



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

ACTION GROUP I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions

Action I2_ISE (month 9-36): Relationship between nutrients, community and environmental conditions by ISE

Deliverable I2d8

Rapporto tecnico - Effetti dell'inquinamento da azoto nei laghi e nei fiumi e suggerimento per il miglioramento dei PdG

Final report on the effects of nitrogen pollution on lakes and rivers and suggestions for improvement of RBMPs

Aldo Marchetto¹, Michela Rogora¹, Giuseppe Morabito¹, Martina Austoni¹, Pietro Volta¹, Paolo Sala¹, Gabriele A. Tartari¹, Igor Cerutti¹, Angela Boggero¹, Silvia Zaupa¹, Alessandro Oggioni^{1,2}, Antonella Lugliè³, Maria Antonietta Mariani³, Bachisio M. Padedda³, Nicola Sechi³, Elio Sesia⁴, Teo Ferrero⁴, Pierluigi Fogliati⁵, Gabriella Fornaro⁵, Mario Pannocchia⁵, Francesca Vietti⁶ & Marzia Ciampittiello¹

¹CNR-ISE, Verbania Pallanza (VB)

²CNR-IREA, Unità Operativa di Supporto, Milano

³Dipartimento di Scienze Botaniche, Ecologiche e Geologiche, Università di Sassari

⁴ARPA Piemonte, Struttura Specialistica Qualità delle Acque, Asti

⁵ARPA Piemonte, Dipartimento di Torino, Presidio Territoriale di Ivrea

⁶ARPA Piemonte, Dipartimento di Biella

Verbania Pallanza, 26 settembre 2013

INDICE

<i>Summary</i>	3
<i>Riassunto</i>	5
<i>1. Introduzione</i>	7
<i>2. Distribuzione geografica della deposizione di azoto</i>	13
<i>3. Modellizzazione del rilascio di azoto dal bacino imbrifero</i>	19
<i>4. Validazione delle stime di rilascio di azoto</i>	21
<i>5. Verifica della saturazione di azoto attraverso l'analisi dei corsi d'acqua</i>	24
<i>6. Importanza relativa dell'azoto atmosferico</i>	28
<i>7. Risposta delle comunità biotiche (escluso il fitoplancton) ai composti azotati</i>	31
<i>8. La risposta del fitoplancton ai composti azotati</i>	33
<i>9. Conclusioni</i>	45
<i>10. Bibliografia</i>	48

Summary

This report summarizes the findings of the InHabit project on the importance of atmospheric nitrogen deposition in affecting the chemical composition of lake water and in eventually altering the biological communities living in them.

Previous deliverables (I2d5, Id26 and I2d7) have shown that;

1. in both regions studied in the InHabit project (Piedmont and Sardinia), atmospheric deposition of nitrogen compounds is relevant;
2. the flux of nitrogen from the atmosphere to the ecosystem is markedly larger in Piedmont than in Sardinia;
3. models of the dynamic behavior of nitrogen in forested catchments indicate that Piedmont soils are mainly N-saturated, so that nitrogen carried by atmospheric deposition can be released from forest soil to the surface water;
4. in Sardinia, soils are less saturated, but a part of the deposited nitrogen is still carried to surface water;
5. trend analysis of deposition and stream water revealed that nitrogen deposition is stable or slightly decreasing in recent years, both in atmospheric deposition and in stream water;
6. the relative importance of N deposition is relevant for sites in or close to reference conditions;
7. the relationships between environmental variables and organisms belonging to the four biotic communities used to define the lake's ecological quality, according to provisions of the Italian legislation (D.Lgs. 260, November 2010) and the European Water Framework 2000/60 differ depending on the biological quality element considered;
8. phytoplankton community shows the clearer responses: according to the result of multivariate analysis, total nitrogen and ammonium nitrogen are among the most significant factors explaining the relationships among phytoplankton orders, species and environmental variables. In particular, cyanobacteria increased considerably with increasing availability of ammonium nitrogen. Conversely, high concentrations of this compound suppress the development of diatoms.

On the basis of those results, which are summarized in this deliverable, we focused on the effect of different levels of nitrogen in lakes with low phosphorus concentration, slightly affected by direct trophic pressure and close to the reference conditions. The comparison between two lakes in Piedmont with low P concentration and high N concentration with two reservoirs in Sardinia with low levels of both nutrients shows that the formers are dominated by diatoms and the latter by dynophytes. Two reservoirs in Piedmont with high N levels are also dominated by diatoms.

In spite of the small number of lakes studied, it seems that dynophytes are more fitted to low N lakes, probably because of their ability to use an heterotrophic metabolism, while lakes in reference conditions are generally considered to be dominated by oligotrophic diatoms,

Our findings call for deeper studies on reference conditions in the Mediterranean ecoregion, because they suggest that lakes not affected by direct trophic pressure, i.e. reference lakes, may host different diatom communities depending on the amount of nitrogen deposition they receive.

Riassunto

Questo rapporto riassume i risultati del progetto InHabit a riguardo dell'importanza della deposizione atmosferica di composti azotati per la composizione chimica delle acque lacustri e la composizione specifica delle comunità lacuali.

Nei precedenti deliverables I2d5, Id26 e I2d7 abbiamo sottolineato che:

1. nelle due regioni studiate nel progetto InHabit (Piemonte e Sardegna), la deposizione atmosferica di composti azotati è rilevante;
2. il flusso di azoto dall'atmosfera agli ecosistemi acquatici e terrestri è però molto maggiore in Piemonte che in Sardegna;
3. i modelli del comportamento dinamico dei composti azotati nei suoli forestali hanno identificato una alta saturazione in azoto nei suoli piemontesi, che porta ad un marcato rilascio di azoto dai suoli forestali alle acque superficiali;
4. il livello di saturazione in Sardegna è minore, ma una parte significativa dell'azoto atmosferico raggiunge comunque i corsi d'acqua;
5. le analisi delle tendenze temporali hanno mostrato che le deposizioni atmosferiche di azoto sono stabili, o in leggero declino. Questo quadro si riflette anche in una recente lieve riduzione delle concentrazioni nei corsi d'acqua;
6. l'importanza relative dell'azoto atmosferico è particolarmente marcata per i siti che si trovano in condizioni pari o simili alle condizioni di riferimento;
7. che la risposta delle quattro comunità biotiche utilizzate per la definizione della qualità ecologica degli ambienti lacustri, secondo quanto previsto dal D.Lgs. 260 del novembre 2010, che recepisce la Direttiva Europea sulle Acque 2000/60 è differente;
8. che la comunità che mostra le risposte più chiare è quella fitoplanctonica: come risulta dall'analisi multivariata, sia azoto ammoniacale che azoto totale compaiono tra le variabili significative per spiegare l'ordinamento di ordini e specie fitoplanctoniche. Tra questi, sono soprattutto i cianobatteri che aumentano sensibilmente all'aumentare della disponibilità di azoto ammoniacale. Al contrario, elevate concentrazioni di questo composto deprimono lo sviluppo delle diatomee.

Sulla base di questi risultati, che verranno riassunti in questo rapporto, abbiamo focalizzato l'attenzione sull'effetto di diversi livelli di N in laghi con basso tenore di P, cioè poco soggetti a

pressioni trofiche locali e quindi classificabili tra I siti di riferimento o in condizioni simili a quelle di riferimento.

Abbiamo quindi confrontato due laghi naturali in Piemonte, poveri di fosforo e ricchi di N, con due laghi artificiali sardi, poveri di entrambi gli elementi nutritive. I primi sono risultati dominati da diatomee, mentre i secondi da dinoficee. Per verificare che la differenza non fosse legata alle alterazioni idromorfologiche legate alla costruzione della diga, abbiamo esaminato anche due laghi artificiali piemontesi (anch'essi con livelli di N relativamente elevato) che sono risultati anch'essi dominati dalle diatomee.

Nonostante il piccolo numero di laghi considerati, sembra che le dinoficee siano meglio adattate delle diatomee ad ambienti poveri di azoto, probabilmente per la possibilità di ricorrere ad un metabolismo eterotrofico.

Questi risultati mettono in evidenza la necessità di meglio definire le condizioni di riferimento, in particolare nell'area mediterranea, perché suggeriscono che laghi diversi, soggetti a pressioni trofiche simili, possano ospitare comunità algali differenti, a seconda del carico atmosferico di azoto.

1. Introduzione

Dopo la rivoluzione industriale, drastici cambiamenti si sono verificati nel ciclo dell'azoto a scala globale. La disponibilità e la mobilità di forme azotate sono aumentate enormemente, a seguito dell'incremento nell'uso dei fertilizzanti e dei combustibili fossili, determinando il trasporto di composti azotati dalle aree a maggiore concentrazione di attività agricola ed industriale verso zone a minor concentrazione di questi composti (Vitousek et al., 1997).

L'azoto ritorna al suolo soprattutto nelle aree con maggior deposizione e viene ridistribuito ai corpi idrici a seguito dei fenomeni di leaching che interessano i bacini imbriferi nei quali i terreni sono sovrasaturi di azoto. Attraverso questo meccanismo, anche sistemi acquatici situati in aree remote del pianeta possono andare incontro ad un arricchimento da azoto (Rogora et al., 2008).

Nel precedente deliverable I2d5, abbiamo raccolto l'insieme dei dati disponibili sulle deposizioni atmosferiche di azoto per le regioni di studio del progetto InHabit: Piemonte e Sardegna, per quantificare il peso relativo di due fra le più importanti sorgenti di composti azotati, quelli derivanti dall'atmosfera e gli apporti provenienti dal bacino imbrifero, considerando siti vicini agli ambienti di studio di InHabit. I risultati, che saranno brevemente richiamati in questo deliverable, hanno evidenziato che in entrambe le regioni la deposizione di azoto dall'atmosfera sul bacino imbrifero assume una notevole importanza.

Nel caso del Lago Maggiore, molto vicino al Lago di Mergozzo, che è un sito InHabit, è stato possibile separare per ognuno dei principali immissari la quantità di azoto derivante dalla dimensione della popolazione umana e dalle deposizioni atmosferiche, ed è quindi stata verificata l'importanza preponderante delle deposizioni come sorgenti di composti dell'azoto rispetto alla prima. Nel caso dei laghi sardi, invece, ci si è limitati a confrontata la quantità di azoto deposto sul bacino imbrifero e le quantità in ingresso al lago. In seguito a queste valutazioni, è stato deciso di procedere nella valutazione delle serie temporali di azoto nelle deposizioni e nei corpi idrici in entrambe le regioni studiate. Tuttavia, si deve anche tener conto delle diverse concentrazioni di azoto nelle deposizioni atmosferiche, maggiori in Piemonte che in Sardegna. Per questo, nella successiva raccolta di serie temporali si è dato un maggior peso alle serie temporali raccolte in Piemonte rispetto a quelle raccolte in Sardegna.

Nel successivo deliverable I2d6, si è operato un esame dettagliato della deposizione di azoto nei bacini imbriferi dei laghi e degli invasi del progetto InHabit che ha mostrato come il trasporto per

via atmosferica dell'azoto da aree esterne al bacino imbrifero del lago può avere un effetto notevole sulla concentrazione di azoto nel lago stesso.

Questo aspetto è particolarmente importante perché il trasporto atmosferico di inquinanti, si tratti dell'azoto o/e del mercurio, dei microinquinanti organici, o di altre sostanze volatili, non è stato considerato nell'impianto della Direttiva Quadro sulle Acque, che considera il bacino fluviale come l'unica unità di gestione delle acque.

In particolare, nel deliberabile I2d6 si è messo in evidenza come l'apporto atmosferico di azoto è particolarmente importante nel caso dei siti di riferimento, dove può essere superiore agli apporti diretti di un ordine di grandezza. Questi risultati sono particolarmente importanti per quegli elementi di qualità biologica che possono rispondere direttamente ad un'aumentata concentrazione di azoto.

Infatti, i laghi sono scelti come ambienti di riferimento in base all'assenza o alla ridotta intensità del disturbo antropico diretto. Si assume quindi che essi ospitino comunità biologiche in condizioni di riferimento. Se, tuttavia, alcune comunità biologiche rispondono all'aumentata concentrazione di azoto, esse si allontanano dalle condizioni di riferimento nei laghi in cui l'apporto di azoto atmosferico è elevato, anche in assenza di una sorgente di disturbo locale.

Ne consegue che un corpo idrico designato come corpo idrico di riferimento potrebbe trovarsi in condizioni lontane da quelle di riferimento a causa della deposizione di azoto, alterando di conseguenza e a cascata le stime dei rapporti di qualità ecologica.

Infatti, se, in un primo tempo, l'arricchimento in azoto era stato visto come una possibile causa di acidificazione per gli ambienti acquatici, in anni recenti l'attenzione si è spostata verso il ruolo dell'azoto come fattore limitante per la crescita algale e, quindi, come possibile causa di eutrofizzazione. L'importanza del fosforo come unico elemento limitante la produzione fitoplanctonica è stato seriamente rimesso in discussione (Sternier, 2008; Lewis et al., 2008), operando una revisione critica del paradigma della limitazione da P, sostenuto da Schindler (1977). Le conclusioni sono che entrambi gli elementi possono essere limitanti e che la compensazione di un deficit di azoto con uno spostamento della struttura della biocenosi algale verso la prevalenza di specie azoto fissatrici è un fenomeno controverso e poco documentato, soprattutto nei laghi oligotrofi. In particolare, Sternier (2008), sottolinea l'importanza di considerare le corrette scale temporali in relazione alla limitazione dei vari nutrienti (non solo P ed N, ma anche i micronutrienti) e di valutare come questa agisca alle scale temporali di sviluppo delle popolazioni

algali. In quest'ottica, l'esistenza di differenti tipi di limitazione, legata ai vari nutrienti, appare la regola, piuttosto che l'eccezione.

