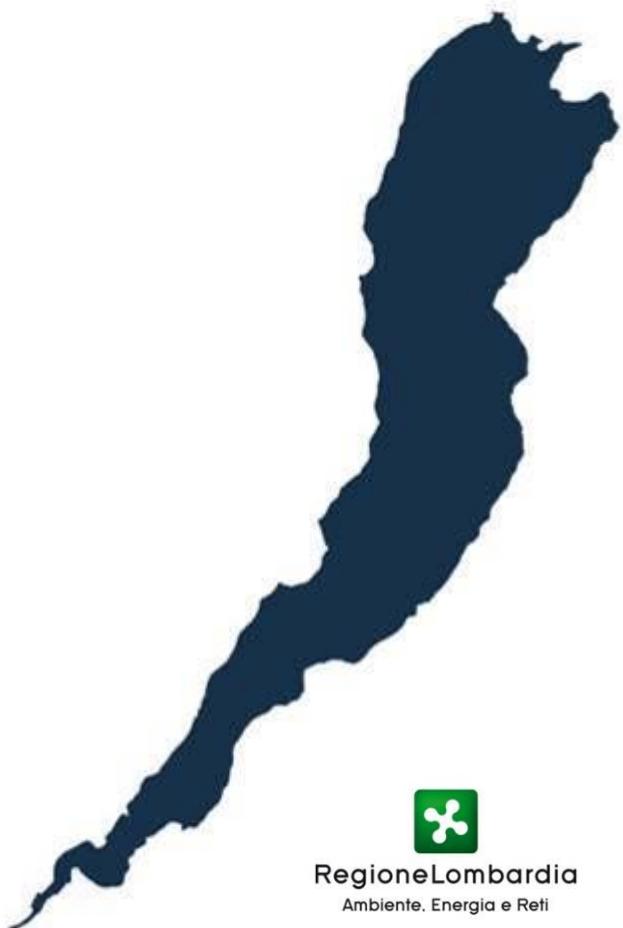

COLLABORAZIONE TRA UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI
PARMA E REGIONE LOMBARDIA

RICERCA SUL RISANAMENTO DEL
LAGO D'IDRO

RELAZIONE FINALE

30 novembre 2014



Dipartimento di Bioscienze – Università degli Studi di Parma
Viale Area delle Scienze 11/A
43124 Parma

Durata progetto: 1 settembre 2013- 30 novembre 2014

Responsabile scientifico del Progetto:
prof. Pierluigi Viaroli

Gruppo di Lavoro del Dipartimento di Bioscienze:

dott. Roberta Azzoni

dott. Marco Bartoli

dott. Rossano Bolpagni

dott. Gianmarco Giordani

dott. Daniele Longhi

dott. Mariachiara Naldi

dott. Daniele Nizzoli

dott. Giampaolo Rossetti

Con la collaborazione di:

dott. Nico Salmaso

dott. Adriano Boscaini

Fondazione Mach, San Michele all'Adige

Analisi dei dati della comunità fitoplanctonica e studio di *Planktotrix rubescens*

SOMMARIO

SINTESI DEI RISULTATI DEL PROGETTO	6
DESCRIZIONE DELL'ATTIVITÀ SVOLTA E DEI RISULTATI OTTENUTI.....	16
PREMESSA.....	17
APPROFONDIMENTI DIAGNOSTICI E INDAGINI SUL BACINO SCOLANTE	19
OBIETTIVI	19
METODOLOGIA	19
Analisi dei principali determinanti del carico nel bacino scolante.....	19
Analisi dello stato di qualità delle acque e dei carichi in ingresso al lago.....	31
Valutazione dell'incidenza dei carichi diffusi e puntiformi sulla struttura e sul funzionamento della zona litorale.....	32
RISULTATI.....	35
Carico netto di azoto e fosforo veicolato nel bacino idrografico.....	35
Analisi dello stato di qualità delle acque dei principali immissari e degli emissari.....	41
Valutazione dell'incidenza dei carichi diffusi e puntiformi	44
APPROFONDIMENTI DIAGNOSTICI SUL BACINO LACUSTRE	49
OBIETTIVI	49
METODOLOGIA	50
Analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua.....	50
Andamento di popolamenti di fitoplancton, <i>Planktotrix rubescens</i> e misure di concentrazione di tossine algali in occasione delle eventuali fioriture	51
RISULTATI.....	52
Analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua.....	52
Andamento di popolamenti di fitoplancton, <i>Planktotrix rubescens</i> e misure di concentrazione di tossine algali in occasione delle eventuali fioriture	60
VALUTAZIONE DI DETTAGLIO DELLE CARATTERISTICHE DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO	70
OBIETTIVI	70
METODOLOGIA	71
Determinazioni analitiche di laboratorio	72

Valutazione dell'effetto di diverse condizioni redox sul rilascio di P dal sedimento	74
Valutazione dell'effetto di fluttuazioni del livello idrico sulla mobilità del fosforo sedimentario.....	75
RISULTATI.....	79
Composizione e variazioni stagionali dei pool sedimentari del fosforo in diverse aree del bacino.	79
Valutazione dell'effettiva biodisponibilità del P del sedimento in relazione alla disponibilità di ossigeno.....	85
Valutazione dell'effetto di fluttuazioni del livello idrico sulla mobilità del fosforo sedimentario.....	88
VALUTAZIONE DI TECNICHE PER IL CONTROLLO DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO	93
OBIETTIVI	93
SINTESI DELLE PRINCIPALI TECNICHE DI RIDUZIONE DEL CARICO INTERNO DI FOSFORO.....	93
PROVE DI LABORATORIO IN MICROCOSSI PER VALUTARE L'EFFICACIA DELLA RIMOZIONE DEL P CON SALI DI CALCIO ...	104
Determinazioni analitiche	108
RISULTATI.....	108
VALUTAZIONE DI DIVERSE TECNICHE PER IL CONTROLLO DELLA VEGETAZIONE ACQUATICA	116
PREMESSA.....	116
STATO DELL'ARTE.....	117
TECNICHE DI CONTENIMENTO	123
PROGETTO PILOTA	126
Disegno sperimentale	126
Efficacia degli interventi.....	130
Effetti degli interventi	135
DISCUSSIONE	136
Condizioni di crescita, competitività e riproduzione di <i>L. major</i>	136
Tecniche di controllo di <i>L. major</i>	138
Linee guida per la gestione delle macrofite sommerse nel lago d'Idro	141
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E CONCLUSIONI	147
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI CITATI NEL TESTO.....	151
ALLEGATI.....	157
ALLEGATO A	158
Fonti dei dati relativi alla voce "fertilizzanti azotati" nel calcolo dell'input netto di azoto	158

Fonti dei dati relativi alla voce "fertilizzanti azotati" nel calcolo dell'input netto di azoto	159
Tassi di assimilazione (kg N capo ⁻¹ y ⁻¹) e di escrezione (kg N capo ⁻¹ y ⁻¹) degli animali per le diverse categorie zootecniche. I dati per i pesci di acquacoltura sono espressi come kg N per tonnellata di trota allevata.	160
Rese e contenuti di azoto medi delle principali colture.....	161
Stime della distribuzione delle produzioni vegetali e delle relative perdite durante la lavorazione ai fini del consumo umano e animale.....	162
Frazioni destinate al consumo umano e frazioni perse durante la lavorazione dei prodotti.	163
Tassi di assimilazione (kg P capo ⁻¹ y ⁻¹) e di escrezione (kg P capo ⁻¹ y ⁻¹) degli animali per le diverse categorie zootecniche. I dati per i pesci di acquacoltura sono espressi come kg di P per ton di trota allevata.....	164
Rese e contenuti di fosforo medi delle principali colture rinvenute.	165
ALLEGATO B	166
Risultati dell'analisi bibliografica relativa alle principali tecniche di contenimento del carico interno di P	166
ALLEGATO C	171
Riferimenti bibliografici che trattano di aspetti legati all'ecologia o alle tecniche di contenimento della specie <i>Lagarosiphon major</i> tratti dalla banca dati Scopus (aggiornata al 9 dicembre 2014)	171
Riferimenti bibliografici che trattano di aspetti legati all'ecologia o alle tecniche di contenimento della specie <i>Elodea nuttallii</i> tratti dalla banca dati Scopus (aggiornata al 9 dicembre 2014)	173
ALLEGATO D	176

SINTESI DEI RISULTATI DEL PROGETTO

Lo studio, svolto nell'ambito dell'accordo di collaborazione tra Università di Parma e Regione Lombardia, ha avuto lo scopo di approfondire e consolidare il quadro delle conoscenze relative al lago d'Idro e al suo bacino imbrifero e di valutare la fattibilità di interventi per il risanamento del lago. La relazione è organizzata in cinque attività principali:

Attività 1: valutazione dei carichi di azoto e fosforo generati nel bacino imbrifero del lago, con particolare riferimento ai fattori causali

Attività 2: approfondimenti diagnostici sul bacino lacustre

Attività 3: valutazione delle caratteristiche e della mobilità del carico interno del fosforo

Attività 4: valutazione delle tecniche per il controllo del carico interno del fosforo

Attività 5: valutazione di diverse tecniche per il controllo della vegetazione acquatica

ATTIVITÀ 1: VALUTAZIONE DEI CARICHI DI AZOTO E FOSFORO GENERATI NEL BACINO IMBRIFERO DEL LAGO, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AI FATTORI CAUSALI

OBIETTIVI. Gli obiettivi principali sono (1) quantificare i carichi di fosforo (P) e azoto (N) veicolati nel bacino imbrifero del lago identificando i settori responsabili della loro formazione; (2) stimare i carichi reali apportati al lago dagli immissari maggiori e direttamente dalle attività antropiche localizzate lungo la zona litorale.

ATTIVITÀ SVOLTE. I carichi netti di azoto e fosforo veicolati dall'attività antropica nel bacino imbrifero sono stati calcolati con bilanci di massa a partire dai dati censuari relativi ai principali settori produttivi, alla popolazione residente e turistica. L'analisi dei carichi potenziali generati è stata accompagnata da misure dirette dei carichi di P e N rilasciati nel lago dai principali immissari. La presenza di eventuali scarichi distribuiti lungo la fascia costiera è stata rilevata mediante l'analisi della composizione elementale di *Lagarosiphon major* in 37 siti situati lungo il perimetro del lago.

RISULTATI. Nel bacino imbrifero del Lago d’Idro i carichi potenziali di P e N sono di media entità e risultano più elevati nei sottobacini dei fiumi Chiese e Caffaro. Tuttavia, il bacino scolante ha una bassa capacità di metabolizzare e trattenere il carico generato, per cui resta elevata la quantità di P e N che confluisce nel lago. L’influenza degli scarichi diffusi distribuiti lungo la zona costiera è evidenziata dal maggior contenuto di N e P nei tessuti di *L. major* nelle aree del lago interessate dalla presenza di campeggi o da una maggiore densità residenziale. La disponibilità di nutrienti può essere causata da scarichi che non sono intercettati dalla rete fognaria e/o dal carico diffuso che arriva direttamente al lago in quanto cementificazione e impermeabilizzazione hanno ridotto la capacità di ritenzione e trasformazione dei suoli. Tuttavia, non è possibile trovare una relazione di causa-effetto tra le attività antropiche localizzate lungo la zona litorale e struttura e funzionamento delle praterie di macrofite sommerse. Verosimilmente, l’elevata produttività primaria riscontrata lungo la zona litorale è sostenuta dal carico di nutrienti generato a livello di bacino e convogliato dai principali immissari, ma può essere amplificata da sorgenti di nutrienti localizzate nei punti di massima attività antropica.

Il fosforo e, in modo parziale, l’azoto sono importati nel bacino soprattutto come prodotti alimentari destinati al consumo sia umano che animale. Circa l’80% del carico di fosforo e il 40% di quello dell’azoto sono quindi riciclati all’interno del bacino imbrifero sotto forma di reflui zootecnici e civili. Il carico zootecnico è dovuto prevalentemente agli allevamenti bovini localizzati soprattutto lungo il corso del fiume Caffaro e agli impianti di acquacoltura localizzati lungo il fiume Chiese. Questi ultimi svolgono un ruolo importante soprattutto nella formazione del carico del P, a cui contribuiscono per circa il 70%, mentre gli apporti di N non superano il 10% del totale che arriva al lago.

Questa stima è stata fatta assumendo che il carico generato dagli impianti non sia intercettato da sistemi di depurazione/trattamento e che pertanto confluisca direttamente nei corsi d’acqua e, da qui, al lago. Manca però un’valutazione del carico realmente sversato, da svolgere con uno studio ad hoc delle quantità di nutrienti che dagli impianti maggiormente rappresentativi arrivano al Chiese-Caffaro e/o direttamente a lago.

In merito alle misure di contenimento, in prima approssimazione, si suggerisce l’avvio di uno studio pilota per valutare le tipologie di trattamento più adatte a risolvere questo problema, suggerendo già da ora sistemi di microfiltrazione.

ATTIVITÀ 2: APPROFONDIMENTI DIAGNOSTICI SUL BACINO LACUSTRE

OBIETTIVI. Gli obiettivi sono stati (1) analizzare le variazioni intra e inter annuali delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acque, (2) valutare l'eventuale circolazione delle acque, (3) caratterizzare qualitativamente e quantitativamente la comunità fitoplanctonica, in particolare la componente a cianobatteri analizzando nel contempo la concentrazione delle tossine cianobatteriche.

ATTIVITÀ SVOLTE. I campionamenti per la valutazione delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua sono stati svolti mensilmente dal 20 ottobre 2013 al 14 ottobre 2014 nella stazione di massima profondità. Ad ogni campionamento sono stati misurati trasparenza, temperatura, concentrazione di ossigeno dissolto, pH e conducibilità elettrica specifica (20°C) lungo l'intera colonna d'acqua ad intervalli di 50 cm di profondità. Campioni d'acqua sono stati prelevati a 0 (superficie), -1, -2,5, -5, -10, -20, -30, -40, -50, -60, -90 metri di profondità e in prossimità del fondo per determinare le concentrazioni di fosforo totale e la sua speciazione (SRP, DOP), di azoto totale e la sua speciazione (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, DON), della silice reattiva dissolta, degli ioni dissolti prodotti dal metabolismo batterico anaerobico (metano, sulfuri dissolti, Fe, Mn). Sono inoltre stati effettuati prelievi di acqua in tre strati compresi tra 0 e 2 m, 9 e 11 m, e 19 e 21 m per determinare composizione e struttura della comunità fitoplanctonica e la concentrazione di tossine algali. Per analizzare la stabilità della stratificazione e verificare l'eventuale presenza di fenomeni di circolazione delle acque indotti da fattori idrologici che operano su scale temporali brevi, dal 18 febbraio 2014 al 14 ottobre 2014 sono stati raccolti campioni per la determinazione del rapporto isotopico dell'ossigeno (¹⁸O/¹⁶O) dell'acqua.

RISULTATI. Il lago presenta una persistente stratificazione delle acque accompagnata da condizioni ossiche e ossidative nello strato superficiale fino alla profondità di 40 metri. Nello strato che va dai 40 metri al fondo si verificano condizioni di anossia, fortemente riducenti. Durante il periodo di osservazione la stratificazione è risultata stabile lungo tutto l'asse longitudinale del lago, con una netta differenza nella firma isotopica dell'ossigeno tra le masse d'acqua superficiali e quelle profonde. Questi dati suggeriscono che, almeno nel periodo considerato, le masse d'acqua in ingresso, anche in occasione di eventi idrologici di intensità significativa, non sono in grado di infossarsi in profondità apportando quindi

ossigeno e ioni ossidati nel monimolimnio. I valori del potere riducente accumulato nel monimolimnio, del deficit potenziale di ossigeno e del contenuto di fosforo e azoto, evidenziano un peggioramento della qualità chimico-fisica e chimica delle acque rispetto al periodo 2010-2012.

Rispetto agli anni precedenti e agli altri laghi subalpini, si è osservata una drastica diminuzione delle popolazioni di *Planktothrix rubescens*. Tra i cianobatteri tende ad essere dominante *Aphanizomenon flos-aquae*, la cui presenza in forma massiva è segnalata anche nel lago di Lugano, meromittico e meso-eutrofico, mentre sono risultati assenti cianobatteri tossigenici. L'apparente assenza di tossine cianobatteriche è del tutto in controtendenza rispetto ai risultati ottenuti in tutti gli altri grandi laghi del distretto lacustre a sud delle Alpi (Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore) e può essere dovuta alla particolare composizione e struttura della comunità fitoplanctonica (almeno nel periodo analizzato), caratterizzata in modo particolare dall'assenza di *Planktothrix rubescens*, e dalla presenza di *Nostocales*.

Il peggioramento osservato nelle caratteristiche chimiche delle acque e le peculiari caratteristiche delle comunità fitoplanctoniche nel lago d'Idro rispetto ai grandi laghi sudalpini, suggeriscono di continuare gli studi con particolare attenzione all'analisi delle relazioni tra il carico interno di P, la disponibilità di N e di ioni metallici e lo sviluppo delle popolazioni cianobatteriche. Le eventuali potenzialità tossigeniche potranno essere studiate non solo a livello di campioni ambientali, ma anche di singoli isolati e genotipi.

ATTIVITÀ 3: VALUTAZIONE DELLE CARATTERISTICHE E DELLA MOBILITÀ DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO

OBIETTIVO. L'attività ha avuto come obiettivo la valutazione quantitativa del contenuto di fosforo del sedimento superficiale e della sua mobilità verso la colonna d'acqua. In tal modo, il carico interno può essere valutato in termini di effettiva biodisponibilità per la componente algale.

ATTIVITÀ SVOLTE. Sono state svolte misure dirette delle caratteristiche fisiche e chimiche del sedimento superficiale. In laboratorio sono stati organizzati esperimenti durante i quali sono state manipolate le condizioni di ossigenazione della colonna d'acqua e il contenuto di

acqua del sedimento. L'ammontare e la composizione del pool sedimentario del fosforo totale sono stati determinati nel sedimento superficiale prelevato a quattro differenti quote batimetriche (-2,5; -15; -35; -120 m). I carotaggi sono stati effettuati tra il 25 febbraio e il 4 marzo 2014 e ripetuti tra il 22 e il 28 luglio 2014. Lo strato superficiale del sedimento (0-11 cm) è stato sezionato in 4 strati. Ogni strato è stato analizzato per determinarne il contenuto di sostanza organica, le principali caratteristiche fisiche e chimiche, il contenuto di fosforo e la sua speciazione.

