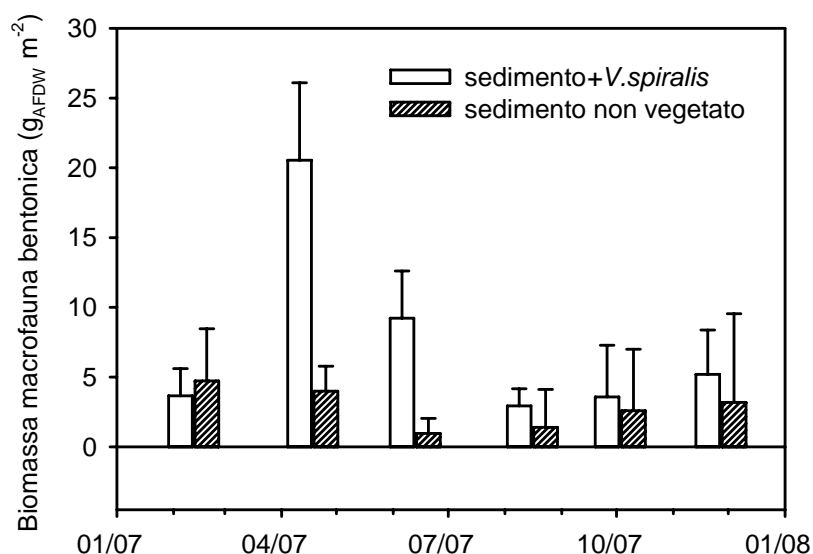


Figure 6.2. Biomassa delle comunità di macroinvertebrati all'interno delle carote di sedimento non vegetate e vegetate a *V. spiralis*.

Tabella 6.3. Carbonio organico totale (TOC), azoto totale (TN), fosforo totale (TP) e rapporti molari C:N e C:P nei sedimenti superficiali (0-5 cm) e nelle foglie e radici di *V. spiralis*.

	TOC (%)	TN (%)	TP (%)	C:N mol:mol	C:P mol:mol
Sedimento					
08/02/2007	8.98	0.44	0.04	23.8	601.1
18/04/2007	10.05	0.56	0.05	20.9	503.3
13/06/2007	8.58	0.40	0.04	25.0	512.7
16/08/2007	10.59	0.63	0.06	19.6	449.2
03/10/2007	10.75	0.63	0.07	19.9	422.5
26/11/2007	10.60	0.72	0.09	17.2	319.0
Foglie					
08/02/2007	32.50	3.14	0.83	12.1	100.9
18/04/2007	32.09	3.61	0.79	10.4	105.3
13/06/2007	33.70	3.35	0.59	11.7	147.6
16/08/2007	33.15	3.29	0.57	11.8	149.2
03/10/2007	34.30	3.34	0.85	12.0	103.8
26/11/2007	31.76	3.03	0.90	12.2	91.2
Radici					
08/02/2007	32.81	3.11	0.37	12.3	231.1
18/04/2007	29.22	3.16	0.50	10.8	149.8
13/06/2007	29.49	2.38	0.45	14.5	168.7
16/08/2007	28.83	2.52	0.58	13.3	129.3
03/10/2007	28.43	2.93	1.29	11.3	57.1
26/11/2007	29.91	2.96	1.17	11.8	66.3

Leaf marking

I tassi di crescita di *V. spiralis*, ottenuti con il leaf marking, hanno seguito una curva unimodale con un picco in agosto ($0.0800 \pm 0.0100 \text{ d}^{-1}$) e un minimo in dicembre ($0.0011 \pm 0.0003 \text{ d}^{-1}$). I tassi di crescita sono inoltre risultati correlati positivamente alla temperatura dell'acqua ($p < 0.01$), mentre non è stata trovata alcuna correlazione significativa con l'irradianza.

Il fattore di conversione biomassa/area della foglia è variato stagionalmente in un range compreso tra 10.2 ± 0.5 e $16.8 \pm 0.7 \mu\text{g}_{\text{dw}} \text{ mm}^{-2}$. La produzione media di nuove foglie per pianta cambia significativamente in accordo con i tassi di crescita ($r = 0.58$, $p < 0.05$, $n = 10$) e varia tra 0 (novembre) e 7.4 ± 0.5 (maggio). Il numero di foglie per pianta differisce ampiamente tra piante ed è compreso tra 2 e 18 ($n = 90$). L'altezza delle piante ha registrato un picco in agosto (60 cm). Il peso secco delle singole piante ha presentato una grande variabilità e il valore medio ha raggiunto un massimo in ottobre ($336.3 \pm 60.3 \text{ mg}_{\text{dw}} \text{ pianta}^{-1}$) e un minimo in maggio ($138.8 \pm 13.3 \text{ mg}_{\text{dw}} \text{ pianta}^{-1}$).

Il PI è risultato inversamente correlato con NGR ($r = -0.83$, $p < 0.01$, $n = 10$); alti tassi di crescita di *V. spiralis* in primavera ed estate sono stati tradotti in un rapido rinnovo fogliare (PI = 3.3 giorni alla fine di settembre), mentre una lenta crescita invernale è stata accoppiata ad un elevato PI (nessuna nuova foglia è cresciuta nell'ultimo di campionamento di dicembre). A partire dai valori di NGR, della biomassa epigea e della composizione elementare di *V. spiralis* è stato calcolato il carbonio inorganico fissato dalle foglie delle macrofite; considerando l'intero periodo di studio, questo è risultato compreso tra 2.2 e $157.4 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Flussi dei gas disciolti e dei nutrienti

I flussi di O_2 e DIC per i sedimenti non vegetati e vegetati a *V. spiralis*, sono riportati come produzione netta bentonica (NBP), respirazione bentonica (BR), produzione lorda bentonica (GBP) e bilanci giornalieri (somma dei flussi alla luce e al buio moltiplicati per le ore di luce e buio per ogni data di campionamento) in figura 6.3.

Nei sedimenti vegetati, NBP, BR e GBP seguono un chiaro andamento stagionale. I tassi giornalieri di NBP e BR misurati nei sedimenti vegetati a *V. spiralis* sono risultati circa cinque volte superiori dei corrispondenti tassi misurati nei sedimenti non vegetati, proprio a causa dell'attività delle macrofite. Il contributo delle praterie di macrofite alla respirazione (BR) varia tra il 44 e l'83%, con una media del 67%. Su base annua i sedimenti vegetati a *V. spiralis* sono risultati al netto autotrofi, con una NBP corrispondente a $2.73 \pm 1.56 \text{ mol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ e $-17.2 \pm 4.8 \text{ mol DIC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$.

Nei sedimenti nudi, i valori massimi di NBP e GBP sono stati registrati in primavera, mentre BR è risultata massima in agosto, in corrispondenza del picco di temperatura. Su scala annuale i bilanci di O_2 e DIC sono risultati rispettivamente pari a -4.40 ± 0.95 e $6.41 \pm 1.80 \text{ mol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, evidenziando la netta eterotrofia del sedimento non vegetato.

Il quoziente respiratorio (RQ) ottenuto dal rapporto tra i flussi al buio di DIC e O_2 è risultato pari a 1.28 e 1.69 per i sedimenti vegetati e non vegetati, rispettivamente (fig. 6.4). Il quoziente fotosintetico (PQ), ottenuto dal rapporto tra

i flussi alla luce di O_2 e DIC (NBP) è risultato pari a 0.55 e 0.35 nei sedimenti con e senza vegetazione, rispettivamente (fig. 6.4). Risulta, quindi, evidente come le dinamiche del DIC e dell' O_2 non siano bilanciate nel sistema indagato.

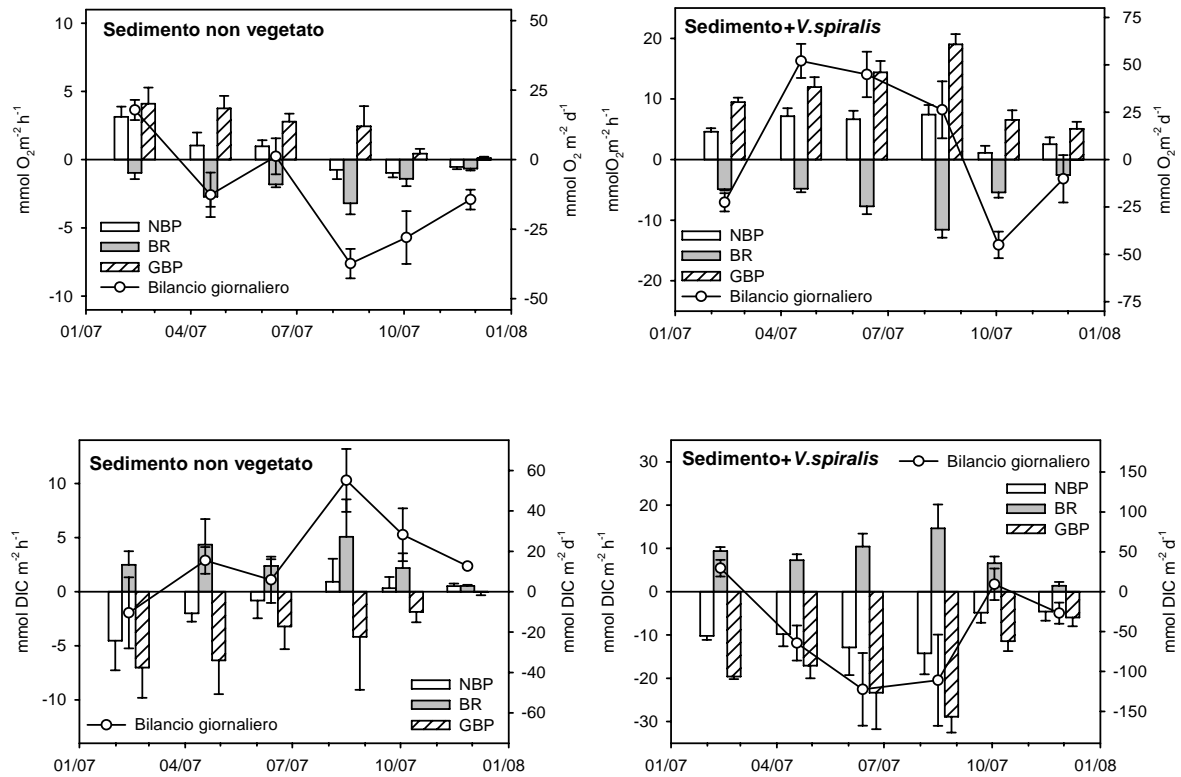


Figura 6.3. Produzione netta bentonica (NBP), respirazione bentonica (BR), produzione lorda bentonica (GBP) e bilanci giornalieri misurati attraverso i flussi di ossigeno disciolto (O_2) (grafici in alto) e carbonio inorganico disciolto (DIC) in sedimenti non vegetati e vegetati a *Vallisneria spiralis* nel fiume Mincio. Sono riportate le medie \pm deviazioni standard (n=4).

Il metabolismo bentonico è stato stimato attraverso due metodiche differenti. Nel primo caso i tassi di crescita (NGR) di *V. spiralis* misurati con il leaf marking (LM) sono stati convertiti in fissazione di C per metro quadrato, moltiplicandoli per il contenuto di C misurato nelle foglie e per la biomassa epigea di *V. spiralis* misurate ad ogni campionamento. Il limite di questa metodica deriva dal fatto che probabilmente viene sottostimato il reale tasso di assimilazione del C. Infatti, la metodica non tiene conto dei frammenti di pianta persi per rimozione meccanica o tagliuzzati da organismi detritivori e della crescita della porzione ipogea della pianta, che costituisce il 27% (media annua) della biomassa totale.

Nel secondo caso la fissazione di C è stata ottenuta a partire dai tassi di NBP, BR e GBP; a tal fine, i dati dei sedimenti vegetati a *V. spiralis* sono stati corretti per i dati calcolati nei sedimenti nudi. Le assunzioni sono che i tassi misurati nei sedimenti non vegetati siano confrontabili con i tassi misurati nei sedimenti colonizzati da macrofite e che queste assimilino il DIC dalla colonna d'acqua. L'assimilazione di carbonio inorganico può essere calcolata anche dai flussi di

ossigeno usando un quoziente fotosintetico medio pari a 1.2 (Kemp et al., 1982; Schramm et al., 1984.; Wetzel & Likens, 1991). Anche se il confronto è limitato a 6 dati medi, è stato trovato un buon accordo tra la fissazione di C stimata con la tecnica del LM e quella stimata dai flussi di DIC ottenuti dalle incubazioni. Al contrario, i tassi di fissazione del C calcolati a partire dai flussi di O₂ risultano in media più bassi del 50% (fig. 6.5).

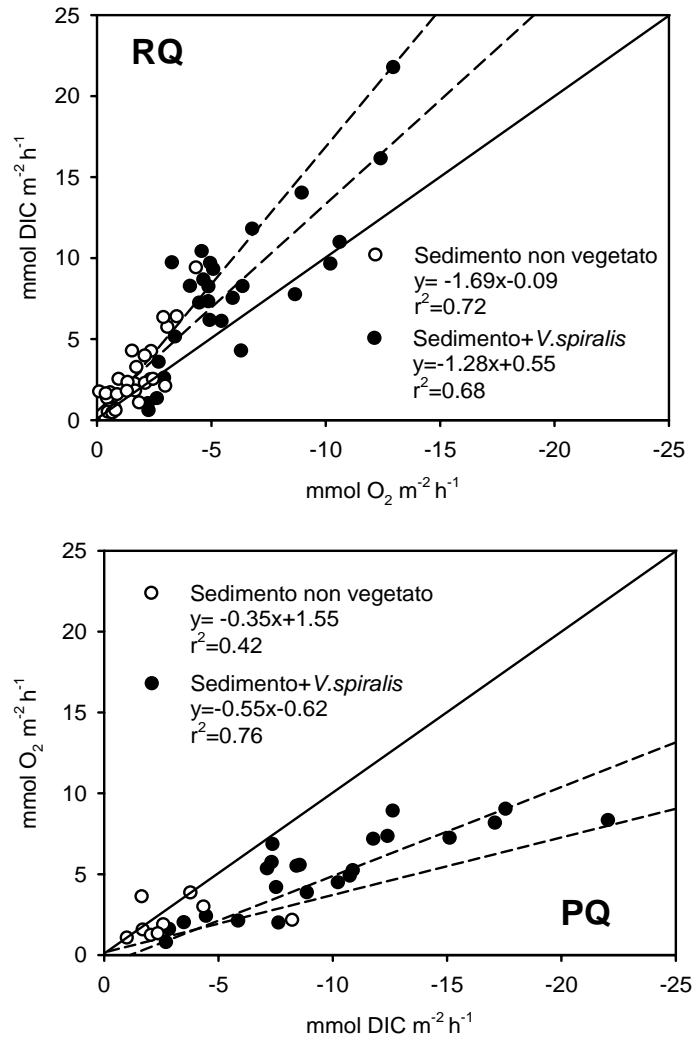


Figura 6.4. Quozienti respiratorio (RQ=flusso DIC:flusso O₂) e fotosintetico (PQ=flusso O₂:flusso DIC) calcolati con i dati ottenuti nelle sei date di campionamento per sedimenti non vegetati e vegetati a *Vallisneria spiralis*. La linea continua indica i flussi identici dei due gas.

Gli efflussi al buio di NH₄⁺ verso la colonna d'acqua sono risultati correlati con la temperatura ($r=0.74$; $p<0.01$, $n=24$) e hanno mostrato un picco in agosto pari a 149 ± 52 e 393 ± 207 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nei sedimenti nudi e vegetati a *V. spiralis*, rispettivamente (fig. 6.6). Alla luce, il rilascio di NH₄⁺ è risultato attenuato nei sedimenti non vegetati, mentre quelli colonizzati da *V. spiralis* sono risultati dei sink per l'ammonio, ad eccezione dell'incubazione di ottobre (fig. 6.6). I flussi giornalieri di NH₄⁺ evidenziano che i sedimenti non vegetati sono delle sorgenti

nette di NH_4^+ verso la colonna d'acqua, mentre i sedimenti colonizzati da *V. spiralis* sono un sink durante la fase di crescita della pianta e una sorgente netta di NH_4^+ durante la fase di senescenza (fig. 6.6). Complessivamente, su base annua, sia i sedimenti nudi sia quelli vegetati, sono risultati una sorgente di NH_4^+ , con tassi pari a 321 ± 91 e $409 \pm 102 \text{ mmol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, rispettivamente.

La grande disponibilità di NO_3^- in colonna d'acqua è associata a tassi elevati di uptake di NO_3^- in entrambe le tipologie di sedimento (fig. 6.6). Nei sedimenti non vegetati, con la sola eccezione di aprile, l'assimilazione di NO_3^- è maggiore al buio, mentre nell'area colonizzata da *V. spiralis* l'assimilazione di NO_3^- è maggiore alla luce. Questi risultati portano a sostenere che nei sedimenti colonizzati da *V. spiralis* i flussi di nitrato sono controllati sia dai batteri denitrificanti che dalla vegetazione bentonica, mentre nel sedimento nudo sono controllati dai soli processi di denitrificazione. Su base annua, la prateria a macrofite è risultata un sink di NO_3^- , con un valor medio ($-4581 \pm 1378 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) di molto superiore rispetto a quello del sedimento non vegetato ($-1727 \pm 854 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$).

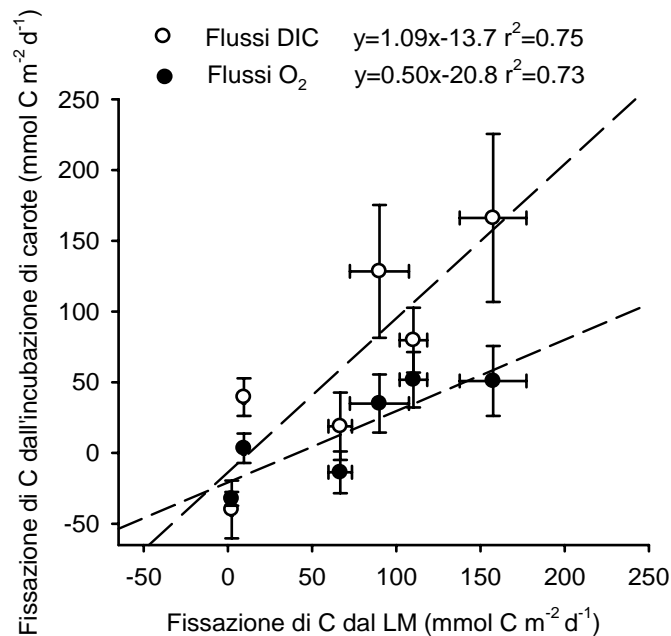


Figura 6.5. Confronto tra la fissazione di C calcolata dai tassi di crescita ottenuti con la tecnica del leaf marking (LM) e dalle incubazioni di carote, in particolare dai flussi di DIC (punti bianchi) e di O_2 (punti neri). Per quest'ultimo è stato applicato un quoziente fotosintetico pari a 1.2.