Meta-analisi di dati sperimentali (Elser et al., 1990, 2007) e risultati di esperimenti di arricchimento (Elser et al., 1990) hanno dimostrato come la limitazione da P e da N siano condizioni che si possono verificare approssimativamente con la stessa frequenza ed entità, ed aumenti evidenti della biomassa fitoplanctonica si osservano in genere quando i due elementi vengono aggiunti in contemporanea. Di conseguenza, variazioni anche piccole negli input di uno dei due elementi possono comportare il passaggio da una condizione all'altra (Sterner 2008). In questo contesto un fattore da tenere sicuramente presente sono gli apporti di azoto da deposizioni atmosferiche: questo input infatti ha conosciuto un forte incremento negli ultimi decenni a causa di urbanizzazione, industrializzazione e intensificazione delle pratiche agricole, che hanno portato ad una crescita sostanziale delle emissioni dei composti di azoto in atmosfera (Galloway et al., 2008). Gli input atmosferici alle acque riguardano principalmente i composti dell'azoto; di conseguenza determinano un aumento nel rapporto N:P e possono comportare uno spostamento da una condizione di N limitazione ad una di P limitazione, come è stato effettivamente osservato per alcuni laghi Europei e Nordamericani (Bergstrom et al., 2005; Goldman et al., 1993). Esperimenti di arricchimento in N condotti su laghi alpini nelle Rocky Mountain, Colorado, sottoposti ad un gradiente di deposizione, hanno evidenziato una riposta qualitativa del fitoplancton nei laghi soggetti ad apporti elevati ed il passaggio ad una più estesa condizione di limitazione da P (Elser et al., 2009a,b). L'aggiunta di modeste quantità di nutrienti ad ambienti oligotrofi, come i laghi alpini d'alta quota o in generale gli ambienti lacustri in aree remote, può modificarne la composizione in specie e influenzarne la produzione primaria (Jassby et al., 1995; Sickman et al., 2003; Wolfe et al., 2001; Bergstrom & Jansson, 2006; Enders et al., 2008). Gli ecosistemi limitati da azoto sono naturalmente i più sensibili rispetto ad un aumento negli input di questo elemento (e.g. Murphy et al., 2010; Diaz et al., 2007). Studi paleolimnologici hanno dimostrato ad esempio come l'incremento degli apporti di azoto dalle deposizioni possa contribuire a spiegare le modificazioni nelle comunità algali dei laghi di montagna (Saros et al., 2003; Wolfe et al., 2001).

L'effetto dell'azoto sulle macrofite in laghi oligotrofi non è stato investigato su ampia scala, per quanto riguarda le specie coinvolte, le aree interessate o i carichi atmosferici di azoto. In generale, in Europa occidentale, si è assistito al forte declino delle comunità macrofite tipiche di ambienti oligotrofi leggermente acidi (associazioni ad *Isoetes* sp.), acido tolleranti ed in grado di vivere in condizioni di scarsa disponibilità di azoto (Arts, 2002). In alcune regioni, queste associazioni sono state sostituite da specie nitrofile, come *Juncus bulbosus* e *Sphagnum* sp. (Roelofs et al., 2002)

Studi condotti su numerosi laghi dell'Europa occidentale indicano che il cambiamento nella vegetazione è legato ad un incremento della disponibilità di nutrienti, soprattutto azoto ammoniacale (Roelofs et al., 1984). Peraltro, pochi studi hanno riguardato ambienti mesotrofi ed eutrofi di pianura, dove è stato dato maggior risalto al ruolo del fosforo nel controllo della biomassa e della profondità di sviluppo delle macrofite. Per esempio Jeppesen et al. (2005), dopo aver valutato 35 laghi di pianura, conclude che, per quei pochi casi dove erano disponibili informazioni sulle macrofite, i risultati sono discordanti: in alcuni laghi l'abbondanza, la copertura, la biomassa e la distribuzione in profondità delle macrofite sommerse aumentano alla riduzione del carico trofico, mentre in altri non vi sono variazioni, nonostante l'evidente aumento della trasparenza delle acque. Tuttavia anche in questo caso, lo studio non separa l'effetto della riduzione dei carichi di fosforo da quella dei carichi di azoto.

Recentemente, Gonzales Sagrario et al. (2005), hanno svolto uno studio sperimentale su 24 mesocosmi in un lago poco profondo, e hanno individuato nell'azoto un importante fattore per il controllo dello sviluppo delle macrofite. Nel loro studio, l'effetto principale è la drastica riduzione della copertura di macrofite, al di sopra del valore soglia di azoto di 2 mg l⁻¹. Tuttavia, lo studio non è poi stato esteso a situazioni naturali.

In ogni caso, i legami tra le modificazioni osservate nella struttura delle associazioni macrofittiche, l'aumento di N e delle deposizioni non sono completamente inequivocabili, poiché altri fattori, come i processi di sedimentazione, il clima e la competizione tra specie possono giocare un ruolo importante (Bobbink et al., 2010). In alcune situazioni un aumento della trofia, che provoca un aumento della biomassa fitoplanctonica, potrebbe spostare i rapporti di competizione tra macrofite e fitoplancton, determinando cambiamenti indiretti nella struttura della vegetazione acquatica (Arts, 2002). Caratteristiche specie-specifiche, come l'abilità ad usare forme differenti di azoto, potrebbe favorire alcune specie e svantaggiarne altre. Anche gli interventi di liming, volti a contrastare l'acidificazione delle acque, possono avere come effetto modificazioni della flora macrofittica, come si è osservato in alcuni laghi della Norvegia, dove l'associazione ad *Isoetes* è scomparsa a seguito dell'aumento della concentrazione di CO₂ e della alterata disponibilità di N nei sedimenti lacustri (Roelofs et al., 1994).

In generale, comunque, i dati disponibili non sono sufficienti per delineare in modo soddisfacente la risposta delle macrofite all'arricchimento in azoto.

Per quanto riguarda i macroinvertebrati, vi sono scarse evidenze sulla risposta diretta di questo comparto biotico alle deposizioni azotate: in particolare, è nota una riduzione della biodiversità del

comparto in episodi di acidificazione provocati da apporti di azoto (Lepori & Keck, 2012). Friberg et al. (2009) hanno analizzato le comunità a macroinvertebrati di 594 corsi d'acqua in Danimarca, trovando che l'inquinamento organico nel suo complesso rappresentava una pressione significativa, ma osservando per sole due specie un cambiamento di dominanza negativamente correlato con l'azoto totale. In tutti gli altri casi, non fu possibile evidenziare alcun effetto specificamente legato all'azoto. Si può supporre l'esistenza di effetti indiretti, mediati dalla risposta delle comunità algali o perfitiche all'arricchimento in azoto, tuttavia, le reazioni della comunità macrobentonica possono essere complesse e difficili da prevedere in termini qualitativi e quantitativi.

Lo stesso si può dire per quanto riguarda la fauna ittica, che potrebbe, eventualmente risentire indirettamente di un arricchimento in azoto delle acque, qualora questo andasse ad impattare la comunità zooplanctonica. In sostanza, secondo Elser et al. (2009a), un apporto eccessivo di azoto alle acque superficiali, è potenzialmente nocivo per l'intera rete trofica, sebbene le risposte siano più o meno evidenti e/o complesse nei diversi comparti trofici.

Nonostante quanto in precedenza descritto, il problema del carico di azoto alle acque superficiali è stato, fino ad ora, sottovalutato: in Italia, mentre per i nitrati nelle acque sotterranee il D.Lgs 152/99 identifica dei valori soglia ai quali corrispondono delle classi di rischio, per le acque superficiali il D.Lgs. 260/2010 individua, per l'azoto inorganico, dei limiti tra le classi Buona e Sufficiente solo nelle acque di transizione. Gruppi di lavoro internazionali, tra cui l'International Nitrogen Initiative (INI) e la European Nitrogen Assessment (ENA; Sutton et al., 2001), nata nell'ambito del ESF-Research Networking Programme 'Nitrogen in Europe, hanno cercato di definire la quantità di azoto accettabile per gli ecosistemi acquatici, cioè il livello oltre il quale è da attendersi un danno significativo allo stato delle acque. Per i nitrati questo livello è stato identificato in 2 mg N l^{-1} , valore spesso ampiamente superato nelle acque di laghi e fiumi in aree ad elevato impatto da azoto. È stato inoltre messo in evidenza come non siano solo i nitrati la forma di N da monitorare ed eventualmente controllare; l'N in tutte le sue forme, sia organica che inorganica, dovrebbe essere oggetto di monitoraggio nell'ambito dei piani di tutela delle acque (Sutton et al., 2001). La misura dell'N totale ad esempio è fondamentale nella valutazione del ruolo dell'N come fattore limitante la produzione primaria negli ambienti acquatici; numerosi ecosistemi in Europa infatti sono co-limitati da P ed N e la limitazione da N è comune in ambito costiere ed in molti ambienti oligotrofici (Phillips et al., 2008). In base all'analisi condotta dall'ENA, che ha considerato criticamente numerosi studi sugli impatti dell'eccesso di N sulle acque, i limiti normalmente utilizzati per valutare lo stato qualitativo dei corpi idrici devono essere opportunamente rivisti, in un'ottica di "ecological threshold", ovvero allo scopo di prevenire danni significativi all'ecosistema nel suo complesso. È

necessario inoltre definire dei limiti sia a breve che a lungo termine, tenendo in considerazione che l'arricchimento in N procede per fasi progressive, e anche livelli di input medio-bassi ma costanti nel tempo, quali quelli ad esempio dovuti alle deposizioni atmosferiche, devono essere opportunamente valutati (Fenn et al., 2003).

Nel deliverable I2d7, sono stati utilizzati i dati raccolti con le campagne di campionamento effettuate nell'ambito del progetto InHabit, per sviluppare un'analisi delle relazioni tra le variabili ambientali e gli organismi appartenenti alle quattro comunità biotiche utilizzate per la definizione della qualità ecologica degli ambienti lacustri, secondo quanto previsto dal D.Lgs. 260 del novembre 2010, che recepisce la Direttiva Europea sulle Acque 2000/60.

Dei quattro indicatori biotici considerati, solamente il fitoplancton ha mostrato una risposta chiara al variare della disponibilità di composti azotati, evidenziando, per alcuni gruppi una preferenza o, viceversa, una intolleranza per alcune forme di azoto. Il differente utilizzo di diverse sorgenti di azoto da parte del fitoplancton è oggetto, da lungo tempo, di numerosi studi, ma mancano, tuttora, conferme definitive. Secondo Dortch (1990), il problema va posto sotto due aspetti prevalenti, entrambi fortemente influenzati dalle condizioni ambientali: da un lato la preferenza per l'ammonio, dall'altro l'effetto inibente che l'azoto ammoniacale può esercitare sull'assimilazione di altre forme di azoto inorganico. La preferenza relativa per l'ammonio è legata ai costi energetici più bassi associati con la sua assimilazione, in relazione all'assimilazione del nitrato (Dugdale et al., 2007), mentre livelli elevati di ammonio possono risultare dannosi per il metabolismo fitoplanctonico, sebbene l'effetto sia variabile in funzione delle condizioni ambientali e delle specie coinvolte (Dortch, 1990). Considerando la composizione del fitoplancton, l'ammonio sembra essere la sorgente di azoto preferita dai cianobatteri che non fissano l'azoto atmosferico e può rappresentare uno dei fattori che ne regolano la dominanza (Blomqvist et al., 1994): i risultati raccolti nel deliverable I2d7 confermavano come i cianobatteri siano gli organismi algali nettamente dominanti ai livelli più elevati di azoto ammoniacale. Tuttavia questo segnale era evidente in particolare per i siti ricchi di fosforo, e soggetti ad un carico di azoto e fosforo legato a fonti locali.

In questo deliverable, oltre a riassumere brevemente i principali risultati già descritti, vengono rielaborati i dati raccolti sui popolamenti fitoplanctonici, allo scopo di individuare l'effetto di concentrazioni più o meno elevate di azoto in ambienti poveri di fosforo, cioè in ambienti poco soggetti ad un carico trofico locale, che potrebbero essere classificati tra i siti di riferimento.

2. Distribuzione geografica della deposizione di azoto

Come già descritto nel deliverable I2d5, per valutare la distribuzione geografica delle deposizioni di azoto in Italia, sono stati utilizzati i dati dell'unica rete recentemente attiva che copre l'intero territorio nazionale: si tratta della rete attivata nell'ambito del progetto LIFE+ FutMon (Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System) co-finanziato dall'Unione Europea, che ha compreso ventidue stazioni di prelievo attive dal gennaio 2009 al giugno 2011 (Fig. 1 e tab 1). Nell'ambito di quel progetto sono state valutate le deposizioni totali (bulk) raccolte a cielo aperto e sotto la chioma degli alberi. In questo contesto verranno riassunti i risultati per le sole deposizioni raccolte a cielo aperto nel 2009.

La maggior parte dei siti di campionamento è situata in zone collinari o di montagna ad altitudine compresa tra i 500 e i 1500 m, in buona analogia con le caratteristiche dei bacini imbriferi dei siti InHabit.

In ogni sito, 3 campionatori costantemente esposti (bulk) sono installati a cielo aperto, cioè in una radura nel bosco o su una torretta, in modo da raccogliere la deposizione atmosferica senza che questa abbia interagito con le chiome degli alberi.

Le analisi delle deposizioni atmosferiche nel contesto del programma FUTMON sono svolte presso l'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR per 20 stazioni. Le analisi dei campioni delle stazioni LOM1 e BOL1 sono invece effettuate rispettivamente presso l'Istituto di Ricerca sulle Acque del CNR (area LOM1) e l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente (APPA) della Provincia di Bolzano (area BOL1). Le procedure di campionamento, invio dei campioni ai laboratori e i metodi di analisi sono descritti in dettaglio in un manuale distribuito agli operatori delle diverse aree, per assicurare la massima uniformità nel prelievo e trattamento dei campioni (Tartari et al., 2002).

La concentrazione media annua di NH_4^+ e NO_3^- sono entrambe molto variabili (Tab. 2), la prima da 11 (PUG1) a 73 $\mu\text{eq l}^{-1}$ (VEN2) e la seconda da 11 (CAL1) a 39 $\mu\text{eq l}^{-1}$ (VEN2). In particolare le concentrazioni di ammonio, originato dalle emissioni di ammoniaca legate alle attività agricole e zootecniche, sono elevate nella Pianura Padana e nelle aree limitrofe.

Lo ione nitrato, invece, deriva dalla trasformazione degli ossidi di azoto emessi principalmente da sorgenti industriali e dal traffico veicolare e la sua concentrazione mostra una distribuzione più uniforme a livello nazionale, con valori elevati nelle regioni settentrionali e nell'Italia centrale. Si

deve tener conto che la deposizione di ammonio è più sensibile alla presenza di sorgenti locali, mentre gli ossidi di azoto e gli ioni nitrato tendono a propagarsi su distanze maggiori.

La distribuzione spaziale delle deposizioni annue a cielo aperto è simile a quella delle concentrazioni. La deposizione di ioni ammonio interessa soprattutto la Pianura Padana e le Prealpi (VEN1, VEN2, EMI1, PIE1), dove arriva a 7-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹, mentre quella degli ioni nitrato è distribuita in modo più omogeneo, con valori da 2 (TOS, TRE1 e VAL1) a 7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (PIE1).

La deposizione di azoto totale, che comprende nitrati, ammonio e azoto organico, ricalca quella delle forme inorganiche, con valori inferiori a 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nelle regioni meridionali e valori più elevati al nord (10,6 - 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Il valore più elevato, pari a 20,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ a VEN1, è legato essenzialmente alla forte piovosità di quest'area, soggetta a precipitazioni orografiche.