Per valutare il rilascio potenziale di P reattivo dai sedimenti sono stati quantificati i flussi bentonici e le concentrazioni dei principali pool di fosforo nel sedimento superficiale all'inizio e alla fine di due incubazioni di laboratorio condotte in condizioni di diversa ossigenazione. L'effetto dell'esposizione all'aria sulla mobilità del fosforo nel sedimento superficiale in relazione all'arricchimento organico è stato analizzato tramite un esperimento di laboratorio. Per questo sono stati allestiti microcosmi di sedimento trattati con due differenti livelli di esposizione all'aria e un controllo. Per simulare l'effetto dell'arricchimento organico derivante dalla deposizione delle macrofite che colonizzano i sedimenti litorali, a metà dei microcosmi è stato aggiunto detrito vegetale.

RISULTATI. Il carico interno di fosforo contenuto nei primi 10 cm di sedimento è molto consistente, pari a circa 160 t. Tuttavia, circa l'85% di questo fosforo è presente nelle forme più refrattarie che sono poco reattive e non mobilizzabili nelle normali condizioni ambientali del sedimento. La frazione più mobile e che può rappresentare una sorgente di P per la colonna d'acqua è circa 33 t, delle quali 17 sono localizzate nel monimolimnio e 6 nel mixolimnio.

Le variazioni del livello idrico e del contenuto di ossigeno nella colonna d'acqua incidono significativamente sulla capacità del sedimento di trattenere queste frazioni di fosforo. Le condizioni riducenti che permangono nel monimolimnio contrastano i processi biogeochimici sedimentari che sequestrano il fosforo in ingresso, rappresentando così un ostacolo al risanamento del lago. In aggiunta, i sedimenti meno profondi, fino alla quota batimetrica del chemioclinio, sono caratterizzati da condizioni redox che sono ossidanti nella stagione fredda ma possono diventare riducenti nel periodo estivo quando l'anossia si espande verso gli strati più superficiali. In queste condizioni, la diminuzione del contenuto di ossigeno nella colonna d'acqua è causa del metabolismo riducente che induce il rilascio del fosforo legato

al ferro. Nel breve periodo questo rilascio si mantiene costante nel tempo e potrebbe rappresentare una sorgente non trascurabile di P per il mixolimnio, se le condizioni di anossia dovessero permanere per periodi prolungati. L'esposizione all'aria influenza la composizione del sedimento aumentando il contenuto di fosforo biodisponibile che è rilasciato durante la successiva risommersione. Tuttavia, l'effetto delle fluttuazioni di livello per quanto rilevante è transitorio: oltre l'80% del fosforo è rilasciato entro la prima ora dalla sommersione. Non è chiaro quanto una tale modificazione possa incidere a livello di zona litorale o di intero sistema acquatico e quale sia il destino dei nutrienti rilasciati in seguito a cicli ripetuti di emersione e risommersione del sedimento.

ATTIVITÀ 4: VALUTAZIONE DELLE TECNICHE PER IL CONTROLLO DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO

OBIETTIVO. Identificare e valutare la fattibilità di interventi diretti sul corpo idrico finalizzati ad inattivare il carico interno di P.

ATTIVITÀ SVOLTE. Lo studio è stato articolato in due fasi. Nella prima fase è stata effettuata un'indagine bibliografica finalizzata ad individuare le principali tecniche di riduzione del carico interno. Sono stati valutati i risultati ottenuti negli ambienti in cui le tecniche sono state applicate e sono state individuate quelle che meglio si possono adattare al Lago d'Idro. Nella seconda fase sono state svolte attività sperimentali, in condizioni controllate di laboratorio, nel corso delle quali parcelle di acqua sono state incubate per verificare la risposta del P all'applicazione delle tecniche individuate.

RISULTATI. Le tecniche più comunemente applicate per ripristinare laghi caratterizzati da un elevato stato trofico possono essere raggruppate in tre categorie: a) riduzione e contenimento del carico esterno, b) asportazione del carico dal lago; c) aumento della capacità delle diverse componenti del lago di inattivare il carico interno. Dall'analisi dei casi descritti in letteratura risulta però che la maggior parte degli interventi sono stati effettuati in ambienti poco profondi e di modesta estensione; non sono stati trovati esempi d'intervento diretto su laghi con dimensioni paragonabili a quelle del lago d'Idro e in condizioni di meromissi. Tra i metodi più comunemente utilizzati si ritiene opportuno escludere tutti quelli che comportano evidenti problemi di fattibilità o che possano risultare

rischiosi per l'ecosistema. Per esempio si è ritenuto di non considerare l'ossidazione ipolimnica tramite iniezione di composti ossidati, visto l'elevato potere riducente che caratterizza la parte più profonda del lago. Sono state escluse anche tecniche di capping perché di difficile attuazione in laghi profondi. Queste tecniche inoltre hanno lo scopo principale di impedire il rilascio del fosforo accumulato nel sedimento, mentre nel lago d'Idro una quota consistente del carico interno è in forma disciolta nel monimolimnio. Inoltre è limitata la conoscenza degli effetti tossici degli agenti chimici utilizzati.

In base a queste considerazioni si ritiene che la precipitazione chimica possa essere la metodica più adatta alla realtà del lago d'Idro. Tra i diversi composti chimici potenzialmente utilizzabili, i sali di calcio potrebbero rappresentare una possibile soluzione, mentre non sono ritenuti idonei i sali di ferro, visto che il monimolimnio è caratterizzato da una persistente anossia che ne potrebbe contrastare l'efficacia, e l'allume, a causa della sua potenziale tossicità.

Tuttavia anche gli interventi di liming con i sali di calcio presentano una serie di problematiche che devono essere ulteriormente analizzate. Le prove di laboratorio effettuate confermano infatti l'efficacia e la rapidità di abbattimento del fosforo reattivo grazie all'aggiunta di Ca(OH)_2 , ma rilevano nel contempo l'innalzamento del pH fino a valori che potrebbero essere potenzialmente dannosi per il biota. L'eventuale aggiunta *in situ* di questo materiale negli strati più superficiali del monimolimnio favorirebbe quindi la precipitazione di composti insolubili in grado di ridurre l'SRP, ma occorre considerare la precipitazione di questo materiale verso gli strati più profondi del lago, dove le caratteristiche chimico-fisiche sono differenti. In particolare, il pH misurato nel monimolimnio varia da un minimo di 7.3 ad un massimo di 7.6; questi valori potrebbero favorire la risolubilizzazione del precipitato, con un rilascio di SRP in colonna d'acqua.

Viste le già elevate concentrazioni di calcio disciolto presenti nelle acque del lago, si potrebbe valutare l'efficacia di rimozione di SRP innalzando il pH con idrossidi privi di calcio, con aggiunte successive nel tempo. Se si ottenessero buoni risultati di abbattimento di SRP, si potrebbe pensare di procedere testando miscele di carbonato di calcio e Ca(OH)_2 . Sostituire parte dell'idrossido di calcio con polvere di calcite avrebbe infatti il vantaggio di ridurre sia i costi (essendo la calcite un materiale più povero) che l'innalzamento di pH,

permettendo eventualmente di aumentare ulteriormente le concentrazioni del trattamento limitando gli effetti avversi.

ATTIVITÀ 5: VALUTAZIONE DI DIVERSE TECNICHE PER IL CONTROLLO DELLA VEGETAZIONE ACQUATICA

OBIETTIVO. Individuare criteri scientifici per la gestione dei popolamenti di macrofite sommerse della fascia litoranea del Lago d'Idro. In particolare ci si propone di valutare l'applicabilità e l'efficacia di diverse tecniche di contenimento degli elodeidi invasivi: *Elodea nuttallii* e *Lagarosiphon major*. In aggiunta, si persegue anche l'obiettivo di valutare il ruolo ecologico di queste due specie che sono dominanti nella comunità delle macrofite sommerse.

ATTIVITÀ SVOLTE. I lavori sono stati articolati in due fasi. Nella prima fase è stata effettuata una analisi della bibliografia riguardante *L. major* e *E. nuttallii* mediante interrogazione del motore di ricerca Scopus, con particolare riferimento all'analisi delle caratteristiche ecologiche delle specie, agli effetti negativi che queste hanno sull'ecosistema, e alle tecniche di contenimento in bacini lacustri con particolare riferimento a bacini europei con caratteristiche confrontabili con quelle del Lago d'Idro. Questi dati sono di fondamentale importanza per la comprensione dell'ecologia delle specie e di conseguenza per l'attivazione di programmi di contenimento della biomassa, tarati sui fattori che ne sostengono lo sviluppo.

Nella fase sperimentale è stata considerata solo *L. major*, in quanto interessa la fascia più superficiale delle praterie, che incide maggiormente sulle attività ricreative che si svolgono nella zona del litorale.

Nella fase sperimentale è stata valutata l'applicabilità (in termini di vantaggi e svantaggi) della rimozione manuale mediante operatori subacquei e con la stesura di teli ombreggianti biodegradabili. La sperimentazione è stata effettuata nei giorni 10, 11 e 12 aprile 2014, applicando le due tecniche di contenimento in tre siti: Idro (1), Vantone (2) e Anfo (3). Sono state scelte aree interessate da attività turistica e con caratteristiche tra loro diverse per quanto riguarda profondità e conformazione del fondale. Prima dell'inizio delle attività, in ciascun sito sono state effettuate stime di copertura percentuale e misure di biomassa,

nonché una valutazione della composizione specifica della vegetazione presente. A distanza di circa 3 mesi (28 luglio) e 5 mesi (23 settembre) dall'intervento le misure di copertura, biomassa e composizione specifica sono state ripetute per ciascun plot e per ogni sito di intervento. I risultati hanno consentito di valutare l'efficacia di ciascun metodo nel contenere la ricrescita delle macrofite (e in particolare delle due specie invasive) e le difficoltà legate alla loro applicazione. Nel corso di ognuna delle tre campagne di campo e per ciascuno dei siti e dei plot considerati, sono state effettuate anche una serie di misure finalizzate a descrivere le caratteristiche dei sedimenti e a valutare eventuali effetti dei trattamenti su tali caratteristiche.

RISULTATI. I risultati dell'analisi bibliografica evidenziano che quattro fattori hanno probabilmente favorito l'insediamento e la diffusione di *L. major*: 1) condizioni termiche estive comprese tra 20-25 °C che rientrano nel range ottimale per questa specie, 2) elevata competitività legata al più rapido sviluppo delle strutture vegetative che essa è in grado di sostenere in periodo primaverile rispetto a quanto sono in grado di fare le specie native, 3) aumento significativo dei valori di pH, che in certe condizioni possono superare le 9 unità con un drastico abbassamento della concentrazione della CO₂ disciolta, determinando quindi condizioni particolarmente sfavorevoli per la crescita di altre specie, 4) capacità di riprodursi per via vegetativa attraverso l'insediamento di propaguli generati per auto frammentazione della pianta. E' sufficiente un piccolo frammento di stelo, anche totalmente privo di foglie, per dare il via alla formazione di un nuovo esemplare completo.

Le due tecniche di controllo ritenute più idonee nel lago d'Idro sono la rimozione manuale mediante sub e l'impiego di materiali ombreggianti biodegradabili (telo di juta). Al contrario il taglio e la raccolta meccanica è da ritenersi estremamente svantaggiosa per lo stato qualitativo del lago, dato che la principale modalità di diffusione delle specie presenti si attua attraverso propaguli e frammenti che rapidamente rigenerano radici e si ancorano. L'impiego di erbicidi e la lotta biologica sono stati esclusi in quanto mancano prodotti selettivi e poco o nulla si conosce sui possibili impatti locali che il loro utilizzo può determinare.

In condizioni sperimentali sia la raccolta manuale che la deposizione del telo di juta si sono rivelate efficaci nel controllo della vegetazione acquatica ed entrambe le tecniche testate a scala pilota appaiono idonee per la gestione dei letti di macrofite sommersi al Lago d'Idro.

Entrambe si sono infatti dimostrate efficaci e in grado di non determinare particolari alterazioni delle caratteristiche del sedimento. L'impiego delle due metodiche su larga scala è tuttavia particolarmente costoso, in misura minore nel caso di impiego della juta e in particolare adottando strategie che consentano di aumentare la velocità di deposizione dei teli. In relazione alla maggiore efficacia di questa tecnica rispetto alla rimozione manuale, l'impiego della juta appare di conseguenza la strategia migliore per il controllo delle macrofite nel Lago d'Idro. Dal punto di vista pratico, l'impiego del telo di juta non è però adeguato nel caso di aree caratterizzate da asperità del fondale. In aree con queste caratteristiche sarà quindi da prediligere la rimozione manuale. Si sottolinea perciò che l'impiego dell'una o dell'altra metodica andrà valutato caso per caso in funzione delle caratteristiche di ciascuno dei siti.

La mancanza di adeguate informazioni rispetto alla rapidità e alle dinamiche di ricolonizzazione delle aree trattate a seguito degli interventi di contenimento (indipendentemente dalla tecnica impiegata) rappresenta al momento il limite maggiore della sperimentazione effettuata. Infatti, si hanno dati sull'evoluzione delle biomasse nei siti trattati limitatamente ad un periodo di circa 7 mesi. Per poter giungere ad una corretta definizione di un piano di gestione della vegetazione acquatica del lago, anche nell'intento di favorire le specie autoctone e di contenere l'espansione di *L. major* ed *E. nuttallii*, sono quindi necessari ulteriori approfondimenti in tempi più lunghi (almeno due anni successivi), in modo da poter valutare i tempi e le modalità di ricolonizzazione dei siti trattati e gli eventuali effetti secondari, ad esempio sulle caratteristiche del sedimento.

DESCRIZIONE DELL'ATTIVITÀ SVOLTA E DEI RISULTATI OTTENUTI

PREMESSA

Il presente documento riporta i risultati delle attività svolte dal Dipartimento di Bioscienze dell’Università degli Studi di Parma nell’ambito del contratto di collaborazione con Regione Lombardia (Deliberazione n° X/493 del 25/7/2013) per lo studio del Lago d’Idro. Ai sensi del D.lgs. 152/06, alla Regione spetta il compito di redigere il piano di tutela delle acque, nonché individuare le misure necessarie al raggiungimento entro il 2015 del buono stato ecologico di tutti i corpi idrici che ricadono nel suo territorio. Nello specifico devono essere adottate misure adeguate per il miglioramento della qualità di quei corpi idrici per i quali è già stata richiesta una proroga. Tra questi rientra il lago d’Idro che, attualmente, è in classe scadente/sufficiente e per il quale il raggiungimento dell’obiettivo buono è stato posticipato al 2027.

Lo studio attuale ha lo scopo di completare il quadro delle conoscenze acquisite con un primo programma di ricerche ecologiche condotte nel periodo 2010-2012, esplorando nel contempo possibili soluzioni. Le precedenti indagini avevano infatti individuato pressioni significative nel bacino idrografico e alterazioni dei processi biogeochimici nell’ecosistema lacustri:

- a) elevato carico di nutrienti eutrofizzanti, proveniente dal bacino idrografico, contraddistinto da un eccesso di azoto rispetto al fosforo e al silicio;
- b) bassa capacità dei processi biogeochimici interni al lago di inattivare e sequestrare il fosforo in ingresso e trattenuto nel lago;
- c) condizioni di elevata produttività che si manifestano soprattutto nel periodo estivo con sviluppo di microalghe planctoniche e macrofite radicate nella zona litoranea;
- d) crescita di cianobatteri durante la stagione estivo/autunnale.

Su questa base è stato impostato il progetto corrente che ha avuto due obiettivi principali:

1. consolidare il quadro delle conoscenze relative al lago e al suo bacino imbrifero;
2. individuare e valutare la fattibilità di interventi per il risanamento del lago e per la gestione delle macrofite nella fascia litoranea.

Per raggiungere questi obiettivi la ricerca è stata strutturata in 5 attività di seguito elencate, che sono state svolte nell’arco di 15 mesi da settembre 2013 a novembre 2014.:

Attività 1: approfondimenti diagnostici e indagini sul bacino scolante per individuare l'origine del carico di azoto e fosforo.

Attività 2: approfondimenti diagnostici sul bacino lacustre.

Attività 3: valutazione di dettaglio delle caratteristiche del carico interno del fosforo.

Attività 4: valutazione delle tecniche per il controllo del carico interno del fosforo.

Attività 5: valutazione di diverse tecniche per il controllo della vegetazione acquatica;

APPROFONDIMENTI DIAGNOSTICI E INDAGINI SUL BACINO SCOLANTE

Obiettivi

Questa attività ha avuto lo scopo di analizzare l'origine del carico trofico nel bacino scolante e di individuare le aree interessate da scarichi diretti a lago. Nello specifico gli obiettivi sono:

- a) quantificare il carico netto di fosforo (P) e azoto (N) che entrano nel bacino imbrifero e identificare i principali settori responsabili della formazione del carico potenzialmente veicolato nel lago;
- b) valutare la qualità chimica delle acque dei principali immissari e stimare i carichi reali di nutrienti veicolati a lago e la loro variabilità stagionale e interannuale;
- c) individuare le aree litorali del lago caratterizzate dal carico più elevato e valutarne gli eventuali effetti.

Metodologia

Analisi dei principali determinanti del carico nel bacino scolante

L'input netto di azoto di origine antropica nel bacino scolante (NANI: Net Anthropogenic Nitrogen Input) (Figura 1) è stato calcolato come somma di quattro componenti: le deposizioni atmosferiche, l'applicazione di fertilizzanti azotati, l'azoto fissazione dovuta alla coltivazione di specie azotofissatrici e il commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale (Hong et al., 2012). Quest'ultima voce è stata calcolata come differenza tra la produzione di azoto derivante dagli allevamenti e dalle coltivazioni (considerato un flusso negativo che rimuove azoto dal bacino) e dal consumo richiesto per sostenere la popolazione umana e animale (considerato un flusso positivo che importa azoto nel bacino).

L'input netto di fosforo (NAPI: Net Anthropogenic Phosphorus Input) è stato invece calcolato come somma di 3 voci: l'applicazione di fosforo con i fertilizzanti, il fosforo che entra ed esce dal bacino attraverso il commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale e l'utilizzo non alimentare di fosforo (ad esempio i detersivi) (Figura 1) (Hong et al., 2012).