Nel sedimento non vegetato, con la sola eccezione del mese di aprile, i flussi di SRP sono risultati diretti dalla colonna d'acqua verso il sedimento sia condizioni di luce che di buio. In assenza di *V. spiralis*, inoltre, i flussi di SRP non mostrano un chiaro andamento stagionale (fig. 6.6). Nei sedimenti colonizzati, al contrario, i flussi di SRP sono risultati positivamente correlati con la temperatura dell'acqua ($r=0.65$, $p<0.01$, $n=24$). Una interazione significativa (ANOVA a 2 vie, sitoxdata , $p<0.05$) ha indicato, inoltre, che le differenze tra i flussi di SRP nei siti

con e senza vegetazione dipendono dalla stagione. Su base annuale, i sedimenti non vegetati sono risultati al netto una trappola per l'SRP ($-19.4 \pm 13.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$), mentre la prateria di *V. spiralis* è risultata al netto una sorgente di SRP verso la colonna d'acqua ($89.3 \pm 31.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) (fig. 6.6).

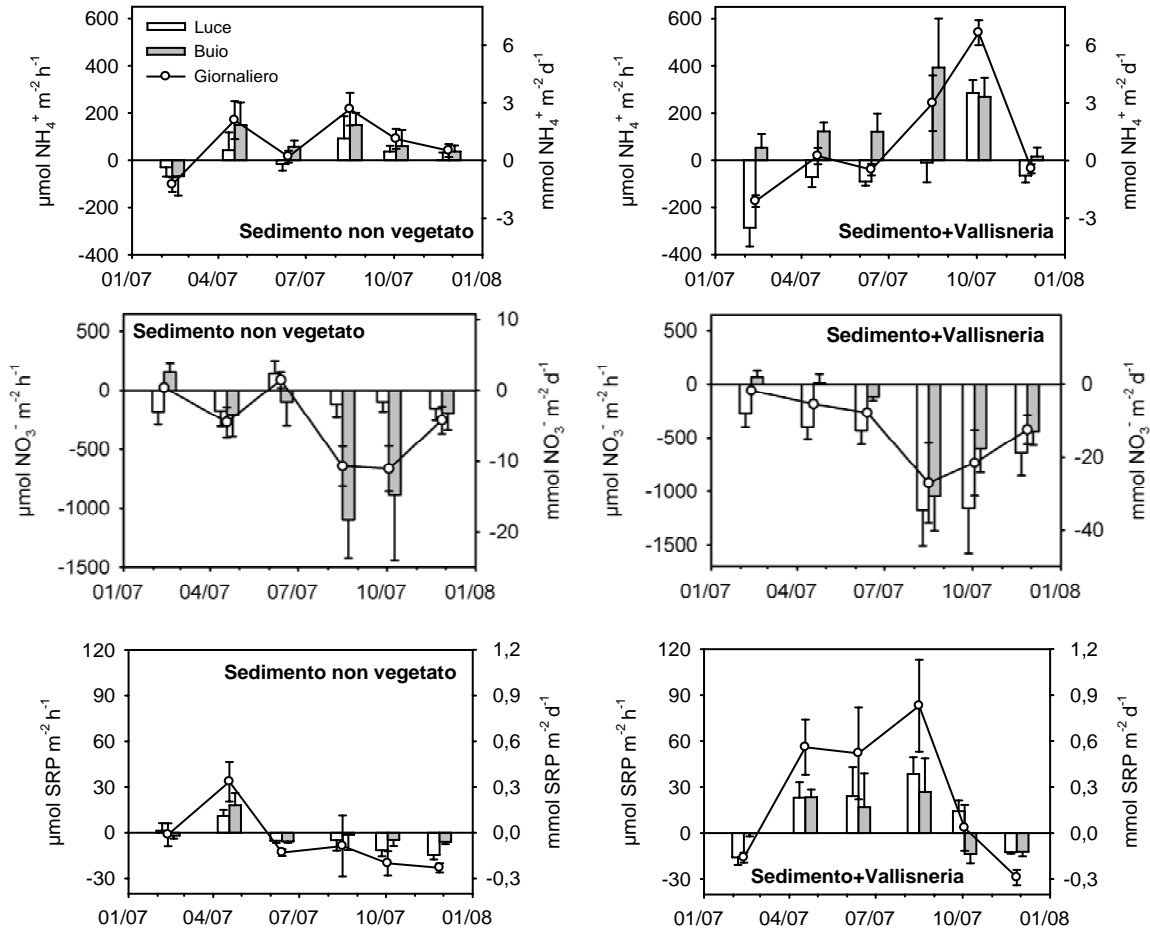


Figura 6.6. Flussi alla luce, al buio e giornalieri di NH_4^+ , NO_3^- e SRP in sedimenti non vegetati e vegetati a *Vallisneria spiralis* nel fiume Mincio; sono riportate le medie \pm deviazioni standard ($n=4$).

Tassi di denitrificazione

Sia nei sedimenti colonizzati che in quello nudi, la denitrificazione totale misurata al buio (D_t) è stata supportata per la maggior parte dalla riduzione del nitrato che diffonde nei sedimenti anossici dalla colonna d'acqua ($D_w > 80\%$ del D_t su base annua). Gli elevati valori di D_w sono infatti sostenuti dalla disponibilità di ioni NO_3^- in colonna d'acqua (media annua $134 \mu\text{M}$, tab. 6.1). I tassi di D_t sono risultati inoltre positivamente correlati con la temperatura dell'acqua ($r=0.81$, $p<0.01$, $n=48$) e seguono un andamento stagionale con un picco estivo (fig. 6.7).

Le differenze nei tassi di denitrificazione sono risultate significative tra le diverse date di campionamento (ANOVA, $p<0.01$), ma non tra le tipologie di sedimento. La rimozione complessiva di azoto è stata pari a 2782 ± 634 e $2173 \pm 277 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ per i sedimenti vegetati a *V. spiralis* e non vegetati, rispettivamente.

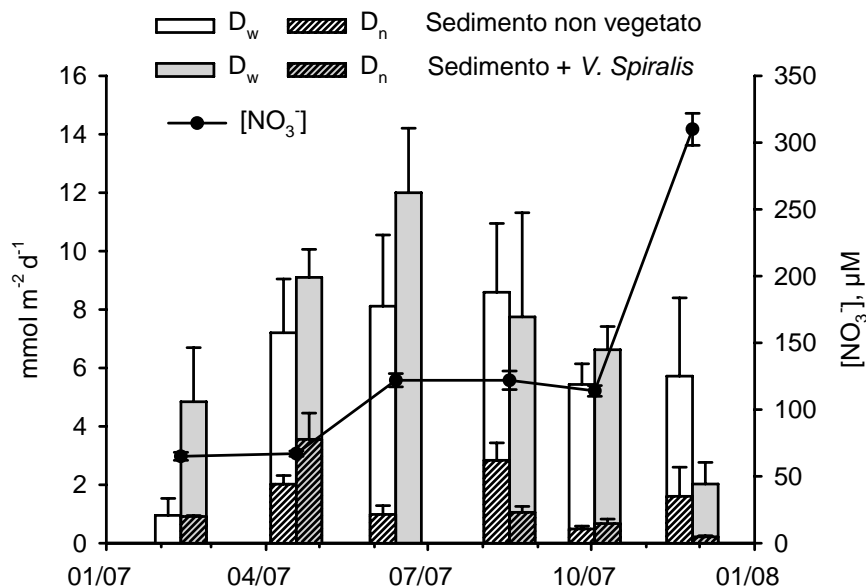


Figura 6.7. Tassi di denitrificazione totale, suddivisi nei contributi di D_w (denitrificazione del nitrato proveniente dalla colonna d'acqua) e D_n (denitrificazione accoppiata a nitrificazione) in sedimenti senza e con *V. spiralis*. La linea nera indica la concentrazione di NO_3^- nelle acque del sito di campionamento.

6.3 Discussione

Biomassa e tassi di crescita della vegetazione bentonica

I tassi di crescita di *V. spiralis* misurati in questo studio tramite la tecnica del leaf marking ($0.001-0.080 \text{ d}^{-1}$, pari a $0.03-1.89 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) sono confrontabili con quelli riportati da Briggs & Maher (1985) per la stessa specie nel lago Merrimajael, Australia ($2.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ al picco di biomassa) e da Titus & Stephens (1983) per *V. americana* in un lago mesotrofico ($1.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ al picco di biomassa), ma significativamente più alti di quelli misurati per *V. americana* nella baia Kings, in Florida (picco pari a 0.02 d^{-1} ; Hauxwell et al., 2007). A mia conoscenza, questo è il primo studio che riporta tassi di crescita di *V. spiralis* misurati con la tecnica del leaf marking, che invece è stata largamente utilizzata per le specie marine (Hauxwell et al., 2007). Contrariamente a quanto ci si aspettava, la biomassa minima è stata misurata in estate, quando, invece, NGR ha registrato un picco. Probabilmente le praterie di *V. spiralis* subiscono grandi perdite di materiale fogliare, come evidenziato dall'accumulo di foglie verso valle (dati non riportati). La perdita di biomassa durante la fase vegetativa non sembra però costituire un fattore limitante per la macrofita, che infatti appare in continuo sviluppo nel tratto fluviale studiato. Diversi fattori possono favorire la colonizzazione da parte di macrofite radicate sommerse, ma nel caso del tratto nord del Mincio, si ritiene che la formazione dei letti di *V. spiralis* sia stata supportata dalla dispersione di semi e propaguli provenienti dalle praterie del lago di Garda e favorita dalla bassa profondità e dalle ridotte portate che caratterizzano questo tratto fluviale (Riis & Sand-Jensen, 2006; Riis, 2008). Inoltre, il rapporto root:shoot (RSR) di *V. spiralis*,

stimato dal rapporto tra la biomassa ipogea e quella epigea, è risultato pari a 0.37 ± 0.10 (media annua), che risulta essere uno dei più alti riportati per le piante acquatiche sommerse di acqua dolce (Stevenson, 1988). L'elevato sviluppo della rizosfera di *V. spiralis* fornisce quindi, rispetto ad altre macrofite, un vantaggio competitivo negli ambienti lotici, in quanto contrasta lo sradicamento della pianta ad opera della corrente (Stevenson, 1988; Sand-Jensen, 2008).

I letti di macrofite sommerse costituiscono inoltre un'efficace trappola per il materiale particellato trasportato dalle acque correnti (Short & Short, 1984). Tale azione, spesso, rende i letti di piante acquatiche più ricchi di detrito organico rispetto ai sedimenti circostanti non colonizzati (Stevenson, 1988). La maggiore diversità e l'elevata biomassa di macroinvertebrati tolleranti l'inquinamento presenti all'interno delle praterie di *V. spiralis* sono quindi la probabile conseguenza di una maggior disponibilità di detrito organico labile (Usseglio-Polatera et al., 2000).

Nel fiume Mincio, considerando la grande disponibilità di C, N e P disciolti e il continuo ricambio delle acque, probabilmente sia *V. spiralis* che le microalghe bentoniche non sono limitate né da nutrienti né da carbonio inorganico. Gerloff & Krowbholz (1966) hanno trovato che il contenuto di N e P in *V. americana* era compreso tra 0.78 e 4.28% e tra 0.10 e 0.70%, rispettivamente. Sulla base di questi valori gli autori hanno proposto valori critici di N e P per la crescita delle piante pari a 1.3% e 0.13%, rispettivamente. Il contenuto di N e P in *V. spiralis* determinato in questo studio (valore minimo 3.03 e 0.57%, rispettivamente) è risultato sempre al di sopra di questa soglia, il che supporta l'ipotesi di assenza di limitazione da nutrienti.

Vegetazione bentonica e processi ecosistemici

In entrambe le tipologie di sedimenti i flussi netti di O_2 e DIC non risultano stechiometricamente bilanciati. Elevati tassi di consumo di O_2 sono stati misurati principalmente nei sedimenti non vegetati e durante il periodo di senescenza di *V. spiralis*. Il sedimento non vegetato è risultato al netto eterotrofo con un quoziente respiratorio medio >1 , indicando che la sostanza organica viene metabolizzata anche attraverso processi anaerobici e/o riossidazione a CO_2 di metaboliti ridotti del carbonio (es. CH_4) (Andersen & Kristensen, 1988). La prateria a *V. spiralis* è risultata al netto autotrofa, ma con un $PQ < 1$, che è risultato inferiore rispetto ai quozienti fotosintetici riportati per altre macrofite sommerse di acqua dolce (Kemp et al., 1986; Sand-Jensen et al., 2007). All'interno del letto di macrofite il rilascio di O_2 verso la colonna d'acqua è accoppiato ad un uptake di carbonio inorganico di molto superiore. Dato che il RQ è risultato molto più vicino all'unità, si può supporre che i processi microbici aerobici e anaerobici siano bilanciati e che la quota di O_2 mancante non sia dovuta a processi respiratori, ma piuttosto al trasporto di ossigeno alla rizosfera. Il trasporto di O_2 e un'attiva perdita di questo gas nella rizosfera (ROL=Radial Oxygen Loss) di *V. spiralis*, è infatti stato dimostrato mediante esperimenti *in situ* nel tratto nord del Mincio (Bartoli, dati non pubblicati).

La quota mancante di O_2 dalla GBP nella prateria di *V. spiralis* può essere spiegata anche dal confronto dei dati di fissazione di carbonio ottenuti,

indipendentemente, a partire dai tassi di crescita (NGR) e dai flussi di DIC e O₂ (fig. 6.5). La fissazione di C calcolata dai flussi di O₂ è infatti sottostimata di circa il 50%; questa quota può essere spiegata con il mancato rilascio alla colonna d'acqua dell'O₂ trasferito alla rizosfera (si veda anche Kemp et al., 1986).

I tassi di fissazione del C, compresi tra 0.02 e 0.16 mol m⁻² d⁻¹, sono confrontabili con quelli riportati per i sistemi più produttivi, come le zone litoranee dei laghi e le zone umide di acqua dolce (Titus & Stephens, 1983; Briggs & Maher, 1985). Infine, il confronto tra i sedimenti non vegetati e colonizzati da macrofite mostra che lo sviluppo di *V. spiralis* trasforma il letto fluviale da eterotrofo (sensu Vannote et al., 1980) ad autotrofo e da sorgente a trappola di carbonio.

Processi biogeochimici dei nutrienti e rimozione dell'azoto

Nel corso del lavoro di tesi sono state studiate le relazioni tra vegetazione bentonica e processi biogeochimici, attraverso l'analisi dei processi di assimilazione e ritenzione nella biomassa, degli scambi all'interfaccia acqua-sedimento e dei processi di denitrificazione. Le acque del tratto nord del fiume Mincio sono contaminate da nitrati, mentre sono meno impattate dai fosfati, anche se le concentrazioni di SRP sono maggiori rispetto a quelle misurate nelle acque in uscita dal Lago di Garda.

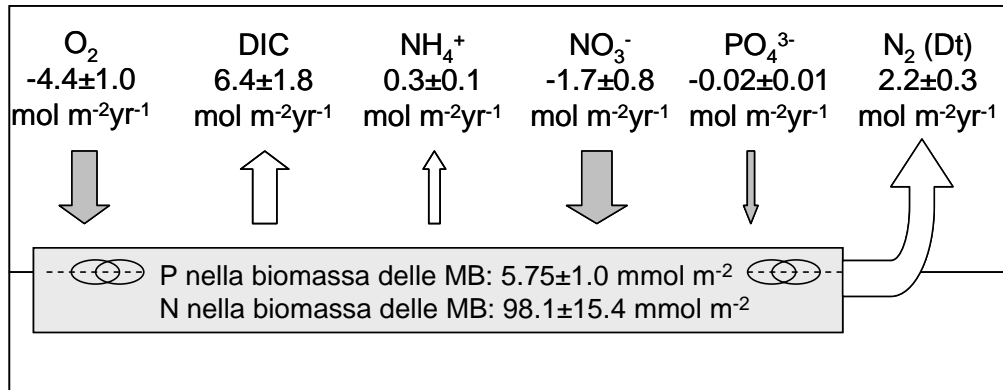
Dalle misure di Chl-a nel sedimento e dalla biomassa di *V. spiralis* è stato calcolato lo standing stock medio di N e P. L'assimilazione teorica dei due elementi è stata calcolata anche attraverso il rapporto C:N:P e la stima di NBP ottenuta dai flussi di DIC. Nella biomassa delle alghe microbentoniche sono immobilizzate 5.75±0.96 mmol P m⁻² (media annua), una quantità equivalente è immobilizzata nelle radici di *V. spiralis*, mentre nelle foglie sono immobilizzate 18.02±5.48 mmol P m⁻². L'uptake teorico medio di SRP del microfitobentos è pari a 0.04±0.01 mol m⁻² y⁻¹, pertanto, circa il 50% della richiesta di SRP è sostenuta dalle acque interstiziali. L'assimilazione teorica di SRP da parte di *V. spiralis* è di 0.35±0.13 mol m⁻² y⁻¹, ma la prateria al netto rilascia SRP in colonna d'acqua, indicando che l'uptake da parte della pianta non è sufficiente per compensare la rigenerazione bentonica.

La differenza tra sedimenti non vegetati e vegetati è dovuta probabilmente all'accumulo di frammenti di macrofite e di materiale particellato, che sostiene la decomposizione microbica del detrito accumulato (Stevenson, 1988; Madsen et al., 2001) (fig. 6.8). Il pool di N nel microfitobenthos è in media pari a 92.08±15.36 mmol N m⁻², mentre quello teorico richiesto per sostenere la produzione microalgale è pari a 0.48±0.26 mol m⁻² y⁻¹ ed è fornito principalmente dalla rigenerazione dei sedimenti, in quanto sono sorgente di NH₄⁺. L'azoto immobilizzato nella biomassa di *V. spiralis* è pari a 226.8±45.3 mmol N m⁻², di cui il 75% nella porzione epigea della pianta. La richiesta teorica di N (3.46±1.49 mol m⁻² y⁻¹) da parte di *V. spiralis* è sostenuta in parte dalle acque interstiziali (Lodge et al., 1989; Schramm, 1999; Nielsen et al., 2004), dai flussi iporreici (Carignan, 1982; Hilton et al., 2006) e dal nitrato presente in colonna d'acqua (circa il 60%).

In questo studio sono state effettuate misure di denitrificazione solo al buio, perché il tratto di fiume considerato non è limitato da nutrienti e pertanto è scarsa la competizione tra produttori primari, batteri nitrificanti e denitrificanti

(Rysgaard et al., 1995). La rimozione di azoto per denitrificazione non è significativamente diversa tra i sedimenti non vegetati e vegetati e i tassi misurati sono tra i più alti riportati in letteratura, anche se si ritiene che siano sottostimati (Seitzinger, 1988; Piña-Ochoa & Álvarez-Cobelas, 2006).