Per quanto riguarda le due regioni di studio del progetto InHabit, si può notare che: in Piemonte i valori di deposizione di ammonio e di nitrato sono particolarmente elevati nell'area collinare pedemontana (7 kg ha⁻¹ a⁻¹), dove si trovano la maggior parte dei laghi del progetto InHabit, mentre nell'area alpina, dove si trovano i laghi Serrù e Morasco, i valori sono nettamente più bassi (4 kg ha⁻¹ a⁻¹).

In Sardegna, l'unica stazione attiva si trova in un'area collinare di media altitudine, paragonabile alla situazione dei siti InHabit. La deposizione di ammonio e di nitrati in questa stazione è confrontabile a quella della stazione montana in Piemonte, e più bassa rispetto a quella della stazione collinare piemontese.



Figura 1 - Collocazione delle aree permanenti per lo studio della chimica delle deposizioni atmosferiche e indicazione delle principali specie dominanti.

Codice	Nome	Quota m s.l.m.
ABR1	Selva Piana (AQ)	1500
CAL1	Piano Limina (RC)	915
CAM1	Serra Nuda (SA)	1200
EMI1	Boschi Carrega (PR)	200
FRI2	Tarvisio (UD)	820
LAZ1	Monte Rufeno (VT)	690
LOM1	Val Masino (SO)	1190
MAR1	Roti (MC)	775
PIE1	Val Sessera (BI)	1150
PUG1	Foresta Umbra (FG)	800
SAR1	Marganai (CA)	700
SIC1	Ficuzza (PA)	940
TOS1	Colognole (LI)	150
TRE1	Passo Lavazè (TN)	1800
VAL1	La Thuile (AO)	1740
VEN1	Pian di Cansiglio (TV)	1100
ABR2	Rosello (CH)	960
LAZ2	Monte Circeo (LT)	190
TOS2	Cala Violina (GR)	30
BOL1	Renon (BZ)	1740
PIE3	Alpe Devero (VB)	1860
VEN2	Bosco Fontana (MN)	25

Tabella 1 – Collocazione dei campionatori di deposizioni atmosferiche.

Codice	Precipitazione mm	NH4+ µeq l-1	NO3- µeq l-1	NH4+ kg m2 a-1	NO3- kg m2 a-1
ABR1	1311	18	18	3	3
ABR2	1511	20	17	4	4
BOL1	1022	23	18	3	3
CAL1	1892	13	11	3	3
CAM1	1220	14	16	2	3
EMI1	938	49	36	6	5
FRI2	1798	18	17	5	4
LAZ1	1098	17	25	3	4
LAZ2	1081	17	29	3	4
LOM1	1570	25	17	5	4
MAR1	991	19	26	3	4
PIE1	2051	26	23	7	7
PIE3	1424	21	19	4	4
PUG1	1717	11	16	3	4
SAR1	936	41	21	5	3
TOS1	1033	16	24	2	3
TOS2	659	16	27	1	2
TRE1	950	17	15	2	2
VAL1	626	24	25	2	2
VEN1	2341	30	18	10	6
VEN2	821	73	39	8	5

Tabella 2 – Precipitazione, concentrazioni medie ponderate a cielo aperto e deposizioni areali dei composti inorganici dell’azoto nelle aree FutMon nel 2009.

Nel deliverable I2d6, i valori misurati di deposizione azotata sono stati anche confrontati con quelli prodotti dal modello di deposizione messo a punto dall'EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe), volti a quantificare, attraverso misure sperimentali e approcci modellistici, le emissioni e le ricadute degli inquinanti atmosferici, tra cui i composti azotati. Questi dati sono forniti dal Centre on Emission Inventories and Projections EMEP (CEIP), e calcolati a partire dagli inventari nazionali delle emissioni. L'uso dei dati del modello EMEP permette di estendere questa valutazione all'intero territorio nazionale, anche in assenza di stazioni di misura in prossimità dei singoli laghi.

Da questo confronto sui carichi di deposizione atmosferica calcolati e misurati è risultato che i valori per le stazioni considerate risultano essere tendenzialmente dello stesso ordine di grandezza per quanto riguarda l'azoto nelle deposizioni atmosferiche (sia per la tipologia wet che per quella "totale", intesa come somma di bulk open field e throughfall, ove presente), anche se i valori risultano abbastanza differenti, con differenze anche dell'ordine dell'80-90% per la deposizione umida, ma più limitate (intorno al 30%) per la deposizione totale.

A questo proposito è importante notare che i valori forniti dal modello EMEP sono i valori medi previsti su una maglia di 2500 km², mentre i valori misurati si riferiscono a stazioni puntiformi, che possono essere soggetti a situazioni particolari (precipitazioni orografiche, inquinamenti locali) diversificate all'interno della stessa cella.

3. Modellizzazione del rilascio di azoto dal bacino imbrifero

E' noto dalla letteratura che negli ecosistemi forestali l'elemento limitante è generalmente l'azoto. Essi trattengono quindi l'azoto apportato dalle deposizioni atmosferiche. Tuttavia, quando l'apporto di azoto supera una certa soglia, dipendente anche dalle caratteristiche stazionali, la ritenzione di azoto si riduce. Questo quadro generale è stato confermato sia da studi di campagna che da esperienze di concimazione azotata, come quelle mostrate in figura 2 e ricavate dai risultati del progetto europeo NITREX (Dise & Wright 1995)

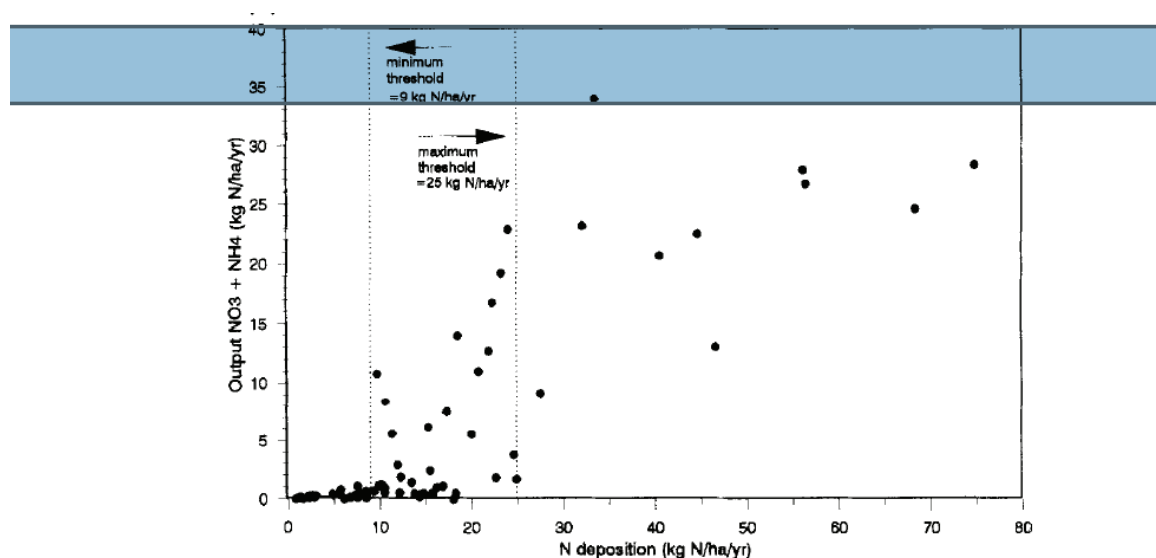


Fig. 2 – Rilascio d'azoto da ecosistemi forestali sperimentali, in funzione dell'apporto, da Dise & Wright (1995)

Queste indicazioni qualitative sono state formalizzate in un modello numerico da Dise et al. (2008), utilizzando l'ampio database del Programma Cooperativo Integrato di valutazione degli effetti del trasporto transfrontaliero degli inquinanti sulle foreste (ICP-Forests), sponsorizzato dall'Unione Europea e dalla Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite. Dise et al. (2008) hanno proposto, tarato e validato diversi modelli di rilascio di azoto dai suoli forestali, applicabili in alternativa uno rispetto all'altro in funzione dell'intensità della deposizione azotata e della qualità del suolo. Tre delle cinque relazioni proposte sono utilizzabili per suoli con alto contenuto organico, come quelli del Nord Europa e di alcune zone alpine, mentre quelle che meglio si adattano alle situazione italiana, valide per suoli con rapporto C/N minore di 23, sono riportate in tabella 3.

Tab. 3 Modelli empirici per la predizione dell'azoto inorganico rilasciato da un bacino forestale (N-out) in funzione della deposizione (N-in) (Dise *et al.*, 2008).

Modello	Campo di applicazione	Equazione
1	$N\text{-in} < 8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$N\text{-out} = 0,13 (N\text{-in})$
3	$N\text{-in} \geq 8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$N\text{-out} = 0,68 (N\text{-in}) - 4,1$

Queste equazioni ricalcano sostanzialmente i valori già trovati nell'esperimento NITREX, ma sono basati sui valori misurati in più di 200 siti non soggetti a disturbo umano diretto, in 11 Paesi europei.

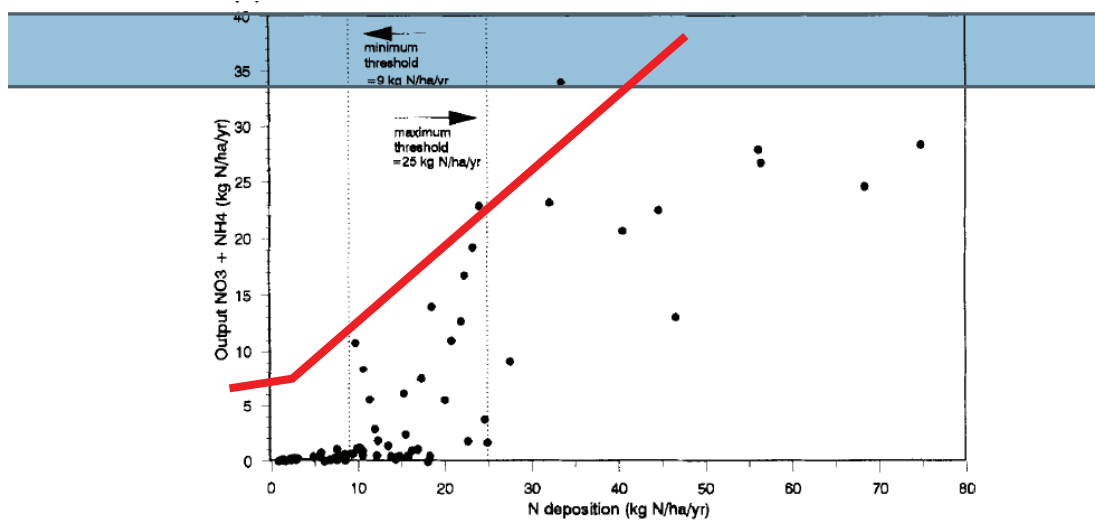


Fig. 3 – Confronto tra il rilascio d'azoto da ecosistemi forestali sperimentali, in funzione dell'apporto, (Dise & Wright 1995) e le equazioni dei modelli di Dise et al. (2008) (linee rosse).

4. Validazione delle stime di rilascio di azoto

Per validare le stime del modello di Dise, si è utilizzato un modello che permette di calcolare il carico massimo di azoto ai suoli forestali ammissibile senza che vi sia lisciviazione di azoto, è usando il Simple Mass Balance model (SMB) (Sverdrup et al. 1990, Sverdrup and De Vries 1994), un single-layer model, vale a dire che il suolo è trattato come un unico comparto omogeneo.

Il modello è stato applicato a due siti, uno in Sardegna e uno in Piemonte, per cui erano disponibili informazioni di dettaglio sulle caratteristiche del suolo e del soprasuolo forestale.

Il modello presuppone che:

- se il suolo è più profondo della zona di radicamento, si trascuri il ciclo dei nutrienti e di si tratti solo l'uptake di crescita netta,
- tutti i fenomeni di evapotraspirazione si verificano nella parte superiore del profilo del terreno,
- la percolazione è costante attraverso la superficie del terreno e si verifica solo verticalmente,
- le costanti chimico-fisiche si presume siano uniformi in tutto il profilo del terreno,
- i flussi interni (come ad esempio tassi di deposizione atmosferica, immobilizzazione azoto ecc.) sono indipendenti dalle condizioni chimiche del suolo (ad esempio pH).

Poiché il modello SMB descrive le condizioni dello stato stazionario, esso richiede medie di lungo periodo per flussi di ingresso. Variazioni a breve termine, per esempio, episodiche, stagionali o interannuali causate di perturbazioni naturali a breve termine, non sono considerate, ma si presume siano incluse nel calcolo della media a lungo termine.

Il punto di partenza per il calcolo di carichi critici di azoto, come nutriente, con il modello SMB è il bilancio di massa dell'azoto totale (N) per il comparto del suolo in esame:

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} = N_{\text{ad}} + N_i + N_u + N_{\text{de}} + N_{\text{eros}} + N_{\text{fire}} + N_{\text{vol}} + N_{\text{le}} \quad (1)$$

dove:

N_{dep} = deposizione di N totale

N_{fix} = 'input' di N dalla fissazione biologica

N_{ad} = adsorbimento di N

N_i = immobilizzazione netta a lungo termine di N nella materia organica presente nel suolo

N_u = rimozione netta di N dall'agricoltura e dalla zootecnia

N_{de} = flusso di N atmosferico da processi di denitrificazione

N_{eros} = perdite di N attraverso processi erosivi

N_{fire} = perdite di N a causa di incendi (selvatici o controllati)

N_{vol} = perdite di N dall'atmosfera tramite volatilizzazione di NH_3

N_{le} = lisciviazione di N nel comparto radicale

Le seguenti ipotesi portano ad una semplificazione della equazione (1):

- L'assorbimento di azoto, quale ad esempio l'adsorbimento di NH_4 da minerali argillosi, che temporaneamente può portare ad un accumulo di N nel terreno, e che tuttavia viene memorizzato/rilasciato solo quando si ha un cambiamento nella deposizione, può quindi essere trascurato in caso di stato stazionario.
- La fissazione dell'azoto è trascurabile nella maggior parte degli ecosistemi (foresta), fatta eccezione per le specie N-fissatrici.
- La perdita di N dovuta ad incendi, fenomeni erosivi e volatilizzazioni è bassa per la maggior parte degli ecosistemi in Europa, e di conseguenza trascurata nella seguente discussione.
- La lisciviazione di ammonio (NH_4) può essere trascurata in tutti gli ecosistemi forestali, preferenzialmente a causa dell'uptake e della completa nitrificazione nella zona radicale (cioè $NH_{4,le} = 0$, $N_{le} = NO_{3,le}$).

Da questa semplificazione dell'ipotesi l'equazione (1) diventa:

$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le} \quad (2)$$

Da questa equazione, il carico critico si ottiene dalla definizione di un limite accettabile per la lisciviazione di N, $N_{le}(acc)$, e la scelta di questo limite dipende "dall'elemento sensibile per l'ambiente" che deve essere protetto. Nel nostro caso, però il valore è stato posto a zero, per valutare il carico massimo ammissibile prima che si abbia rilascio di azoto.