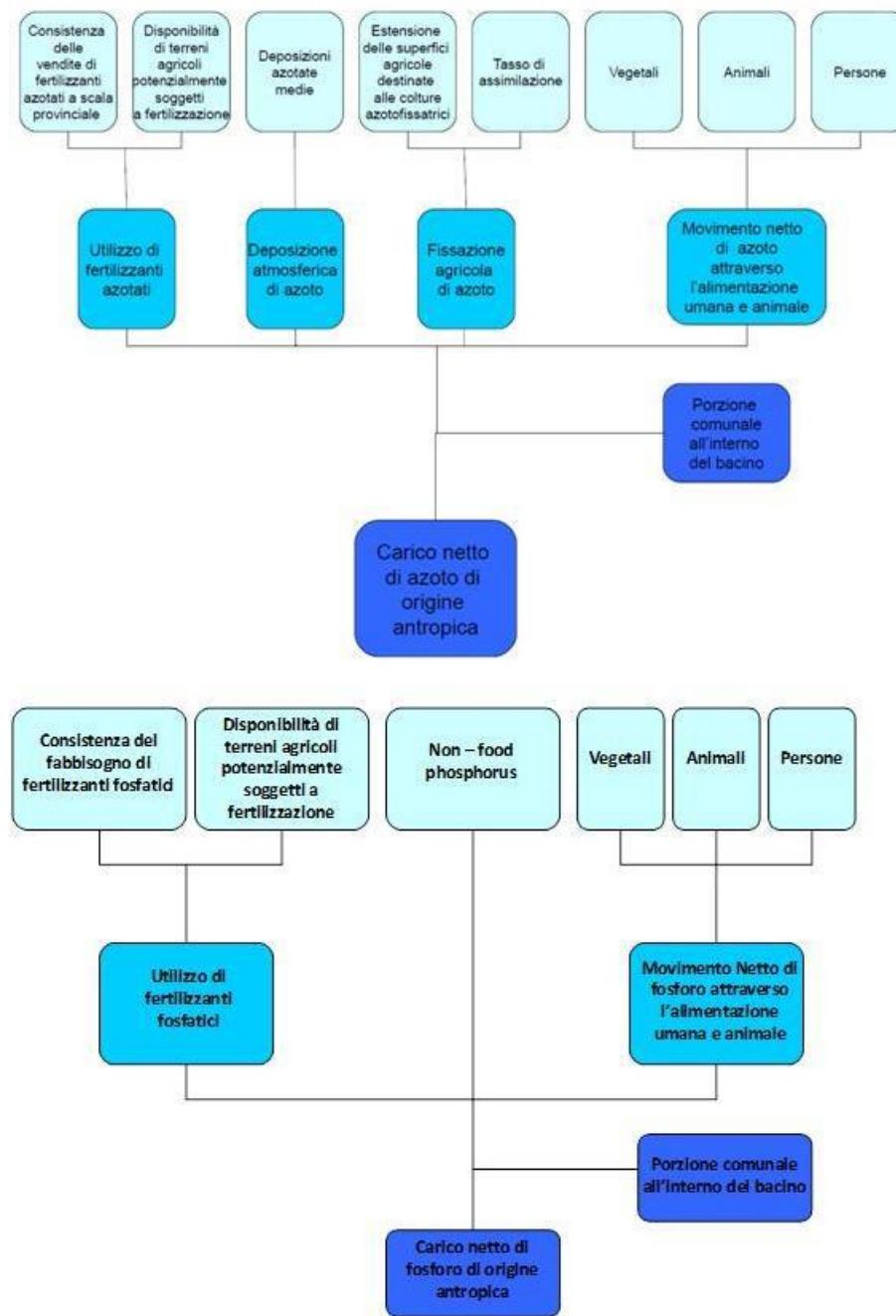


Figura 1 - Diagramma di flusso generale utilizzato per il calcolo del carico netto di azoto (NANI; sopra) e fosforo (NAPI; sotto).

La metodologia dettagliata utilizzata per il calcolo è descritta di seguito. Nella Tabella 1 sono riportate le principali fonti di dati utilizzate mentre un dettaglio di tutti i coefficienti utilizzati

per questa elaborazione è riportato nell'allegato A. Il calcolo del NANI e del NAPI è stato svolto utilizzando come unità di riferimento la superficie comunale. L'uso del suolo è stato rilevato dalle mappe CORINE del 2006, sulla base 4 categorie principali: aree urbanizzate, pascoli, prati stabili e seminativi. Per quantificare il contributo dei comuni il cui territorio non è completamente compreso all'interno del bacino del lago d'Idro, i dati riferiti alla intera superficie comunale sono stati corretti in base alla distribuzione spaziale effettiva dell'uso del suolo. Per ogni comune è stato calcolato il rapporto tra la superficie di ogni categoria ricadente nel bacino scolante e la superficie totale nel comune.

Tabella 1 – Sintesi delle principali fonti di dati utilizzate per il calcolo dell'input netto di fosforo e azoto nel bacino idrografico del lago d'Idro.

Tipologia di dato	Fonti
Deposizioni atmosferiche	Dati deposizioni EMEP http://www.emep.int/ Mosello et al., 2007
Estensione delle superfici agricole suddivise per utilizzazione dei terreni (livello comunale)	6° Censimento Generale dell'Agricoltura 2010, ISTAT http://dati-censimentoagricoltura.istat.it
Rese delle colture (livello provinciale)	Dati ISTAT su Agricoltura e Zootecnia http://agri.istat.it/
Fertilizzanti distribuiti (livello provinciale)	Dati ISTAT su Agricoltura e Zootecnia http://agri.istat.it/
Consistenza del patrimonio zootecnico allevato (livello comunale)	6° Censimento Generale dell'Agricoltura 2010, ISTAT http://dati-censimentoagricoltura.istat.it
Consistenza delle popolazione residente e fluttuante (livello comunale)	DATI demografici ISTAT http://demo.istat.it/
Uso del suolo Corine 2006	http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/download-mais/corine-land-cover

Calcolo del carico netto di azoto

La deposizione atmosferica di azoto è stata calcolata considerando solo la deposizione di specie ossidate (NO_x). Secondo quanto emerso in diversi studi, la maggior parte delle emissioni di ammoniaca si depositano nuovamente al suolo entro pochi km dalla zona di emissione andando così incontro a un riciclo interno al bacino senza rappresentare quindi flussi netti attraverso i suoi confini (Hong et al., 2011). Il carico azotato derivante da deposizioni atmosferiche è stato ricavato dai dati riportati dal programma cooperativo per l'analisi del trasporto di inquinanti atmosferici (<http://www.emep.int>). Secondo questo programma sull'arco sud alpino la deposizione totale di azoto ossidato è compresa tra 9 e 10

kg N ha⁻¹ y⁻¹. Questa deposizione è sensibilmente più elevata rispetto a quella riportata nel “Codice di Buona Pratica Agricola” (Decreto 19 aprile 1999 del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali), nel quale il carico azotato derivante da deposizioni atmosferiche nella Pianura Padana è stato quantificato in circa 8 kg N ha⁻¹ y⁻¹, ma è in accordo con quanto riportato da Mosello e collaboratori (2007). Di conseguenza, in questo bilancio è stata utilizzata la deposizione atmosferica media di 9.5 kg N ha⁻¹ y⁻¹. Il carico di azoto dovuto a questa voce è stato quindi calcolato per ogni comune ricadente nel bacino utilizzando la formula riportata nella Tabella 2. Successivamente i singoli contributi comunali sono stati sommati tra loro al fine di ottenere il carico azotato delle deposizioni atmosferiche all'interno del bacino.

Carico di azoto derivante dall'applicazione dei fertilizzanti azotati. La quantità di fertilizzanti azotati applicata ai terreni agricoli è stata ricavata dai quantitativi medi di fertilizzanti azotati venduti nel 2010 nelle province di Brescia (15936 t N y⁻¹) e Trento (1588 t N y⁻¹). Questi valori sono stati successivamente divisi per la superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione (55253 ha per Brescia e 12207 ha per Trento) al fine di ottenere un carico medio areale. La superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione è stata calcolata come la somma delle superfici interessate da seminativi e da colture legnose agrarie, escludendo le colture azoto fissatrici (ad eccezione di soia, fagioli e piselli che sono in parte concimati). Il tasso medio areale così ottenuto (0.288 t ha⁻¹ y⁻¹ per la Provincia di Brescia e 0.130 t ha⁻¹ y⁻¹ per la Provincia di Trento) è stato moltiplicato per la superficie potenzialmente soggetta a fertilizzazione di ogni comune compreso nel bacino e calcolata con le stesse modalità del caso provinciale. La quantità ottenuta è stata successivamente corretta moltiplicando per la percentuale di area comunale ad uso agricolo compresa nel bacino. Le fonti dei dati utilizzati in questa fase sono riportate nell'allegato A. I carichi dovuti all'applicazione dei fertilizzanti sono stati calcolati per ogni comune utilizzando la formula riportata nella Tabella 2. Le singole voci per ogni comune sono state successivamente sommate al fine di ottenere il carico di azoto dovuto all'utilizzo di fertilizzanti in tutto il bacino imbrifero del lago.

La **fissazione biologica di azoto** da parte delle colture agricole è stata ricavata dall'estensione delle superfici occupate da colture azoto-fissatrici, moltiplicata per i rispettivi tassi di fissazione e per la percentuale di area compresa nel bacino. I valori utilizzati sono stati desunti dalla bibliografia e sono riportati nell'allegato A. Per ogni realtà comunale si è applicata la formula riportata nella Tabella 2. I singoli contributi comunali sono stati successivamente sommati per ottenere la fissazione complessiva a livello di bacino.

Il **carico netto di azoto legato al commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale** è stato ricavato quantificando prima il fabbisogno azotato complessivo degli allevamenti animali e della popolazione civile (considerato come un flusso positivo che apporta azoto al bacino), dal quale è stata poi sottratta la produzione interna di azoto derivante dalle coltivazioni e dagli allevamenti (flusso negativo che rimuove azoto dal bacino) utilizzando le formule riportate nella Tabella 2.

Il calcolo del **consumo umano di azoto** è stato effettuato considerando un fabbisogno medio giornaliero di $111 \text{ g capita}^{-1} \text{ d}^{-1}$ di proteine, stimato da FAOSTAT per l'Italia con riferimento all'anno 2010 (<http://faostat.fao.org/site/368/default.aspx#ancor>). Le proteine sono state convertite in N utilizzando il coefficiente proteine = $6.25 \times N$ (Jones, 1941). La richiesta annuale di azoto pro-capite $6.51 \text{ kg N capita}^{-1} \text{ y}^{-1}$ è stata moltiplicata per il numero degli abitanti residenti (Censimento ISTAT, 2011, <http://demo.istat.it/>) e della popolazione fluttuante di ogni comune (per la Provincia di Trento i dati si riferiscono al 2011 e sono stati forniti dall'Ufficio Statistica Provincia di Trento; per la Provincia di Brescia sono stati utilizzati i dati del Censimento ISTAT 2001) e per la porzione di area urbana di ogni comune compresa nel bacino utilizzando la formula riportata nella Tabella 2.

Il **consumo di azoto dovuto agli allevamenti** è stato calcolato per ogni categoria animale e per ogni comune sulla base della consistenza del patrimonio allevato a livello comunale (ISTAT, 2010 http://www.census.istat.it/index_agricoltura.htm) moltiplicato per i relativi tassi di assunzione (riportati nell'allegato A) e la porzione di area agricola comunale compresa nel bacino utilizzando la formula riportata nella Tabella 2. Il consumo di N legato agli impianti di itticolture presenti nel bacino e dislocati nei comuni di Bagolino, Lardaro, Pieve di Bono e Storo è stato calcolato indirettamente, non essendo stati reperiti dati

ufficiali sulla consistenza del patrimonio ittico. Gli impianti di itticoltura sono stati identificati su base cartografica e a ciascuno di essi è stata associata una produzione ittica di 200 t y^{-1} . Questo dato è stato ricavato considerando la produzione media nazionale di trote (AAVV, 2007) ed è stato verificato sulla base di interviste ad operatori locali. La richiesta di N è stata calcolata assumendo un contenuto di azoto nel mangime pari al 7% e un fattore di conversione pari a 1.2 (Bartoli et al., 2007). Successivamente le differenti categorie animali e i carichi dei singoli comuni sono stati sommati per ricavare il dato a livello di bacino.

La stima della **produzione di azoto attraverso le coltivazioni agricole** (P_{veg}) è stata ricavata sulla base dell'estensione della superficie delle diverse colture, moltiplicata per le rese annuali, per la percentuale di azoto e per la percentuale di area comunale agricola compresa nel bacino utilizzando la formula riportata nella Tabella 2. Successivamente le differenti tipologie culturali e i carichi dei singoli comuni sono stati sommati per ricavare il dato a livello di bacino.

L'estensione delle superfici agricole destinate alle diverse colture è stata ricavata dal censimento dell'Agricoltura ISTAT 2010 (<http://dati-censimentoagricoltura.istat.it/>). Per quanto concerne le rese e il contenuto di azoto si è cercato di utilizzare coefficienti il più possibile sito-specifici, ove non è stato possibile si è fatto riferimento alla letteratura di settore (i dati utilizzati sono riportati nell'allegato A).

I valori della produzione agricola di azoto così ottenuti sono stati successivamente suddivisi in una quota destinata direttamente all'alimentazione umana (P_{veg_u}) e in una quota destinata alla produzione di mangimi animali (P_{veg_a}). I coefficienti utilizzati per questa suddivisione sono stati tratti da Hong et al., (2011) ad eccezione dei prati polifiti e delle foraggere, per le quali si è assunta una produzione interamente destinata al consumo animale, e per le voci relative alle orticole, per le quali si è considerata una coltivazione destinata esclusivamente al consumo umano. I valori calcolati sono stati corretti per una percentuale di prodotto perso durante la lavorazione, utilizzando le formule riportate nella Tabella 2 e i coefficienti riportati nell'allegato A.

Tabella 2 – Formule utilizzate per calcolare le differenti voci del NANI. Per i dettagli si veda il testo

Deposizione atmosferica = (Sup. comunale) x (D) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Deposizione atmosferica	= carico di azoto dovuto alle deposizioni atmosferiche (kg N y^{-1})
Sup. comunale	= superficie comunale complessiva (ha)
D	= deposizione atmosferica media (kg N ha $^{-1}$ y^{-1})
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale compresa nel bacino
Fertilizzanti = (Sup. Comunale) x (Q) x (% Sup. Comunale agricola nel bacino)	
Dove:	
Fertilizzanti	= carico di azoto dovuto all'applicazione di fertilizzanti (kg N y^{-1})
Sup. Comunale	= superficie comunale soggetta a fertilizzazione (ha)
Q	= quantità media di fertilizzanti applicati (kg N ha $^{-1}$ y^{-1})
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale agricola compresa nel bacino
Fissazione biologica = (SC_{fix}) x (Fix) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Fissazione biologica	= carico di azoto dovuto alla fissazione biologica (kg N y^{-1})
SC _{fix}	= superficie comunale destinata alla coltura di specie azoto fissatrici (ha)
Fix	= tassi medi di azoto fissazione (kg N ha $^{-1}$ y^{-1})
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di area comunale occupata da N fissatrici compresa nel bacino
N prodotti alimentari = (Cons. umano + Cons. animale) - (Pveg_u) - (Pveg_a) - (P_anim)	
Dove:	
N prodotti alimentari	= movimento netto di N attraverso cibo e mangimi (kg N y^{-1})
Cons. umano	= consumo di N dovuto all'alimentazione umana (kg N y^{-1})
Cons. animale	= consumo di N dovuto all'alimentazione di animali allevati (kg N y^{-1})
Pveg_u	= produzione di N nelle colture destinate al consumo umano (kg N y^{-1})
Pveg_a	= produzione di N nelle colture destinate al consumo animale (kg N y^{-1})
P_anim	= produzione di azoto derivante da allevamenti (kg N y^{-1})
Cons. umano di N = (Fabbisogno) x (Popolazione) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Cons. umano di N	= consumo di N dovuto all'alimentazione umana (kg N y^{-1})
Fabbisogno	= richiesta annuale di azoto pro-capite (kg N capita $^{-1}$ y^{-1})
Popolazione	= popolazione residente + fluttuante
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie urbana comunale compresa nel bacino
Cons. animale di N = (Fabbisogno Animale) x (n° capi) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Cons. animale di N	= consumo di azoto dovuto agli animali allevati (kg N y^{-1})
Fabb. animale	= tassi di assunzione di azoto per ciascuna categoria (kg N capo $^{-1}$ y^{-1})
n° capi	= numero di capi allevati per ciascuna categoria
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale compresa nel bacino
Pveg = (Superficie coltivata) x (Resa) x (%N) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Pveg	= produzione di azoto nelle singole colture (kg N y^{-1})
Superficie coltiva	= estensione della superficie comunale destinata alle diverse colture (ha)
Resa	= rese (kg ha $^{-1}$ y^{-1})
%N	= contenuto % azoto nel tessuto (%)
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie agricola comunale compresa nel bacino
Pveg_u = (Pveg) x (%consumo umano) x (%persa)	
Pveg_a = (Pveg) x (%consumo animale) x (%persa)	
Dove:	
Pveg_u	= produzione di azoto nelle colture destinate al consumo umano (kg N y^{-1})
Pveg	= produzione di azoto nelle singole colture (kg N y^{-1})
%consumo umano	= frazione destinata al consumo umano
%persa	= frazione persa durante la lavorazione
Pveg_a	= produzione di azoto nelle colture destinate al consumo animale (kg N y^{-1})
Pveg	= produzione di azoto nelle singole colture (kg N y^{-1})
%consumo animale	= frazione destinata al consumo umano
%persa	= frazione persa durante la lavorazione
P_anim = ((Cons. animale) – Escrezione) x (% persa) x (% cons. umano)	
Dove:	
P_anim	= produzione di azoto derivante da allevamenti (kg N y^{-1})
Cons. animale	= consumo di azoto dovuto all'alimentazione animali allevati (kg N y^{-1})
Escrezione	= escrezione di azoto da parte degli animali allevati (kg N y^{-1})
%persa	= frazione persa durante la lavorazione
%cons. animale	= frazione destinata al consumo umano

La **produzione di azoto derivante dal carico animale** (P_{anim}) è stata calcolata per ogni classe di allevamento come differenza tra il fabbisogno di azoto e l'azoto perso tramite le escrezioni e tenendo conto delle perdite che si verificano durante il processo di lavorazione e della percentuale effettivamente destinata al consumo umano, utilizzando la formula riportata nella Tabella 2. Le escrezioni di azoto per ogni categoria animale e per ogni comune sono state stimate sulla base della consistenza del patrimonio allevato a livello comunale (ISTAT, 2010 http://www.census.istat.it/index_agricoltura.htm) moltiplicato per i relativi tassi di escrezione (allegato A).