Sedimento con microalghe bentoniche (MB)



Sedimento con *V. spiralis* (VS)

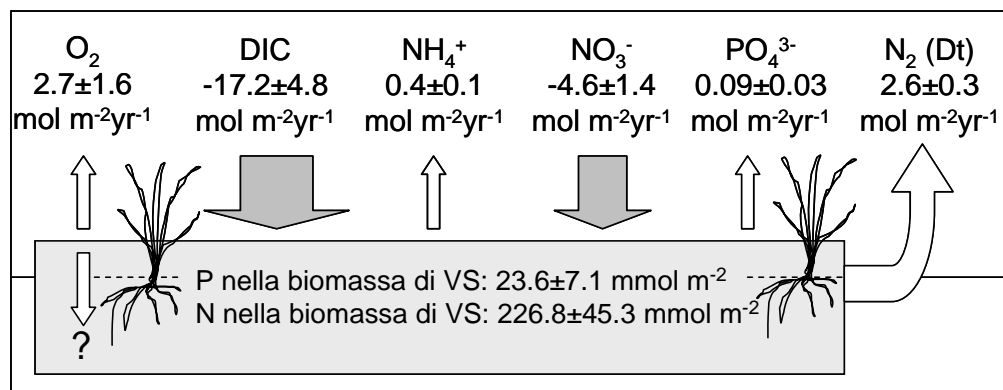


Figura 6.8. Pool di azoto (N) e fosforo (P) negli standing stock delle microalghe bentoniche e di *V. spiralis* (media annua ± deviazione standard) e flussi annuali di O₂, DIC, nutrienti inorganici e tassi di denitrificazione in sedimenti non vegetati e vegetati.

Infatti, come mostrato nei risultati, la denitrificazione totale è sostenuta prevalentemente dalla diffusione di nitrato dalla colonna d'acqua. Di conseguenza, in questo sistema, incubazioni alla luce avrebbero probabilmente prodotto dei tassi di Dn superiori, in quanto l'attività delle microalghe bentoniche aumenta la disponibilità di ossigeno all'interfaccia e il trasporto di ossigeno alla rizosfera crea delle microniche ossiche all'interno dei sedimenti, che favoriscono la nitrificazione. Rysgaard et al. (1995) hanno evidenziato come Dn sia stimolata dal microfitobenthos in assenza di competizione con i batteri, quando la concentrazione di NO₃⁻ in colonna d'acqua è >20 μM. Questo non è quello che

avviene in alcuni ambienti oligotrofici poco profondi, dove è stato dimostrato che la luce inibisce la denitrificazione totale per la forte competizione tra alghe e batteri (Sunbäck et al., 2000). Caffrey & Kemp (1992) hanno riportato che la nitrificazione è favorita nelle praterie di macrofite, probabilmente come risultato della ROL, che favorisce il processo accoppiato nitrificazione-denitrificazione. Nel sito oggetto di questo studio, la competizione fra batteri denitrificanti e macrofite è probabilmente ridotta dall' elevata disponibilità di ioni NO_3^- (tra 65 e 315 μM). La disponibilità di nitrato stimola quindi il processo di denitrificazione, favorito anche dalla disponibilità di sostanza organica, proveniente dalla sedimentazione di materiale particolato, dai frammenti di piante e dagli essudati radicali.

Il confronto tra i tassi di D_w misurati e teorici, questi ultimi calcolati con l'equazione proposta da Christensen et al. (1990), ha evidenziato un buon fitting per i dati dei sedimenti non vegetati ($y=1.13x-12$, $r^2=0.78$) e una certa dispersione per quelli dei sedimenti vegetati (fig. 6.9).

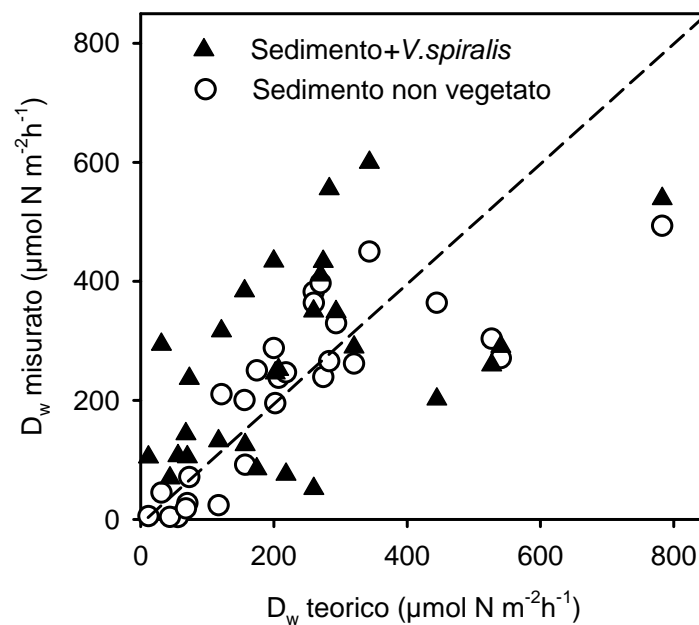


Figura 6.9. Confronto tra tassi di D_w misurati con quelli teorici calcolati con l'equazione proposta da Christensen et al. (1990), in sedimenti colonizzati da *V. spiralis* e in sedimentino vegetati.

La vegetazione bentonica può influenzare il processo di denitrificazione in diversi modi. La denitrificazione tende ad essere maggiore nei sedimenti colonizzati da *V. spiralis* probabilmente per la maggior presenza di materiale fogliare che favorisce l'instaurarsi di comunità microbiche, mentre gli essudati e i frammenti di materiale organico possono fornire l'energia al metabolismo microbico eterotrofico. Inoltre, la nitrificazione accoppiata alla denitrificazione avviene principalmente nella rizosfera, in quanto attorno ai peli radicali si forma un microstrato dove la ROL e le condizioni redox favoriscono questo processo accoppiato (Caffrey & Kemp, 1992). Alcune considerazioni devono essere fatte anche riguardo alla metodica applicata. L'isotope pairing technique è un metodo

affidabile per misurare la denitrificazione in sedimenti non vegetati e non bioturbati, ma può sottostimare la denitrificazione nei sedimenti profondi e nella rizosfera. Reddy et al. (1989) hanno dimostrato per tre piante di zone umide un cospicuo trasporto di ossigeno alla rizosfera accoppiato a tassi di nitrificazione-denitrificazione superiori a $300\text{-}400 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Altri esempi di piante con elevato trasporto di ossigeno, che favorisce la rimozione di N interstiziale, sono *Littorella uniflora* e *Lobeia dortmanna*, che sono in grado di trasportare anche il 100% dell'ossigeno prodotto (Sand-Jensen et al., 1982; Risgaard-Petersen & Jensen, 1997). Mentre per *Zostera marina*, una macrofita di acqua salata morfologicamente simile a *V. spiralis*, e per altre macrofite fluviali come *Potamogeton perfoliatus*, è stato dimostrato che l'ossigeno trasportato alla rizosfera è una frazione minore di quello prodotto per fotosintesi (1-4%) e che la nitrificazione accoppiata a denitrificazione è probabilmente insignificante (Sand-Jensen et al., 1982; Kemp et al., 1986; Risgaard-Petersen et al., 1998; Ottosen et al., 1999). Per quanto a me noto, non sono stati effettuati altri lavori sui processi di denitrificazione in sedimenti colonizzati da *V. spiralis*, quindi ulteriori studi sarebbero necessari per evidenziare il ruolo effettivo della rizosfera di questa specie, ad esempio attraverso la marcatura isotopica delle acque interstiziali con $^{15}\text{NH}_4^+$ (Risgaard-Petersen & Jensen 1997).

6.4 Conclusioni

Le differenze riscontrate negli scambi a livello iporreico nei sedimenti non vegetati e colonizzati da macrofite nel letto fluviale considerato possono essere spiegate dall'analisi dei flussi annui di O_2 , DIC e dei nutrienti (fig. 6.8). Le differenze nei pool di nutrienti trovano riscontro nello standing stock dei produttori primari, dove si evidenzia una maggiore immobilizzazione di N e P e un turnover più lento nella biomassa delle macrofite. L'effetto principale della colonizzazione del letto fluviale da parte di *V. spiralis* è la trasformazione del metabolismo bentonico da eterotrofo ad autotrofo.

Le praterie di macrofite hanno un ruolo relativamente meno importante come sorgente di O_2 verso la colonna d'acqua, se confrontato con la loro capacità di sequestrare carbonio inorganico. I dati a disposizione indicano, però, una possibile importante azione della rizosfera nella riossidazione dei sedimenti organici presenti nel letto fluviale. L'assimilazione di carbonio inorganico da parte delle macrofite porta alla fissazione di carbonio organico, che viene esportato verso valle sotto forma di foglie e frammenti di piante, e all'attenuazione dei valori di sovrassaturazione della CO_2 in colonna d'acqua, che sono tipici delle acque correnti.

Le praterie di macrofite sono quindi trappole temporanee per i nutrienti disciolti, assimilati direttamente dalla colonna d'acqua e trasportati a valle come fronde. Tale azione risulta comunque più efficace di quella del microfitobenthos, più labile e caratterizzato da un rapido turnover.

Il sedimento colonizzato da macrofite risulta in ogni caso essere una sorgente netta di azoto ammoniacale e fosforo reattivo solubile, in quanto l'assimilazione da parte delle piante non riesce a compensare la rigenerazione bentonica, favorita peraltro dalla presenza delle macrofite stesse, che intrappolano sostanza organica

che viene mineralizzata ad opera della comunità microbica. Inoltre, lo sviluppo delle praterie e la sedimentazione del particolato sono favoriti dalle basse portate e dai nutrienti presenti nel sistema; il feedback positivo che ne deriva potrebbe determinare nel medio termine condizioni critiche per la sopravvivenza delle macrofite stesse. La vegetazione bentonica regola l'assimilazione di nitrato e la denitrificazione, che sono processi biogeochimici chiave, visto che attualmente l'inquinamento da nitrati, prevalentemente di origine diffusa, interessa molti sistemi fluviali. Le praterie di macrofite, che si sviluppano probabilmente a causa dei cambiamenti del regime idrologico, possono essere una trappola, seppur temporanea, per l'azoto per quantità confrontabili con quelle perse per denitrificazione. Comunque, nonostante i tassi di denitrificazione misurati e i tassi di assimilazione da parte delle piante siano elevati, sono ancora di qualche ordine di grandezza inferiore rispetto ai carichi di nitrato che entrano nel sistema.

NOTE:

Questo caso di studio è oggetto di un articolo dal titolo "Benthic metabolism and denitrification in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments" (autori: M. Pinardi, M. Bartoli, D. Longhi, U. Marzocchi, A. Laini, C. Ribaudo e P. Viaroli) ed è attualmente in stampa sulla rivista Journal of Limnology.

Bilanci di massa di gas disciolti e di nutrienti in un lago poco profondo colonizzato da *Trapa natans*

7.1 Obiettivi

Questo lavoro si propone di studiare l'evoluzione stagionale del metabolismo del Lago di Mezzo in relazione ai carichi in ingresso e al ruolo del comparto bentonico, del fitoplancton e dei letti di pleustofite, che tra maggio e ottobre sono in grado di occupare fino ad un quinto della superficie complessiva del bacino lacustre. Il Lago di Mezzo è un sistema con caratteristiche ibride tra quelle di un tratto fluviale bacinizzato e di un bacino lacustre poco profondo; la disponibilità di nutrienti e la ridotta velocità della corrente favoriscono la proliferazione delle comunità fitoplanctoniche (Scheffer et al., 2003; Marion & Paillisson, 2003; Duarte & Prairie, 2005; Hilton et al., 2006), mentre l'espansione delle pleustofite può determinare uno sbilanciamento nei processi che regolano i bilanci dell'O₂, favorendo l'instaurarsi di condizioni ipossiche (Cataneo et al., 1998; Miranda & Hodges, 2000; Caraco & Cole, 2002; Boedeltje et al., 2005; Goodwin et al., 2008), con implicazioni a cascata per i bilanci dei nutrienti. In base alla mia conoscenza, studi pregressi su ambienti simili a quello analizzato si sono concentrati solo sui gas disciolti (Caraco & Cole, 2002; Duarte & Prairie, 2005) o sui nutrienti (Marion & Paillisson, 2003; Nöges, 2005) e si sono focalizzati sull'analisi dei singoli comparti, per esempio attraverso il calcolo dei bilanci di massa o la stima dei flussi bentonici. Invece, questo studio prende in considerazione sia i gas che i nutrienti e combina l'approccio dei bilanci di massa in colonna d'acqua, con la stima degli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera e acqua-sedimento, considerando anche il ruolo dei produttori primari.

7.2 Risultati

Caratterizzazione chimico-fisica delle acque

La portata media del 2007 in ingresso al Lago di Mezzo è stata pari a 12.5 ± 6.2 m³ s⁻¹, con deflussi minori tra aprile e agosto (periodo irriguo). I valori di portata media mensile sono risultati compresi tra 5.1 (luglio) e 18.7 m³ s⁻¹ (settembre) (fig. 7.1). I dati di temperatura hanno mostrato un chiaro andamento stagionale con

valori massimi in estate (29.1 °C) e minimi in inverno (8.4 °C). È stato misurato un valore medio di conducibilità pari a $445 \pm 22 \mu\text{S cm}^{-1}$, con un picco nel mese di dicembre ($570 \pm 16 \mu\text{S cm}^{-1}$); i valori di pH sono risultati simili in tutte le stagioni (8.3 ± 0.3).

La percentuale di saturazione media dell'O₂ è risultata pari a $126 \pm 45\%$, con valori di sottosaturazione misurati solo in ottobre e dicembre (fig. 7.2). Le concentrazioni di CO₂ sono sempre risultate al di sopra della saturazione ($315 \pm 221\%$), ma con forti oscillazioni diurne e stagionali (fig. 7.2). Le percentuali di saturazione dell'O₂ e della CO₂ non hanno mostrato differenze significative tra le stazioni IN e OUT e non sono correlate con la temperatura dell'acqua.

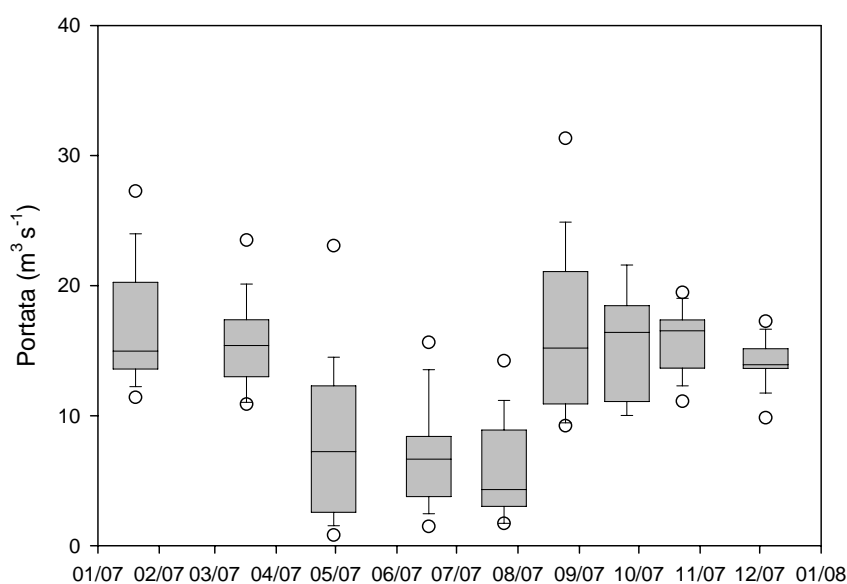


Figura 7.1. Portate nel Lago di Mezzo nel 2007. I box plot rappresentano le misure di portata nei periodi di campionamento: sono riportati la mediana, il 25° e il 75° percentile. I punti bianchi sono gli outlier.

Le concentrazioni di azoto totale (TN) sono comprese tra 112.7 ± 41.7 (marzo) e $400.5 \pm 75.1 \mu\text{M}$ (dicembre); l'azoto inorganico disciolto è la forma prevalente e, in particolare, il nitrato rappresenta mediamente l'89% del DIN. Il TPN mostra un andamento stagionale con i valori più alti misurati tra giugno e settembre (massimo in luglio pari a $53 \pm 8 \mu\text{M}$) e minimi in gennaio e dicembre ($8 \pm 2 \mu\text{M}$). Lo stesso trend caratterizza la concentrazione di TPP (massimo in luglio pari a $3.5 \pm 1.3 \mu\text{M}$), che risulta positivamente correlata con la concentrazione di TPN ($r^2=0.91$, $p<0.01$, $n=112$). Il fosforo totale (TP) ha valori compresi tra 1.8 ± 0.3 (marzo) e $7.0 \pm 2.2 \mu\text{M}$ (luglio), senza un chiaro andamento stagionale. Durante i mesi invernali il TP è composto per più del 70% da TDP, in marzo e giugno il TPP è la forma prevalente ($> 80\%$), mentre nei restanti mesi le due forme, disciolta e particellata, rappresentano ciascuna circa il 50% del TP. Il TDP è spiegato per più dell'80% da SRP, ad eccezione del periodo estivo, quando la forma organica diventa dominante.

Le concentrazioni di Chl-a sono maggiori in marzo ($92 \pm 31 \mu\text{g l}^{-1}$) e tra giugno e agosto, mentre i valori più bassi ($< 12 \mu\text{g l}^{-1}$) sono stati misurati nei mesi invernali. Una relazione lineare positiva è stata trovata tra le concentrazioni di Chl-a e TPP ($r^2=0.88$, $p<0.001$, $n=112$) e tra Chl-a e TPN ($r^2=0.93$, $p<0.001$, $n=112$) (fig. 7.3).

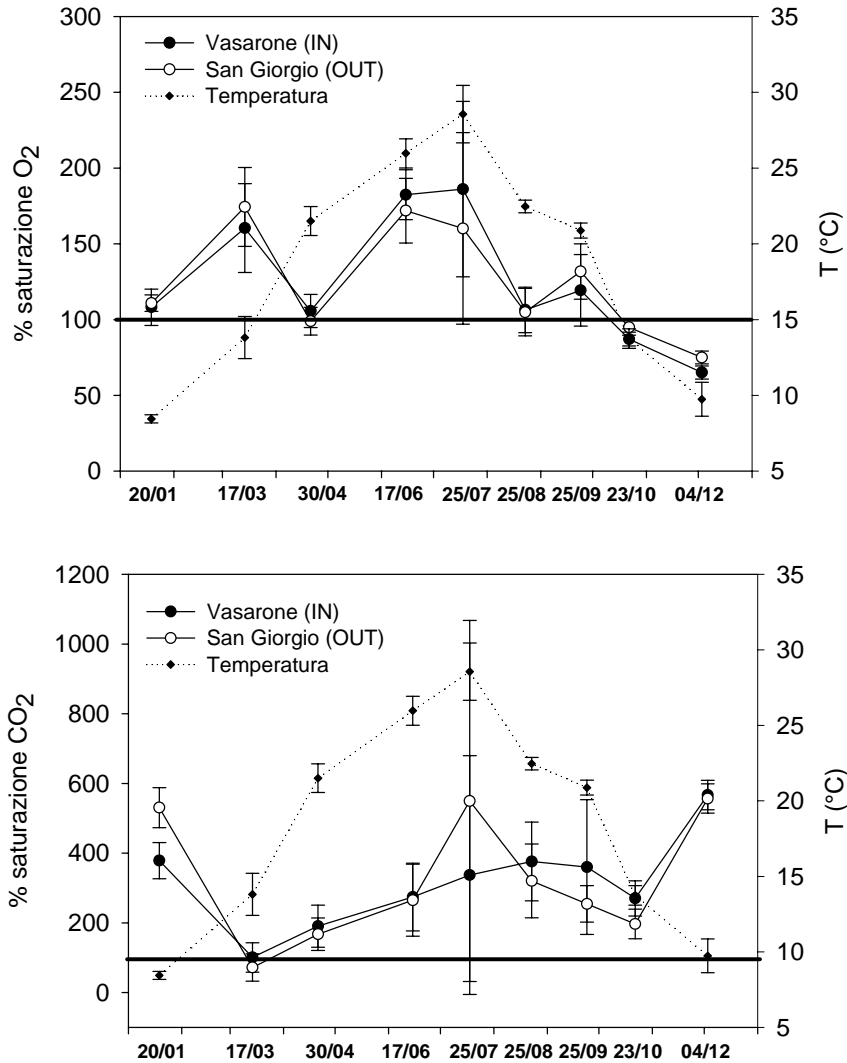


Figura 7.2. Valori stagionali di saturazione dell'O₂ e della CO₂ al Vasarone (IN) e a San Giorgio (OUT). È riportata la temperatura dell'acqua nelle diverse date di campionamento.