La deposizione di N quando il rilascio è zero diventa il carico critico di azoto nutriente, $CL_{dado}(N)$:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{de} \quad (3)$$

Considerando le alte temperature registrate in Italia, N_i è stato impostato come $1 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Posch 2004).

La denitrificazione è stata considerata linearmente correlata all'input netto di N (De Vries et al. 1994):

$$N_{de} = \max (0, f_{de}(N_{dep} - N_i - N_u))$$

dove f_{de} , la cosiddetta frazione di denitrificazione, impostata rispettivamente come 0,5 e 0,7 per terreni sabbiosi e argillosi.

I risultati di questa modellizzazione sono risultati essere $13,4 \text{ kg ha}^{-1}$ in Val Sessera, in un bosco ceduo di faggi relativamente giovani e 7 kg ha^{-1} in Sardegna, in un bosco più maturo, confermando che vi è già una probabilità di rilascio di azoto anche per deposizioni al di sotto di $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

5. Verifica della saturazione di azoto attraverso l'analisi dei corsi d'acqua

Per verificare se effettivamente i valori di deposizione di azoto misurati in Piemonte e Sardegna fossero tali da far presupporre un rilascio di azoto dai bacini imbriferi, è stato applicato il modello di Traaen & Stoddard (1995) a due bacini forestali, uno per regione, collocati in prossimità dei siti InHabit a quota sufficientemente elevata da poter trascurare l'influsso delle acque sotterranee: la parte sommitale del Rio Sesslera (Piemonte), in prossimità della stazione di campionamento delle deposizioni atmosferiche, e il rio Su Drambunco, nel comune di Aladei Sardi (SS) nel bacino del Lago Posada. Le concentrazioni di azoto sono state misurate nel laboratorio dell'ISE per il primo, mentre per il secondo esse sono state ricavate dalla banca dati CEDOC-Regione Sardegna (<http://82.85.20.58/sardegna/webapp/index.php>) per gli anni 2002-2009.

In base alla già citata teoria della saturazione da azoto dei suoli (Aber et al. 1989), la quantità di azoto, presente in un corso d'acqua, sarà una funzione al livello di saturazione di azoto presentato dal suolo (Aber *et al.*, 1989), la cui evoluzione può essere descritta in quattro "stadi" successivi (descritti in dettaglio da Traaen & Stoddard, 1995) nei quali i processi di trasformazione dell'azoto assumono un'importanza relativa differente:

Stadio zero: allo stadio zero predomina la domanda di azoto da parte delle piante e della componente microbica presente nel terreno; tale richiesta influenza fortemente i livelli stagionali di nitrati delle acque riceventi che saranno per la maggior parte dell'anno molto bassi se non addirittura al di sotto del limite di rilevazione del metodo analitico e, lievemente più alti, solo durante il disgelo (nelle zone dove la neve rimane accumulata oltre i mesi invernali), oppure durante le piogge primaverili particolarmente violente (Fig. 4a).

Stadio uno: la perdita di nitrati da parte del bacino imbrifero durante il disgelo e le piogge primaverili diviene consistente, aumentando di conseguenza il livello di azoto nelle acque

Deliverables I2d8

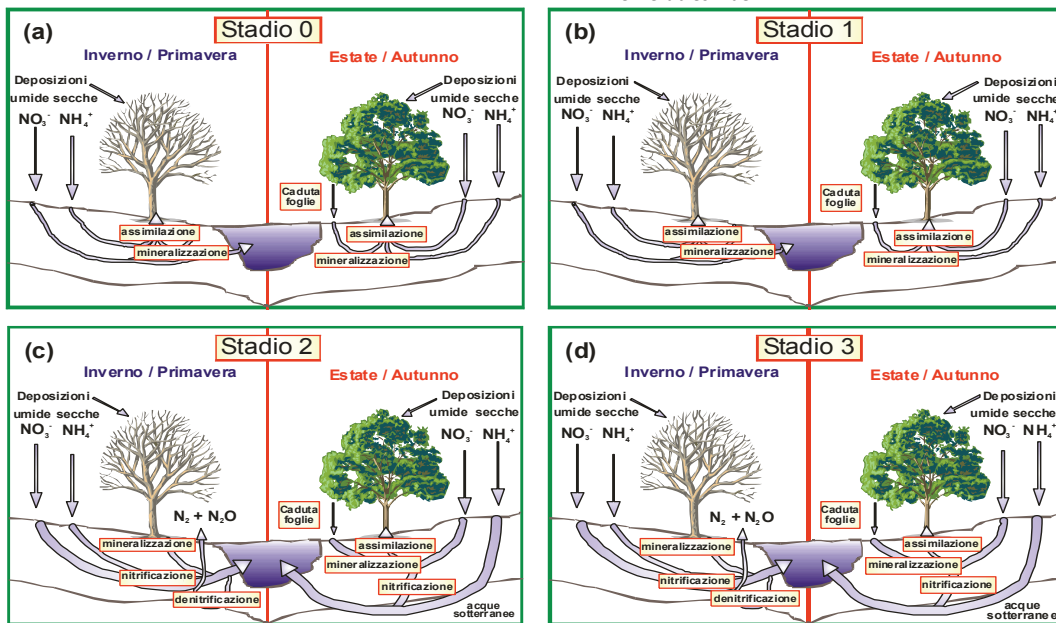


Fig. 4 Rappresentazione schematica del ciclo dell'azoto di un bacino idrografico, suddiviso in quattro stadi di saturazione: (a) Stadio 0; (b) Stadio 1; (c) Stadio 2 e (d) Stadio 3 (tratto da Traaen & Stoddard, 1995).

superficiali (Fig. 4b). Tale fenomeno è considerato il primo segnale che i bacini imbriferi stanno procedendo verso i livelli di saturazione (Murdoch & Stoddard, 1992).

Stadio due: La domanda biologica non esercita più un controllo sulle concentrazioni di azoto invernale e primaverile; pertanto nello stadio due il ciclo annuale non è più dominato dall'assorbimento (come negli stadi zero e uno), ma dal rilascio di azoto per denitrificazione o per filtrazione al di sotto della fascia radicale andando così ad incrementare la concentrazione di nitrati nelle acque percolate (Fig. 4c). In questi casi le masse d'acqua sotterranee apportano un maggior contributo di azoto al corso d'acqua rispetto alle acque di superficie. Nello stadio due, pertanto, l'azoto prodotto (deposizione e mineralizzazione) supera l'azoto assorbito.

Stadio tre: il bacino idrografico diviene una netta sorgente di azoto più che di deposito. Infatti i meccanismi di ritenzione (utilizzo da parte della vegetazione e della componente microbica) sono ridotti, mentre i meccanismi di mineralizzazione contribuiscono in modo sostanziale al rilascio di azoto dal bacino imbrifero (Fig. 4d). Deposizione e mineralizzazione contribuiscono al dilavamento dell'azoto da parte delle acque di superficie e lo stadio tre è quindi caratterizzato da concentrazioni di nitrati estremamente elevate nel corso d'acqua, che possono superare le immissioni atmosferiche.

Gli stadi descritti da Stoddard sono stati adattati in funzione della diversa frequenza di campionamento dei corsi d'acqua: per i corsi d'acqua in cui vengono effettuati campionamenti frequenti che permettono una classificazione precisa, si utilizza il modello descritto in tabella 4.

Tab. 4 Classificazione dei bacini imbriferi in base agli stadi di saturazione di azoto. Modello basato su campionamenti frequenti; concentrazioni espresse come valori medi mensili di nitrati (tratto da Traaen & Stoddard, 1995).

STADIO	CONDIZIONI DI SATURAZIONE
Stadio 0	almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ ed un valore massimo $< 20 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 1	1-2 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$, o almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ ed un valore massimo $\geq 20 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 2	nessun mese con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ e almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 < 50 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 3	meno di 3 mesi con $\text{NO}_3 < 50 \mu\text{eq l}^{-1}$

Nei grafici in figura 5 sono rappresentate le serie temporali relative all'azoto nitrico espresso in mg L^{-1} per i due corsi d'acqua citati. Già da questo grafico, si vede che nel sito piemontese i suoli sono saturi di azoto, che viene rilasciato nel ruscello che drena l'area forestale tutto l'anno, con concentrazioni variabili ma sempre elevate. Nel caso del ruscello sardo, invece, si ha una spiccata stagionalità dei rilasci, con valori inferiori in estate e maggiori in inverno, indicando una minore saturazione di azoto.

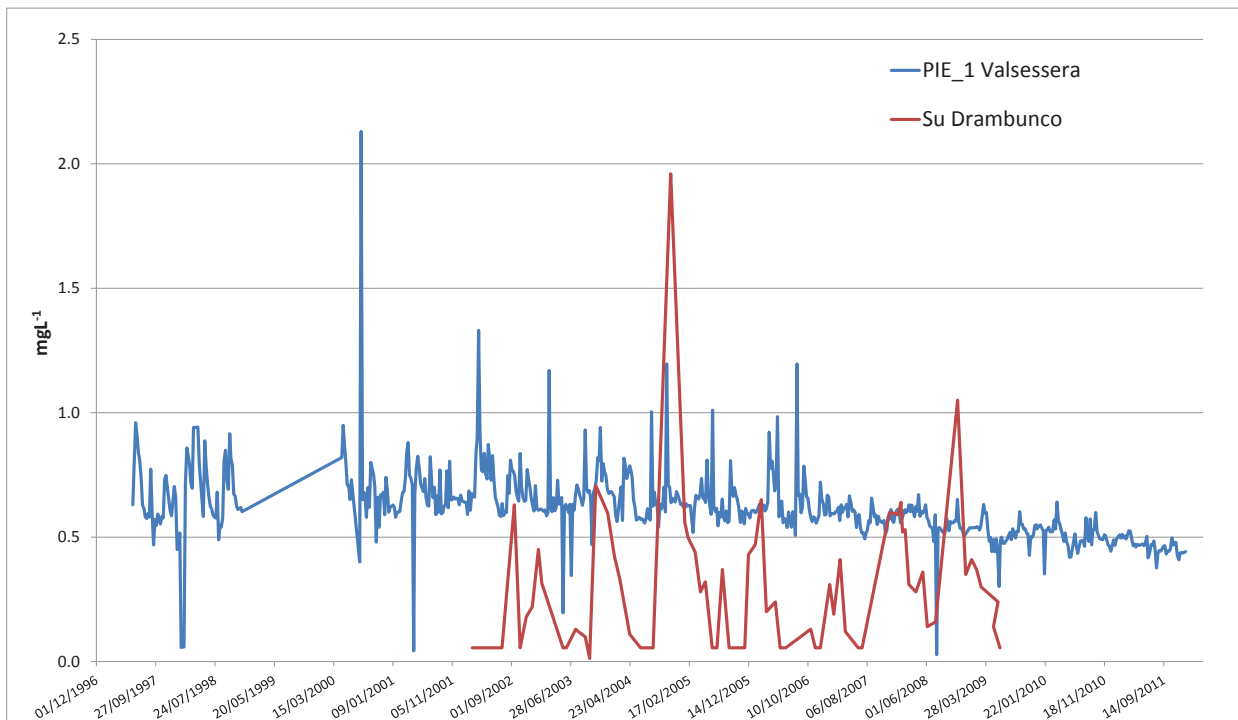


Fig. 5 - Andamenti temporali dei valori di azoto nitrico (mgL^{-1}) nei corsi d'acqua considerati.

Per valutare l'indice di Stoddard dei due corsi d'acqua considerati, in Piemonte e Sardegna, si è fatto uso della serie di dati disponibile, relativa al periodo 2002-2009. Si sono dapprima calcolati i valori medi per ciascun mese, quindi, facendo uso dell'approccio descritto in tabella 4, si sono ottenuti i valori riportati nella tabella 5.

Ne risulta che il sito piemontese, soggetto a deposizione più elevata di azoto, si trova già in classe 2 (elevata saturazione), mentre il sito sardo si trova in classe 1 (moderata saturazione).

Tab. 5 Concentrazioni medie ponderate mensili ($\mu\text{eq L}^{-1}$) di azoto nitrico per il periodo 2002-2009 e indicazione del relativo indice di Stoddard.

	PIE_1 Valsessera	Su Drambunco
Gennaio	44	36
Febbraio	43	28
Marzo	47	21
Aprile	47	12
Maggio	46	11
Giugno	42	1
Luglio	39	3
Agosto	45	12
Settembre	45	17
Ottobre	45	3
Novembre	45	46
Dicembre	45	24
Indice Stoddard	2	1

6. *Importanza relativa dell'azoto atmosferico*

Sulla base dei modelli e delle considerazioni descritti nei capitoli precedenti, abbiamo calcolato per ognuno dei laghi del progetto InHabit, gli apporti atmosferici diretti al lago e quelli apportati dalle deposizioni atmosferiche al bacino imbrifero e poi rilasciati al lago, nell'ipotesi che tutto il bacino imbrifero sia ricoperto da foreste. Si tenga presente che questa è realistica per alcuni laghi (Mergozzo, Avigliana Piccolo, Sirio, Baratz, Sos Canales, Torrei), nei cui bacini le aree urbanizzate e quelle coltivate sono molto modeste. Per quei bacini in cui la superficie è prevalentemente coltivata, come nel caso dei laghi di Candia e di Viverone e degli altri invasi sardi, l'apporto di azoto dovuto al rilascio dei terreni coltivati è stato computato tra gli apporti antropici diretti.

Per quattro laghi piemontesi, la stima è stata effettuata sia utilizzando i dati di deposizione del modello EMEP, sia quelli della più vicina stazione di raccolta delle deposizioni atmosferiche, tuttavia il confronto delle due stime mostra che le differenze in termini di carichi complessivi e soprattutto di carichi percentuali sono irrilevanti, e di conseguenza si assume che sia possibile utilizzare le stime del modello EMEP per estendere la modellizzazione ad altre regioni italiane.

I valori così calcolati sono confrontati, sia in termini assoluti che percentuali, in figura 5 con l'apporto diretto di azoto dovuto alle attività umane, così come calcolato nei piani di gestione.

In complesso si può notare che per i bacini sardi di Bidighinzu, Sos Canales, Posada e Torrei, gli apporti diretti dovuti all'attività agricola nel bacino imbrifero sono molto elevati, e l'apporto atmosferica è quindi percentualmente insignificante.

Al contrario, nei due bacini di alta montagna l'unica fonte di azoto è quella atmosferica non essendovi nessuna attività agricola o zootecnica rilevante nel bacino imbrifero.