Visto che il carico netto di azoto è calcolato su base annuale sono state esaminate per ogni categoria le dinamiche dei cicli di allevamento, al fine di escludere in questo calcolo le classi di animali non avviate al macello nel corso di un anno. È il caso ad esempio dei bovini la cui categoria fa esplicito riferimento all'allevamento, per i quali si è considerata una frazione nulla destinata al consumo: si ritiene che si tratti di classi in larga parte non destinate al macello nel corso di un anno. Lo stesso ragionamento è stato applicato ai vitelli. Per quanto riguarda le scrofe, il cui ciclo riproduttivo viene compiuto nel giro di 2 – 3 anni, si considera che annualmente ne siano macellate il 33%. I verri sono utilizzati ai fini della riproduzione per 3-4 anni dopodiché vengono macellati. Ciò fa supporre che, annualmente, ne vengano abbattuti circa il 25%. I suini da ingrasso includono una vasta gamma di pesi; considerando un peso vivo medio di 120 kg (raggiunto per lo più nel corso di un anno), questi possono essere valutati come interamente destinati alla macellazione. Ovini e caprini raggiungono il peso ideale per la macellazione nel giro di un anno, pertanto sono stati considerati interamente destinati al consumo umano; lo stesso vale per gli avicoli, che diventano produttivi in meno di un anno, siano essi destinati alla produzione di uova o al consumo di carne. Gli allevamenti equini potrebbero essere destinati alla macellazione o all'equitazione; trattandosi di un censimento dell'agricoltura si ritiene che siano stati considerati gli allevamenti destinati al consumo. Per quanto riguarda la produzione di azoto delle vacche da latte è stata considerata una produzione di latte media pari a 20 kg d^{-1} (10 kg d^{-1} per il comune di Bagolino) con un contenuto di azoto pari allo 0.5% e una perdita del 10% dovuta alla lavorazione.

L'import netto di azoto destinato all'alimentazione animale è dato dalla differenza tra il fabbisogno animale e la produzione vegetale destinata al consumo animale. **L'import netto**

di azoto destinato alla popolazione umana si ottiene invece dalla differenza tra il fabbisogno umano e ciò che viene prodotto all'interno del bacino per assolvere a questo fabbisogno, ossia la produzione vegetale destinata al consumo umano e la produzione animale. Sommando i due import così ottenuti si ottiene l'import netto di azoto nel bacino dovuto al commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale.

Calcolo del carico netto di Fosforo

L'approccio utilizzato per il calcolo dell'input netto di P (NAPI) è molto simile a quello del NANI. Le voci di input riguardano le applicazioni di fertilizzanti, il P destinato a consumo umano non legato al cibo e il commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale che può essere sia un input che output. Le voci di deposizione atmosferica non sono state considerate in quanto ritenute trascurabili (Hong et al., 2012).

Carico di fosforo derivante dall'applicazione dei fertilizzanti fosfatici. I dati relativi alle superfici potenzialmente fertilizzate sono gli stessi utilizzati per l'input di azoto; la quantità di fertilizzanti fosfatici applicata ai terreni agricoli è stata ricavata a partire dalla quantità media di fertilizzanti fosfatici venduti nel 2010 in provincia di Brescia (1323 t P y^{-1}) e Trento (439 t P y^{-1}) divisa per la superficie potenzialmente soggetta a fertilizzazione. Il dato così ottenuto ($0.024 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ per la provincia Brescia e $0.036 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ per la provincia di Trento) è stato poi moltiplicato per la superficie comunale potenzialmente soggetta a fertilizzazione, calcolata con le stesse modalità utilizzate per l'N. Le fonti dei dati utilizzati sono riportate nell'allegato A. Per ogni comune i carichi dovuti all'applicazione di fertilizzanti sono stati calcolati secondo la formula riportata nella Tabella 3. I valori relativi ai singoli comuni sono stati successivamente sommati al fine di ottenere il carico di fosforo dovuto all'utilizzo di fertilizzanti nel bacino oggetto di studio.

Il calcolo del **carico netto di fosforo tramite il movimento di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale** è basato sulla quantificazione del fabbisogno di fosforo complessivo degli allevamenti animali e della popolazione da cui è sottratta la produzione interna di fosforo derivante dalle coltivazioni e dagli allevamenti secondo la formula riportata in Tabella 3.

La stima del **consumo umano di fosforo** è abbastanza complessa e la bibliografia consultata riporta valori sensibilmente differenti. Secondo Russell et al. (2008) e Boyer et al. (2002) la stima dell'assimilazione può essere ottenuta assumendo per l'assimilazione un rapporto N:P=5. Considerando che nel caso dell'Italia il valore del fabbisogno di N era di 6.51 kg N capita⁻¹ y⁻¹ si ottiene un fabbisogno di P pari a 1.3 kg P capita⁻¹ y⁻¹. Questo valore è confrontabile con il consumo ottenuto a partire dalla combinazione delle concentrazioni di fosforo dei costituenti della dieta (<http://faostat.fao.org>). In base a queste considerazioni il consumo di P annuale da parte dell'uomo nei paesi sviluppati è stimato in circa 1.2 kg P capita⁻¹ y⁻¹ (Beukeboom, 1996). Per il bacino del Lago d'Idro il calcolo del consumo medio annuale di P pro-capite (1.3 Kg P capita⁻¹ y⁻¹) è stato quindi moltiplicato per l'ammontare della popolazione residente (Censimento ISTAT, 2011, <http://demo.istat.it/>) e della popolazione fluttuante dei comuni del bacino e per la porzione comunale urbanizzata compresa nel bacino secondo la formula riportata nella Tabella 3.

Il **consumo di fosforo dovuto agli allevamenti** è stato calcolato per ogni categoria animale sulla base della consistenza del patrimonio allevato a livello comunale (ISTAT, 2010 http://www.census.istat.it/index_agricoltura.htm) moltiplicato per i relativi tassi di assunzione (riportati nell'allegato A) e la porzione di area comunale agricola compresa nel bacino secondo la formula riportata nella Tabella 3. La richiesta di P dovuta agli allevamenti ittici è stata calcolata assumendo un contenuto di fosforo nel mangime pari al 1,1% e un fattore di conversione pari a 1,2 (Bartoli et al., 2007).

La stima della **produzione di fosforo attraverso le coltivazioni agricole** è stata effettuata sulla base dell'estensione della superficie delle diverse colture, moltiplicata per le rese annuali, per la percentuale di fosforo e per la percentuale di area comunale agricola compresa nel bacino secondo la formula riportata nella Tabella 3.

Successivamente le differenti tipologie culturali e i carichi dei singoli comuni sono stati sommati per ricavare il dato a livello di bacino. L'estensione delle superfici agricole comunali destinate alle diverse colture è stata determinata sulla base delle statistiche del Censimento dell'Agricoltura ISTAT 2010, considerando la localizzazione dei terreni. Per quanto concerne le rese e il contenuto di fosforo si è cercato di utilizzare coefficienti il più possibile sito-

specifici, ove non è stato possibile si è fatto riferimento alla letteratura di settore (i dati utilizzati sono riportati nell'allegato A). Come per l'azoto al fine di stimare l'ammontare della produzione agricola di fosforo destinato al consumo umano o a quello animale, i valori ottenuti sono stati successivamente suddivisi in una quota destinata direttamente all'alimentazione umana e in una quota destinata alla produzione di mangimi animali (Allegato A). I valori calcolati sono stati corretti per una percentuale di prodotto perso durante la lavorazione, utilizzando le formule già descritte precedentemente.

Tabella 3 – Formule utilizzate per calcolare le differenti voci del NAPI. Per i dettagli si veda il testo

Fertilizzanti = (Sup. Comunale) x (Q) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Fertilizzanti	= carico di fosforo dovuto all'applicazione di fertilizzanti (kg P y ⁻¹)
Sup. comunale	= superficie comunale complessiva potenzialmente fertilizzata (ha)
Q	= quantità media di fertilizzanti applicati (kg P ha ⁻¹ y ⁻¹)
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale compresa nel bacino
P prodotti alimentari = (Cons. umano + Cons. animale) - (Pveg_u) - (Pveg_a) - (P_anim)	
Dove:	
N prodotti alimentari	= movimento netto di P attraverso cibo e mangimi (kg P y ⁻¹)
Cons. umano	= consumo di P dovuto all'alimentazione umana (kg P y ⁻¹)
Cons. animale	= consumo di P dovuto all'alimentazione di animali allevati (kg P y ⁻¹)
Pveg_u	= produzione di P nelle colture destinate al consumo umano (kg P y ⁻¹)
Pveg_a	= produzione di P nelle colture destinate al consumo animale (kg P y ⁻¹)
P_anim	= produzione di fosforo derivante da allevamenti (kg P y ⁻¹)
Cons. umano = (Fabbisogno) x (Popolazione) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Cons. umano	= consumo di P dovuto all'alimentazione umana (kg P y ⁻¹)
Fabbisogno	= richiesta annuale di fosforo pro-capite (kg P capita ⁻¹ y ⁻¹)
Popolazione	= popolazione residente + fluttuante
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale urbanizzata compresa nel bacino
Cons. animale = (Fabbisogno Animale) x (n° capi) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Cons. animale	= consumo di fosforo dovuto agli animali allevati (kg P y ⁻¹)
Fabb. animale	= tassi di assunzione di fosforo per ciascuna categoria (kg P capo ⁻¹ y ⁻¹)
n° capi	= numero di capi allevati per ciascuna categoria
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale agricola compresa nel bacino
Pveg = (Superficie coltivata) x (Resa) x (%P) x (% Sup. Comunale nel bacino)	
Dove:	
Pveg	= produzione di fosforo nelle singole colture (kg P y ⁻¹)
Superficie coltivata	= estensione della superficie comunale destinata alle diverse colture (ha)
Resa	= rese (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)
%P	= contenuto % fosforo nel tessuto
% Sup. Comunale nel bacino	= percentuale di superficie comunale compresa nel bacino
P_anim = ((Cons. animale) – Escrezione)) x (% persa) x (% cons. umano)	
Dove:	
P_anim	= produzione di fosforo derivante da allevamenti (kg P y ⁻¹)
Cons. animale	= consumo di fosforo dovuto all'alimentazione animali allevati (kg P y ⁻¹)
Escrezione	= escrezione di fosforo da parte degli animali allevati (kg P y ⁻¹)
%persa	= frazione persa durante la lavorazione
%cons. animale	= frazione destinata al consumo umano

La **produzione di fosforo derivante dalla zootecnia** è stata ricavata per ogni classe di allevamento come differenza tra il fabbisogno di fosforo e il fosforo perso tramite le

escrezioni, tenendo conto delle perdite che si verificano durante il processo di lavorazione e della percentuale effettivamente destinata al consumo umano, secondo la formula riportata nella Tabella 3. Per quanto riguarda la produzione di fosforo delle vacche da latte è stata considerata una produzione di latte media pari a 20 kg d^{-1} (10 kg d^{-1} per il comune di Bagolino) un contenuto di fosforo pari allo 0.1% e una perdita del 10% dovuta alla lavorazione.

Le escrezioni di fosforo per ogni categoria animale e per ogni comune sono state stimate sulla base della consistenza del patrimonio allevato a livello comunale (ISTAT, 2010 http://www.census.istat.it/index_agricoltura.htm) moltiplicato per i relativi tassi di escrezione (allegato A). Visto che il carico netto di fosforo è calcolato su base annuale sono state esaminate per ogni categoria le dinamiche dei cicli di allevamento, al fine di escludere in questo calcolo le classi di animali non interessate al macello nel corso di un anno come precedentemente descritto.

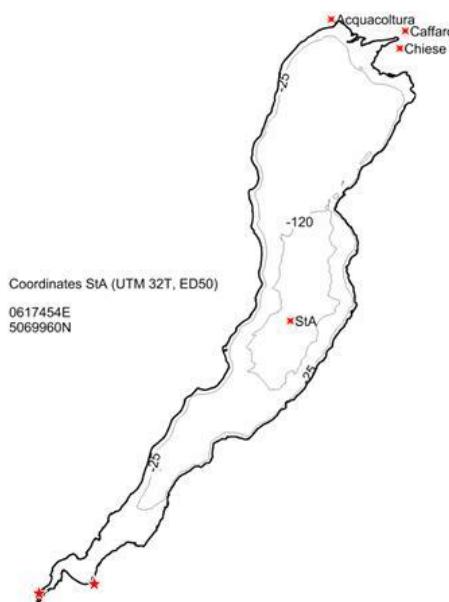
L'import netto di fosforo destinato all'alimentazione animale è dato dalla differenza tra il fabbisogno animale e la produzione vegetale destinata al consumo animale. ***L'import netto di fosforo destinato alla popolazione umana*** si ottiene invece dalla differenza tra il fabbisogno umano e ciò che viene prodotto all'interno del bacino per assolvere a questo fabbisogno, ossia la produzione vegetale destinata al consumo umano e la produzione animale. Sommando i due import così ottenuti si ottiene l'import netto di fosforo nel bacino dovuto all'alimentazione umana ed animale.

L'uso umano di fosforo non legato al consumo di cibo deriva principalmente dai detersivi utilizzati giornalmente dalla popolazione. In base alla legislazione vigente con l'esclusione di alcune categorie di detersivi (es. pastiglie per lavastoviglie) il contenuto deve essere rispettato il limite di $P < 0,5\%$. Secondo Bianucci & Ribaldone (1998), il contributo di P da questa fonte è $0,18 \text{ kg capita}^{-1} \text{ y}^{-1}$, mentre l'IRSA considera un carico potenziale di P di $0,09 \text{ kg capita}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Autorità di Bacino del fiume Po, 2001). Quest'ultimo valore è sicuramente inferiore rispetto ai valori elaborati nei paesi che non hanno un controllo legislativo sul contenuto di fosforo nei detergenti, e che raggiunge anche $0,80 \text{ kg P per abitante all'anno}$.

(Hong et al., 2012; Han et al., 2013). In questo studio il carico per comune è stato ottenuto utilizzando il coefficiente più conservativo e moltiplicando 0.09 kg P per la popolazione totale (residenti + fluttuanti) e la superficie del comune inclusa nel bacino.

Analisi dello stato di qualità delle acque e dei carichi in ingresso al lago

I campionamenti sui fiumi Chiese e Caffaro nella stazione di chiusura bacino, sullo scarico dell'acquacoltura (in località Lido di Ponte Caffaro) e sui due emissari (Figura 2) sono stati effettuati con cadenza mensile dal 20 ottobre 2013 al 14 ottobre 2014.



Trento. In particolare i dati di portata del Fiume Chiese (misura effettuata a Storo) sono stati forniti dalla Provincia di Trento, mentre il Consorzio del Chiese di Secondo Grado ha fornito i dati di portata del fiume Caffaro.

Il carico annuale di N e P totale è stato quantificato moltiplicando il carico medio giornaliero per 365, applicando la seguente formula:

$$L = \frac{\sum C*Q}{A} * n$$

Dove L rappresenta il carico annuale, C la concentrazione del composto di interesse misurata nella data di campionamento, Q la portata media giornaliera misurata nella data di campionamento, A il numero di campionamenti e n il numero di giorni nel periodo considerato. Infine per quantificare il carico annuale totale in entrata al lago, sono stati sommati i carichi dei singoli immissari.

Valutazione dell'incidenza dei carichi diffusi e puntiformi sulla struttura e sul funzionamento della zona litorale

Al fine di identificare le aree interessate dal carico di nutrienti rilasciato da sorgenti puntiformi o diffuse sono state utilizzate le macrofite acquatiche dominanti nella zona litorale del Lago d'Idro. In particolare è stata utilizzata la composizione elementale (C, P e N) di *Lagarosiphon major*, la macrofita maggiormente diffusa nei settori litoranei del lago. A questo proposito il 23 settembre 2013 è stato effettuato un campionamento estensivo di *L. major* in 37 stazioni situate lungo il perimetro del lago (Figura 3). Il survey è stato effettuato nei siti dove la fascia ripariale del bacino presentava solo sporadici interventi antropici o la loro totale assenza e aree ricadenti in tratti costieri profondamente artificializzati (con sponde cementate o artificiali) o in settori più o meno densamente urbanizzati (Figura 3 e Figura 4). L'ipotesi alla base di questa attività è che il contenuto percentuale di P e N nella porzione apicale dei fusti (primi 10 cm) sia strettamente dipendente dalla distribuzione spaziale delle pressioni antropiche (incluso l'uso suolo) lungo le sponde del lago. L'analisi del rapporto tra isotopi pesanti e isotopi leggeri dell'N è stata inoltre utilizzata per verificare se vi siano nel lago aree litorali maggiormente soggette a inquinamento di origine civile. Le sorgenti più comuni di inquinamento delle acque (fertilizzanti di sintesi, liquami umani ed

animali, le precipitazioni e l'N organico presente nei suoli) possiedono infatti una propria identità isotopica (rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) e grazie a questa possono essere identificate.

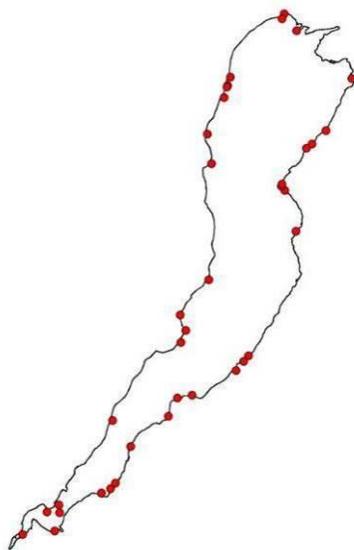


Figura 3 - Mappa del lago d'Idro con indicate le stazioni in cui sono stati raccolti i campioni di *Lagarosiphon major*.

I campioni di *L. major* sono stati raccolti manualmente da barca (Figura 4), e immediatamente lavati utilizzando acqua del sito per eliminare epifiti, particellato e ovature di pesci e anfibi. Dopo il lavaggio, la parte apicale della pianta (10 per ogni sito) è stata staccata e conservata per le ulteriori analisi di laboratorio. In laboratorio i campioni sono stati essiccati in stufa (50°C per 48 ore) e successivamente macinati con un mortaio per assicurare l'omogeneità del campione.

I campioni così ottenuti sono stati analizzati per la determinazione del contenuto di carbonio, azoto e fosforo e del frazionamento isotopica dell'azoto. Le analisi del contenuto di carbonio e azoto sono state effettuate mediante un analizzatore elementare (EA 1110, Carlo Erba), mentre il contenuto di fosforo è stato quantificato dopo incenerimento in muffola (450 °C per due ore) ed estrazione acida con HCl 1N per 24 ore (Aspila *et al.*, 1976) su un'aliquota del campione essiccato e macinato. La firma isotopica dell'azoto è stata determinata mediante un analizzatore elementare (EA 1110, Carlo Erba) accoppiato con uno spettrometro di massa (Delta Plus XP, ThermoFinnigan) su circa 2.5 mg di materiale vegetale essiccato. L'abbondanza dell'isotopo dell'azoto, riportata come $\delta^{15}\text{N}$ è stata calcolata come:

$$\delta(\text{‰}) = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$$

dove R è il rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ nel campione e nello standard N_2 (AIR) atmosferico.