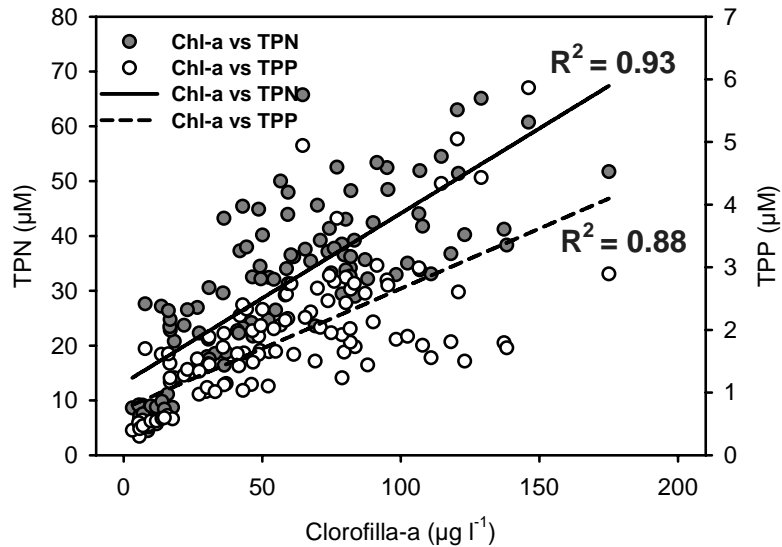


Figura 7.3. Correlazione tra i valori di concentrazione dell'azoto e del fosforo totali particellati (TPN e TPP) e la clorofilla fitoplanctonica (Chl-a) nelle acque del Lago di Mezzo nel corso del 2007.

Caratterizzazione dei sedimenti

I valori di densità ($1.10 \pm 0.13 \text{ g ml}^{-1}$), contenuto di acqua ($78.8 \pm 11.3\%$) e porosità (0.85 ± 0.07) dei sedimenti del Lago di Mezzo non presentano differenze significative tra i tre siti di campionamento. Il contenuto di sostanza organica e la concentrazione di fosforo totale hanno dei valori medi pari a $11.7 \pm 3.6\%$ e $1.1 \pm 0.2 \text{ mg g}_{\text{dw}}^{-1}$, rispettivamente, e risultano maggiori ($r=0.56$, $p<0.001$, $n=59$; $r=0.60$, $p<0.001$, $n=58$, rispettivamente) nel sito 1 (sostanza organica pari a $20.0 \pm 9.4\%$; fosforo totale pari a $1.4 \pm 0.5 \text{ mg g}_{\text{dw}}^{-1}$). La concentrazione di Chl-a, un indice della biomassa microfitobentonica, ha un valore medio pari a $263.8 \pm 82.6 \text{ mg m}^{-2}$, un massimo alla fine di agosto e non presenta differenze tra siti.

Flussi bentonici

La domanda sedimentaria di ossigeno è risultata compresa tra -0.19 e $-4.83 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, con un andamento stagionale e valori massimi nel periodo estivo (fig. 7.4). I flussi di O_2 nei tre siti di campionamento sono risultati negativamente correlati con la temperatura dell'acqua ($r^2=0.60$, $p<0.001$, $n=105$). Le differenze tra i siti nei flussi di O_2 dipendono dalle variazioni stagionali di temperatura (ANOVA, sitoxdata, $r=0.91$, $p<0.001$, $n=105$). I flussi di DIC sono positivi e compresi tra 0.02 e $12.04 \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ad eccezione di giugno quando il flusso netto misurato è negativo in tutti e tre i siti di campionamento ($-1.35 \pm 1.60 \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (fig. 7.4). Anche per i flussi di DIC è stata trovata una interazione positiva fra il sito e la stagione di campionamento (ANOVA, sitoxdata, $r=0.75$, $p<0.01$, $n=105$). Il RQ è risultato altamente variabile, con un valore medio annuo pari a 1.82 ± 3.51 . Valori inferiori a 1 sono stati calcolati in aprile, giugno e dicembre. Mentre nel resto dell'anno il RQ è risultato >1 . Su scala annuale, le quantità di O_2 e DIC rispettivamente consumate e prodotte dai sedimenti del Lago di Mezzo sono state stimate in -15.5 ± 0.7 e $19.8 \pm 3.0 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$.

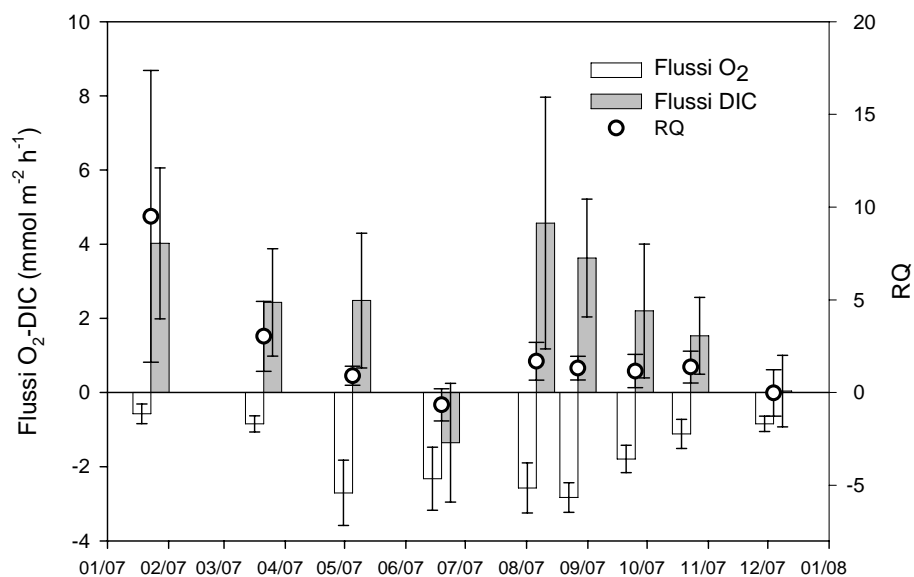


Figura 7.4. Flussi stagionali di ossigeno (O₂) e carbonio inorganico disciolto (DIC) (media±deviazione standard; n=12) nel Lago di Mezzo nel 2007 (media dei tre siti di campionamento). È riportato anche il quoziente respiratorio (RQ).

I flussi misurati di NH₄⁺ variano tra -0.13 e 0.84 mmol m⁻² h⁻¹ e mostrano un andamento stagionale con valori maggiori in estate (eccetto luglio) e minori nel periodo invernale e primaverile (fig. 7.5). Su base annua è stato stimato un flusso netto dal sedimento verso la colonna d'acqua pari a 0.89±0.17 ×10⁶ mol NH₄⁺ y⁻¹. I flussi di NO₃⁻ sono risultati molto variabili durante l'anno e compresi tra -3.1 e 1.2 mmol m⁻² h⁻¹ (fig. 7.5). Infatti, la stima del flusso annuo è pari a -0.64±0.83 ×10⁶ mol y⁻¹. Mentre i flussi di NO₂⁻ sono trascurabili e su base annua sono pari a -0.11±0.05 ×10⁶ mol y⁻¹. Le differenze tra i siti nei flussi di tutte le forme inorganiche dell'azoto dipendono dalle variazioni stagionali di temperatura (ANOVA, sitoxdata, n=105; r=0.82, p<0.001 per NH₄⁺; r=0.62, p<0.05 per NO₃⁻; r=0.76, p<0.001 per NO₂⁻).

I tassi di denitrificazione totale (D_t) sono risultati compresi tra 4.9 e 627.6 μmol N₂ m⁻² h⁻¹ e correlati con la temperatura (r²= 0.37, p<0.01); i tassi sono crescenti da gennaio fino a giugno e decrescenti fino a dicembre. Un'eccezione a questo trend stagionale è stata registrata in luglio, quando D_t è risultato basso (56±34 μmol m⁻² h⁻¹), probabilmente a causa delle basse concentrazioni di NO₃⁻ in colonna d'acqua (<10 μM). Al contrario, in dicembre, nonostante l'elevata disponibilità di NO₃⁻, i tassi di denitrificazione sono risultati bassi, probabilmente per le ridotte temperature e la minor disponibilità di substrato (es. sostanza organica) (fig. 7.6). Il nitrato che diffonde dalla colonna d'acqua (D_w) spiega mediamente il 56% della D_t, con percentuali maggiori in marzo (91%) e da settembre a dicembre (73-77%), mentre il contributo relativo di D_n è risultato massimo in luglio (98%) (fig. 7.6).

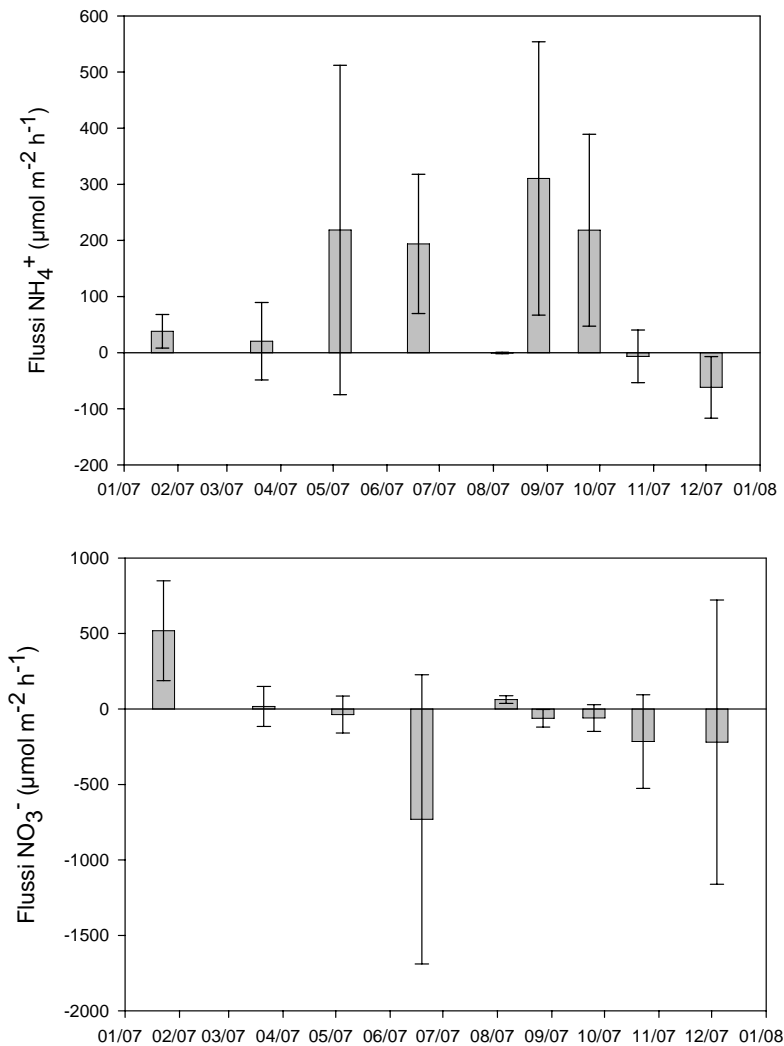


Figura 7.5. Flussi stagionali di ammonio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (media \pm deviazione standard; $n=12$) nel Lago di Mezzo (media dei tre siti di campionamento).

I flussi di SRP sono compresi in un range da -26.3 a $23.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$; i flussi sono risultati negativi nel periodo autunno-invernale, mentre in estate sono risultati generalmente positivi, ma caratterizzati da un certo grado di variabilità (flusso negativo in luglio pari a $-7.19 \pm 5.05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (fig. 7.7). Non sono state trovate differenze significative tra siti, ma solo un trend stagionale, attraverso l'ANOVA a due vie (sitoxdata; $r= 0.75$, $p<0.01$, $n=105$). Su scala annuale i sedimenti sono risultati al netto un sink per il fosforo inorganico ($-25.1 \pm 11.9 \times 10^3 \text{ mol y}^{-1}$).

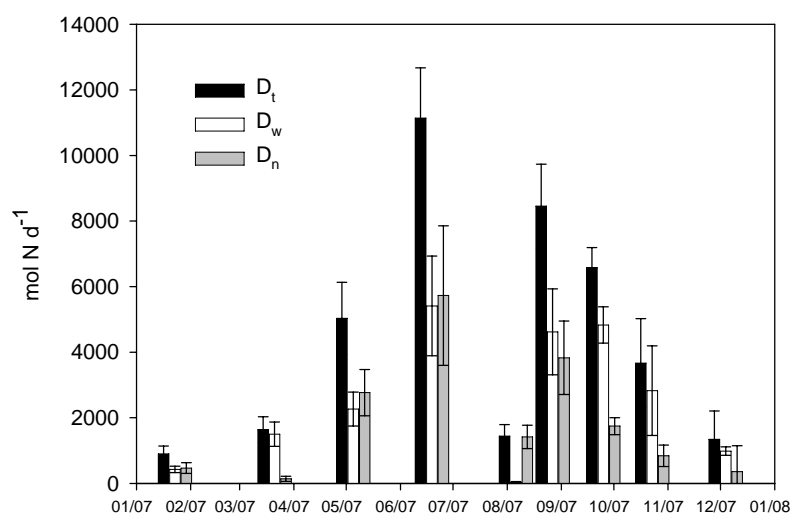


Figura 7.6. Tassi di denitrificazione nel Lago di Mezzo nel 2007. Il grafico mostra la denitrificazione totale (D_t) e la sua ripartizione in denitrificazione dovuta alla diffusione di NO_3^- dalla colonna d'acqua (D_w) e la denitrificazione dovuta alla nitrificazione nei sedimenti (D_n).

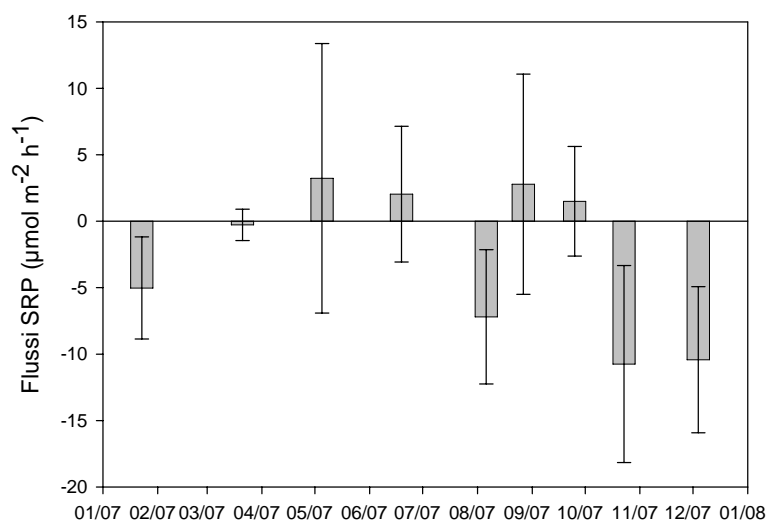


Figura 7.7. Flussi stagionali del fosforo reattivo solubile (SRP) (media±deviazione standard; n=12) nel 2007 nel Lago di Mezzo (media dei tre siti di campionamento).

Bilanci di massa dei gas disciolti

I flussi dei gas disciolti (O_2 e CO_2) sono diretti dall'acqua verso l'atmosfera nella maggior parte delle date di campionamento. Il flusso medio di anidride carbonica verso l'atmosfera è di $10.19 \pm 7.84 \text{ mmol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; il flusso dell'ossigeno, essendo nei mesi di ottobre e dicembre rivolto dall'atmosfera verso l'acqua, mostra maggiori variazioni e un valor medio di $38.37 \pm 50.93 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

I bilanci calcolati attraverso le equazioni 3.4 e 3.8 hanno fornito per tutte le date di campionamento il valore della produttività primaria netta (NEP). In figura 7.8 è mostrato il bilancio di massa per l'O₂, ottenuta dalla somma dei processi di diffusione da o verso l'atmosfera, di respirazione dei sedimenti e dalla differenza tra il carico in entrata e in uscita; si può notare che in alcune date la quantità di O₂ scambiata con l'atmosfera è una porzione rilevante della totalità dell'ossigeno prodotto. Il bilancio di massa per il DIC è mostrato in figura 7.9, nella quale, come per il bilancio dell'O₂, sono evidenziati i diversi termini che concorrono alla produzione o al consumo di DIC.

La somma algebrica dei singoli processi che intervengono sul consumo e sulla produzione di O₂ e DIC fornisce il valore di NEP; i risultati per O₂ e DIC sono mostrati in figura 7.10. I valori di NEP calcolati mediante il bilancio di massa per l'O₂ sono compresi tra 44.9 x10³ mol O₂ d⁻¹ in ottobre e 165.8 x10³ mol O₂ d⁻¹ in febbraio; durante l'anno non si registrano andamenti stagionali. Il Lago di Mezzo è un sistema che al netto produce ossigeno, con un valor medio pari a 99.1±52.4 x10³ mol d⁻¹, che corrisponde ad una NEP di 92.5±48.9 mmol O₂ m⁻² d⁻¹. Al contrario, il bilancio di massa del DIC fornisce valori di consumo compresi tra -38.4 (ottobre) e -308.8 x10³ mol C d⁻¹ (aprile); in dicembre il sistema però produce carbonio inorganico, con un valore pari a 121.9 x10³ mol C d⁻¹. In generale il Lago risulta essere un sistema che consuma DIC, ma con elevata variabilità stagionale e un valore medio pari a 131.5±132.8 x10³ mol C d⁻¹, che equivale a una NEP di 122.7±123.9 mmol m⁻² d⁻¹.