Un caso più interessante è quello dei laghi piemontesi (Mergozzo, Candia, Viverone, Sirio e Avigliana Piccolo), del Lago Baratz e dell'invaso di Torrei, entrambi in Sardegna. In questo caso l'apporto atmosferico, diretto o mediato dal bacino imbrifero, rappresenta una percentuale notevole dell'apporto di azoto, dal 47% del Lago di Candia a più del 95% del Lago di Mergozzo, e tale percentuale è tanto più alta quanto ridotto è il disturbo antropico diretto al lago.

Ne consegue che l'importanza dell'apporto atmosferico di azoto sulla qualità delle acque ed eventualmente il suo possibile effetto sulle comunità biologiche che vi vivono sarà tanto più evidente quanto più un lago si avvicina alle condizioni di riferimento.

Diventa quindi essenziale verificare l'importanza di diversi apporti di azoto nei siti di riferimento, perché la deposizione azotata è un fattore di disturbo non considerato nel sistema di gestione delle acque previsto dalla Direttiva Quadro, e basato sulla gestione dei bacini imbriferi.

Inoltre variazioni nell'intensità della deposizione azotata nei siti di riferimento possono influenzarne le comunità biologiche, alterando l'intero impianto della valutazione della qualità dei corpi idrici sulla base dei rapporti di qualità ecologica.

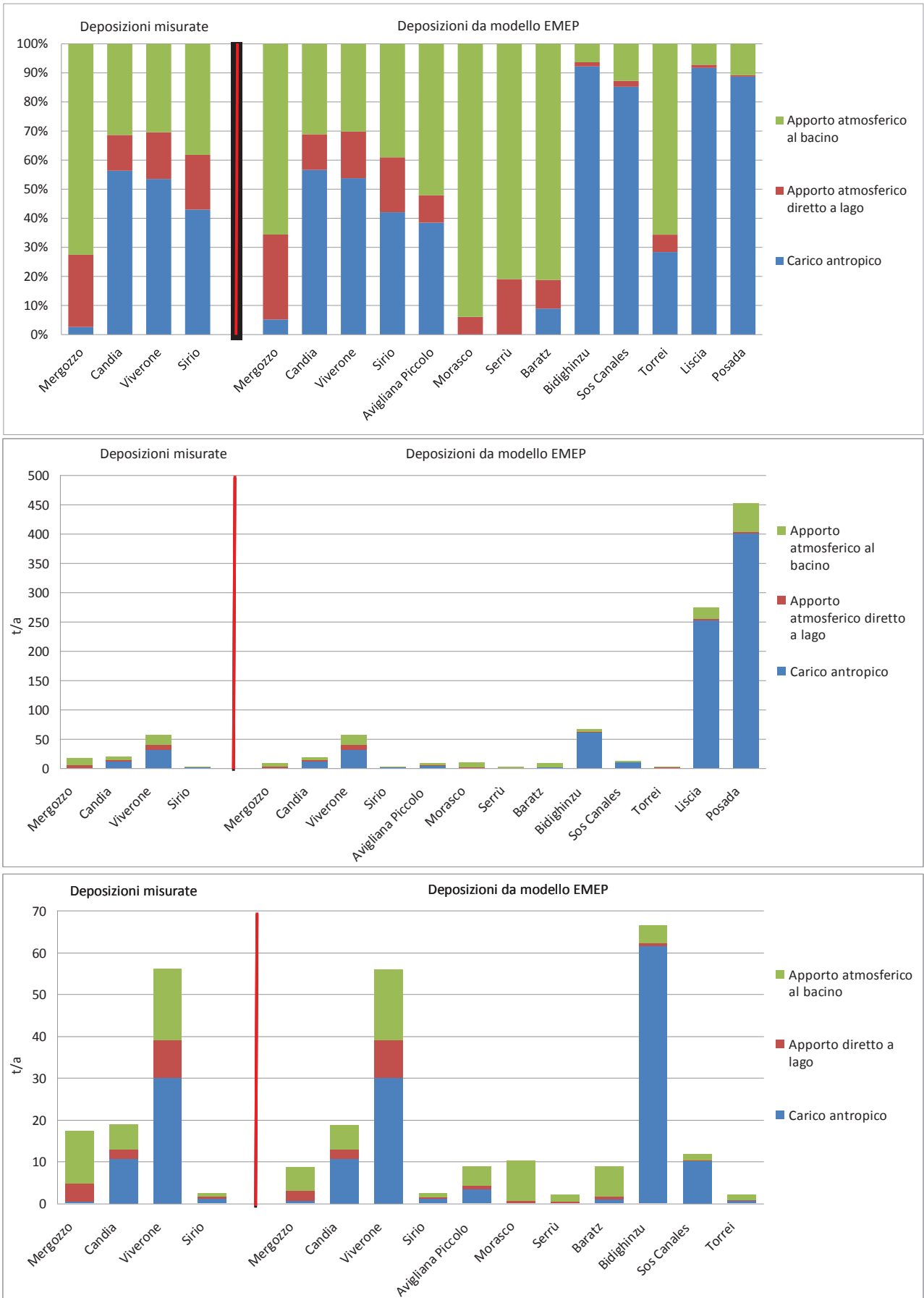


Fig. 5 - Apporti in termini percentuali e assoluti di azoto totale ($t a^{-1}$) per i laghi ed invasi selezionati.

7. Risposta delle comunità biotiche (escluso il fitoplancton) ai composti azotati.

Le risposte delle comunità biotiche all'apporto di composti azotati sono state esaminate in dettaglio nel deliverable I2d7. In questo capitolo riassumiamo i risultati ottenuti per le macrofite, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica, mentre nel prossimo capitolo verrà riesaminato in dettaglio il caso del fitoplancton, la comunità biologica che sembra rispondere in misura maggiore alla concentrazione di composti azotati nelle acque.

Nell'ambito del progetto InHabit sono state esaminate, con il protocollo previsto dal D.M. 8 novembre 2010, n. 260, le coperture delle macrofite in tutti i laghi naturali compresi nel progetto InHabit, oltre che nei soli due bacini artificiali sardi dove le macrofite avevano uno sviluppo significativo (Liscia e Sos Canales). Si noti che il protocollo di campionamento, analogamente a quanto avviene per i metodi ufficiali degli altri Paesi europei, esclude la fascia a canneto, ma limita l'area di studio alla parte effettivamente e permanentemente coperta dall'acqua. Nel caso del Lago di Mergozzo, nonostante l'estesa fascia a canneto che ne caratterizza la sponda orientale, il campionamento non ha permesso di ritrovare nessuna macrofita sommersa, emergente o flottante.

La relazione tra le caratteristiche ambientali e a distribuzione delle macrofite nei diversi laghi ed invasi è stata esplorata nel deliverable I2d7 ed è risultata correlata al pH e alla conducibilità elettrica delle acque, quest'ultima fortemente influenzata dal forte contenuto ionico del Lago di Baratz, situato a poche decine di metri dalla costa occidentale sarda. Tra i laghi piemontesi, appare inoltre una diversificazione tra il Lago Sirio, il lago che ha la più bassa concentrazione di ammonio (NH_4) e il Candia, che invece è il lago con maggior concentrazione di ammonio. *Lemna minor* e *Myriophyllum verticillatum* si trovano solo nel primo, mentre *Nymphoides peltata* si trova solo nel secondo, dove si ha anche un'elevata copertura di *Trapa natans*, *Nelumbo nucifera*, *Nuphar luteus* e del genere *Najas*. Tuttavia questi risultati devono essere considerati puramente descrittivi, in quanto il basso numero di siti impedisce ogni trattamento statistico di questi dati.

La fauna bentonica lacustre è stata analizzata per le sue correlazioni con l'azoto sui dati ottenuti su 5 laghi naturali (piccolo di Avigliana, Candia, Sirio, Viverone e Mergozzo) e su 1 invaso (L. di Morasco), tutti situati in Piemonte. Le analisi multivariate hanno mostrato come la comunità di macroinvertebrati sia strutturata da due gradienti principali: un gradiente trofico, correlato con la percentuale di saturazione di ossigeno disciolto e la temperatura, ma negativamente con il fosforo totale, la profondità di campionamento, l'azoto ammoniacale, conducibilità e alcalinità, e un gradiente morfologico, correlato con l'area superficiale e la profondità dei laghi.

Separando invece gli organismi bentonici in gruppi funzionali, al gradiente trofico principale si affianca un secondo gradiente che mostra una correlazione positiva con azoto nitrico e totale, e trasparenza delle acque dove dominano i filtratori.

Infine, per quanto riguarda la fauna ittica, analizzata su 8 laghi, 4 in Piemonte e 4 in Sardegna, le analisi delle ridondanze hanno mostrato che i valori di lunghezza media e di peso medio degli esemplari catturati con le reti sembrano essere quelli maggiormente influenzati dalla concentrazione di nutrienti (TP e TN).

A livello di gruppi funzionali (guilds), i bentivori, gli onnivori e le specie tolleranti sono tipici di ambienti con elevati valori di azoto ammoniacale, azoto totale, fosforo totale, clorofilla e con una più elevata temperatura media, mentre le specie poco tolleranti dimostrano invece di popolare i laghi (Morasco, Serrù e Sos Canales) collocati ad altitudini maggiori, aventi una maggiore trasparenza delle acque e un grado di trofia inferiore agli altri bacini indagati.

I risultati ottenuti analizzando le relazioni tra le variabili ambientali e gli elementi di qualità biologica diversi dal fitoplancton hanno fornito indicazioni che sembrano più puntare verso un ruolo discriminante delle variabili indicatrici di stato trofico, in generale, senza che emerga un ruolo dell'azoto come fattore discriminante.

8. La risposta del fitoplancton ai composti azotati

8.1 Metodi

Una prima analisi dei risultati dello studio delle comunità fitoplanctoniche era stato condotto nel deliverable I2d7 con un data set ridotto. In questo deliverable viene presentata una nuova analisi, condotta sui dati ottenuti nel corso della campagna di campionamento, condotta nel corso del 2011, su sette corpi d'acqua del Piemonte, di cui cinque laghi naturali e due invasi, nonché su sei corpi d'acqua localizzati in Sardegna, di cui cinque invasi ed un lago naturale.

In Piemonte, sono stati campionati i laghi Candia, Sirio, Viverone, Mergozzo e Piccolo di Avigliana ed i due invasi Morasco e Serrù; in Sardegna gli invasi Bidighinzu, Sos Canales, Liscia, Torrei, Posada ed il Lago Baratz, unico ambiente lacustre naturale dell'isola. Le caratteristiche morfometriche e morfologiche di tutti questi bacini sono state riportate nel Deliverable I1d1, cui si rimanda per una descrizione dettagliata.

In ogni ambiente sono stati effettuati i prelievi stagionali previsti dal protocollo di monitoraggio nazionale (Buraschi et al., 2008), raccogliendo sei campioni nell'arco dell'anno, con l'eccezione degli invasi Serrù e Morasco, nei quali sono stati raccolti solamente tre campioni, poiché, a causa della quota elevata alla quale si trovano, il periodo in cui è possibile accedere al lago è ridotto all'intervallo giugno-ottobre.

I prelievi per le analisi chimiche sono stati effettuati prelevando cinque campioni lungo la colonna d'acqua, a profondità variabile in relazione alla stratificazione termica, secondo il protocollo di monitoraggio nazionale (Sollazzo et al., 2008), che prevede la raccolta di un campione in prossimità della superficie, uno nello strato epilimnico (4/5 dell'epilimnio), uno nello strato metalimnico, uno nell'ipolimnio superficiale, uno nell'ipolimnio profondo.

Le variabili considerate nell'analisi sono: temperatura, conducibilità, alcalinità, pH, ossigeno disciolto, saturazione percentuale di ossigeno, fosforo reattivo solubile, fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto totale, silice reattiva, trasparenza e clorofilla totale.

Per avere un dato correlabile con quello integrato relativo alla biomassa fitoplanctonica, i valori ottenuti a profondità discrete sono stati mediati aritmeticamente per ogni campione, ad eccezione della trasparenza e della clorofilla integrata nella zona eufotica. I dati grezzi delle singole variabili sono stati trasformati in logaritmo, per avere ordini di grandezza confrontabili per tutte le variabili.

I prelievi per il fitoplancton sono stati effettuati integrando serie di campioni discreti raccolti nello strato eufotico, secondo quanto previsto dal protocollo nazionale di monitoraggio. Gli organismi

fitoplanctonici sono stati conteggiati con il metodo del microscopio invertito (Utermöhl, 1958), classificando i *taxa* rinvenuti fino al livello di specie, dove possibile. La biomassa algale è stata calcolata equiparando la morfologia delle cellule a solidi geometrici semplici ed utilizzando le formule per il calcolo del biovolume cellulare riportate in Hillebrand et al. (1999) e Sun & Liu (2003).

L'esame tassonomico dei campioni ha portato all'identificazione di oltre 290 unità tassonomiche, molte delle quali presenti solo occasionalmente e con biomasse poco rilevanti. Allo scopo di semplificare la matrice dei dati originali, i *taxa* sono stati, in una prima fase, raggruppati al livello di ordini, riducendo il numero di unità tassonomiche a 23. La prima fase dell'analisi statistica ha permesso di evidenziare quali fossero gli ordini meglio correlati con i composti dell'azoto, consentendo, quindi di selezionare solo le specie algali appartenenti a questi ordini.

Un'ulteriore selezione è stata fatta eliminando quelle specie che non superavano, come somma di tutti i campioni, il valore di $20 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. In questo modo, il numero di specie in matrice si è ridotto a 93.

Per effettuare le analisi statistiche sono stati utilizzati sempre i dati di biomassa, trasformati in doppia radice quadrata, per ridurre il peso degli ordini o delle specie più abbondanti e, successivamente, convertiti in percentuale.

Una prima serie di analisi è stata condotta per valutare le somiglianze tra laghi rispetto al gradiente delle variabili ambientali considerate ed alla composizione tassonomica dei popolamenti algali. Questi confronti sono stati condotti su una matrice di valori medi: per ogni lago e per ogni variabile (chimiche, fisiche e biotiche) è stata calcolata la media aritmetica dei valori misurati nei sei campionamenti stagionali. A partire dalla matrice delle medie delle variabili ambientali è stata effettuata un'Analisi delle Componenti Principali, usando il pacchetto PAST 2.17b (Hammer et al., 2001), che è servito anche per condurre un'analisi dei cluster a partire dalla matrice delle medie della composizione tassonomica al livello degli ordini.

In un passaggio successivo, la relazione tra ordini/specie e variabili ambientali è stata esplorata per mezzo della Redundancy Analysis (RDA), utilizzando il pacchetto CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002). La significatività delle variabili da includere nel modello è stata testata per mezzo del test di permutazione di Monte Carlo con 499 permutazioni.