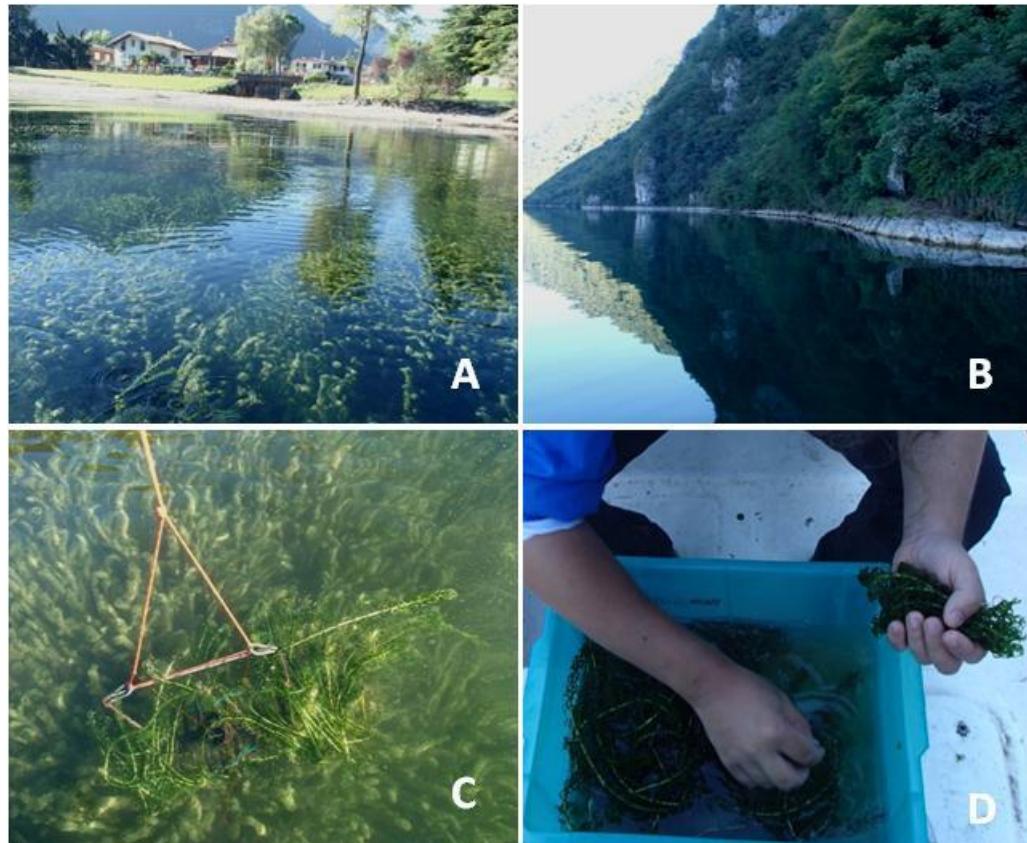


Figura 4 – Immagini relative al campionamento di *Lagarosiphon major*. Sito potenzialmente impattato (A), sito non impattato (B), raccolta (C) e lavaggio (D) dei campioni.

Risultati

Carico netto di azoto e fosforo veicolato nel bacino idrografico

In questo studio sono stati applicati modelli consolidati per quantificare i carichi netti di azoto e fosforo veicolati nel bacino idrografico dall'attività antropica e per valutare l'incidenza delle diverse sorgenti sulla formazione del carico complessivo (Howarth et al., 1996; Hong et al., 2011; 2012; Boyer et al., 2002; Han et al., 2012). Questa analisi permette di individuare e quantificare i principali flussi netti di N e P attraverso i confini del bacino idrografico e di gerarchizzare le sorgenti in relazione alla loro incidenza relativa. I risultati consentono quindi di valutare quali attività concorrono maggiormente ad alterare il bilancio dei nutrienti nel bacino scolante e di conseguenza su quali sorgenti di inquinanti occorre focalizzare l'attenzione per eventuali interventi di contenimento.

Il bacino idrografico ha una superficie di 609 km² ricadente in 21 comuni (Tabella 4), 7 in provincia di Brescia e i restanti in provincia di Trento. La popolazione totale ammonta a 16.232 unità (circa 26 ab/km²) mentre il numero di capi allevati è risultato 116.525 unità (circa 2.284 capi/km² SAU). La superficie agricola utilizzata (51 km²) rappresenta circa l' 8% dell'intera superficie del bacino ed è occupata prevalentemente da prati e pascoli.

Il carico netto del P veicolato nel bacino scolante è risultato pari a 105 t P y⁻¹ corrispondente ad un carico areale di 173 kg P km⁻² y⁻¹ (Tabella 4).

Tabella 4 – Principali caratteristiche del bacino idrografico e input netto di fosforo e azoto.

Superficie totale (km ²)	609
Superficie agricola utile (km ²)	51
Superficie a prati permanenti e pascoli (km ²)	47
Superficie coltivata a mais (km ²)	2
Popolazione totale (n° ind)	16.232
Animali totali allevati (n° capi)	116.525
Avicoli (n° capi)	96.000
Cunicoli (n° capi)	16.600
Bovini (n° capi)	2.349
Ovini (n° capi)	1.281
Acquacoltura (ton)	1.700
Input netto di fosforo (t anno⁻¹)	105
Input netto di azoto (t anno⁻¹)	1.082

L’input netto di P è sostenuto prevalentemente dal commercio di prodotti destinati a sostenere le richieste alimentari della popolazione umana e degli allevamenti (99 t P y^{-1}). Solo una minima parte del carico di P è invece ascrivibile al commercio e all’applicazione di fertilizzanti (5 t P y^{-1}) e prodotti destinati al consumo umano non alimentare (1.6 t P y^{-1}) (Figura 5 e Figura 6).

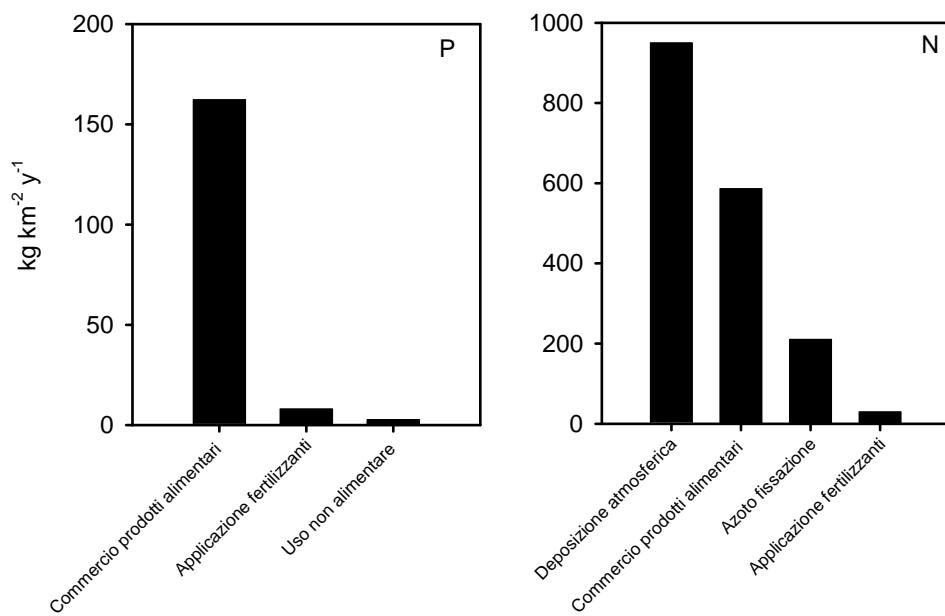


Figura 5 – Principali input areali di fosforo e azoto che concorrono a determinare la formazione del carico netto di questi elementi nel bacino idrografico del Lago d’Idro

Il carico netto dell’azoto veicolato nel bacino è risultato 1.082 t N y^{-1} corrispondente ad un carico areale di $1.776 \text{ kg N km}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (Tabella 4). L’input netto di N è sostenuto prevalentemente (88%) dalla deposizione atmosferica (579 t N y^{-1}) e dal commercio di prodotti destinati a sostenere le richieste alimentari della popolazione umana e degli allevamenti zootecnici (385 t N y^{-1}). La fissazione biologica dell’azoto contribuisce per circa l’11% al carico in ingresso con 128 t N y^{-1} , mentre il commercio di fertilizzanti azotati (18 t N y^{-1}) contribuisce per circa l’1.6% (Figura 5 e Figura 6).

Questi risultati sono in accordo con quanto atteso in bacini relativamente poco sfruttati per agricoltura intensiva e poco antropizzati (Russel et al., 2008; Hong et al., 2012). I risultati dell’analisi effettuata indicano, infatti, che la superficie agricola utilizzata nel bacino

rappresenta circa l' 8% della superficie totale ed è costituita prevalentemente da prati e pascoli.

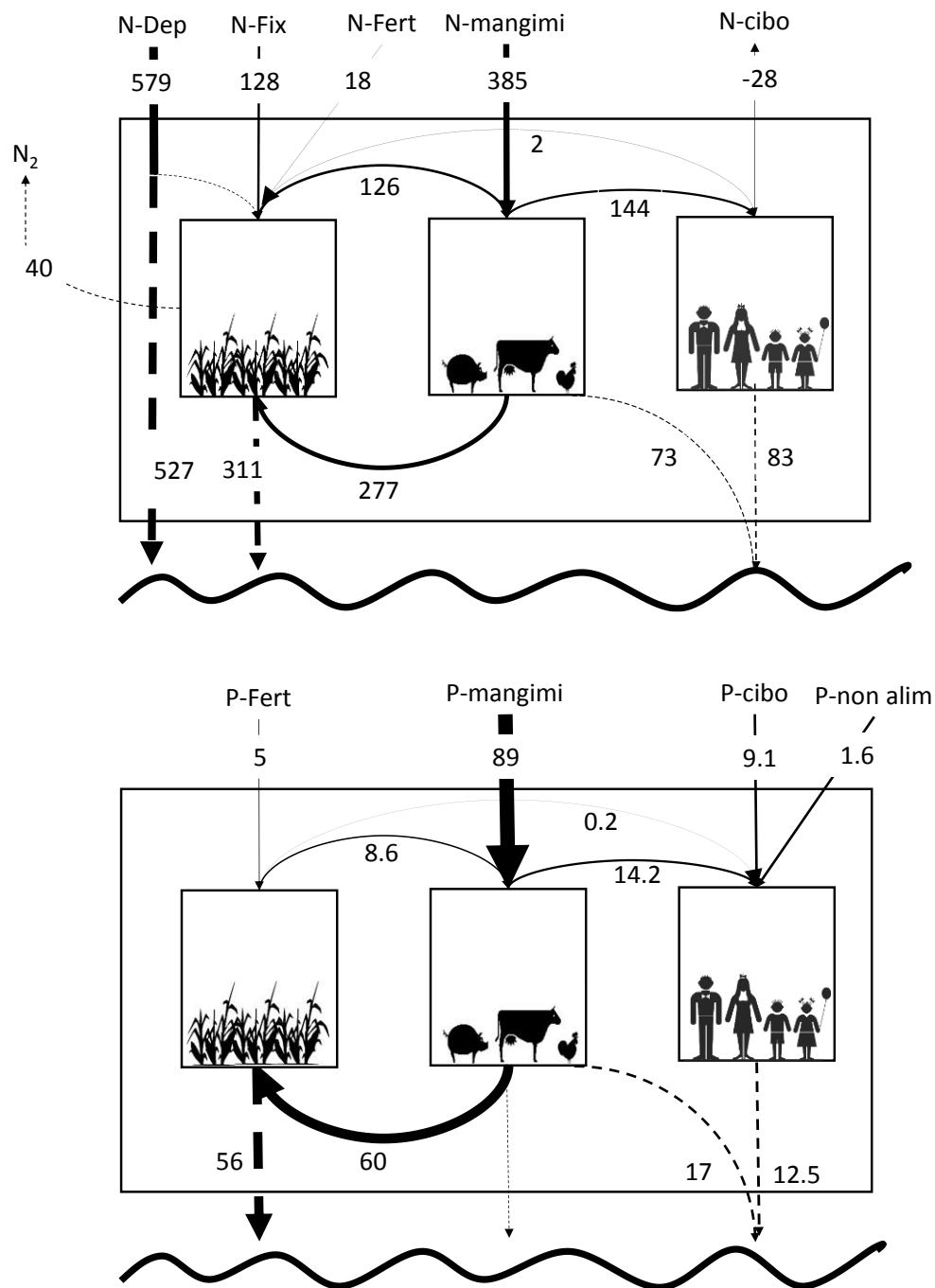


Figura 6 – Rappresentazione schematica dei principali flussi medi di azoto (pannello superiore) e fosforo (pannello inferiore) all'interno del bacino scolante del lago d'Idro. Le frecce continue rappresentano i flussi calcolati dal modello mentre le frecce tratteggiate il carico potenzialmente esportabile verso i corpi idrici. Tutti i dati sono espressi come ton anno⁻¹.

La dominanza della componente legata alla importazione di prodotti alimentari nella formazione del carico di azoto e fosforo ha implicazioni per la gestione di questi due elementi. Circa 90 t P y^{-1} e 433 t N y^{-1} sono infatti riciclate all'interno del bacino sotto forma di reflui zootecnici e civili (Figura 7 e Figura 6).

In particolare circa l'84% del carico di fosforo in ingresso al bacino è trasformato in reflui mentre questa percentuale scende al 40% per quanto riguarda l'azoto. Nella Figura 6 è riportato uno schema dei principali flussi di N e P nel bacino scolante. La quota di P riciclata sotto forma di reflui può essere suddivisa in 12 t y^{-1} a carico della popolazione civile, 17 t y^{-1} a carico delle attività di acquacoltura e 67 t y^{-1} a carico delle altre attività zootecniche. La quota di N riciclata sotto forma di reflui può essere invece suddivisa in 82 t y^{-1} a carico della popolazione civile, 73 t y^{-1} a carico delle attività di acquacoltura e 323 t y^{-1} a carico delle altre attività zootecniche.

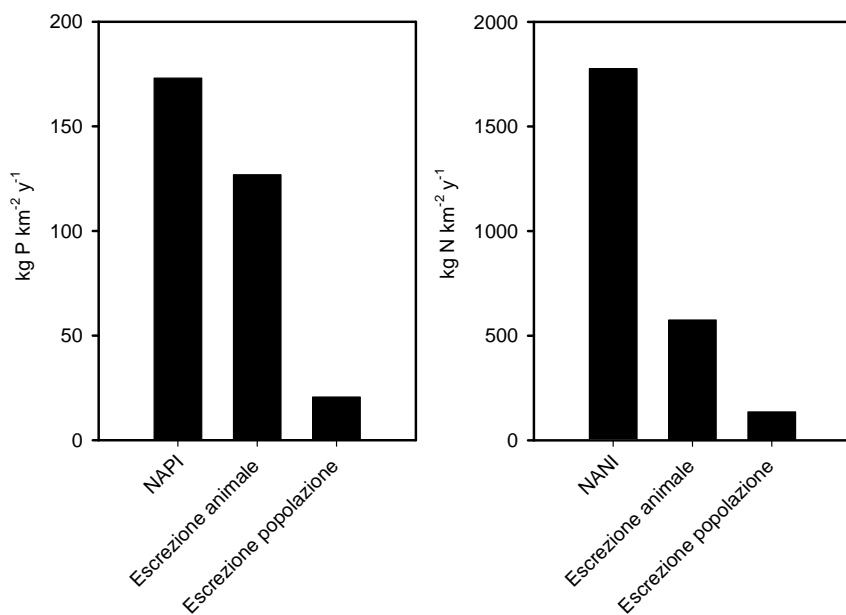


Figura 7 – Produzione stimata ($kg N km^{-2} y^{-1}$) di fosforo e azoto nei reflui zootecnici e civili nel bacino idrografico del Lago d'Idro

I reflui zootecnici possono essere destinati allo spandimento agronomico. Secondo i bilanci effettuati, circa 56 t P y^{-1} e 311 t N y^{-1} sono in eccesso rispetto al fabbisogno delle colture e formano un pool latente nel suolo. Il destino di tale surplus non è facilmente stimabile e non si esclude che parte di esso possa confluire nel reticolo idrografico come carico diffuso, che risulta inoltre di difficile quantificazione. Questo rischio aumenta significativamente quando i

reflui sono conservati in modo inappropriato nelle vicinanze dei corpi idrici e senza un'adeguata impermeabilizzazione dei suoli e/o con misure di contenimento. In questi casi il dilavamento dovuto alle acque meteoriche favorisce un rapido trasferimento di elevate quantità di nutrienti nelle acque superficiali.

Una parte significativa dei reflui animali è costituita dall'escrezione delle trote allevate negli impianti ittiogenici localizzati nel bacino e consiste in un carico netto pari a circa 17 t P y^{-1} e 73 t N y^{-1} . Questa aliquota rappresenta un carico puntiforme, che arriva direttamente ai corpi idrici e che spiega circa il 70% di P e il 10% di N che raggiungono il lago. Questa stima è stata fatta assumendo che la quasi totalità del carico generato dai vari impianti confluisca direttamente nei corpi idrici, a causa dell'assenza di sistemi di depurazione e di abbattimento del carico. Per verificare questi dati, sarebbe opportuno effettuare degli approfondimenti con misure ripetute nei torrenti Chiese e Caffaro e negli scarichi di alcuni impianti di riferimento situati nel bacino scolante.

Per valutare come si distribuiscono spazialmente i carichi e come varia il contributo delle diverse voci, il bacino idrografico del Lago d'Idro è stato suddiviso in tre sottobacini: il sottobacino del Fiume Chiese sopra lacuale, il sottobacino del Torrente Caffaro e il sottobacino costituito da tutti i torrenti minori che scaricano direttamente a lago. Nella Tabella 5 e nella Figura 8 sono riportati i carichi in ingresso e la produzione annuale di P e N sotto forma di reflui zootecnici e civili. È interessante notare come percentualmente la quantità media areale di fosforo derivante dalla produzione di reflui civili aumenti sostanzialmente nel bacino dei torrenti minori rispetto agli altri due bacini.