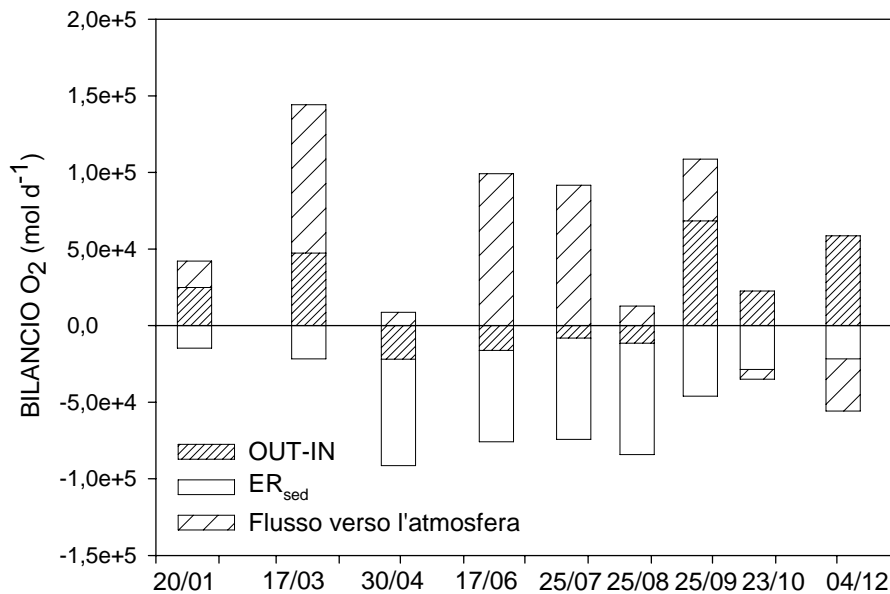


Figura 7.8. Bilanci di massa stagionali per l'O₂ nel Lago di Mezzo. Sono evidenziate la diffusione da o verso l'atmosfera, la respirazione dei sedimenti (ER_{sed}) e la differenza tra il carico in entrata e in uscita (OUT-IN).

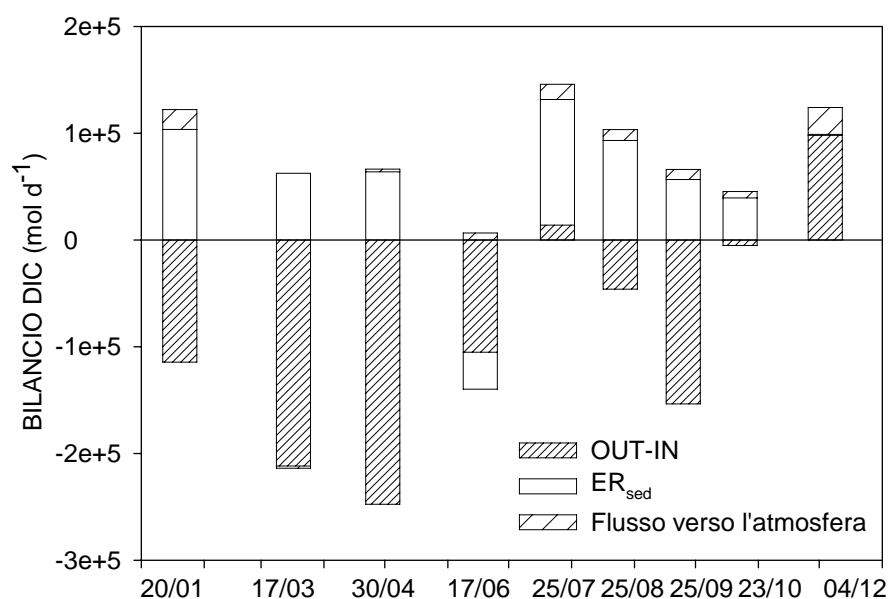


Figura 7.9. Bilanci di massa stagionali per il DIC nel Lago di Mezzo. Sono evidenziate la diffusione da o verso l'atmosfera, la respirazione dei sedimenti (ER_{sed}) e la differenza tra il carico in entrata e in uscita (OUT-IN).

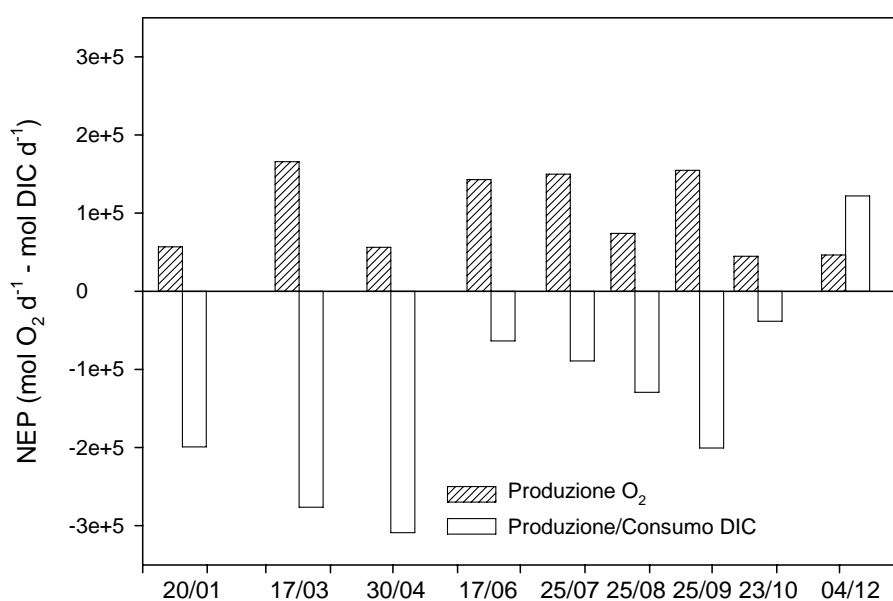


Figura 7.10. Produzione netta ecosistemica (NEP) nel lago di Mezzo; i valori sono rappresentati stagionalmente come produzione/consumo di O₂ e DIC.

I bilanci annuali di O₂ e DIC, riportati schematicamente in figura 7.11, mostrano come il sistema sia al netto autotrofo, con un export netto di O₂ pari a circa $6.8 \pm 2.2 \times 10^6$ mol y⁻¹ ed un consumo netto di DIC di circa $33.7 \pm 20.1 \times 10^6$ mol y⁻¹. I processi di respirazione bentonica consumano una quantità di ossigeno

equivalente all'11% di quella importata dal bacino a monte; una quota simile (9%) viene persa in atmosfera. Considerando che *T. natans* evolve ossigeno direttamente in atmosfera e che altre macrofite sommerse sono scarsamente rappresentate in questo bacino eutrofico, il bilancio positivo dell'ossigeno è principalmente determinato dalla produzione primaria fitoplanctonica, stimabile su scala annuale in almeno $35.6 \pm 2.3 \times 10^6 \text{ mol O}_2 \text{ y}^{-1}$. Analogamente, la fissazione di DIC dal fitoplancton è stimata in $49.8 \pm 20.3 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$, equivalenti a 2.5 volte il carbonio inorganico rigenerato dai sedimenti. L'attività del fitoplancton attenua solo in parte la costante sovrassaturazione della CO_2 , che determina un efflusso netto verso l'atmosfera ($3.7 \pm 0.0 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$).

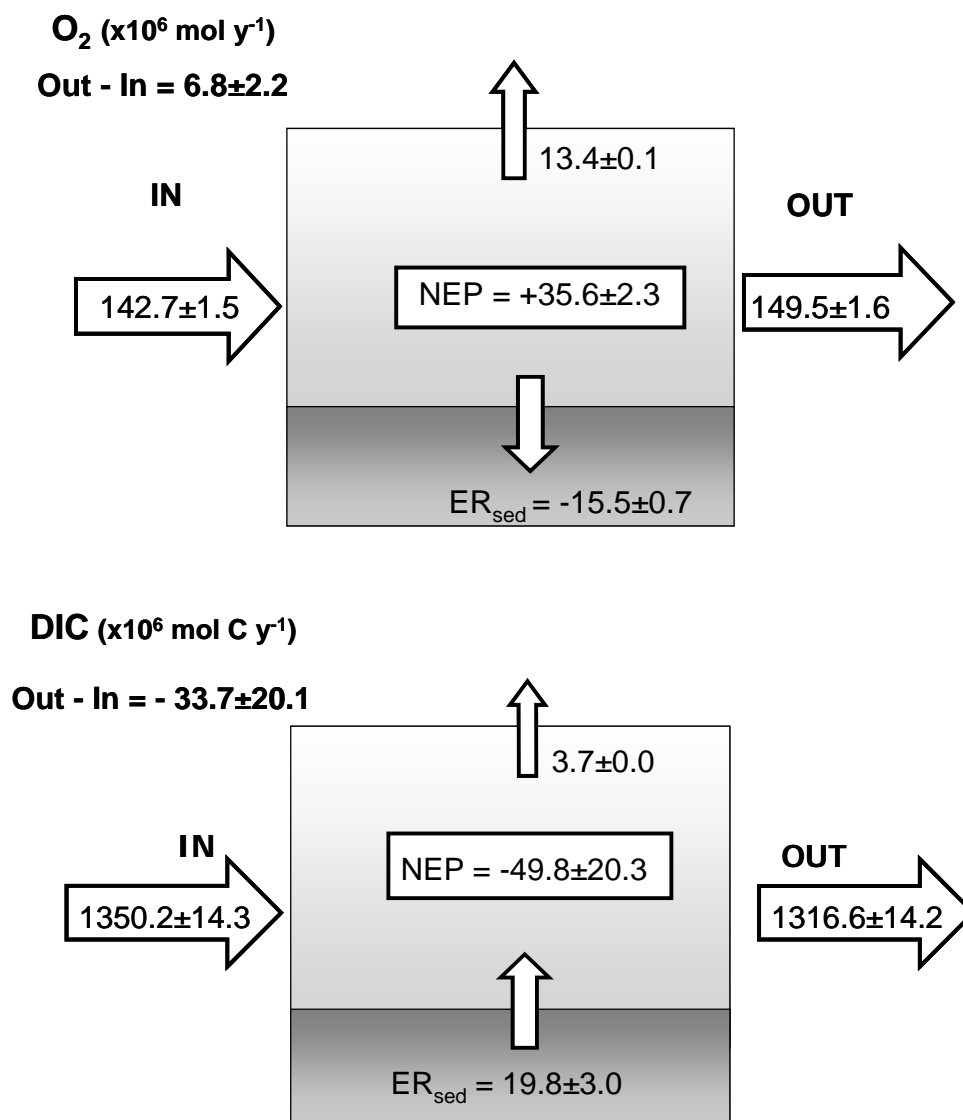


Figura 7.11. Bilanci annuali dell'ossigeno (O₂) e del carbonio inorganico disciolto (DIC) nel Lago di Mezzo.

Bilanci di massa dei nutrienti

Su base stagionale il carico di TN è formato mediamente per il 52% da DIN e per il 32% dalle forme organiche, mentre il TPN contribuisce per circa il 16%. Il contributo delle forme organiche all'input di TN è massimo in luglio (61%) e minimo in ottobre e dicembre (4 e 11%, rispettivamente). Il carico di TPN mostra un andamento stagionale con contributi percentuali maggiori nel periodo estivo (massimo in luglio pari al 28%). I bilanci stagionali del TPN sono sempre positivi con un export di azoto particellato maggiore nei mesi di agosto e settembre. Al contrario i bilanci netti di DIN sono sempre risultati negativi, ad eccezione di dicembre.

Su base annuale il Lago di Mezzo è risultato una trappola per l'azoto totale anche se questa quantità corrisponde solo al 2-3% del carico di azoto totale disciolto veicolato al lago da monte (fig. 7.12). Nel dettaglio, le forme disciolte diminuiscono annualmente del 5% ($-3.3 \pm 2.1 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$), mentre quelle particellate aumentano di quasi il 22% ($1.7 \pm 0.2 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 7.12). Su base annuale, la rigenerazione di azoto ammoniacale dai sedimenti del Lago di Mezzo prevale sulla domanda delle forme ossidate; la rigenerazione netta stimata ($0.14 \pm 0.84 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) è però trascurabile rispetto al carico esterno ($78.0 \pm 1.5 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$) (fig. 7.12). Nel bilancio dei flussi bentonici dell'azoto inorganico la denitrificazione è un processo rilevante ($1.54 \pm 0.12 \times 10^6 \text{ mol N y}^{-1}$), ma non controlla in alcun modo la disponibilità di questo elemento per i produttori primari.

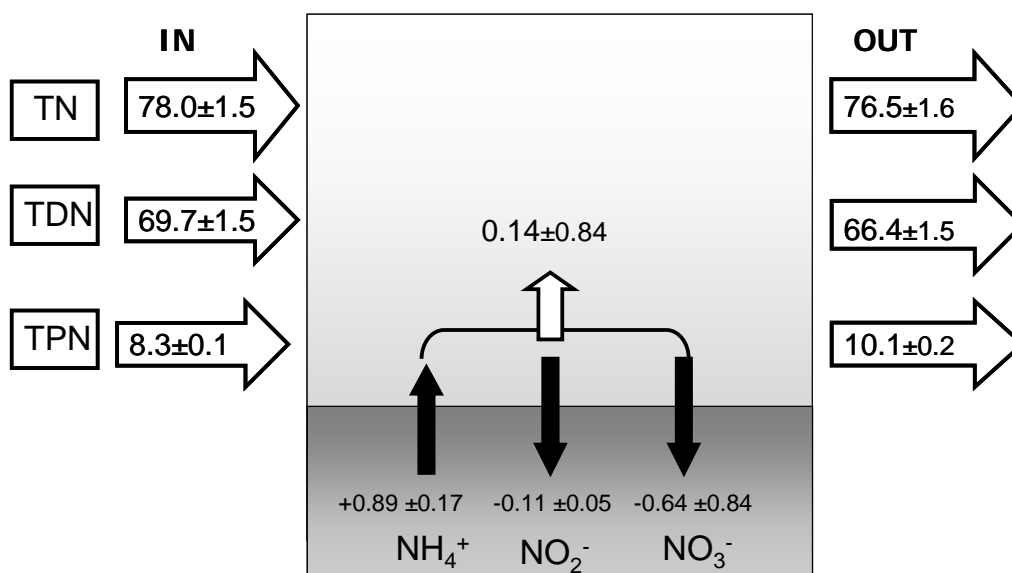


Figura 7.12. Bilancio annuale dell'azoto nel Lago di Mezzo. Sono riportati nello schema i carichi in ingresso e in uscita per l'azoto totale (TN) e le sue componenti disciolta (TDN) e particellata (TPN), e il flusso netto bentonico di azoto inorganico disciolto (somma dei flussi di NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-). I valori sono espressi $\times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$.

Per quanto riguarda il fosforo nel Lago di Mezzo entrano annualmente $1.22 \pm 0.02 \times 10^6$ mol di TP, di cui circa il 60% nella forma disciolta (44% SRP) e il restante 40% in quella particellata (fig. 7.13). In uscita dal lago il carico delle forme particellate aumenta di quasi il 21% ($0.10 \pm 0.01 \times 10^6$ mol y^{-1}) e quello delle forme disciolte diminuisce di circa il 6% ($-0.04 \pm 0.02 \times 10^6$ mol y^{-1}) (fig. 7.13). I bilanci netti stagionali del TPP sono sempre positivi, con gli incrementi maggiori in agosto e settembre ($0.58 \pm 0.17 \times 10^3$ mol d^{-1}), mentre i bilanci netti di SRP sono negativi per la maggior parte dell'anno ad eccezione del periodo estivo (valori compresi tra 0.01 e 0.08×10^3 mol d^{-1}). I valori dei bilanci di DOP sono positivi, con i valori più alti misurati tra agosto e ottobre, mentre risultano negativi o prossimi all'equilibrio nel resto dell'anno. Nel dettaglio, la diminuzione della frazione disciolta è probabilmente sostenuta dall'assimilazione e dalla precipitazione dell'SRP ($-0.07 \pm 0.02 \times 10^6$ mol y^{-1}), solo in parte controbilanciate dall'aumento delle forme organiche (DOP= $+0.03 \pm 0.01 \times 10^6$ mol y^{-1}). Su base annuale il comparto sedimentario è risultato essere un sink netto per il P ($0.03 \pm 0.01 \times 10^6$ mol y^{-1} , equivalenti al 2% del TP in ingresso al Lago) (fig. 7.13). Questo risultato è apparentemente contraddittorio al bilancio annuale del TP che è positivo, con un incremento da monte verso valle del 5% circa (fig. 7.13). Tuttavia nel computo dei flussi sedimentari non sono considerati i flussi di DOP, che possono rappresentare una frazione importante del fosforo disciolto rigenerato.

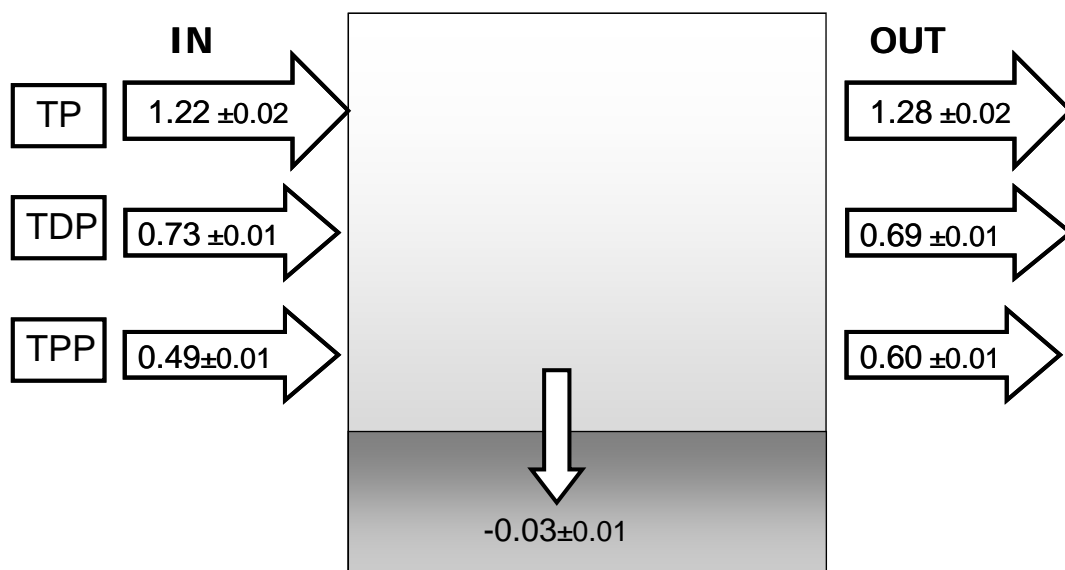


Figura 7.13. Bilancio annuale del fosforo nel Lago di Mezzo. Nello schema sono riportati i carichi in ingresso e in uscita per il fosforo totale (TP) e le sue componenti disciolta (TDP) e particellata (TPP), e il flusso netto bentonico di fosforo reattivo solubile (SRP). I valori sono espressi $\times 10^6$ mol y^{-1} .