La relazione di ogni ordine/specie con i composti azotati inclusi come variabili significative nel modello è stata analizzata usando i modelli additivi generalizzati (GAM, Generalized Additive Models). In questo tipo di modelli, la risposta della variabile dipendente non è espressa attraverso

una combinazione lineare dei valori della variabile indipendente, ma applicando un termine di *smoothing*, che definisce la forma della curva. La bontà dei modelli testati è stata valutata con la statistica AIC, scegliendo il modello con il valore più basso per questo parametro.

8.2. Caratteristiche medie dei laghi (parametri chimico-fisici e composizione tassonomica)

Il risultato della PCA (Fig. 6) mostra che la prima componente separa i laghi Serrù, Morasco e Mergozzo dal gruppo degli altri ambienti, nel quale si distinguono, dal lato positivo, Bidighinzu e Baratz, mentre la seconda componente identifica un gradiente che va dai laghi Morasco, Viverone e Baratz, dalla parte negativa, verso i laghi Sos Canales e Candia in quella positiva.

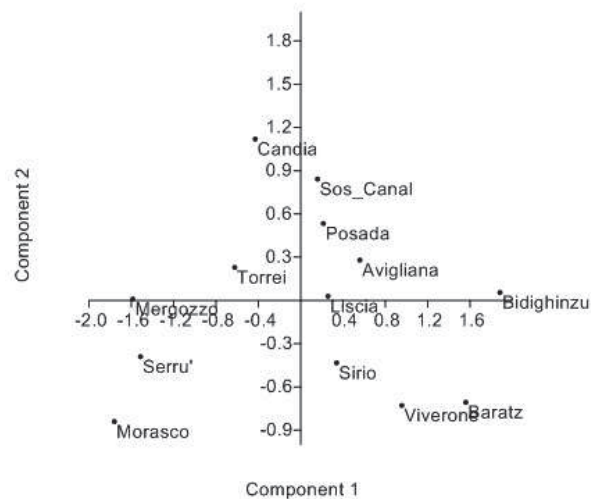


Fig. 6. Ordinamento dei laghi lungo i primi due assi della PCA, ottenuto dalla matrice dei valori medi delle variabili ambientali.

Le figure 7 e 8 danno un'indicazione sulle variabili che maggiormente separano gli ambienti lungo i due assi di ordinamento. Lungo il primo asse (Fig. 7), sono fosforo (reattivo e totale) ed azoto ammoniacale le variabili più importanti.

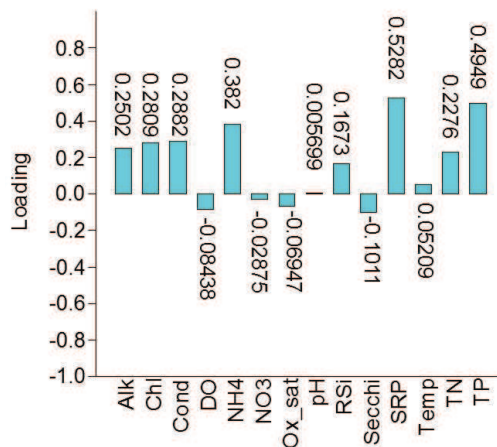


Fig. 7. Pesi delle variabili ambientali lungo il primo asse, espressi come coefficienti delle componenti principali.

Lungo il secondo asse della PCA (Fig. 8), sul lato positivo pesano soprattutto ammonio, clorofilla e azoto totale, mentre sul lato negativo il fosforo reattivo è la variabile chiave.

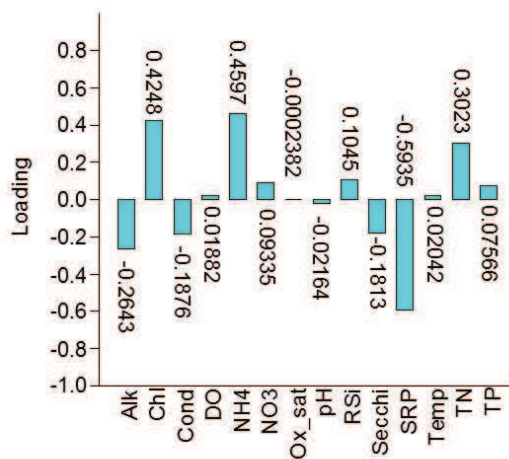


Fig. 8. Pesi delle variabili ambientali lungo il secondo asse, espressi come coefficienti delle componenti principali.

Tutte le variabili più significative sono rappresentative dello stato trofico in generale e non è evidente un eventuale ruolo predominante dei composti azotati nel determinare la posizione dei

laghi. Questa sembra rispecchiare abbastanza bene il gradiente trofico, in particolare lungo il primo asse di ordinamento, che va dagli oligotrofi Mergozzo, Morasco e Serrù, verso gli eutrofi Bidighinzu e Baratz. L'ordinamento lungo il secondo asse è più difficile da interpretare, perché i campioni sono molto raggruppati: l'ordinamento potrebbe essere guidato dal fosforo reattivo, come sembra indicare la posizione del Lago di Candia, dove questo elemento è sempre stato misurato in concentrazioni più basse che negli altri ambienti.

Per quanto riguarda la composizione tassonomica, le eventuali somiglianze tra i laghi campionati sono state studiate con cluster analysis e NMDS. In Fig. 9 è riportato il dendrogramma ottenuto con la prima delle due analisi: separando i laghi ad un livello di similarità di circa 0,7, si ottengono 4 gruppi principali, composti come segue, da sinistra verso destra:

Gruppo 1 – Bidighinzu, Posada, Liscia

Gruppo 2 – Candia, Mergozzo, Sirio

Gruppo 3 – Morasco, Serrù

Gruppo 4 – Sos Canales, Torrei

Rimangono isolati Viverone ed Avigliana, anche se vicini agli altri laghi piemontesi e Baratz, nettamente diverso dagli altri ambienti studiati.

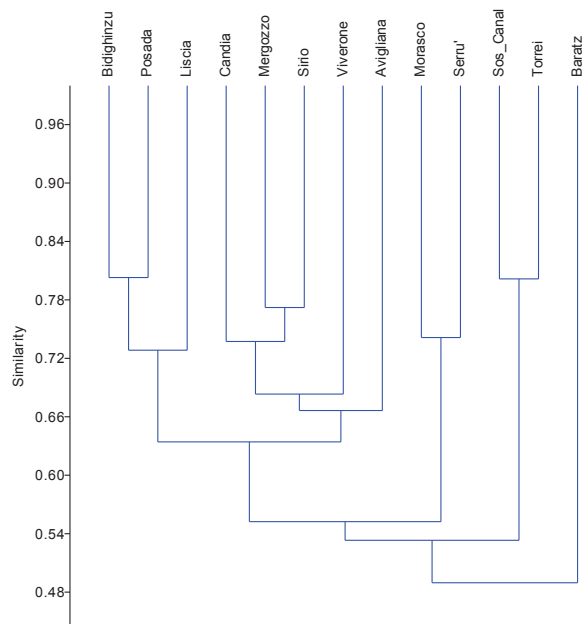


Fig. 9. Dendrogramma che riporta l'ordinamento dei singoli laghi sulla base della composizione e biomassa media annua degli ordini fitoplanctonici.

L'ordinamento ottenuto sembra condizionato, da un lato, da fattori geografici, dall'altro da fattori trofici. Infatti, i laghi piemontesi e quelli sardi appartengono a gruppi differenti, inoltre, i primi sono distinti tra laghi di bassa quota ed invasi alpini d'alta quota. Tra i laghi piemontesi di bassa quota, un'ulteriore separazione potrebbe essere attribuita a differenze di trofia, che, inoltre, sembrerebbero determinanti anche nella separazione dei laghi sardi in due gruppi distinti. Infine, il Baratz, unico lago naturale della Sardegna, mostra caratteristiche uniche nella struttura dei popolamenti fitoplanctonici.

La stessa matrice di distanze è stata rappresentata in uno spazio bidimensionale con l'analisi NMDS (Fig. 10): la posizione dei campioni lungo il primo asse di ordinamento sembra rispecchiare il gradiente di trofia, crescente da sinistra verso destra, come indicano anche i vettori delle variabili ambientali, mentre la distribuzione lungo il secondo asse riflette, in particolare, le differenze del Sos Canales rispetto agli altri laghi, tra cui le più significative sembrano essere una grande abbondanza di Gymnodiniales e l'assenza di Volvocales.

In termini generali, nei laghi del Gruppo 1 troviamo una maggiore abbondanza di Nostocales, Desmidiiales e Centrales, mentre sono meno rappresentate le Chromulinales; nel Gruppo 2, sono più abbondanti Chromulinales e Pymnesiales; il Gruppo 3 si caratterizza per la bassa diversità e la totale assenza di Chroococcales, Nostocales, Oscillatoriales; i laghi del Gruppo 4 sono ricchi in Gymnodiniales. Per quanto riguarda i laghi isolati, cioè Avigliana, Viverone e Baratz, nel primo prevalgono decisamente le Cryptomonadales, nel secondo le Nostocales, mentre nel Baratz abbondano Chlorellales, Oscillatoriales e Volvocales, associazione non riscontrata in nessuno degli altri laghi. Nel complesso, la composizione tassonomica delle associazioni fitoplanctoniche appare condizionata dallo stato trofico generale degli ambienti studiati, più che non da concentrazioni più o meno elevate di specifici composti azotati.

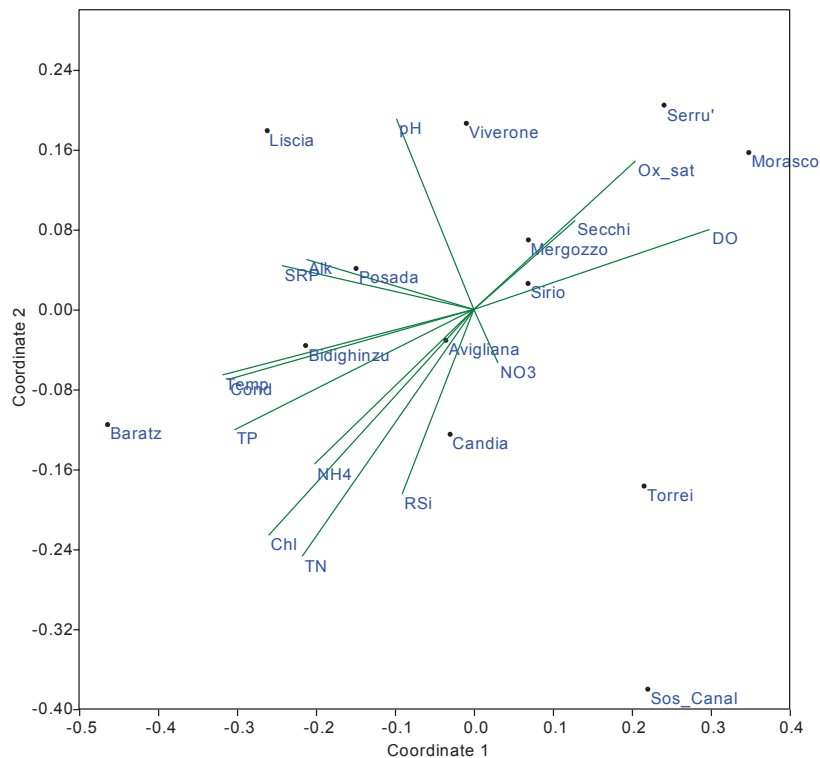


Fig. 10. Ordinamento dei laghi studiati ottenuto dall'applicazione del NMDS. La dimensione dei vettori delle variabili ambientali è relativamente proporzionale ai coefficienti di correlazione con gli assi dell'ordinamento.

8.3 Relazioni tra associazioni fitoplanctoniche e variabili ambientali.

La percentuale di varianza spiegata dai primi due assi di ordinamento della RDA equivale al 53%, valore che sale al 67% se si considera anche il terzo asse. Le variabili più significative incluse nel modello, identificate con il test di permutazione di Monte Carlo, sono le seguenti: conducibilità (Cond; $p=0,002$), alcalinità (Alk; $p=0,002$), silice reattiva (RSi; $p=0,004$), azoto ammoniacale (NH_4 , $p=0,006$), clorofilla (chl; $p=0,006$), ossigeno disciolto (DO; $p=0,01$).

Per quanto riguarda l'ordinamento degli ordini fitoplanctonici (Fig. 11), nei quadranti inferiori troviamo ordini caratteristici di ambienti a trofia elevata (Oscillatoriales, Chlorellales, Volvocales, Nostocales), particolarmente abbondanti nei laghi Baratz e Bidighinzu. Nei quadranti superiori dell'ordinamento si collocano diversi ordini che includono organismi flagellati (Peridinales, Gymnodinales, Prymnesiales, Cryptomonadales, Chromulinales: questi ordini includono organismi che prediligono ambienti oligotrofi a moderata alcalinità (per es. *Mallomonas* e *Synura*) o che tollerano una forte stratificazione termica, in quanto capaci di raggiungere nutrienti segregati in strati d'acqua difficilmente raggiungibili da alghe non flagellate (Reynolds et al., 2002).

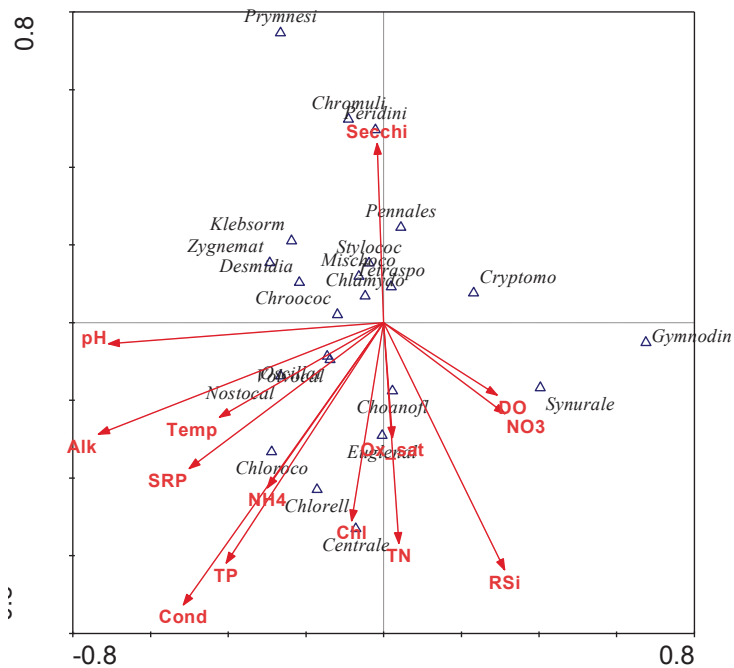


Fig. 11 . Ordinamento degli ordini fitoplanctonici lungo i primi due assi della RDA.