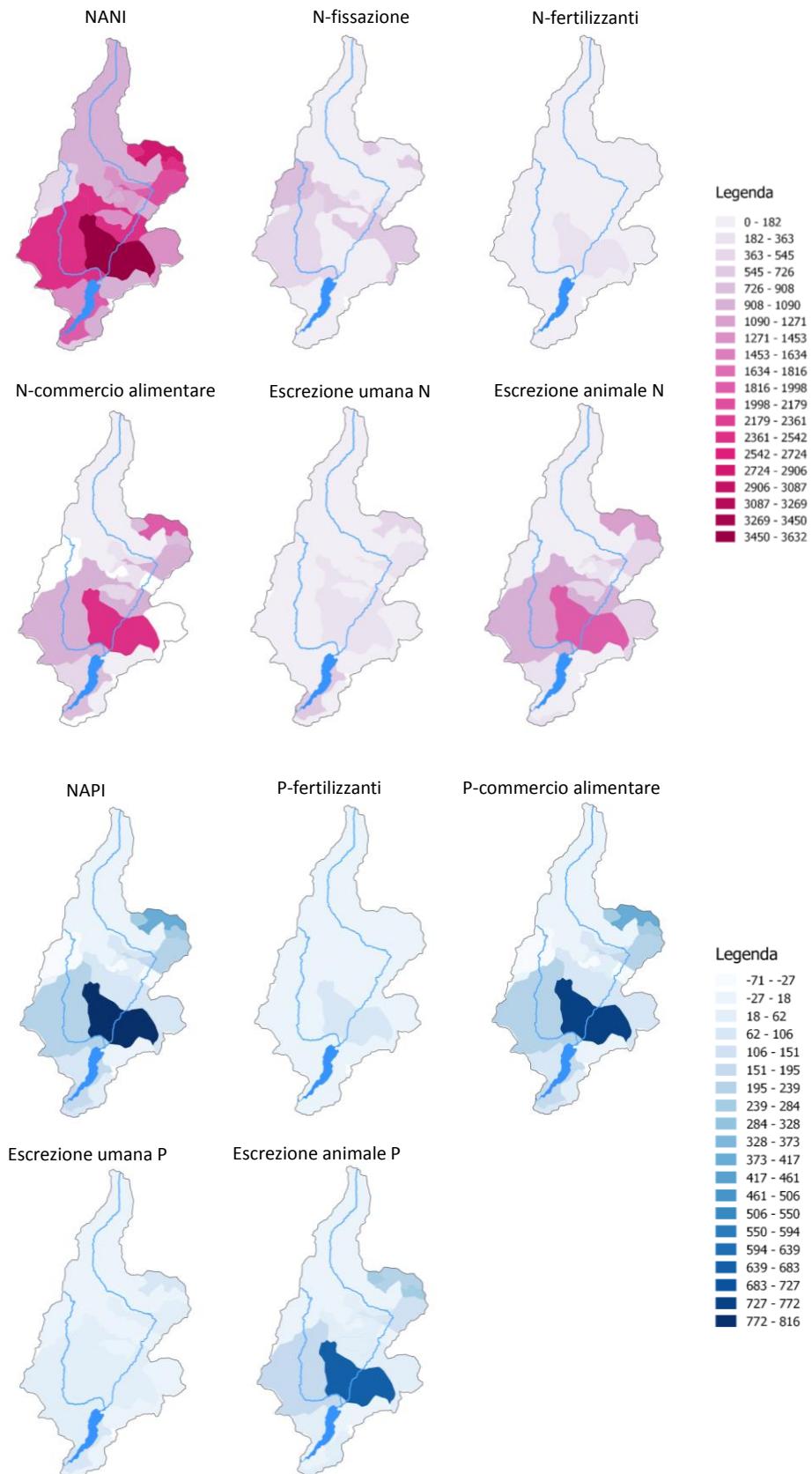


Figura 8 – Distribuzione spaziale dei principali flussi areali ($\text{kg km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) di azoto (pannello superiore, rosa) e fosforo (pannello inferiore, blu) all'interno del bacino scolare del lago d'Idro.

Tabella 5 – Carichi totali e produzione annua di N e P sotto forma di reflui zootecnici e civili e loro ripartizione nei tre sottobacini (Chiese = bacino del fiume chiese sopra lacuale; Caffaro = bacino del torrente Caffaro; Lago = bacino costituito dagli immissari minori che scaricano direttamente a lago). I valori in parentesi rappresentano il contributo percentuale rispetto al totale in ingresso nel bacino o nei tre sottobacini.

		Totale	Totale	Reflui zootecnici	Reflui civili
			NANI		
Totale	t y ⁻¹	1082	350	83	
	%	(100)	(32)	(8)	
Chiese	t y ⁻¹	722	236	47	
	%	(66)	(33)	(7)	
Caffaro	t y ⁻¹	271	102	19	
	%	(23)	(38)	(7)	
Lago	t y ⁻¹	88	11	15	
	%	(9)	(13)	(18)	

		Totale	NAPI		
Totale	t y ⁻¹	105	77	13	
	%	(100)	(73)	(11)	
Chiese	t y ⁻¹	77	57	7	
	%	(73)	(75)	(9)	
Caffaro	t y ⁻¹	21	18	3	
	%	(20)	(85)	(14)	
Lago	t y ⁻¹	7	1.6	2.3	
	%	(7)	(25)	(35)	

Analisi dello stato di qualità delle acque dei principali immissari e degli emissari

Una sintesi delle principali caratteristiche fisiche e chimiche delle acque di immissari ed emissari del Lago d'Idro è riportata nella Tabella 6. Nei sopralluoghi effettuati la temperatura dell'acqua in ingresso è risultata compresa tra un minimo di 2.9 ed un massimo di 14.0°C. Il livello di ossigenazione delle acque è risultato buono, con concentrazioni comprese tra 4.6 e 14.5 mg O₂ L⁻¹, sia negli immissari che negli emissari. Concentrazioni leggermente più basse sono state rilevate nel canale di scarico dell'impianto di acquacoltura (4.6-10 mg O₂ L⁻¹). La conducibilità elettrica specifica in ingresso è risultata compresa tra 67 e 198 µS cm⁻¹ nei fiumi Chiese e Caffaro e circa il doppio nello scarico dell'acquacoltura (valore mediano 239 µS cm⁻¹). La conducibilità delle acque in uscita dal bacino è risultata confrontabile con quella dei due immissari principali e solo leggermente più elevata (92 e 216 µS cm⁻¹). I valori di alcalinità totale sono tipici di acque ben tamponate e il pH è risultato di conseguenza compreso tra 7.0 e 8.3. In tutte le date di prelievo i valori più bassi (6.3-7.4 unità) sono stati

rilevati nello scarico dell'impianto di acquacoltura. Il contenuto dei solidi sospesi totali (SST) nelle acque in ingresso è risultato mediamente basso. Il contenuto di fosforo totale (TP) è risultato compreso tra 10 e 42 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nei fiumi Caffaro e Chiese, mentre lo scarico dell'acquacoltura si caratterizza per concentrazioni decisamente più elevate (valore mediano 146 $\mu\text{g P L}^{-1}$). La frazione maggiormente reattiva e biodisponibile del fosforo (SRP) rappresenta in media il 70% del pool del TP nelle acque in ingresso. La concentrazione del TP in uscita dal lago è risultata leggermente inferiore a quella degli immissari tuttavia, diversamente da quanto osservato negli immissari, circa il 40% del TP è costituito da SRP.

Tabella 6 - Valori di temperatura (T; $^{\circ}\text{C}$), conducibilità specifica a 20 $^{\circ}\text{C}$ (EC; $\mu\text{S cm}^{-1}$), ossigeno dissolto (O_2 ; mg L^{-1}), pH, alcalinità totale dissolta (Alk; mEq L^{-1}), solidi sospesi totali (SST; mg L^{-1}), fosforo reattivo solubile (SRP; $\mu\text{g L}^{-1}$), fosforo totale dissolto (TDP; $\mu\text{g L}^{-1}$); fosforo totale (TP; $\mu\text{g L}^{-1}$), azoto ammoniacale (NH_4 ; $\mu\text{g N L}^{-1}$), azoto nitroso (NO_2 ; $\mu\text{g N L}^{-1}$), azoto nitrico (NO_3 ; $\mu\text{g N L}^{-1}$), azoto totale dissolto (TDN; $\mu\text{g L}^{-1}$), azoto totale (TN; $\mu\text{g L}^{-1}$) e silice reattiva (DRSi; $\mu\text{g Si L}^{-1}$) misurati nelle acque dei due principali immissari del lago d'Idro (Fiume Chiese e Torrente Caffaro), nello scarico dell'acquacoltura e nei due principali emissari (Fiume Chiese e Canale di presa della Centrale Enel) nelle due date di campionamento.

	T	EC	O_2	pH	Alk	SST	SRP	TDP	TP	NH_4	NO_2	NO_3	TDN	TN	DRSi	
Chiese	min	3.2	67	10.3	7.04	1.31	0.2	7	7	10	<15	<2	391	367	487	927
	50°	7.5	123	12.2	7.66	1.52	1.2	13	13	16	20	<2	629	738	794	1545
	max	12.3	136	14.0	8.30	2.00	6.2	21	24	32	51	2	883	975	1003	1829
Caffaro	min	2.9	72	9.4	7.28	1.44	1.0	7	11	14	<15	<2	482	518	545	494
	50°	8.5	146	11.6	7.98	2.20	2.8	15	17	25	44	<2	666	856	895	1237
	max	14.0	198	14.5	8.24	2.68	32.5	20	21	42	84	3	1070	1301	1301	1449
Acqua coltura	min	9.7	181	4.6	6.27	2.34	0.2	69	73	99	315	6	897	1400	1656	2059
	50°	10.8	239	8.1	7.13	2.44	2.4	90	103	146	454	11	1015	1700	1833	2443
	max	12.8	302	10.0	7.48	3.62	10.7	215	223	350	1057	23	1091	2046	2058	2759
ENEL	min	6.3	100	7.5	7.27	1.71	0.1	1	3	11	<15	2	315	413	463	114
	50°	12.6	180	11.3	8.01	2.36	1.8	8	14	18	16	4	608	668	679	597
	max	20.0	191	13.0	9.72	3.18	3.7	15	41	41	113	7	775	1041	1041	1131
Chiese emissario	min	5.8	92	10.1	7.10	1.83	0.4	0.9	2	7	<15	2	329	386	577	144
	50°	12.6	185	11.4	7.77	2.23	2.1	7	9	13	16	4	611	732	786	556
	max	19.4	216	13.5	8.74	2.43	4.5	11	19	22	65	7	766	937	2031	1035

La concentrazione dell'azoto totale negli immissari è risultata compresa tra 487 e 1301 $\mu\text{g N L}^{-1}$ mentre valori più elevati sono stati misurati nello scarico dell'acquacoltura. L'azoto totale veicolato a lago è costituito prevalentemente (> 80%) da azoto inorganico dissolto (DIN = $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) le cui concentrazioni sono risultate comprese tra 367 e 1144 $\mu\text{g N L}^{-1}$. In tutte le date, oltre l'80% del DIN è costituito da azoto nitrico. Le concentrazioni dell'azoto ammoniacale sono invece risultate mediamente inferiori al 10% del DIN, mentre è trascurabile il contributo dell'azoto nitroso. L'unica eccezione è rappresentata dal canale di

scarico dell'impianto di acquacoltura dove lo ione ammonio rappresenta circa il 30% del DIN (Tabella 6).

La portata media giornaliera dei torrenti Chiese e Caffaro è risultata compresa tra un minimo di $0.41 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e un massimo pari a $21 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Figura 9). Il valore mediano è risultato pari a $1.98 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, significativamente superiore a quello misurato nel periodo 2010-2012 ($1.39 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

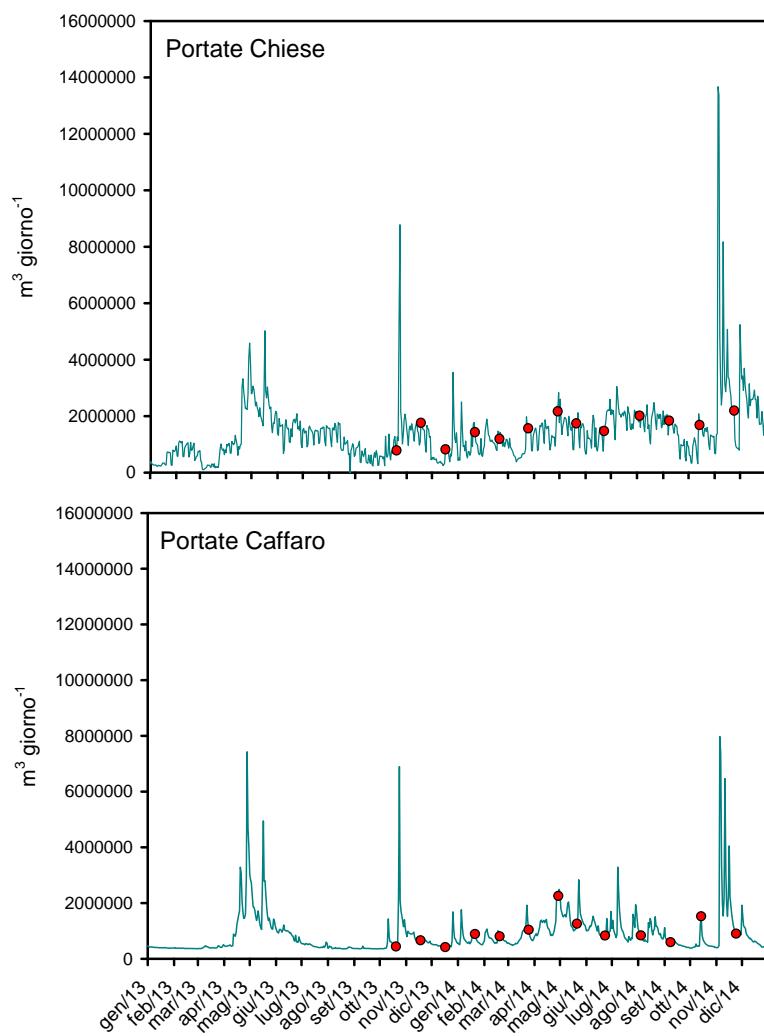


Figura 9 – Afflusso al lago d'Idro (linea continua) e date di campionamento (punti rossi).

Complessivamente il carico medio giornaliero di fosforo totale riferito ai giorni di campionamento è stato di $56 \pm 20 \text{ kg P d}^{-1}$ (di cui circa $24 \pm 8 \text{ kg P d}^{-1}$ in forma inorganica) mentre quello dell'azoto è $2300 \pm 945 \text{ kg N d}^{-1}$. Questi carichi medi giornalieri corrispondono ad un carico annuale di 20 t P e 737 t N.

Valutazione dell'incidenza dei carichi diffusi e puntiformi

Il rilascio di nutrienti da una fonte di inquinamento è solitamente monitorato mediante l'analisi delle acque di scarico che presenta però alcune limitazioni:

- 1) il monitoraggio di apporti che variano sensibilmente nell'arco della giornata richiede campionamenti ripetuti con un aggravio dei costi
- 2) i nutrienti rilasciati vengono diluiti in un grande volume d'acqua per cui le variazioni di concentrazione non sono significative e/o rilevabili con le metodiche convenzionali.

Gli indicatori biologici rappresentano una valida alternativa alle analisi chimiche per la valutazione della qualità delle acque in quanto possono cogliere e integrare le variazioni della disponibilità dei nutrienti nel tempo. I produttori primari, come le macroalghe, le piante acquatiche e il fitoplancton sono considerati ottimi biondicatori in quanto la loro biomassa persiste per periodi relativamente lunghi, mostrano una buona risposta fisiologica alla disponibilità di nutrienti, che possono essere accumulati nelle biomasse, e sono ampiamente distribuiti ed abbondanti (García-Sanz et al., 2010). I test biologici sono quindi utilizzati per individuare le fonti di inquinamento che risultano difficili da rilevare con le tradizionali tecniche analitiche (Dalsgaard et al., 2006).

Il contenuto medio di azoto e fosforo nei tessuti di *L. major* è risultato pari al 3.6% di N e allo 0.28% di P (Figura 10). Questi valori sono concordi con quelli riportati nella bibliografia che riporta per le angiosperme di acqua dolce un contenuto di azoto compreso tra 1.0 e 4.3% e di fosforo compreso tra 0.04 e 1.38% (Duarte et al., 1992). Complessivamente, il contenuto di azoto è risultato più omogeneo tra i campioni raccolti nelle diverse zone del bacino (2.4-4.3, coefficiente di variazione dell'11%) rispetto a quello del fosforo (0.12 – 0.47, coefficiente di variazione del 32%). Anche il rapporto molare N:P presenta una certa variabilità (17-46, coefficiente di variazione del 24%).

La variabilità osservata nella composizione elementale può essere in parte spiegata considerando le diverse pressioni che insistono sulla zona litorale. Questi risultati sono stati messi in relazione alla distribuzione spaziale delle pressioni raggruppando i siti caratterizzati da una minore presenza antropica (siti di controllo) e quelli che ricadono in tratti con presenza di strutture turistiche o aree urbane (siti impattati). In tutti i casi, il contenuto di nutrienti è risultato significativamente differente e nello specifico è possibile osservare un

maggior contenuto di N e P ed un minor rapporto N:P nelle aree impattate rispetto a quelle non impattate (

Figura 11).

In particolare, è evidente come il contenuto maggiore di fosforo sia stato misurato in corrispondenza dei principali centri abitati o in presenza di attività turistiche significative (Fig. 12).

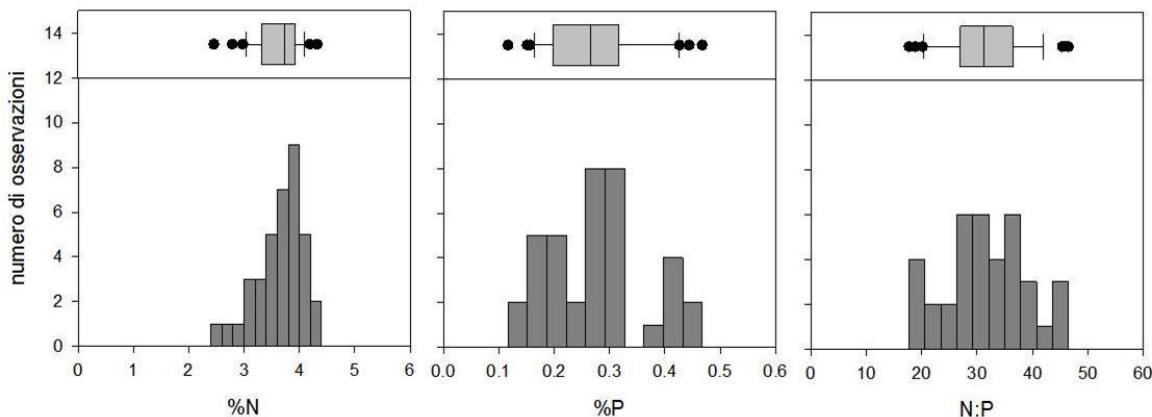


Figura 10 – Distribuzione di frequenza del contenuto di N e P e del rapporto N:P nei tessuti di *Lagarosiphon major* raccolto nella zona litorale del lago d'Idro. I box plot riportano il valore mediano (barra centrale verticale), 10°, 25°, 75° e 90° percentile. I punti rappresentano gli outliers.