Stagionalmente il carico di Chl-a in ingresso al sistema è maggiore in primavera (marzo), all'inizio della stagione vegetativa, e in agosto (132.7 ± 0.3 kg d^{-1}), quando le praterie di macrofite iniziano il periodo di senescenza. Stagionalmente i bilanci di Chl-a sono sempre positivi e mostrano un picco in

marzo ($17.5 \pm 4.9 \text{ kg d}^{-1}$). Il bilancio netto annuale della Chl-a è risultato ampiamente positivo, con un incremento monte-valle di 3.6 ± 0.4 tonnellate y^{-1} , pari a circa il 25% del carico di Chl-a in ingresso al sistema; utilizzando i citati rapporti di conversione Chl-a-C ($1 \mu\text{g Chl-a} = 30 \mu\text{g C}$, de Jonge, 1980) e di Redfield (C:N:P = 106:16:1), l'export di clorofilla dal Lago di Mezzo è equivalente ad un uptake di forme inorganiche o organiche di N e P almeno pari a 1.51 e 0.09×10^6 moli y^{-1} . Questi numeri sono del tutto confrontabili con quelli relativi all'export delle forme particellate di N e P dal sistema, ad indicare che il materiale particellato esportato verso valle è prevalentemente di natura fitoplanctonica. La natura fitoplanctonica del materiale particellato è confermata anche dal rapporto stechiometrico tra le forme particellate di azoto e fosforo (TPN:TPP = 17 ± 3), che è simile al rapporto N:P indicato da Redfield per il fitoplancton (si veda fig. 7.3). Infine, dai rapporti di Redfield, dal quoziente fotosintetico medio riportato in letteratura per il fitoplancton (1.2, Vollenweider, 1974) e dalla quota di O_2 teoricamente prodotta dal fitoplancton ($36 \times 10^6 \text{ mol O}_2 \text{ y}^{-1}$) sono state stimate le quantità di azoto e fosforo potenzialmente assimilate annualmente dal fitoplancton, rispettivamente pari a 4.40 e $0.27 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$. Questi valori sono 3 volte superiori a quelli relativi all'export di materiale particellato ed indicano che circa due terzi della produzione interna al bacino sedimenta annualmente.

Evoluzione stagionale dei popolamenti di *Trapa natans*

La crescita dei letti di *T. natans* nel Lago di Mezzo inizia dal mese di aprile. Nei primi mesi i livelli di copertura sono già molto alti (circa l'11% della superficie lacustre in maggio), ma i valori di biomassa contenuti. Successivamente aumentano sia copertura che biomassa, fino ad un massimo che nel 2007 è stato raggiunto nel mese di agosto (copertura pari a circa il 20% della superficie lacustre e biomassa complessiva pari a circa 83 tonnellate di peso secco). La biomassa di una pianta media di *T. natans* e delle sue parti è riportata in figura 7.14. La castagna è la frazione principale della biomassa della pianta (58%) nella prima data di campionamento, seguita dalla biomassa del fusto (17%). In giugno aumentano le biomasse delle foglie (30%), del fusto (32%) e delle radici (17%); quest'ultima raggiunge la sua massima percentuale rispetto alla biomassa totale della pianta. Le biomasse di foglie e peduncoli rappresentano invece la maggior frazione della pianta in luglio (39 e 19%, rispettivamente) e in agosto (29 e 28%, rispettivamente). La biomassa della parte ipogea della pianta risulta superiore alla porzione epigea solo alla fine di aprile (66% della biomassa totale della pianta). Nel mese di settembre prende avvio la fase di senescenza della pianta, che culmina col collasso dei letti verso la metà di ottobre (fig. 7.14). *Trapa natans* ha un contenuto elementare medio di C, N e P rispettivamente pari al 38, 3 e 0.35%. Considerando che la produzione stagionale di *T. natans* è conservativamente pari al doppio dello standing stock nel periodo di massima espansione della macrofita, le quantità di C, N e P assimilate annualmente da questa pleustofita sono rispettivamente pari a 5.3×10^6 , 0.4×10^6 e $0.02 \times 10^6 \text{ mol}$.

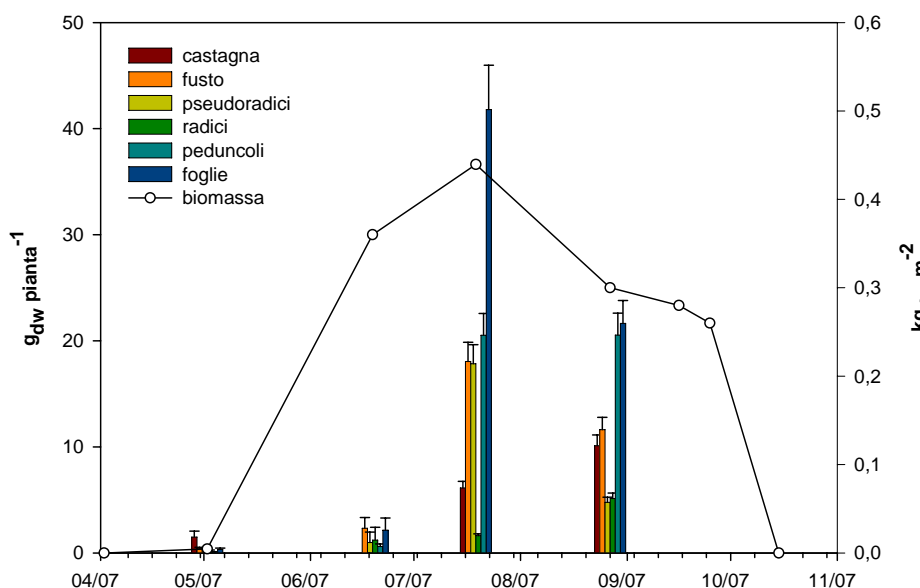


Figure 7.14. Biomassa secca di *Trapa natans* suddivisa nelle sue parti: castagna, fusto, pseudoradici, radici, peduncoli e foglie (media±deviazione standard, n=10). Si riporta anche la biomassa secca di *T. natans* (kg_{dw} m⁻²) nel periodo vegetativo 2007.

7.3 Discussione

Il Lago di Mezzo è un bacino poco profondo in cui gli elevati tenori dei nutrienti disciolti e particellati, sostenuti costantemente dall'apporto dell'immissario, determinano condizioni eutrofico-distrofiche (Dodds et al., 1998). In queste condizioni due tipologie di produttori primari sono selezionate: il fitoplancton, che è stato rinvenuto nell'intero periodo di indagine, e una macrofita a foglie galleggianti, che è presente nel lago da aprile a settembre. Altri studi riportano l'instaurarsi di queste comunità in ambienti acquatici eutrofici poco profondi (Crook et al., 1983; Scheffer et al., 2003; Hilton et al., 2006). Il deflusso idrico, variabile in questo ambiente in relazione agli usi plurimi delle acque a monte del lago, determina un export di materiale particellato fitoplanctonico prodotto internamente al sistema e mantiene elevato il potenziale di crescita del fitoplancton stesso. Non avviene lo stesso per *T. natans*, che è debolmente radicata al fondo e ha una crescita tipicamente stagionale, limitata da fattori fisici (lo spazio a disposizione per le rosette) e dalla profondità della lama d'acqua, che ne circoscrive la presenza alle zone con profondità uguale o inferiore a 2 m (Papastergiadou & Babalonas, 1993). La biomassa media annuale di *T. natans* (269±147 g_{dw} m⁻²) stimata per il Lago di Mezzo nel 2007 è dello stesso ordine di grandezza di quella riportata in altri studi. Per la stessa specie, Marion & Paillisson (2003) hanno riportato una biomassa media annuale di 211, 454 e 96 g_{dw} m⁻² nel 1995, 1996 e 1997, rispettivamente. Fukuhara et al. (2003) hanno osservato per un sito colonizzato da *N. nucifera* e *Trapa* spp. biomasse estive di circa 250 g_{dw} m⁻². Nella zona tidale del fiume Hudson, Goodwin et al. (2008) hanno stimato per

T. natans valori di biomassa di 415 e 530 g_{dw} m⁻² rispettivamente nel 2005 e nel 2006.

Nelle condizioni di non limitazione da nutrienti tipiche di questo lago, la produzione primaria fitoplanctonica e quella della macrofita ammontano a circa 356 e 62 tonnellate C y⁻¹; l'export di fitoplancton dal bacino ammonta a 108 tonnellate C y⁻¹, mentre il resto della produzione (248 tonnellate y⁻¹) alimenta le catene alimentari o sedimenta. Viste le basse velocità dell'acqua, è verosimile che l'export di materiale particellato di origine macrofita sia trascurabile e che gran parte della produzione di *T. natans* alimenti i processi eterotrofi. Le dinamiche della sedimentazione sono differenti per i due produttori: quella del fitoplancton è distribuita nell'anno, verosimilmente in modo inversamente proporzionale alle portate, mentre quella macrofita è concentrata nella fase di senescenza (Granéli & Solander, 1988; Asaeda et al., 2000).

Dai tassi di sedimentazione è possibile stimare l'apporto medio di carbonio ai sedimenti superficiali; i valori sono compresi tra un minimo di 0.89 (dicembre) ed un massimo di 5.41 mmol C m⁻² h⁻¹ (luglio) e con una media annuale di 2.95±1.83 mmol C m⁻² h⁻¹; questi tassi sono tra i più alti tra quelli riportati in letteratura e tipici di ambienti ipereutrofici (Fallon & Brock, 1980) o caratterizzati da attività impattanti come gli allevamenti di pesci (Avnimelech et al., 1999). Dal confronto di questi valori con i tassi di mineralizzazione misurati mediante le incubazioni (range 0.57÷2.83 mmol C m⁻² h⁻¹, media annuale 1.73±0.90 mmol C m⁻² h⁻¹) risulta un accumulo netto di carbonio organico nei sedimenti, il cui valore è paragonabile a quelli riportati per ambienti poco profondi in rapida evoluzione (Asaeda et al., 2000).

Dalla stima della produzione primaria di fitoplancton e *T. natans* e considerando che la macrofita scambia gas direttamente con l'atmosfera, emerge come le microalghe siano i principali regolatori dei tenori dei gas disciolti in acqua. Infatti, vista la bassa profondità del sistema, la zona fotica, seppur limitata, rappresenta una porzione significativa del volume del lago e, pertanto, la produzione fitoplanctonica influenza il chimismo delle acque determinando una produzione netta di ossigeno nel sistema. L'autotrofia del sistema non sembra in accordo con l'emissione di CO₂ verso l'atmosfera, determinata dalla costante sovrassaturazione delle acque del lago. Probabilmente la sovrassaturazione in CO₂ è dovuta alla sovrassaturazione delle acque in ingresso al lago piuttosto che ai processi interni al sistema. Gli efflussi di CO₂ verso l'atmosfera stimati dai gradienti di concentrazione sono in accordo con quelli riportati in letteratura per gli ecosistemi fluviali a bassa velocità della corrente (range compreso tra 1.59 e 3.68 mol m⁻² y⁻¹, Raymond et al., 1997) e tendenzialmente superiori ai valori riportati per i sistemi lentici (1.14-2.75 mol m⁻² y⁻¹, Xing et al., 2005). La quota di CO₂ evasa dalle acque sovrassature del Lago di Mezzo (3.7±0.0 x10⁶ mol C y⁻¹) rappresenta una frazione trascurabile (<0.1%) del carbonio inorganico disciolto in transito, ma importante (il 25% circa) rispetto alla CO₂ libera che è veicolata al lago dall'immissario. L'anidride carbonica teoricamente fissata dal fitoplancton (circa 30 x10⁶ mol y⁻¹) ha lo stesso ordine di grandezza di quella importata (19 x10⁶ mol y⁻¹) e di quella rigenerata dai sedimenti superficiali (20 x10⁶ mol y⁻¹).

La produzione fitoplanctonica di ossigeno disciolto, desunta dai bilanci dell'O₂, è risultata compresa tra 1.75 e 6.45 mmol O₂ m⁻² h⁻¹ (media annuale di 3.85±2.04 mmol m⁻² h⁻¹) e supera generalmente la quota consumata dai sedimenti (range 0.57÷2.83, media annuale 1.73±0.90 mmol O₂ m⁻² h⁻¹) determinando la sovrassaturazione delle acque che tendenzialmente rilasciano O₂ in atmosfera (media 1.60±2.12 mmol m⁻² h⁻¹). Durante la stagione estiva, quando le temperature sono elevate (> 25 °C) e la portata è bassa (< 5 m³ s⁻¹), si ha stratificazione delle acque e l'O₂ prodotto nello strato superficiale non è in grado di supplire al deficit che si crea a livello sedimentario; infatti, si osserva una sovrassaturazione in superficie e l'instaurarsi di ipossia o anossia sul fondo. A livello dei sedimenti si osservano condizioni di netta eterotrofia, poiché la fotosintesi è impedita dall'assenza di luce e la mineralizzazione della sostanza organica è il processo dominante, che determina un'elevata richiesta di ossigeno sedimentario. Analogamente alle dinamiche della CO₂, anche quelle dell'ossigeno sembrano principalmente regolate dall'attività fitoplanctonica, anche se lo sviluppo di *T. natans* sul 20% della superficie del lago sembra responsabile del deficit misurato nel periodo compreso tra aprile e agosto. Questa pleustofita, infatti, localmente azzerava con l'ombreggiamento l'attività fotosintetica del fitoplancton e aumenta i tassi respiratori dei sedimenti e della colonna d'acqua a seguito dell'apporto di materiale organico e della respirazione delle porzioni sommerse. La respirazione del sedimento sotto il letto di *T. natans* (sito 3) è risultata compresa tra 0.71 mmol O₂ m⁻² d⁻¹ (in dicembre) e 2.54 mmol O₂ m⁻² d⁻¹ (in estate); questi valori sono confrontabili con quelli riportati da Caraco & Cole (2002) per *T. natans* (0.94 mmol O₂ m⁻² h⁻¹) nel fiume Hudson. Inoltre, i tassi respiratori misurati durante i mesi in cui *T. natans* è presente sono compatibili con il deficit di ossigeno calcolato tramite i bilanci di massa di questo gas. Risultati analoghi sono riportati da Caraco & Cole (2002) e da Bolpagni et al. (2007).

In relazione alle dinamiche dei nutrienti, il ruolo del fitoplancton consiste nel convertire grandi quantità di forme inorganiche disciolte (DIN e SRP) in forme particellate (TPN e TPP), che possono subire un rapido turnover in colonna d'acqua o nel sedimento e che al netto vengono esportate dal sistema (figg. 7.12 e 7.13). La conversione delle forme disciolte in quelle particellate determina in effetti le differenze tra i carichi in uscita e in ingresso al lago. Analizzando i dati su scala stagionale risulta infatti evidente che i valori dei delta (OUT-IN) dell'azoto e del fosforo totali, sono spiegati dai tassi di produzione primaria fitoplanctonica, così come mostrano le relazioni di proporzionalità diretta riportate in figura 7.15. Questo risultato è in accordo con quanto determinato da Fukuhara et al. (2003) per un lago giapponese poco profondo nel quale la crescita del fitoplancton e delle macrofite (*Nelumbo nucifera* e *Trapa* spp.) è stata messa in relazione con la diminuzione dell'azoto inorganico disciolto. Al contrario le relazioni tra i delta TN e TP ed i flussi bentonici non sono risultate significative, ad indicare che nel sistema indagato il metabolismo bentico ha un ruolo trascurabile. Tale evidenza contrasta con quanto riportato da altri autori per bacini poco profondi, dove il ruolo del carico interno è spesso più importante rispetto alle sorgenti esterne di nutrienti (Burger et al., 2007). L'importanza dei carichi esterni rende trascurabile anche il ruolo della denitrificazione, nonostante nel Lago di Mezzo questo

processo presenti elevata efficienza (denitrificazione/rigenerazione NH_4^+ pari a 1.7 su base annua) e tassi maggiori rispetto a quelli determinati in altri ambienti con caratteristiche simili (Nöges et al., 1998; Qu et al., 2005).

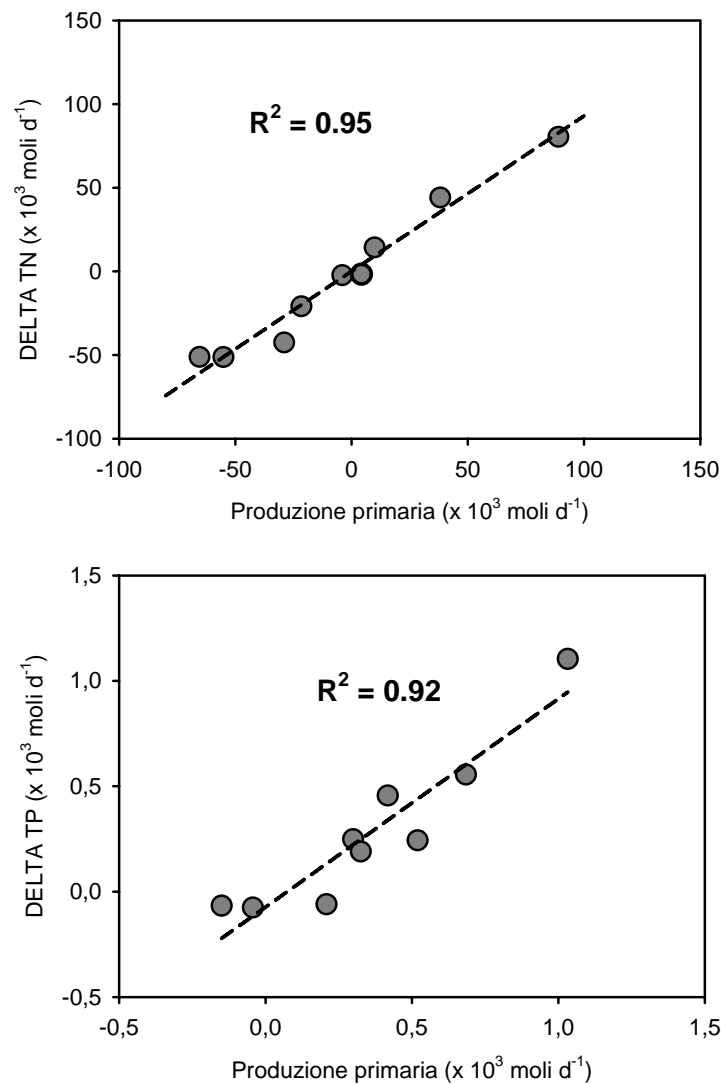


Figura 7.15. Relazione tra i valori dei delta (OUT-IN) di azoto e fosforo totali (TN e TP) e la produzione primaria fitoplanctonica misurati nel corso delle nove date di campionamento del 2007.

7.4 Conclusioni

In questo studio il calcolo dei bilanci di massa è stato accoppiato alla misura dei processi bentonici e degli scambi di gas all'interfaccia acqua-atmosfera, al fine di comprendere l'importanza relativa dei diversi comparti del sistema nel modulare i bilanci dei gas disciolti, dei nutrienti e del materiale particellato. Questo approccio ha consentito di studiare il metabolismo del sistema lacustre e l'influenza delle comunità di produttori primari (fitoplancton e macrofite) sulle dinamiche di gas e nutrienti. Il Lago di Mezzo rappresenta l'evoluzione estrema di un tratto fluviale bacinizzato ed è caratterizzato da un alto livello di trofia. Il

continuo apporto di nutrienti in ingresso al sistema alimenta lo sviluppo del fitoplanton e di estesi letti di *T. natans*, determinando tassi di produzione primaria ampiamente superiori a quelli che possono essere sostenuti dai processi bentici di mineralizzazione. Della biomassa prodotta, solo una piccola frazione viene esportata dal sistema, mentre il resto sedimenta favorendo il processo di interrimento. Le isole di vegetazione emergente, che nel momento di massimo sviluppo ricoprono quasi il 20% della superficie del lago, non sembrano però avere un ruolo di rilievo sui bilanci dei gas e nutrienti, modulati invece dall'azione delle comunità fitoplanctoniche.