Gli ordini dei quadranti inferiori sono associati a numerose variabili rappresentative dello stato trofico (fosforo, clorofilla, ammonio, azoto totale, saturazione di ossigeno), il cui incremento sembra favorire queste categorie tassonomiche. Viceversa, quelli dei quadranti superiori sono associati ad un aumento della trasparenza e, quindi, a migliori condizioni di trofia. La posizione dei singoli campioni (Fig.12), conferma che il gradiente trofico spiega piuttosto bene le relazioni con le variabili ambientali.

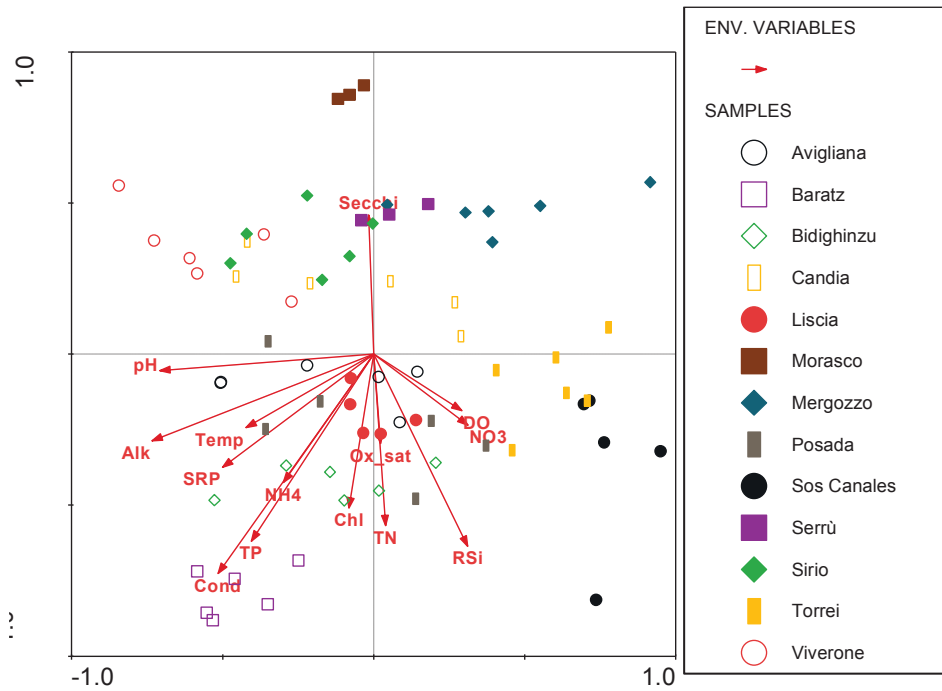


Fig. 12 . Ordinamento dei campioni lungo i primi due assi della RDA, ottenuto dalla matrice degli ordini.

Sebbene non sia evidente un ruolo specifico dei composti dell'azoto nel determinare l'ordinamento, l'ammonio è una delle variabili significative estratte dal test di Monte Carlo. L'uso dei modelli additivi GAM ha permesso di valutare la risposta dei singoli ordini alle variazioni di questo composto: in particolare, è emersa una risposta positiva e significativa ad un aumento di concentrazione da parte di Chroococcales, Nostocales, Gymnodiniales, Centrales e Chlorococcales, negativa e significativa per quanto riguarda Pennales ed Oscillatoriales.

Allo scopo di valutare se la risposta all'ammonio fosse caratteristica per alcuni ordini, sono state confrontate le distribuzioni degli ordini fitoplanctonici lungo i gradienti di ammonio e fosforo reattivo, incluso anche questo tra le variabili significative. Come riportato in figura 13, le posizioni degli ordini lungo i gradienti dei due nutrienti sono sostanzialmente sovrapponibili, ad indicare una risposta dipendente dalle variazioni complessive della trofia lacustre, piuttosto che dalla disponibilità di un singolo nutriente.

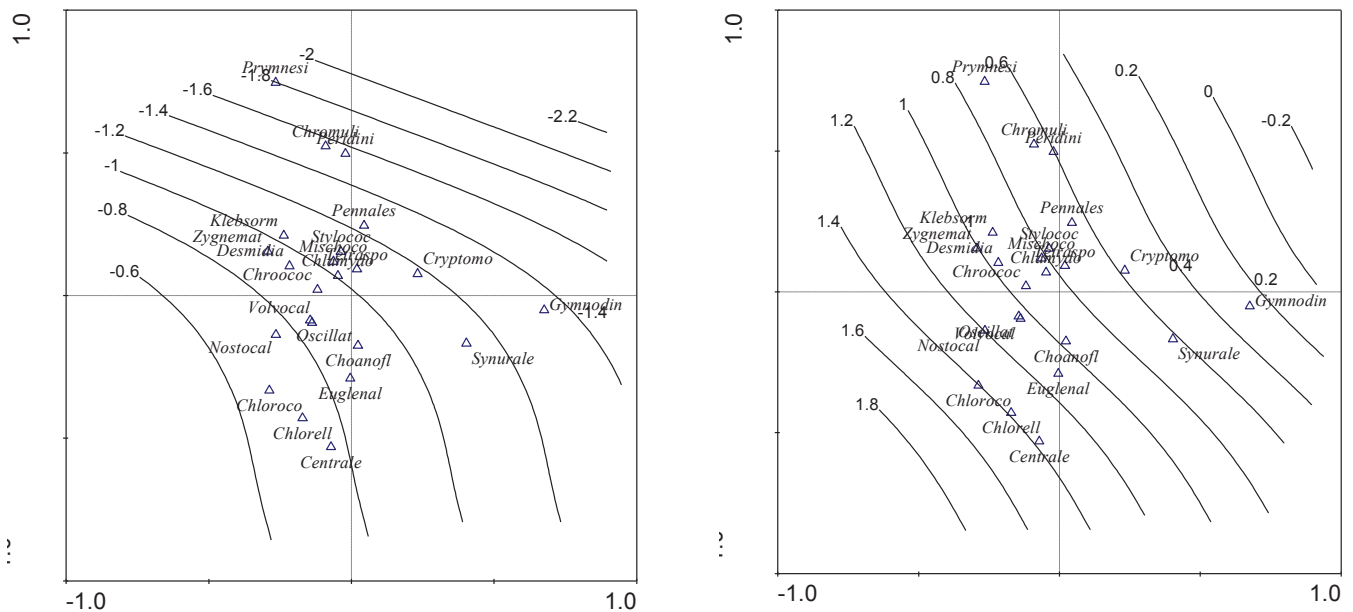


Fig. 13. Posizione degli ordini fitoplanctonici lungo i gradienti di ammonio (a sinistra) e fosforo reattivo (a destra).

Le isolinee rappresentano le concentrazioni espresse in scala logaritmica (ammonio in mg/l, fosforo in µg/l).

La RDA ripetuta a livello di specie spiega il 47% della varianza sui primi due assi e fino al 62% includendo anche il terzo asse. Dal test di Monte Carlo sono emerse come significative le seguenti variabili: alcalinità (Alk, $p=0,002$), conducibilità (Cond, $p=0,002$), silice (RSi, $p=0,002$), fosforo totale (TP, $p=0,002$), fosforo reattivo (SRP, $p=0,002$), pH ($p=0,004$), ossigeno disciolto (DO, $p=0,01$).

Nessuno dei composti azotati è risultato significativo. Come nel caso precedente, la distribuzione dei campioni rispecchia le condizioni trofiche dei singoli ambienti studiati (Fig. 14). Il quadro generale non indica l'esistenza di relazioni sostanzialmente diverse tra l'analisi condotta a livello di ordini e quella condotta a livello di specie, quindi non sono stati effettuati ulteriori approfondimenti alla ricerca di relazioni più precise tra specie e variabili ambientali.

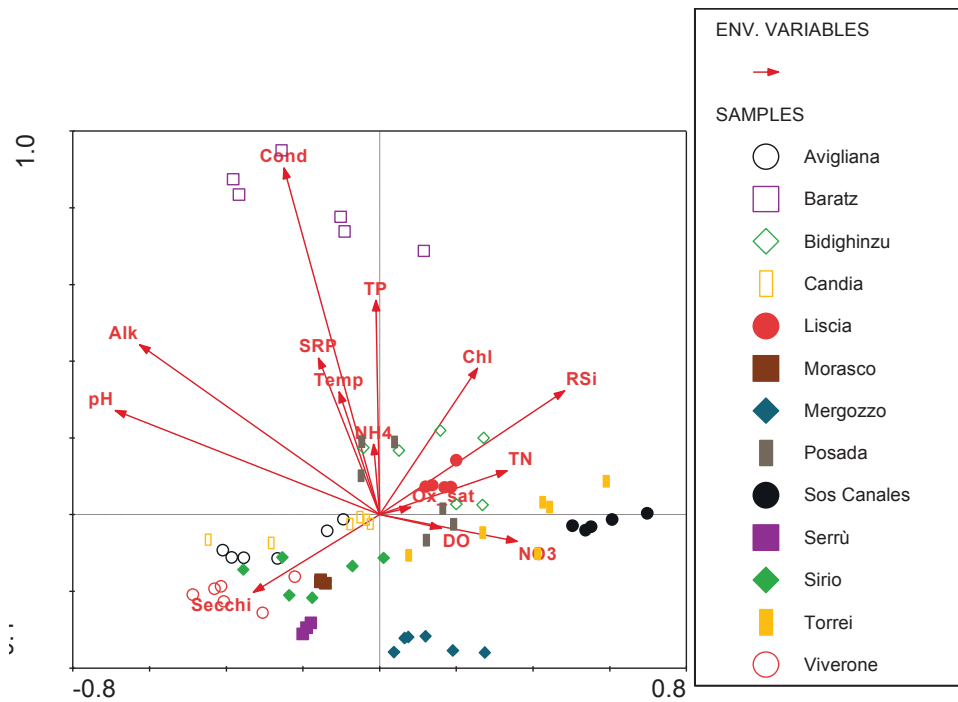


Fig. 14 . Ordinamento dei campioni lungo i primi due assi della RDA, ottenuto dalla matrice delle specie.

8.4 Confronto tra siti in condizioni simili alle condizioni di riferimento

Dal momento che l'importanza dell'apporto atmosferico di azoto è maggiore per i laghi in condizioni prossime a quelle di riferimento, abbiamo deciso di focalizzare l'attenzione sui siti con le minori pressioni trofiche, sia in Sardegna, dove gli apporti atmosferici di azoto sono limitati, che in Piemonte, dove invece gli apporti atmosferici sono elevati.

Per un primo confronto abbiamo selezionato in Piemonte i laghi di Avigliana Piccolo e di Mergozzo, che hanno una concentrazione media di fosforo totale epilimnetico rispettivamente vicina a 20 e 5 $\mu\text{g L}^{-1}$, ed un rapporto tra azoto totale e fosforo totale (N/P) intorno a 200. In Sardegna la scelta è caduta sugli invasi di Torrei e Sos Canales, che presentano una concentrazione media di fosforo totale epilimnetico intorno a 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ ed un rapporto N/P intorno a 30.

Per limitare l'effetto delle proprietà idro-morfologiche dei laghi e della componente biogeografica nella determinazione delle singole comunità, ci siamo limitati ad un'analisi a livello di classe algale.

I risultati sono riportati nella figura 15, dove si può vedere che i laghi piemontesi sono fortemente dominati dalle diatomee (Bacillariophyceae), mentre gli invasi sardi sono dominati dalle dinoficee. Queste ultime potrebbero trovare un vantaggio competitivo nella possibilità di utilizzare, accanto al metabolismo autotrofo tipico delle cellule algali, anche un metabolismo eterotrofo (cioè ingerire attivamente particelle organiche, eventualmente ricche in azoto). Naturalmente, considerate le

differenze di habitat e di alterazione idromorfologica tra le due coppie di ambienti selezionati, non si può assumere direttamente che la differenza nella classe dominante sia dovuta alla diversa concentrazione di azoto.

Per valutare se la causa principale di questa differenza fosse dovuta alla diversa natura dei corpi idrici (due laghi naturali e due invasi), abbiamo esaminato anche gli invasi piemontesi di Morasco e Serrù, anch'essi soggetti ad un elevato carico atmosferico di azoto (fig. 15). Anche in questo caso, la comunità fitoplanctonica è risultata dominata dalle diatomee, come nel caso dei laghi naturali piemontesi: si può quindi affermare che la differenza nella classe algale dominante non è dovuta alla natura (naturale o artificiale) del lago.

Per quanto il piccolo numero di laghi disponibili non permetta di affermare in modo statisticamente univoco che l'apporto di azoto atmosferico sia la causa principale di queste differenze, è interessante notare come nelle due regioni le comunità fitoplanctoniche in condizioni di ridotta pressione trofica siano dominate da classi algali differenti.

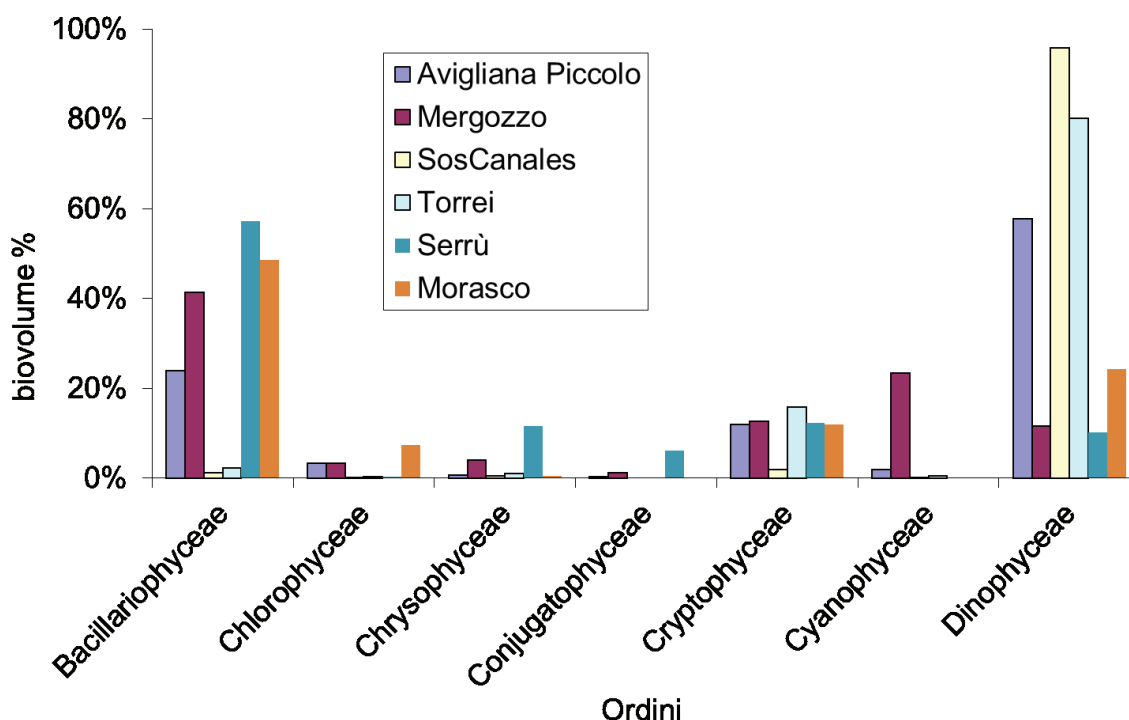


Fig. 15 – Biovolume medio annuo delle classi algali nel fitoplancton dei sei corpi idrici lacustri con minore pressione trofica, espresso in percentuale sul biovolume totale

9. Conclusioni

Sulla base dei precedenti deliverables I2d5, Id26 e I2d7 si può affermare che la deposizione atmosferica di composti azotati è un aspetto importante per l'ecologia degli ecosistemi lacustri italiani. Tuttavia, è evidente come il flusso di azoto dall'atmosfera agli ecosistemi acquatici e terrestri è però molto maggiore in Piemonte che in Sardegna.