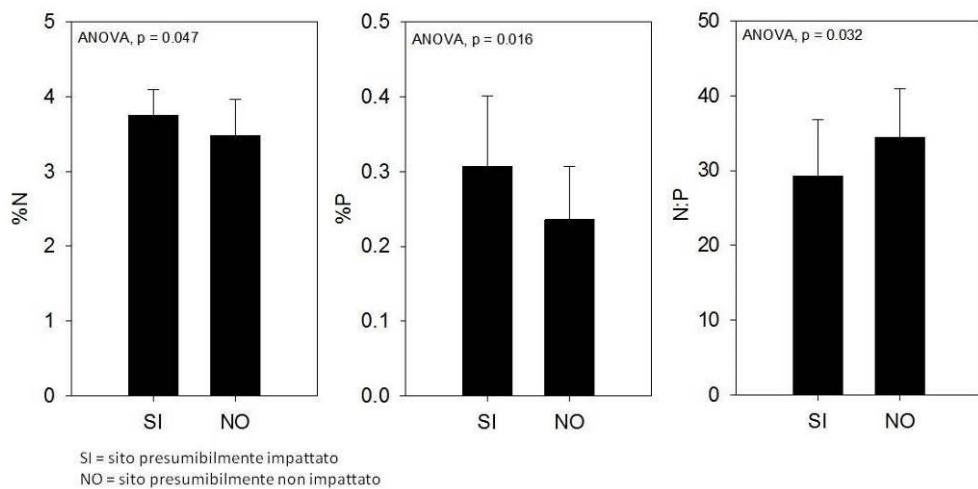


Figura 11 – Differenze del contenuto % di N e P e del rapporto N:P nei tessuti di *Lagarosiphon major* raccolto nella zona litorale del lago d'Idro in siti considerati impattati (SI) e non impattati (NO).

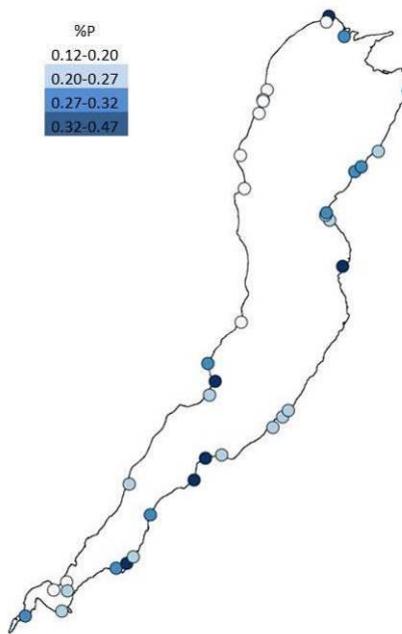


Figura 12 – Distribuzione del contenuto % di P misurato nei tessuti di *L. major* lungo il perimetro del lago.

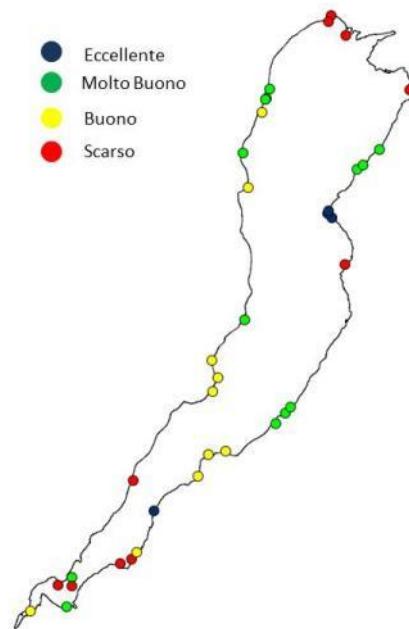


Figura 13 – Distribuzione dei valori dell'indice SFI (*Shoreline Functional Index*) calcolati nel corso del progetto “Ricerche ecologiche nel Lago d'Idro” (2010-2012) in corrispondenza delle stazioni di campionamento delle macrofite.

Il contenuto di N e P nei tessuti delle piante è stato anche confrontato con la classificazione della zona litorale ottenuta dall'applicazione al Lago d'Idro dell'SFI (*Shoreline Functional Index*), condotta nel corso del progetto precedente del 2010-2012 (Figura 13). Contrariamente a quanto atteso il confronto indica che non vi è sempre corrispondenza tra il valore del l'SFI e il contenuto di N e P nella biomassa delle macrofite. Questo dato può essere spiegato considerando che l'SFI riconosce le macrofite come elementi biologici che contribuiscono alla biodiversità dell'ecosistema, ma non valuta il nesso di causa-effetto tra la presenza delle praterie sommerse e le pressioni che agiscono nella zona litorale.

Nel 75% dei campioni analizzati l'arricchimento isotopico dell'azoto è risultato >1.56 , con valori >2.44 nel 25% dei punti di prelievo. Tuttavia questi valori sono risultati nettamente inferiori a quelli attesi per aree influenzate da scarichi civili o spandimento di reflui di origine zootecnica. Sia le acque reflue dei sistemi di depurazione che le acque drenanti aree agricole soggette a spandimento di reflui zootecnici hanno azoto inorganico con $\delta^{15}\text{N}$ elevati (fino a +25 ‰) a seguito della volatilizzazione preferenziale di $^{14}\text{NH}_3$ nella fase di ammonificazione per le acque reflue ed ai processi di volatilizzazione di $^{14}\text{NH}_3$ e di denitrificazione di $^{14}\text{NO}_3^-$ del reffluo zootecnico nel suolo (Kendall, 1998).

I valori ottenuti riflettono molto probabilmente l'importanza delle deposizioni atmosferiche nel determinare la formazione del carico azotato veicolato nel lago d'Idro. L'azoto contenuto nelle deposizioni atmosferiche può infatti avere una firma isotopica molto ampia e compresa tra -15 e +15 ‰ (Kendall et al., 1998) che ha mascherato e diluito il segnale associato agli scarichi civili o zootecnici.

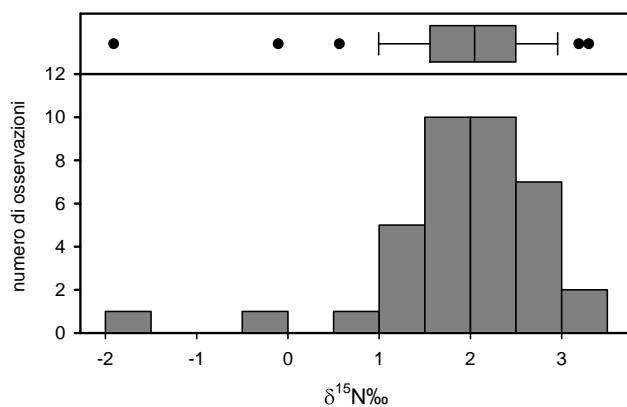


Figura 14 – Distribuzione di frequenza del $\delta^{15}\text{N}$ nei tessuti di *Lagarosiphon major* raccolto nella zona litorale del lago d'Idro. I box plot riportano il valore mediano (barra centrale verticale), 10°, 25°, 75° e 90° percentile. I punti rappresentano gli outliers.

In conclusione i risultati ottenuti nel corso di questa attività evidenziano come la produzione di reflui rappresenti una parte consistente del flusso di nutrienti potenzialmente dilavabile o rilasciato dai suoli all'ambiente acquatico. Tuttavia occorre considerare che la produzione di reflui civili è in parte collettata in rete fognaria e va incontro a depurazione con conseguente riduzione dei carichi di azoto e fosforo, mentre è difficile stimare la quota di refluo zootecnico che raggiunge effettivamente i corpi idrici superficiali. Al contrario gli scarichi degli impianti di acquacoltura rilasciano le acque ricche di azoto e fosforo direttamente in corpo idrico ed è presumibile quindi che la maggior parte del carico trofico generato da questa attività sia effettivamente veicolato nelle acque superficiali.

La presenza di abitazioni e attività turistiche lungo la linea di costa del lago determina una disponibilità più elevata di elementi nutritivi, che è intercettata e assimilata dalla vegetazione litorale e si riflette in un maggior contenuto di N e P nei tessuti delle piante. In particolare, la diminuzione del rapporto N:P, indice di un a maggiore disponibilità di fosforo relativamente all'azoto, suggerisce che il carico che arriva al lago sia arricchito di questo elemento.

La maggiore disponibilità di nutrienti può essere causata dalla presenza in queste aree di scarichi civili che determinano un maggior apporto diretto di nutrienti al lago; in parallelo, l'urbanizzazione e l'impermeabilizzazione può avere ridotto la capacità dei suoli di intercettare e metabolizzare il carico diffuso che proviene dalla fascia costiera.

APPROFONDIMENTI DIAGNOSTICI SUL BACINO LACUSTRE

Obiettivi

Il Lago d'Idro è caratterizzato da una persistente stratificazione termica con accumulo di N e P disciolti nella porzione profonda del lago. Questi ioni disciolti rappresentano una sorgente interna non trascurabile di nutrienti che sostiene una elevata produttività che si manifesta soprattutto nel periodo estivo con torbidità superficiale della massa d'acqua e sviluppo di cianobatteri. Questi organismi possono svilupparsi con popolazioni in grado di produrre un'ampia varietà di tossine (epato-, neuro-, e citotossine) con conseguenti implicazioni sulla fruibilità del bacino. Tra le tossine più abbondanti in natura sono da citare le microcistine e le anatossine (Metcalf & Codd, 2012), che sono state rilevate con concentrazioni non trascurabili nel distretto lacustre a sud delle Alpi (Cerasino & Salmaso, 2012; Salmaso et al., 2014b). Queste considerazioni paiono giustificate anche tenendo in considerazione il forte sviluppo di cianobatteri – in particolare *Planktothrix rubescens* – rilevato in altri due laghi tendenzialmente meromittici del distretto subalpino, e cioè i laghi d'Iseo e Lugano (Garibaldi et al., 1999; Simona, 2003).

Questa attività ha avuto due obiettivi principali:

- a) analizzare le variazioni intra e inter annuali delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua e l'eventuale presenza di fenomeni di circolazione delle acque indotti da fattori che operano su scale temporali brevi.
- b) caratterizzare qualitativamente e quantitativamente (biomassa algale) la comunità fitoplanctonica, valutarne la distribuzione verticale e determinare la concentrazione delle tossine cianobatteriche. Questo ultimo punto, in particolare, permette di ottenere risultati immediati da utilizzare nella valutazione del rischio connesso con la presenza di cianobatteri tossici nelle acque utilizzate per usi plurimi.

Metodologia

Analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua

I campionamenti per valutare l'andamento delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua sono stati effettuati con cadenza mensile dal 20 ottobre 2013 al 14 ottobre 2014 in una stazione situata nel punto di massima profondità di 120 m (Figura 2).

Ad ogni sopralluogo sono state misurate direttamente sul posto la trasparenza come profondità di scomparsa del disco di Secchi. Con una sonda multiparametrica (Idronaut, modello 316) sono stati rilevati temperatura, ossigeno dissolto, pH, conducibilità elettrica specifica (20°C) lungo l'intera colonna d'acqua ad intervalli di 50 cm di profondità. In parallelo sono stati prelevati campioni d'acqua mediante bottiglia a chiusura. I prelievi sono stati effettuati a 0 (superficie), -1, -2,5, -5, -10, -20, -30, -40, -50, -60, -90 metri di profondità e in prossimità del fondo. Sui campioni d'acqua sono stati determinati: SRP, TDP, TP, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , DON, TN, DRSi. Tutti i prelievi e le analisi sono stati effettuati secondo metodiche standard (A.P.H.A 1998; IRSA-CNR 2004).

Dal 18 febbraio 2014 al 14 ottobre 2014 sono stati raccolti campioni per la determinazione del rapporto $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ dell'acqua. I prelievi sono stati effettuati mediante bottiglia a chiusura a 0 (superficie), -1, -2,5, -5, -10, -20, -30, -40, -50, -60, -90 metri di profondità e in prossimità del fondo. Le analisi isotopiche sono state condotte presso il laboratorio di isotopi stabili del Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Parma utilizzando uno spettrometro di massa *Finnigan Delta Plus* seguendo il metodo riportato in Iacumin et al (2009). Il rapporto $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ dell'acqua è espresso come delta‰ ($\delta^{18}\text{O}‰$) ed è riferito alla differenza tra il rapporto isotopico del campione rispetto allo standard di riferimento internazionale V-SMOW (Vienna –Standard Mean Ocean Water, IAEA-International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria). I risultati sono espressi come:

$$\delta^{18}\text{O}‰ = 10^3[(R/R_{\text{v-SMOW}}) - 1]‰$$

dove:

R = rapporto isotopico del campione

$R_{\text{v-SMOW}}$ = rapporto isotopico dello standard

Questa analisi è stata condotta per analizzare la stabilità della stratificazione e verificare l'eventuale presenza di fenomeni di circolazione delle acque indotti da fattori idrologici che operano su scale temporali brevi.

Andamento di popolamenti di fitoplancton, Planktotrix rubescens e misure di concentrazione di tossine algali in occasione delle eventuali fioriture

I campioni d'acqua sono stati raccolti con frequenza mensile in una stazione situata nel punto di massima profondità (120 m) del lago. In questa relazione saranno considerate le analisi effettuate sui campioni di fitoplancton, clorofilla-*a* e tossine algali raccolti tra novembre 2013 e novembre 2014. I prelievi sono stati effettuati in tre strati compresi tra 0 e 2 m, tra 9 e 11 m, e tra 19 e 21 m (più brevemente 0, 10 e 20 m). Aliquote di 200 mL, dopo fissazione in Lugol, sono state utilizzate per i conteggi di fitoplancton, mentre subcampioni di 2 L sono stati utilizzati per la determinazione delle tossine algali e della clorofilla-*a*. Le tecniche relative alla fissazione dei campioni, osservazione microscopica, conteggio delle cellule algali, e quantificazione delle biomasse totali (biovolumi, mm³ m⁻³) e dei pigmenti fotosintetici (clorofilla-*a* e feopigmenti) sono descritte in Salmaso (2003). La rilevazione in continuo della clorofilla-*a* è stata effettuata con fluorimetri da campo (bbe FluoroProbe®; Catherine et al., 2012).

Le tecniche utilizzate per la determinazione delle tossine algali sono state descritte in dettaglio in Cerasino & Salmaso (2012) e in Shams et al. (2015). I filtri contenenti la biomassa (raccolti a 0, 10 e 20 m per ogni singolo campionamento) sono stati sottoposti ad estrazione con solvente ed analizzati con LC –MS/MS. I metodi di analisi utilizzati consentono la rivelazione delle seguenti tossine:

- Microcistine propriamente dette: RR, YR, LR, WR, LA, LY, LW, LF
- Microcistine demetilate: quattro varianti per ognuna delle MC elencate al punto precedente, indicate con i prefissi [D-Asp3]-, [Dha7]-, [D-Asp3, Dhb7]-, e [D-Asp3, Dha7]-.
- Nodularina
- Nodularina demetilata: [D-Asp1]-Nod
- Anatossina-*a*
- Homo-anatossina-*a*
- Anatossina-*a*-(S)
- Cilindrospermopsina
- Desossi-cilindrospermopsina
- Sassiottina

Complessivamente, i metodi utilizzati consentono la ricerca di 48 tossine, di cui 42 peptidi ciclici (microcistine e nodularine) e 6 alcaloidi. La sensibilità dei metodi consente di rilevare quantità estremamente piccole di tossine; i limiti di rilevabilità sono pari a $0.2 - 3 \mu\text{g L}^{-1}$ per le microcistine/nodularine (in dipendenza della variante), $1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ per anatossina-a, $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ per cilindrospermopsina, $10 \mu\text{g L}^{-1}$ per sassitossina.

Risultati

Analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche della colonna d'acqua

La trasparenza della colonna d'acqua, misurata come scomparsa del disco di Secchi è risultata compresa tra 12.0 (dicembre 2013) e 2.9 (marzo 2014) metri. I profili verticali delle caratteristiche fisiche e chimiche della massa d'acqua confermano quanto osservato nel biennio 2010 – 2011 (Figura 15, Figura 17 e Figura 18; Tabella 7). I dati suggeriscono che nel periodo trascorso tra la primavera del 2012 (ultimo campionamento del progetto precedente) e l'autunno 2014 il lago non sia andato incontro a un rimescolamento, seppur parziale, del monimolimnio. Queste osservazioni sono supportate dall'analisi isotopica dell'ossigeno (Figura 15) che evidenzia una chiara differenza nella firma isotopica tra le masse d'acqua superficiali e quelle profonde. Nei laghi situati nelle regioni temperate che vanno incontro a rimescolamento la firma isotopica è infatti generalmente omogenea durante il periodo primaverile in corrispondenza del completo rimescolamento. Con il procedere della stagione estiva l'epilimnio tende ad arricchirsi di isotopi pesanti mentre l'ipolimnio, isolato dalla superficie, mantiene la stessa composizione (Gat, 1995).