Conclusioni

Il quadro dei risultati ottenuti in questo lavoro di tesi da un lato conferma i risultati riportati in letteratura relativi alla generale sovrasaturazione della CO₂ nelle acque dei sistemi fluviali, che alimenta, in ragione della velocità delle acque, efflussi variabili di questo gas verso l'atmosfera (Battin et al., 2008).

Simultaneamente, segmenti fluviali adiacenti possono alternativamente risultare trappole o sorgenti di carbonio a seconda di fattori naturali quali i gradienti longitudinali descritti nel River Continuum Concept (Vannote et al., 1980) o degli interventi antropici di bacinizzazione, prelievo e diversione o eutrofizzazione culturale. I risultati relativi al grado di saturazione della CO₂ nelle acque del Mincio settentrionale, evidenziano in modo innovativo rispetto a quanto riportato in letteratura, una evoluzione dei flussi nel brevissimo termine (ciclo circadiano) a seguito della dominanza relativa dei processi di produzione macrofittica e respirazione ecosistemica. Studi analoghi su grandi fiumi come l'Hudson riportano variazioni apprezzabili nel grado di saturazione e nelle emissioni su scala stagionale, a causa dell'enorme pool di carbonio inorganico trasportato e della incapacità dei produttori primari (principalmente fitoplancton) di controllare l'eccesso del carbonio respirato (Raymond et al., 1997). Pertanto, la definizione del metabolismo di un sistema fluviale dipende dalla scala spaziale e temporale di analisi. I risultati dell'analisi del metabolismo e della funzionalità di tre segmenti fluviali appartenenti allo stesso sistema, ma caratterizzati da regime idrologico, grado di artificializzazione, substrato e produttori primari differenti, hanno permesso di verificare l'ipotesi principale e unificante di questo lavoro di tesi. Infatti, i diversi tratti del fiume Mincio, non limitati da nutrienti, hanno evidenziato una variazione del metabolismo, passando da eterotrofia ad autotrofia, all'aumentare dei tempi di ricambio delle acque (da alcune ore ad alcuni giorni). Analizzando i risultati dei bilanci di massa per O₂ e DIC per i tratti nord e sud del fiume Mincio e per il Lago di Mezzo, si nota come all'aumentare del grado di bacinizzazione, lungo un gradiente di velocità della corrente, si passi da una spiccata eterotrofia all'autotrofia del sistema. Questa situazione è graficamente rappresentata in figura 8.1.

I fattori che influenzano principalmente il sistema fluviale indagato sono i deflussi idrici e il processo di eutrofizzazione. La transizione verso sistemi ipertrofici è accompagnata dalla migrazione verso l'alto dei produttori primari

(Vadeboncoeur et al., 2003) e da una minore rilevanza dei processi che avvengono nella zona iporreica.

Il **tratto nord del fiume Mincio**, che presenta un elevato grado di naturalità, presenta però deflussi idrici regolati che influenzano, assieme al carico di nutrienti in ingresso al sistema, la presenza, l'estensione e i tassi di crescita delle praterie di macrofite radicate sommerse. In passato erano probabilmente gli eventi di piena a regolare la presenza e la diffusione delle piante radicate ed è probabile che i letti di macrofite fossero molto più contenuti e limitati alle zone naturalmente caratterizzate da minore idrodinamismo. La forte regolazione dei deflussi ed il minore sradicamento sono probabilmente i fattori determinanti della situazione attuale, in cui ampie porzioni del substrato ciottoloso sono coperte da praterie di macrofite. L'azione di questi produttori primari attualmente riesce a controllare parzialmente i nutrienti disciolti e tende a modificare il metabolismo bentonico del tratto fluviale. Questa situazione è però probabilmente transiente, perché il feedback positivo indotto da un'eccessiva proliferazione di queste macrofite potrà portare ad un eccessivo accumulo di sostanza organica nel sistema, la trasformazione del substrato da ciottoloso a soffice, e processi di mineralizzazione non più efficacemente compensati da processi di assimilazione da parte dei produttori primari. Un discorso a parte riguarda l'eccesso di nitrati, di origine agro-zootecnica, che alimenta enormi flussi verso il sistema bentonico a seguito di processi assimilativi (produzione primaria) e dissimilativi (denitrificazione) non limitati da substrato. Questi flussi, estremamente rilevanti rispetto a quelli riportati in letteratura, rappresentano piccole frazioni dei carichi in transito.

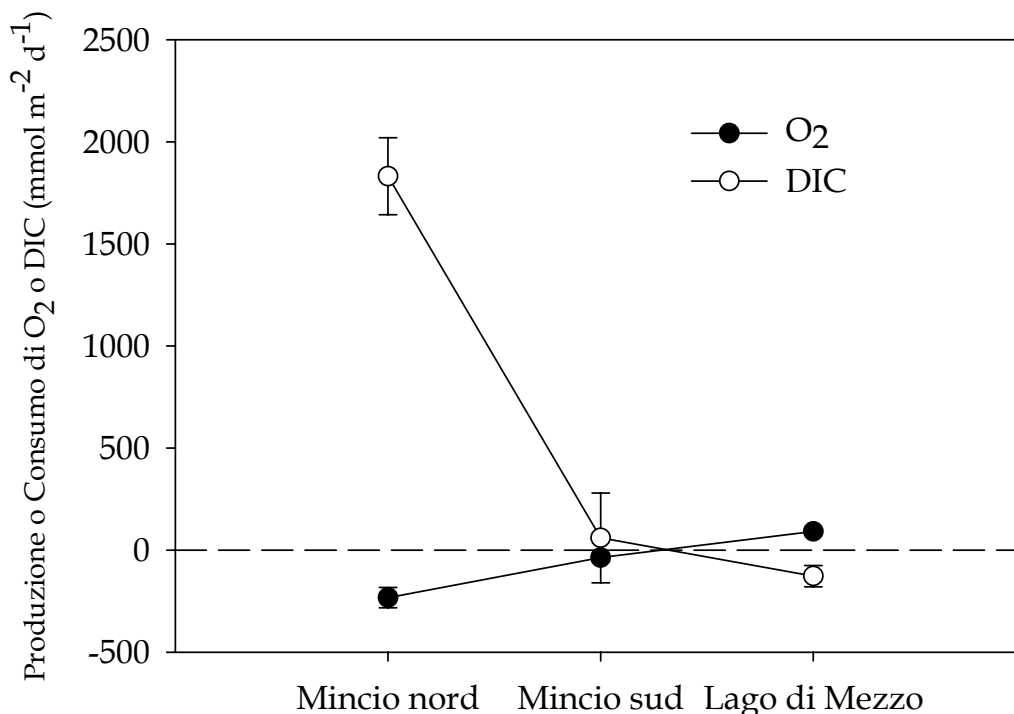


Figura 8.1. Transizione da eterotrofia ad autotrofia nei tratti investigati del fiume Mincio.

Una possibile evoluzione futura di questo segmento fluviale è rappresentata dal **tratto sud del Mincio**, che risulta fortemente compromesso in seguito all'intervento antropico che ha determinato un elevato grado di artificializzazione e parziale bacinizzazione del tratto investigato. La morfologia del sistema impedisce il contatto tra l'alveo e la piana circostante, pertanto limita gli apporti di sostanza organica e nutrienti dall'ambiente terrestre; questi ultimi derivano prevalentemente dai tratti a monte. L'enorme disponibilità di nutrienti e la ridotta velocità della corrente sono tali da favorire l'abnorme sviluppo di comunità fitoplanctoniche nell'intero periodo dell'anno. I valori della clorofilla, tipici di laghi ipereutrofici, limitano fortemente la penetrazione della luce e di fatto escludono le comunità di macrofite sommerse. I tassi di sedimentazione del materiale particellato prodotto nella zona fotica convertono il substrato in un comparto riducente, asfittico e caratterizzato da processi prevalentemente anaerobi con contributi irrilevanti al metabolismo complessivo del sistema. I tassi di produzione fitoplanctonica, unitamente ai valori di respirazione più contenuti, determinano in queste condizioni la transizione verso la netta autotrofia. La prevalenza del sequestro rispetto alla generazione della CO₂ di fatto indica una minore capacità del segmento fluviale meridionale di metabolizzare i carichi di carbonio organico e, in definitiva, l'esclusione dei processi a livello iporreico limitano la capacità metabolica del sistema. Il segmento meridionale del fiume Mincio è assimilabile ad un canale che trasporta sostanza organica e nutrienti, prevalentemente in forma particellata, verso il corpo idrico recettore, in questo caso il Fiume Po.

L'estremizzazione degli interventi antropici sul sistema fluviale è esemplificata dal **Lago di Mezzo**, un ambiente di fatto ibrido, anticamente bacinizzato e attualmente assimilabile ad un'area umida. Questo sistema presenta una velocità della corrente trascurabile, un elevato carico di nutrienti e sostanza organica in ingresso al sistema e la presenza di comunità fitoplanctoniche e pleustofitiche, che tendono ad autosostenersi e, progressivamente, ad espandersi fino ad occupare l'intera superficie libera (Sheffer et al., 2003). Analogamente a quanto visto nel segmento meridionale del Mincio, anche nel Lago di Mezzo il metabolismo del sistema è determinato principalmente dall'attività del fitoplancton, che rende il sistema al netto autotrofo. I processi di interrimento e l'aumento delle "aree marginali", con una lama d'acqua ridotta, favoriscono però lo sviluppo della vegetazione pleustofitica, in grado di effettuare il processo fotosintetico all'interfaccia acqua-atmosfera. La produzione all'interfaccia genera di per sé un disaccoppiamento nei cicli di carbonio e ossigeno negli ambienti acquatici, in quanto il carbonio fissato rimane all'interno del sistema mentre l'ossigeno prodotto è direttamente veicolato all'atmosfera. Il periodo vegetativo di questi produttori primari è limitato a pochi mesi e questo lavoro di tesi dimostra che quantitativamente *T. natans* ha un ruolo minore quale trappola per C, N e P rispetto al fitoplancton. Il ruolo relativo delle due tipologie è spiegato essenzialmente dal fatto che il fitoplancton è costantemente esportato dal sistema e questo export mantiene costantemente alto il potenziale di crescita delle microalghe. Le macrofite come *T. natans*, invece, tendono ad autolimitarsi nel breve termine poiché, in quanto vincolate al substrato, l'export è irrilevante.

Rilevante e oggetto di futuri approfondimenti è, invece, il ruolo che la vegetazione a foglie galleggianti ha sulle dinamiche dell'ossigeno a seguito dell'ombreggiamento della colonna d'acqua, della limitazione dell'attività del fitoplancton e della barriera fisica che limita i processi di riareazione. Non a caso il periodo di deficit di ossigeno disciolto del lago di Mezzo coincide con lo sviluppo dei letti di *T. natans*. In prospettiva, l'aumento della superficie colonizzata da questa macrofita, che coincide con il periodo di massima temperatura dell'acqua, potrebbe avere effetti estremamente negativi a livello ecosistemico, quali i fenomeni distrofici innescati da prolungata anossia.

Bibliografia

- A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1981. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Am. Publ. Health Ass., Washington, pp. 440.
- Adam G.Y., Bailey R.C. & Schwindt J.A., 2007. Effectiveness of best management practices in improving stream ecosystem quality. *Hydrobiologia*, 583: 331-344.
- Allan J.D., 1995. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, pp. 388.
- Allen J.R.D., Slinn J., Shammoin T.M., Hartnoll R.G. & Hawkins S.J., 1998. Evidence for eutrophication of the Irish Sea over four decades. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 1970-1974.
- Andersen F.O. & Kristensen E., 1988. The influence of macrofauna on estuarine benthic community metabolism: a microcosm study. *Mar. Biol.*, 99: 591-603.
- Anderson L.G., Hall P.O.J., Iverfeldt A., van der Loeff M.M.R, Sundby B. & Westerlund S.F.G., 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 319-329.
- Asaeda T., Trung V.K. & Manatunge J., 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquat. Bot.*, 68: 217-237.
- Aspila K.I., Agemian H. & Chau A.S.Y., 1976. A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Avnimelech Y., Kochva M. & Hargreaves J.A., 1999. Sedimentation and resuspension in Earthen fish ponds. *J. World Aquacult. Soc.*, 30: 401-409.
- Azzi E., 1988. *Mantova ed il problema dei suoi laghi*. Edizioni Bottazzi Suzzara, pp. 39.
- Battin T.J., Kaplan L.A., Findlay S., Hopkinson C.S., Marti E., Packman A.I., Newbold J.D. & Sabater F., 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature geoscience*, 1: 95-100.
- Blanchet H., de Montaudoin X., Lucas A. & Chardy P., 2004. Heterogeneity of macrozoobenthic assemblages within a *Zostera noltii* seagrass bed: diversity, abundance, biomass and structuring factors. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 61: 111-123.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., 2005. Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. *Archiv. für Hydrobiologie*, 162: 349-362.
- Boers P.C.M., van Raaphorst W. & van der Molen T.D., 1998. Phosphorus retention in sediments. *Water Sci. Technol.*, 37: 31-39.
- Boesch D.F., 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, 25: 886-900.
- Bolpagni R., Pierobon E., Longhi D., Nizzoli D., Bartoli M., Tomaselli M. & Viaroli P., 2007. Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water-atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). *Aquat. Bot.*, 87: 43-48.
- Boström B., Anderson J.M., Fleischer S. & Jansson M., 1988. Exchange of phosphorus across the sedimentwater interface. *Hydrobiologia*, 170: 229-244.
- Briggs S.V. & Maher T., 1985. Limnological studies of waterfowl habitat in south-western New South Wales. II. Aquatic macrophyte productivity. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.*, 36: 707-715.

- Burger D.F., Hamilton D.P., Pilditch C.A. & Gibbs M.M., 2007. Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia*, 584: 13–25.
- Butcher R.W., 1947. Studies in the ecology of rivers: VII. The algae of organically enriched waters. *J. Ecol.*, 35: 186–191.
- Caffrey J.M. & Kemp W.M., 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 1483–1495.
- Caraco N.F. & Cole J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecol. Appl.*, 12: 1496–1509.
- Caraco N.F., Cole J.J. & Strayer D.L., 2006. Top-down control from the bottom: Regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 664–670.
- Carignan R., 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 243–247.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. & Smith V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8: 559–568.
- Cataneo A., Galanti G., Gentinetta S. & Romo S., 1998. Epiphytic algae and macroinvertebrates on submerged and floating-leaved macrophytes in an Italian lake. *Freshwater Biol.*, 39: 725–740.
- Chambers P.A., DeWreede R.E., Irlandi E.A. & Vandermeulen H., 1999. Management issues in aquatic macrophyte ecology: a Canadian perspective. *Can. J. Bot.*, 77: 471–487.
- Christensen P.B., Nielsen L.P., Sorensen J. & Revsbech N.P., 1990. Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variations related to benthic oxygen metabolism. *Limnol. Oceanogr.*, 35: 640–651.
- Clark J.F., Simpson H.J., Bopp R.F. & Deck B.L., 1995. Dissolved oxygen in lower Hudson estuary: 1978–93. *J. Environ. Eng.-Asce*, 121: 760–763.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 223–253.
- Cole J.J., Caraco N.F., Kling G.W. & Kratz T.K., 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265: 1568–1570.
- Correll D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.*, 27: 261–266.
- Cronin G., Lewis W.M.J. & Schiehser M.A., 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquat. Bot.*, 85: 37–43.
- Crook C.C., Boar R.R. & Moss B., 1983. *The decline of reedswamp in the Norfolk Broadland: causes, consequences and solutions*. Univ. of East Anglia, Norwich, pp. 132.
- Dalsgaard T., Nielsen L.P., Brotas 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, pp. 62.
- de Bernardi R., Calderoni A. & Mosello R., 1996. Environmental problems in Italian lakes, and lakes Maggiore and Orta as successful examples of correct management leading to restoration. *Verh. int. Verein. Limnol.*, 26: 123–138.
- de Jonge V.N., 1980. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll a ratios for estuarine benthic diatom populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2: 345–353.
- de Jonge V.N., Elliott M. & Orive E., 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475: 1–19.
- Deborde J., Abril G., Mouret A., Jézéquel D., Thouzeau G., Clavier J., Bachelet G. & Anschutz P., 2008. Effects of seasonal dynamics in a *Zostera noltii* meadow on phosphorous and iron cycles in a tidal mudflat (Archachon Bay, France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 355: 59–71.
- Décamps H., Planty-Tabacchi A.M. & Tabacchi E., 1995. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regul. River.*, 11: 23–33.
- Dieter C.D., 1990. The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *J. Freshwat. Ecol.*, 5: 467–473.
- Dillon P.J. & Evans H.E., 1993. A comparison of phosphorus retention in lakes determined from mass balance and sediment core calculation. *Wat. Res.*, 27: 659–669.