Per valutare se gli apporti di azoto provenienti dall'atmosfera possono influenzare i laghi in condizioni di riferimento, abbiamo utilizzato un modello del comportamento dinamico dei composti azotati nei suoli forestali, assumendo che in condizioni indisturbate i bacini imbriferi dei laghi di bassa quota fossero completamente forestati.

I modelli hanno identificato una alta saturazione in azoto nei suoli piemontesi, che porta ad un marcato rilascio di azoto dai suoli forestali alle acque superficiali, mentre il livello di saturazione in Sardegna è minore. Tuttavia, anche in questa regione una parte significativa dell'azoto atmosferico raggiunge comunque i corsi d'acqua.

Le analisi delle tendenze temporali hanno inoltre mostrato che negli ultimi decenni le deposizioni atmosferiche di azoto e le concentrazioni nei corsi d'acqua sono rimaste stabili, o hanno mostrato un leggero declino.

In generale, l'importanza relative dell'azoto atmosferico è particolarmente marcata per i siti che si trovano in condizioni pari o simili alle condizioni di riferimento, mentre per i siti soggetti ad un notevole carico di inquinamento urbano od agricolo la componente atmosferica è trascurabile.

Analizzando la risposta delle quattro comunità biotiche utilizzate per la definizione della qualità ecologica degli ambienti lacustri, secondo quanto previsto dal D.Lgs. 260 del novembre 2010, che recepisce la Direttiva Europea sulle Acque 2000/60 (fitoplancton, altra flora acquatica, macroinvertebrati e fauna ittica), i risultati sono differenti: la comunità che mostra le risposte più chiare è quella fitoplanctonica.

Concludendo si può affermare che, sebbene le presentate nel deliverable I2d7 avessero messo in evidenza il possibile ruolo chiave dei composti azotati nel determinare il successo di alcuni ordini e specie fitoplanctoniche, le analisi presentate in questo capitolo, condotte sulla serie completa dei dati raccolti, inducono a rivedere le conclusioni precedenti, relativamente all'effetto decisivo dell'azoto quale fattore di selezione per gli organismi del fitoplancton. In sostanza, possiamo dire che le analisi qui presentate non smentiscono il fatto che l'azoto (in particolare come ammonio), possa essere un nutriente importante per il controllo della crescita algale: tuttavia, viene

ridimensionato il ruolo specifico che i composti azotati sembravano avere. Questa ulteriore indagine, conferma che l'azoto potrebbe essere, insieme agli altri nutrienti algali, uno degli elementi che favoriscono la crescita di alcuni organismi fitoplanctonici. In particolare, i risultati qui presentati hanno mostrato che i cianobatteri (Chroococcales e Nostocales in primo luogo) rispondono positivamente ad un aumento della disponibilità di ammonio, come messo in evidenza nel rapporto precedente, ma che il fenomeno va inquadrato nel contesto più generale dell'eutrofizzazione, di cui l'aumento dell'ammonio rappresenta uno dei possibili effetti.

Dal punto di vista gestionale, dunque, l'indicazione prevalente è quella di rivolgere l'attenzione verso la riduzione degli apporti di nutrienti algali nel loro complesso, insieme all'eventuale attuazione di interventi volti a contrastare gli effetti dell'eutrofizzazione. Uno sforzo specifico, almeno per quanto riguarda i bacini lacustri studiati, mirato alla riduzione dei soli apporti azotati non sembrerebbe quindi giustificato.

Quindi, in relazione al controllo dell'eutrofizzazione ed al recupero della qualità ecologica, ai fini del raggiungimento del buono stato ecologico, secondo quanto prescritto dalla Direttiva 2000/60/CE, potrebbe essere opportuno attuare interventi volti a ridurre i carichi di azoto e fosforo da fonti diffuse in quei laghi i cui bacini sono interessati significativamente da attività agricole e zootecniche, ovvero Candia, Viverone, Bidighinzu, Liscia, Posada e Baratz, come risulta dai dati presentati nel Deliverable I1d1.

Tuttavia il ruolo dell'azoto di origine atmosferica diventa evidente nel caso dei laghi che si trovano in condizioni prossime alle condizioni di riferimento, per i quali il carico derivante dal bacino imbrifero è molto minore. In questo caso, i nostri risultati mostrano che i popolamenti presenti in laghi a bassa ed alta concentrazione di azoto potrebbero presentare differenze sostanziali e suggeriscono di approfondire la valutazione delle condizioni di riferimento in condizioni di scarsi apporti di azoto, in modo da rendere più affidabile la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici lacustri.

Abbiamo quindi confrontato due laghi naturali in Piemonte, poveri di fosforo e ricchi di N, con due laghi artificiali sardi, poveri di entrambi gli elementi nutritivi. I primi sono risultati dominati da diatomee, mentre i secondi da dinoficee. Per verificare che la differenza non fosse legata alle alterazioni idromorfologiche legate alla costruzione della diga, abbiamo esaminato anche due laghi artificiali piemontesi (anch'essi con livelli di N relativamente elevato) che sono risultati anch'essi dominati dalle diatomee.

Nonostante il piccolo numero di laghi considerati, sembra che le dinofitofite siano meglio adattate delle diatomee ad ambienti poveri di azoto, probabilmente per la possibilità di ricorrere ad un metabolismo eterotrofico.

Questi risultati mettono in evidenza la necessità di meglio definire le condizioni di riferimento, in particolare nell'area mediterranea, perché suggeriscono che laghi diversi, soggetti a pressioni trofiche simili, possano ospitare comunità algali differenti, a seconda del carico atmosferico di azoto.

10. Bibliografia

- Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystem. *Bioscience* 39: 378-386
- Arts, G.H.P. 2002. Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalinisation. *Aquatic Botany*, 73: 373–393.
- Bergström, A., M. Jansson. 2006. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology*, 12, 635–643.
- Bergström, A., P. Blomqvist, M. Jansson. 2005. Effects of nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology & Oceanography*, 50:987–994.
- Blomqvist, P., A. Petterson, P. Hyenstrand. 1994. Ammonium-nitrogen – A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen- fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 132: 141-164.
- Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J.W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo, and W. De Vries. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20:30-59.
- Buraschi, E., F. Buzzi, L. Garibaldi, G. Morabito, A. Oggioni, G. Tartari, N. Salmaso et al. 2008. Protocollo per il campionamento di fitoplancton in ambiente lacustre. *Metodi biologici per le acque*. Parte I. APAT: 15 pp.
http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html
- De Vries, W., G.J. Reinds & M. Posch. 1994. Assessment of critical loads and their exceedances on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 357-394.
- Diaz, M., F. Pedrozo, C. Reynolds & P. Temporetti. 2007. Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologica*, 37, 17–27.
- Dise, N.B. & R.F. Wrigh. 1995. Nitrogen leaching from european forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71: 153-161.
- Dise, N.B., J.J.Rothwel, V. Gauci, C. van der Salm & W. de Vries W. 2008. Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407: 1798-1808.
- Dortch, Q. 1990. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 183–201.

- Dugdale, R.C., F.P. Wilkerson, V.E. Hogue & A. Marchi. 2007. The role of ammonium and nitrate in spring bloom development in San Francisco Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 17-29.
- Elser, J.J., E.R. Marzolf & C.R. Goldman. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 1468–1477.
- Elser J.J., M.E.S. Bracken, E.E. Cleland et al. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10:1135–1142.
- Elser J.J., M. Kyle, L. Steger, K.R. Nydick & J.S. Baron. 2009a. Nutrient availability and phytoplankton nutrient limitation across a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Ecology*, 90: 3062-3073.
- Elser J.J., T. Andersen, J.S. Baron, A. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K.R. Nydick, L. Steger & D.O. Hessen. 2009b. Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. *Science*, 326: 835-837.
- Enders, S.K., M. Pagani, S. Pantoja, J.S. Baron, A.P. Wolfe, N. Pedentchouk, L. Nunez. 2008. Compound-specific stable isotopes of organic compounds from lake sediments track recent environmental changes in an alpine ecosystem, Rocky Mountain National Park (United States of America). *Limnology and Oceanography*, 53, 1468–1478.
- Fenn, M.E., R. Haeuber, G.S. Tonnesen, J.S. Baron, S. Grossman-Clarke, D. Hope, D.A. Jaffe, S. Copeland, L. Geiser, H.M. Rueth & J.O. Sickman. 2003. Nitrogen emissions, deposition, and monitoring in the western United States. *Bioscience* 53, 391-403.
- Friberg, N., J. Skriver, S.E. Larsen, M.L. Pedersen & A. Buffagni. 2009. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55:1405-1419.
- Galloway, J.N., A.R. Townsend, J.W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J.R. Freney, L.A. Martinelli, S.P. Seitzinger & M.A. Sutton. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320:889–892.
- Goldman, C.R., A.D. Jassby & S.H. Hackley. 1993. Decadal, interannual, and seasonal variability in enrichment bioassays at lake Tahoe, California-Nevada, Usa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 30: 1489-1496.
- Gonzalez Sagrario, M.A., E. Jeppesen, J. Goma, M. Sondergaard, J.P. Jensen, T. Lauridsen & F. Landkildehus. 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 50: 27-41.

- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hillebrand, H., C.D. Dürselen, D. Kirschtel, D. Pollinger, and T. Zohary. 1999 Biovolume aluculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403–424.
- Jassby, A.D., C.R. Goldman & J.E. Reuter. 1995. Long-term change in Lake Tahoe (California, Nevada, USA) and its relation to atmospheric deposition of algal nutrients. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 135: 1–21.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, J.P. Jensen, K.E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M.F. Coveney, R. Deneke, M.T. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S.E. Hampton, S. Hilt, K. Kangur, J. Kohler, E.H.H.R. Lammens, T.L. Lauridsen, M. Manca, M.R. Miracle, B. Moss, P. Noges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, C.L. Schelske, D. Straile, I. Tatrai, E. Willen & M. Winder. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50: 1747-1771.
- Lepori, F. & F. Keck. 2012. Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition on Remote Freshwater Ecosystems. *Ambio*, DOI 10.1007/s13280-012-0250-0.
- Lewis, WM, M. William & W.A. Wurtsbaugh. 2008. Control of Lacustrine Phytoplankton by Nutrients: Erosion of the Phosphorus Paradigm. *International Review of Hydrobiology*, 93 (4-5): 446-465.
- Murdoch, P.S. & J.L. Stoddard. 1992. The role of nitrate in the acidification of streams in the Catskill mountains of New-York. *Water Resources Research*, 28: 2707-2720.
- Murphy C.A., P.L. Thompson & R. Vinebrooke 2010. Assessing the sensitivity of alpine lakes and ponds to nitrogen deposition in the Canadian Rocky Mountains. *Hydrobiologia*, 648, 83-90.
- Posch, M. 2004. Part. 5.3. Modelling Critical Loads for Terrestrial Ecosystems. In: *ICP Modelling and Mapping (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded*. UBA-Texte 52/04
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Roelofs, J.G.M., J. Schuurkes, & A.J.M. Smits. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. 2. Experimental studies. *Aquatic Botany* 18:389-411.
- Roelofs, J.G.M., T.E. Brandrud, & A.J.P. Smolders. 1994. Massive expansion of *juncus-bulbosus* l after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48:187-202.

- Roelofs, J.G.M., E. Brouwer, & R. Bobbink. 2002. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophicated shallow soft water wetlands in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478:171-180.
- Rogora, M., J. Massaferrò, A. Marchetto, G.A. Tartari & R. Mosello. 2008. The water chemistry of some shallow lakes in Northern Patagonia and their nitrogen status in comparison with remote lakes in different regions of the globe. *Journal of Limnology* 67:75-86.
- Saros, J.E., S.J. Interlandi, A.P. Wolfe & D.R. Engstrom. 2003. Recent changes in the diatom community structure of lakes in the Beartooth Mountain Range, U.S.A. *Arctic, Antarctic & Alpine Research*, 35: 18-25.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260–262.
- Sickman, J.O., J.M. Melack, & D.W. Clow. 2003. Evidence for nutrient enrichment of high-elevation lakes in the Sierra Nevada, California. *Limnology and Oceanography*, 48: 1885-1892.
- Sollazzo, C., G. Scanu, F. Aste, M. Belli, S. Balzamo, C. Martone, F. Cadoni, S. Bernabei, G. Tartari, E. Buraschi, D. Copetti, A. Marchetto, G. Morabito, A. Oggioni, A. Dal Miglio, F. Buzzi, S. Pozzi, L. Garibaldi, N. Salmaso & A. Lugliè, 2008. Protocollo per il campionamento dei parametri chimico-fisici a sostegno degli elementi biologici in ambiente lacustre, Ispra Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. *Metodi Biologici per le Acque parte I*:1-17.
- Sterner, R.W. 2008. On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93 2008 4–5 433–445.
- Sun, J. and D. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25: 1331-1346.
- Sutton, M. A., C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven and B. Grizzetti, (eds.). 2001. *European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, UK, pp. 345-376. ISBN 9781107006126.
- Sverdrup H. & W. De Vries. 1994. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 143-162.
- Sverdrup, H., W. De Vries & A. Henriksen. 1990. *Mapping Critical Loads*. Environmental. Report 1990:14 (NORD 1990:98), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 124 pp.
- Tartari, G.A. & R. Mosello. 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia*, 60: 160 pp.

- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Traaen T.S. & J.L. Stoddard. 1995. Convention on long-range transboundary air pollution. An assessment of Nitrogen Leaching from Watersheds included in ICP on Waters. Niva report, Oslo: 39pp.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 9: 1–38.
- Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, F.W. Schindler, W.H. Schlesinger & D.G. Tilman. 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. Ecological Applications: 7: 737–750.
- Wolfe, A.P., J.S. Baron & R.J. Cornett. 2001. Anthropogenic nitrogen deposition induces rapid ecological change in alpine lakes of the Colorado Front Range (USA). Journal of Paleolimnology, 25: 1-7.