- Dodds W.K. & Cole J.J., 2007. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. *Aquat. Sci.*, 69: 427-439.
- Dodds W.K., 2002. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic Press.
- Dodds W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 671-680.
- Dodds W.K., Jones J.R. & Welch E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.*, 32: 1455-62.
- Duarte C.M. & Cebrian J., 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnol. Oceanogr.*, 41: 1758-1766.
- Duarte C.M. & Prairie Y.T., 2005. Prevalence of heterotrophy and atmosphere CO₂ emission from aquatic ecosystems. *Ecosystem*, 8: 862-870
- Fallon R.D. & Brock T.D., 1980. Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 72-88.
- Fukuhara H., Kawakami A. & Shimogaito T., 2003. Characteristics of nutrient dynamics in Lake Sagate, Japan, a shallow sand dune lake. *Hydrobiologia*, 506-509: 93-99.
- Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A., Seitzinger S.P. & Sutton M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320: 889-892.
- Gerloff G.C. & Krombholz P.H., 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.*, 11: 529-537.
- Gessner M.O. & Chauvet E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.*, 12: 498-510.
- Giller P.S., Hillebrandt H., Berninger U.G., Gessner M.O., Hawkins S., Inchausti P., Inglis C., Leslie H., Malmqvist B., Monaghan M.T., Morin P.J. & O'Mullan G., 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos*, 104: 423-436.
- Goodwin K., Caraco N. & Cole J., 2008. Temporal dynamics of dissolved oxygen in a floating-leaved macrophyte bed. *Freshwater Biol.*, 53: 1632-1641.
- Granéli W. & Solander D., 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia*, 170: 245-266.
- Grimm N.B., Gergel S.E., McDowell W.H., Boyer E.W., Dent C.L., Groffman P., Hart S.C., Harvey J., Johnston C., Mayorga E., McClain M.E., Pinay G., 2003. Merging aquatic and terrestrial perspectives of nutrient biogeochemistry. *Oecologia*, 137: 485-501.
- Guerin F., Abril G., Serca D., Delon C., Richard S., Delmas R., Tremblay A. & Varfalvy L., 2007. Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream. *J. Marine Syst.*, 66: 161-172.
- Hall R.O. & Tank J.L., 2003. Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in Grand Teton National Park, Wyoming. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 1120-1128.
- Hall R.O. & Tank J.L., 2005. Correcting whole stream estimates of metabolism for groundwater inputs. *Limnol. Oceanogr.-Meth.*, 3: 222-229.
- Harlin M.M. & H.M. Rines, 1993. Spatial cover of 8 common macrophytes and 3 associated invertebrates in Narragansett Bay and contiguous waters, Rhode-Island, USA. *Bot. Mar.*, 36: 35-45.
- Hasegawa N., Hori M. & Mukai H., 2008. Seasonal changes in eelgrass functions: current velocity reduction, prevention of sediment resuspension, and control of sediment-water column nutrient flux in relation to eelgrass dynamics. *Hydrobiologia*, 596: 387-399.
- Hauxwell J., Frazer T.K. & Osenberg C.W., 2007. An annual cycle of biomass and productivity of *Vallisneria americana* in a subtropical spring-fed estuary. *Aquat. Bot.*, 87: 61-68.
- Heck J.K.L., Hays G. & Orth R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 253: 123-136.
- Hecky R.E. & Kilham P., 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 796-822.
- Hemminga M.A. & Duarte C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Hilton J. & Irons G.P., 1998. Determining the causes of "apparent eutrophication" effects. Environment agency R&D technical report P203, p. 21.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. Total. Environ.*, 365: 66–83.
- Hoagland P., Anderson D.M., Kaoru Y. & White A.W., 2002. The economic effects of harmful algal blooms in the United States: Estimates, assessment issues, and information needs. *Estuaries*, 25: 819–837.
- Hornberger G.M. & Kelly M.G., 1975. Atmospheric reaeration in a river using productivity analysis. *Journal of environmental division*, 729-739.
- Howarth R.W. & Scavia D., 2003. *Priority topics for nutrient pollution in coastal waters: An integrated national research program for the United States*. National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Howarth R.W., Anderson D., Cloern J., Elfring C., Hopkinson C., Lapointe B., Malone T., Marcus N., McGlathery K., Sharpley A. & Walker D., 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues Ecol.*, 7: 1–15.
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudryarov V., Murdoch P. & Zhu Z.L., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75–139.
- Hynes H.B.N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- Hynes H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh. int. Verein. Limnol.*, 19: 1-15.
- Izagirre O., Agirre U., Bermejo M., Pozo J. & Elosegi A., 2008. Environmental controls of whole-stream metabolism identified from continuous monitoring of Basque streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 27: 252–268.
- Izagirre O., Bermejo M., Pozo J. & Elosegi A., 2007. RIVERMET: An Excel-based tool to calculate river metabolism from diel oxygen-concentration curves. *Environ. Modell. Softw.*, 22: 24-32.
- Jacobs R.P.W.M., 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. *Aquat. Bot.*, 7: 151-172.
- James C., Fisher J. & Moss B., 2003. Nitrogen driven lakes: the Shropshire and Cheshire meres? *Arch. Hydrobiol.*, 158: 249–66.
- Jarvie H.P., Williams R.J. & Neal C., 2004. Assessing changes in phosphorus concentrations in relation to in-stream plant ecology in lowland permeable catchments: bringing ecosystem functioning into water quality monitoring. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 4: 641–55.
- Jensen H. S. & Andersen F., 1992. Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 577–589.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Mortensen E., Hansen A.M. & Jørgensen T., 1998. Cascading Trophic Interactions from Fish to Bacteria and Nutrients after Reduced Sewage Loading: An 18-Year Study of a Shallow Hypertrophic Lake. *Ecosystems*, 1: 250–267.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. – In: Dodge, D. P. (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110–127.
- Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E. & Dortsch Q., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 40: 339–356.
- Kelly M.G. & Whitton B.A., 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, 384: 55-67.
- Kemp W.M., Lewis M.R. & Jones T.W., 1986. Comparison of methods for measuring production by the submersed macrophyte, *Potamogeton perfoliatus* L. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 1322-1334.
- Kiviat E., 1993. Under the spreading water-chestnut. *Hudsonia*, 9: 1–7.
- Kling G.W., Kipphut G.W. & Miller M.C., 1992. The flux of CO₂ and CH₄ from lakes and rivers in arctic Alaska. *Hydrobiologia*, 240: 23-36.
- Knowles R., 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.*, 46: 43–70.
- Köhler J. & Gelbrecht J., 1998. Interactions between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland river Spree, Germany. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 26: 1045–1049.

- Lewis E. & Wallace D.W.R., 1998. *Program Developed for CO₂ System Calculations*. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Likens G.E., 1984. Beyond the shoreline: A watershed-ecosystem approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1-22.
- Lodge D.M., Krabbenhoft D.P. & Striegl R.G., 1989. A positive relationship between groundwater velocity and submersed macrophyte biomass in Sparkling Lake, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, 34: 235-239.
- Lorenzen C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- Lovley D.R., 1993. Anaerobes into heavy metal: dissimilatory metal reduction in anoxic environments. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 193-227.
- Maberly S.C., King L., Dent M.M., Jones R.I. & Gibson C.E., 2002. Nutrient limitation of phytoplankton and periphyton growth in upland lakes. *Freshwater Biol.*, 47: 2136-52.
- Maberly S.C., King L., Gibson C.E., May L., Jones R.I., Dent M.M. & Jordan C., 2003. Linking nutrient limitation and water chemistry in upland lakes to catchment characteristics. *Hydrobiologia*, 506: 83-91.
- Madsen J.D., Chambers P.A., James W.F., Koch E.W. & Westlake D.F., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444: 71-84.
- Magnani T., 1988. Modificazioni trofiche del fiume Mincio dopo l'entrata in funzione dell'impianto di depurazione di Peschiera del Garda. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, 6-7: 261-265.
- Mainstone C.P. & Parr W., 2002. Phosphorus in rivers – ecology and management. *Sci. Total. Environ.*, 282-283: 25-47.
- Marion L. & Paillisson J.M., 2003. A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquat. Bot.*, 75: 249-260.
- Marzolf E.R., Mulholland P.J. & Steinman A.D., 1994. Improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole stream metabolism in small streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 1591-1599.
- Michener W.K. & Haeuber R.A., 1998. Flooding: natural and managed disturbances. *BioScience*, 48: 677-680.
- Minshall G.W., Cummin K.W., Petersen R.C., Cushing C.E., Bruns D.A., Sedell J.R. & Vannote R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1045-1055.
- Minshall G.W., Petersen R.C., Cummin K.W., Bott T.L., Sedell J.R., Cushing C.E. & Vannote R.L., 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecol. Monogr.*, 53: 1-25.
- Miranda L. E. & Hodges K.B., 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 427: 51-57.
- Moore B.C., Funk W.H. & Anderson E., 1994. Water quality, fishery, and biologic characteristics in a shallow, eutrophic lake with dense macrophyte populations. *Lake Reserv. Manage.*, 8: 175-188.
- Moss B., 1980. *Ecology of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, pp. 332.
- Moss B., Hooker I., Balls H. & Manson K., 1989. Phytoplankton distribution in a temperate floodplain lake and river system. I. Hydrology, nutrient sources and phytoplankton biomass. *J. Plankton Res.*, 11: 813-835.
- Mulholland P.J., Fellows C.S., Tank J.L., Grimm N.B., Webster J.R., Hamilton S.K., Marti E., Ashkenas L., Bowden W.B., Dodds W.K., McDowell W.H., Paul M.J. & Peterson B.J., 2001. Interbiome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biol.*, 46: 1503-1517.
- Naiman R.J., Magnuson J.J., McKnight D.M. & Stanford J.A., 1995. *The freshwater imperative*. Island Press, Washington D.C., pp. 165.
- Nardini A. & Sansoni G., 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia – Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. Collezione CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale). Mazzanti Editori, pp. 832.
- National Research Council, 2000. *Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. National Academies Press (Washington, DC).

- Naumann E., 1919. Nagra synpunkte angående plantons ekologi. Med. Sarskilde hansyn till fytoplankton. *Sven. Bot. Tidskr.*, 13:129-58.
- Neal C. & Heathwaite A.L., 2005. Nutrient mobility within river basins: a European perspective. *J. Hydrol.*, 304: 477-90.
- Newman R., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 10: 89-114.
- Nielsen L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 86: 357-362.
- Nielsen S.L., Banta G.T. & Pedersen M.F. (Eds), 2004. *Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Nöges P., 2005. Water and nutrient mass balance of the partly meromictic temperate Lake Verevi. *Hydrobiologia*, 547: 21-31.
- Nöges P., Järvet A., Tuvikene L. & Nöges T., 1998. The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia*, 363: 219-227.
- Nolan B.T., Ruddy B.C., Hitt K.J. & Helsel D.R., 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the U.S. A national perspective. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 2229-2236.
- Nowlin W.H., Evarts J.L. & Vanni M.J., 2005. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biol.*, 50: 301-322.
- Odum H.T., 1956. Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr.*, 2: 85-97.
- OECD, 1982. *Eutrophication of Waters; monitoring, assessment and control*. OECD Paris, Tech. Report F 52/11.50. 1982; pp. 153.
- Ohle W., 1955. Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, XXII: 456-79.
- Osservatorio dei Laghi Lombardi, 2004. *Qualità delle acque lacustri in Lombardia*. Progetto a cura della Regione Lombardia, in collaborazione con: ARPA Regionale, Fondazione Lombardia per l'Ambiente e l'Istituto di Ricerca Sulle Acque - CNR Milano.
- Ottosen L.D.M., Risgaard-Petersen N. & Nielsen L.P., 1999. Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquat. Microb. Ecol.*, 19: 81-91.
- Phillips R.C. & Menez E.G., 1988. *Seagrasses*. 34. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Piña-Ochoa E. & Álvarez-Cobelas M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry*, 81: 111-130.
- Pokorny J. & Rejmankova E., 1984. Oxygen regime in a fish pond with duckweeds Lemnaceae and Ceratophyllum. *Aquat. Bot.*, 17: 125-138.
- Pretty J.N., Mason C.F., Nedwell D.B., Hine R.E., Leaf S. & Dils R., 2003. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environ. Sci. Technol.*, 37: 201-208.
- Provini A., Galassi S. & Marchetti R., 2001. *Ecologia applicata*. Città Studi Edizioni, pp. 49-204.
- Qu W.C., Morrison R.J. & West R.J., 2005. Diagenetic stoichiometry and benthic nutrient fluxes at the sediment-water interface of Lake Illawarra, Australia. *Hydrobiologia*, 537: 249-264.
- Raymond P.A., Caraco N.F. & Cole J.J., 1997. Carbon dioxide concentration and atmospheric flux in the Hudson River. *Estuaries*, 20: 381-390
- Reddy K.R., Patrick W.H.J. & Lindau C.W., 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnol. Oceanogr.*, 34: 1004-1013.
- Riis T. & Sand-Jensen K., 2006. Dispersal of plant fragments in small streams. *Freshwater Biol.*, 51: 274-286.
- Riis T., 2008. Dispersal and colonisation of plants in lowland streams: success rates and bottlenecks. *Hydrobiologia*, 596: 341-351.
- Risgaard-Petersen N. & Jensen K., 1997. Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 529-537.
- Risgaard-Petersen N., Dalsgaard T., Rysgaard S., Christensen P.B., Borum J., McGlathery K. & Nielsen L.P., 1998. Nitrogen Balance of Temperate Eelgrass *Zostera marina* Bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 174: 281-291.
- Rodier J., 1978. *L'analyse de l'eau*. Dunod, Paris, pp. 1136.
- Roggiu D., Mosello R. & Pizzolon L., 1985. Evaluation of nutrient inputs and of the trophic state of Lago Maggiore in recent decades. In: Vismarra R., Marforio R., Mezzanotte V., Cernuschi S. (Eds.), *Lake Pollution and Recovery*. Proceedings of the International Congress, European Water

- Pollution Control Association, Associazione Nazionale di Ingegneria Sanitaria, Italy, pp. 145–153.
- Rossetti G.P., Viaroli P. & Ferrari I., 2008. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Res. Appl.*, DOI: 10.1002/rra.1170.
- Rysgaard S., Christensen P.B. & Nielsen L.P., 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 126: 111-121.
- Sabater F., Buturini A., Martí E., Munõz I., Romaní A., Wray J. & Sabater S., 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 609-620.
- Sand-Jensen K., 1975. Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. *Ophelia*, 14: 185-201.
- Sand-Jensen K., 2008. Drag forces on common plant species in temperate streams consequences of morphology, velocity and biomass. *Hydrobiologia*, 610: 307-319.
- Sand-Jensen K., Binzer T. & Middelboe A.L., 2007. Scaling of photosynthetic production of aquatic macrophytes - a review. *Oikos*, 116: 280-294.
- Sand-Jensen K., Prahl C. & Stockholm H., 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos*, 38: 349-354.
- Scheffer M., 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 200-201: 475–486.
- Scheffer M., Szabo S., Graganani A., van Nes E.H., Rinaldi S., Kautsky N., Noeberg J., Roijackers R.M.M. & Franken R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *PNAS*, 100: 4040–4045.
- Schindler D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 356-363.
- Schlesinger W.H., 1991. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*, Academic Press, San Diego.
- Schramm W. & Nienhuis P.H., 1996. *Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of Eutrophication*. Springer, New York, pp. 470.
- Schramm W., Gualberto E. & Orosco C., 1984. Release of dissolved organic matter from marine tropical reef plants: temperature and dessiccation effects. *Bot. Mar.*, 27: 71-77.
- Schramm, W. 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *J. Appl. Phycol.*, 11: 69-78.
- Sedell J.R., Richey J.E. & Swanson F.J., 1989. The river continuum concept: a basis for the expected behavior of very large rivers? – In: Dodge, D. P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 49–55.
- Seeley C.M., 1969. The diurnal curve in estimates of primary productivity. *Chesapeake Science*, 10: 322-326.
- Seitzinger S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 702-724.
- Short F.T. & Short C.A., 1984. The seagrass filter: purification of estuarine and coastal waters. In: *The estuary as a filter* (Ed. V.S. Kennedy). Academic, p. 395-413.
- Smith S.V., Swaney D.P., Talaue-McManus L., Bartley J.D., Sandhei P.T., McLaughlin C.J., Dupra V.C., Crossland C.J., Buddemeier R.W., Maxwell B.A. & Wulff F., 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *Bioscience*, 53: 235–245.
- Smith V.H., 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. In: Pace M.L., Groffman P.M. (Eds.). *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer, New York, pp. 7-49.
- Smith V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: A global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 10: 126–139.
- Smith V.H., Joye S.B. & Howarth R.W., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 351-355.
- Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, 100: 179-196.
- Soetaert K., Middelburg J.J., Heip C., Meire P., Van Damme S. & Maris T., 2006. Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnol. Oceanogr.*, 51: 409-423.

- Sommer T.R., Harrell W.C., Nobriga M.L., Brown R., Moyle P., Kimmerer W.J. & Schemel L., 2001. California's Yolo Bypass: Evidence that flood control can be compatible with fisheries, wetlands, wildlife, and agriculture. *Fisheries*, 26: 6-16.
- Søndergaard M., Jensen J.P. & Jeppesen E., 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408-409: 145-152.
- Søndergaard M., Jensen J.P. & Jeppesen E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-145.
- Stanford J.A. & Ward J.V., 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers - Connectivity and the hyporheic corridor. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 12: 48-60.
- Stanford J.A., 1998. Rivers in the landscape: introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biol.*, 40: 402-406.
- Stevenson J.C., 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 867-893.
- Sundbäck K., Miles A. & Göransson E., 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 200: 59-76.
- Thorp J.H. & Delong M.D., 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos*, 70: 305-308.
- Thorp J.H. & Delong M.D., 2002. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos*, 96: 543-550.
- Thorp J.H., Delong M.D., Greenwood K.S. & Casper A.F., 1998. Isotopic analysis of three food web theories in constricted and floodplain regions of a large river. *Oecologia*, 117: 551-563.
- Titus J.E. & Stephens M.D., 1983. Neighbour influences and seasonal growth patterns for *Vallisneria americana* in a mesotrophic lake. *Oecologia*, 56: 23-29.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V., 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol. Process.*, 14: 2861-2883.
- Udy J.W., Fellows C.S., Bartkow M.E., Bunn S.E., Clapcott J.E. & Harch B.D., 2006. Measures of nutrient processes as indicators of stream ecosystem health. *Hydrobiologia*, 572: 89-102.
- US EPA, 1996. *Environmental Indicators of Water Quality in the United States* (US EPA 841-R-96-02). Office of Water (4503F), US Government Printing Office, Washington, D.C.
- Usseglio-Polatera P., Bornaud M., Richoux P. & Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biol.*, 43: 175-205.
- Vadeboncoeur Y., Jeppesen E., Vander Zanden M.J., Schierup H.H., Christoffersen K. & Lodge D.M., 2003. From Greenland to green lakes: Cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 1408-1418
- Valderrama J.C., 1977. Methods used by the Hydrographic Department of National Board of Fisheries, Sweden. In: Grasshof K. (ed.), *Report of the Baltic Intercalibration Workshop*. Annex, Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea, pp. 13-40.
- van Beusekom J.E.E. & de Jonge V.N.N., 2002. Long-term changes in Waddens-Sea nutrient cycles: Importance of organic matter import from the North Sea. *Hydrobiologia*, 475-476: 185-194.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Orfanidis S. & Zaldivar J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquat. Conserv.*, DOI: 10.1002/aqc.956.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenko J. & Melillo, J.M., 1997a. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Vitousek P.M., Aber J., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H. & Tilman G.D., 1997b. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecol. Appl.*, 7: 737-750.
- Vollenweider R.A., 1968. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: OECD; p. 250. Tech Report DA 5/SCI/68.27.
- Vollenweider R.A., 1974. *A manual on methods for measuring primary productivity in aquatic environments*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Wade A.J., 2006. Monitoring and modelling the impacts of global change on European freshwater ecosystems—introduction. *Sci. Total. Environ.*, 365: 3-14.
- Wade A.J., Whitehead P.G., Hornberger G.M. & Snook D.L., 2002. On modelling the flow controls on macrophytes and epiphyte dynamics in a lowland permeable catchment: the River Kennet, Southern England. *Sci. Total. Environ.*, 282-283: 375-393.
- Ward J.V. & Stanford J.A., 1995a. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. River.*, 10: 159-168.
- Ward J.V. & Stanford J.A., 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. River.*, 11: 105-119.
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 2-8.
- Ward J.V., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Conserv.*, 83: 269-278.
- Webster J.R. & Patten B.C., 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.*, 49: 51-72.
- Wehr J.D. & Descy J.P., 1998. Use of phytoplankton in large river management. *J. Phycol.*, 34: 741-749.
- Welch E.B., Jacoby J.M., Horner R.R. & Seeley M.R., 1988. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. *Hydrobiologia*, 157: 161-168.
- Wetzel R.G. & Likens G.E., 1991. *Limnological analyses*, 2nd ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Wetzel R.G., 1983. *Limnology*. Second edition. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Wetzel R.G., 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 6-24.
- Wetzel R.G., 2000. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. *Limnology*, 1: 3-9.
- Wilby N.J., Pygott J.R. & Eaton J.W., 2001. Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways. *Freshwater Biol.*, 46: 883-902.
- Wissmar R.C. & Bisson P.A., 2003. *Strategies for restoring river ecosystems: sources of variability and uncertainty in natural and management systems*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 276.
- Xing Y.P., Xie P., Yang H., Ni L.Y., Wang Y.S. & Rong K.W., 2005. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical lake in China. *Atmos. Environ.*, 39: 5532-5540.