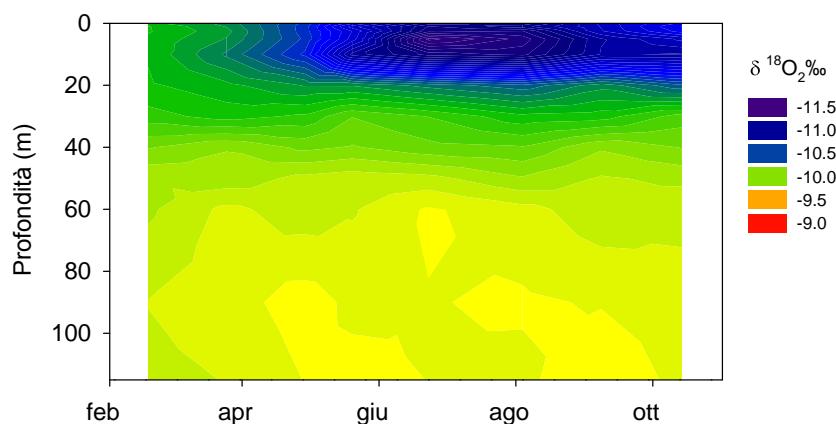
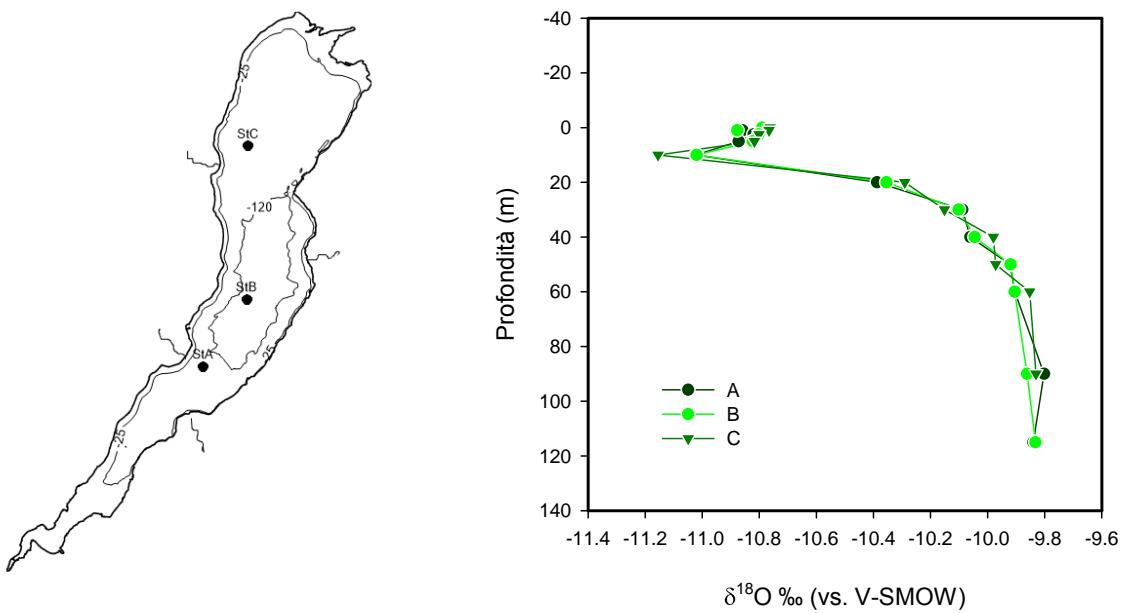


Figura 15 – Evoluzione stagionale dei profili verticali del rapporto isotopico dell'acqua misurati nel lago d'Idro.

Nel caso del lago d'Idro al contrario la firma isotopica dell'ossigeno è risultata significativamente differente in tutte le date di campionamento tra i campioni raccolti tra la superficie e 40 metri e quelli raccolti a profondità superiori (Kruskal-Wallis $p<0.001$) ad indicare che durante il periodo di osservazione le acque del bacino non sono andate incontro a rimescolamento. Nelle acque di fondo i valori sono risultati compresi tra un minimo di -9.99 e un massimo di -9.80 (mediano -9.89) mentre in quelle superficiali i valori sono risultati più variabili e compresi tra un minimo di -11.4 e un massimo di -10.0 (mediano -10.45).

In data 20/5/2014 la firma isotopica dell'ossigeno è stata misurata lungo il profilo verticale in tre siti situati a distanze crescenti dall'immissario al fine di valutare la presenza di eventuali andamenti anomali indicativi di ingerzioni di acqua nel monimolimnio. La differenza isotopica tra acque superficiali e profonde si mantiene anche nelle tre zone di lago analizzate (Figura 16) ad indicare una distribuzione omogenea della stratificazione.



imputarsi alla ingressione delle acque del Chiese che si affossano fino alla profondità di dieci metri. Questi dati suggeriscono che, almeno nel periodo considerato, le masse d'acqua in ingresso non sono in grado di infossarsi in profondità apportando quindi ossigeno e ioni ossidati nel monimolimnio.

I valori di temperatura sono risultati compresi tra un minimo di 6.1 ed un massimo di 18.9 °C entrambi misurati nell'orizzonte compreso tra la superficie e la batimetrica di -20 metri.

Il contenuto dell'ossigeno dissolto subisce variazioni marcate lungo il profilo verticale. Le concentrazioni più elevate sono state misurate tra la superficie e -20 metri di profondità dove la percentuale di saturazione è risultata compresa tra il 40% (circa 4 mg L⁻¹) e il 138% (circa 15 mg L⁻¹).

Tabella 7 – Valori mediano, minimo, massimo, 25° e 75° percentile di: temperatura (T), conducibilità specifica 20 °C (μS cm⁻¹; EC), ossigeno (mg L⁻¹; O₂), alcalinità totale dissolta (μeq L⁻¹; Alk), pH, Fe totale (μg Fe L⁻¹; Fe), Mn totale (μg Mn L⁻¹; Fe), solfuri totali dissolti (μg S L⁻¹; DS) metano (μg C L⁻¹; CH₄), solidi sospesi totali (mg L⁻¹; SST), fosforo reattivo solubile (μg P L⁻¹; SRP), fosforo totale (μg P L⁻¹; TP), azoto ammoniacale (μg N L⁻¹; NH₄⁺), azoto nitroso (μg N L⁻¹; NO₂⁻), azoto nitrico (μg N L⁻¹; NO₃⁻) e silice reattiva (μg Si L⁻¹; SiO₂) misurati nel mixolimnio (0-40 metri) e nel monimolimnio (40-120 metri) del lago d'Idro tra il 18 ottobre 2013 ed il 14 ottobre 2014 (n = numero di campioni).

	Mixolimnio						Monimolimnio					
	n	Min	25°	50°	75°	Max	n	Min	25°	50°	75°	Max
T	936	6.12	6.83	7.22	9.10	18.91	1836	6.67	7.07	7.18	7.23	7.37
EC	936	139	220	260	314	386	1836	345	412	432	440	450
O ₂	936	0.4	4.3	8.3	10.2	14.7	1836	0.0	0.1	0.2	0.3	2.7
pH	936	7.42	7.73	7.86	8.16	9.32	1836	7.36	7.40	7.43	7.45	7.66
Fe	96	<50	<50	<50	<50	163	47	<50	<50	82	117	180
Mn	96	<50	<50	<50	55	204	48	<50	514	584	648	981
DS	96	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	48	<0.5	1088	2400	4800	7392
CH ₄	88	<1	<1	<1	<1	108	44	192	636	1032	1464	1848
Alk	96	1603	2104	2271	2539	3136	48	2368	2978	3104	3252	3595
SST	58	<0.1	0.1	0.5	1.0	3.0	44	<0.1	0.3	0.5	0.8	1.6
SRP	96	<2.5	5	9	17	149	48	108	161	207	264	326
TP	96	<5	11	15	22	149	48	111	167	212	264	326
NH ₄ ⁺	96	<15	<15	<15	<15	263	48	45	602	774	1011	1321
NO ₂ ⁻	96	<2	2	4	5	76	48	<2	<2	<2	<2	16
NO ₃ ⁻	96	146	458	655	749	862	48	<50	<50	<50	98	131
TN	96	462	667	792	899	1278	48	549	862	1113	1363	1726
SiO ₂	96	139	557	991	1250	2301	48	1925	2590	3066	3560	4517

Al di sotto dei 20 metri il contenuto di ossigeno diminuisce velocemente e raggiunge valori trascurabili a partire da 40 metri di profondità. Nel mese di febbraio 2014, il parziale rimescolamento delle masse d'acqua superficiali ha determinato un aumento generalizzato del contenuto di O_2 in tutto il mixolimnio, con concentrazioni di 2.7 mg L^{-1} (pari al 22% di saturazione) misurate a -40 metri di profondità. Questi valori sono risultati sensibilmente inferiori rispetto a quelli misurati nel periodo primaverile del 2010 e del 2011 e simili a quelli misurati nel 2012.

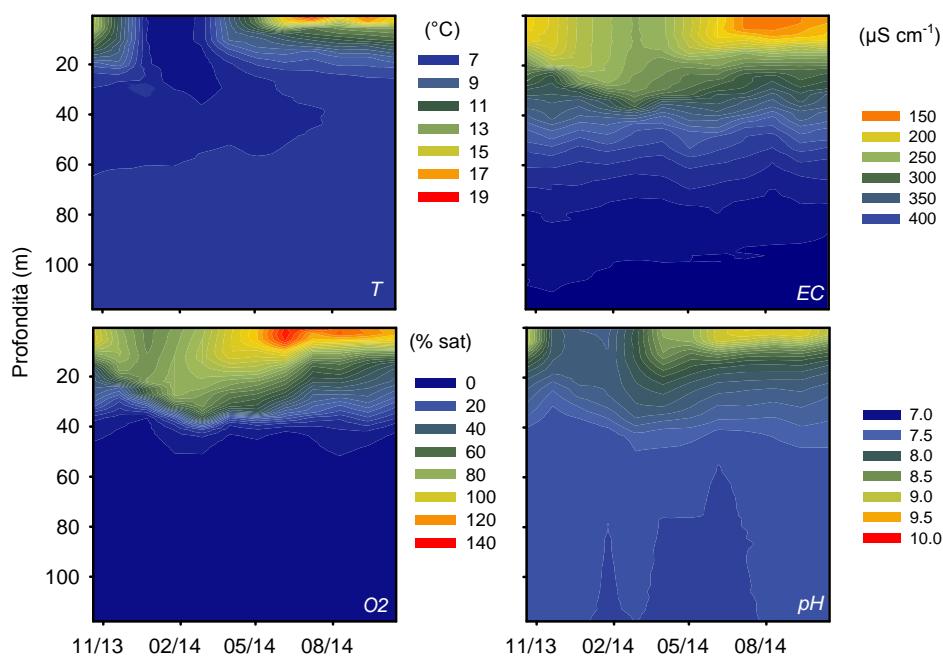


Figura 17 – Valori di temperatura, concentrazione dell'ossigeno dissolto, conducibilità specifica e pH misurati nella colonna d'acqua del Lago d'Idro nelle date di campionamento.

Parallelamente all'assenza di ossigeno, la massa d'acqua situata a profondità superiori i 40 m è caratterizzata da concentrazioni elevate di composti ridotti derivanti dal metabolismo anaerobio di decomposizione della sostanza organica. In questa porzione di bacino sono state misurate concentrazioni di solfuri fino a $7392 \text{ }\mu\text{g S L}^{-1}$, metano fino a $1848 \text{ }\mu\text{g C L}^{-1}$, Fe totale fino a $180 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ e Mn totale fino a $981 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$.

La conducibilità media delle acque aumenta in modo netto tra la superficie (valore mediano $260 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$) e il fondo ($432 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$).

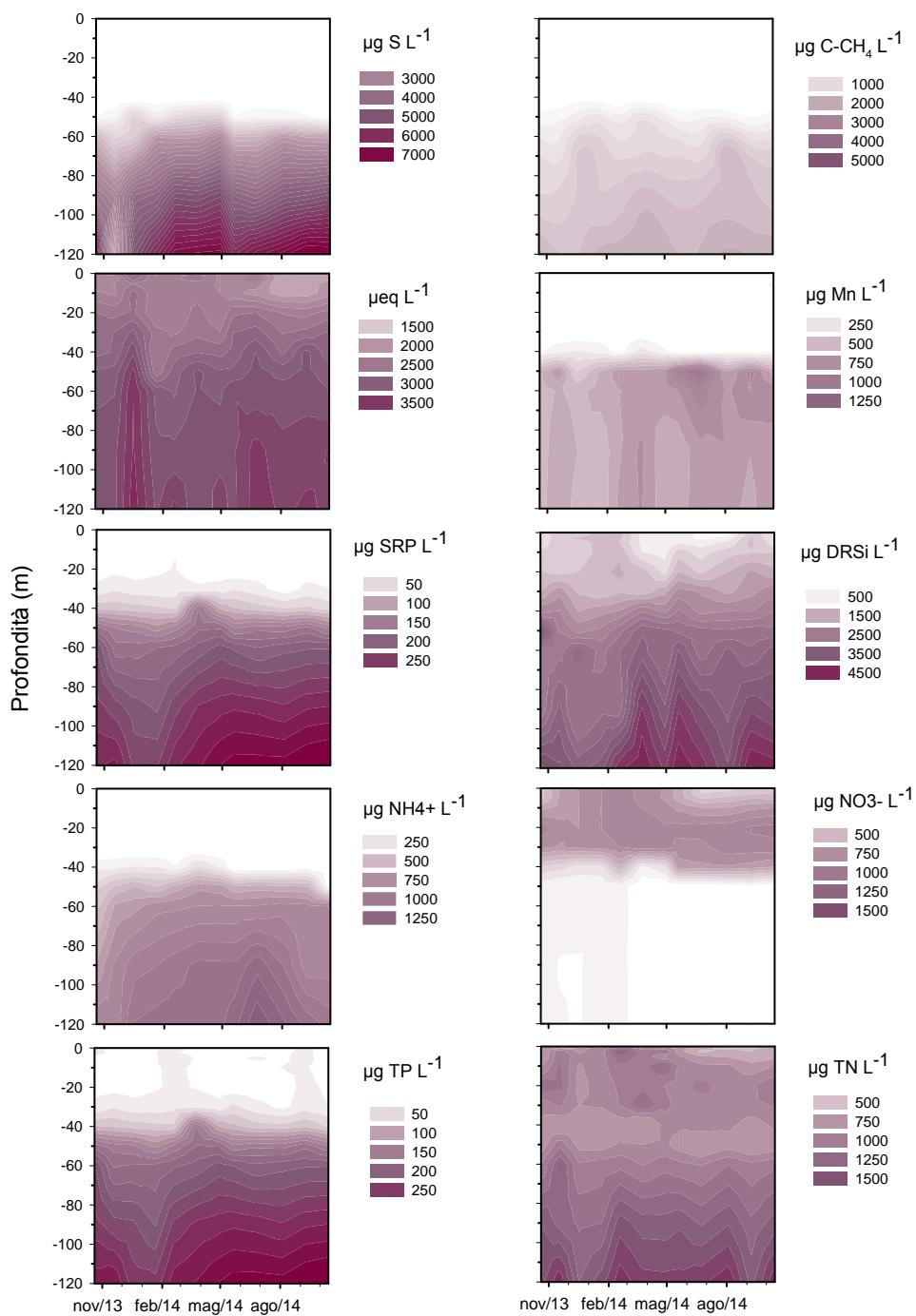


Figura 18 – Concentrazioni di solfuri totali disciolti ($\mu\text{g S L}^{-1}$; DS), metano ($\mu\text{g C L}^{-1}$; CH₄), alcalinità totale disciolta ($\mu\text{eq L}^{-1}$; Alk), Mn totale ($\mu\text{g Mn L}^{-1}$; Mn), fosforo reattivo solubile ($\mu\text{g P L}^{-1}$; SRP), silice reattiva ($\mu\text{g Si L}^{-1}$; SiO₂), azoto ammoniacale ($\mu\text{g N L}^{-1}$; NH₄⁺), azoto nitrico ($\mu\text{g N L}^{-1}$; NO₃⁻), fosforo totale ($\mu\text{g P L}^{-1}$; TP) e azoto totale ($\mu\text{g N L}^{-1}$; TN) misurate nella colonna d'acqua del Lago d'Idro nelle date di campionamento.

L'alcalinità totale disciolta è risultata elevata e tipica di acque ben tamponate. Anche in questo caso è stato osservato un aumento sensibile dalla superficie, dove si ha un valore mediano di 2.2 mEq L^{-1} al fondo del bacino, dove sono stati misurati valori fino a 3.5 mEq L^{-1} . Il pH delle acque è risultato alcalino, con picchi fino a 9.3 unità misurati nella zona eufotica in settembre 2014. Nelle acque profonde e anossiche il pH si attesta su valori relativamente costanti, compresi tra 7.3 e 7.6 unità.

I grafici delle concentrazioni del fosforo reattivo (SRP) e del fosforo totale (TP) evidenziano in entrambi i casi un netto gradiente lungo la colonna d'acqua. Valori minimi sono stati misurati nel mixolimnio e valori massimi nelle acque profonde (Figura 14). In questo strato la concentrazione mediana del TP è risultata pari a $212 \mu\text{g P L}^{-1}$, circa 14 volte superiore a quella misurata nel mixolimnio ($15 \mu\text{g P L}^{-1}$). Complessivamente, la concentrazione media pesata del TP sull'intera colonna d'acqua è risultata $121 \mu\text{g P L}^{-1}$. Il contributo della frazione reattiva solubile del fosforo (SRP) ha un andamento analogo a quello del TP e ne costituisce la frazione dominante a profondità superiori i -20 metri (>90%), mentre in superficie l'SRP rappresenta una frazione del TP pari a circa il 40%.

L'andamento della concentrazione dell'azoto ammoniacale è sovrapponibile a quello del fosforo. Fino a circa 40 metri di profondità la concentrazione dell' $\text{N}-\text{NH}_4^+$ è compresa tra valori inferiori al limite di rilevazione del metodo ($15 \mu\text{g L}^{-1}$) e $263 \mu\text{g L}^{-1}$, mentre i valori aumentano progressivamente dai 40 m al fondo, dove sono state misurate concentrazioni fino a $1321 \mu\text{g N L}^{-1}$. L'azoto nitrico ha un andamento opposto che è in parte sovrapponibile a quello dell'ossigeno disciolto. Concentrazioni inferiori o pari a $100 \mu\text{g L}^{-1}$ sono state misurate nel monimolimnio nel 75% dei prelievi, mentre nel monimolimnio varia tra 146 e $862 \mu\text{g N L}^{-1}$. Il contenuto di azoto nitroso è risultato trascurabile rispetto a quello di ammonio e nitrato. Le concentrazioni sono risultate sempre inferiori a $50 \mu\text{g N L}^{-1}$ con massimi situati alla profondità di 40 m ($76 \mu\text{g N L}^{-1}$). Complessivamente il contenuto di azoto totale è risultato compreso tra 462 e $1726 \mu\text{g N L}^{-1}$ con valori medi ponderati pari a $954 \mu\text{g N L}^{-1}$ (Figura 20). Questo pool è costituito in media per il 70% da azoto inorganico disciolto ed in particolare da azoto nitrico fino a circa 40 m di profondità, mentre a profondità maggiori aumenta progressivamente il contenuto dell'ammonio che diventa dominante in prossimità del fondo.

In sintesi si può affermare che sulla base delle analisi condotte il quadro complessivo ha evidenziato la persistenza della stratificazione chimica con condizioni ossidate nell'orizzonte compreso tra la superficie e 40 metri di profondità e condizioni fortemente riducenti che interessano l'orizzonte più profondo. Allo scopo di valutare l'andamento interannuale delle caratteristiche chimiche delle acque del lago è stato confrontato il valore dei principali macrodescrittori (domanda potenziale di ossigeno, contenuto di TP e contenuto di TN) con quelli rilevati nel periodo 2010-2011 (Figura 19 e Figura 20).

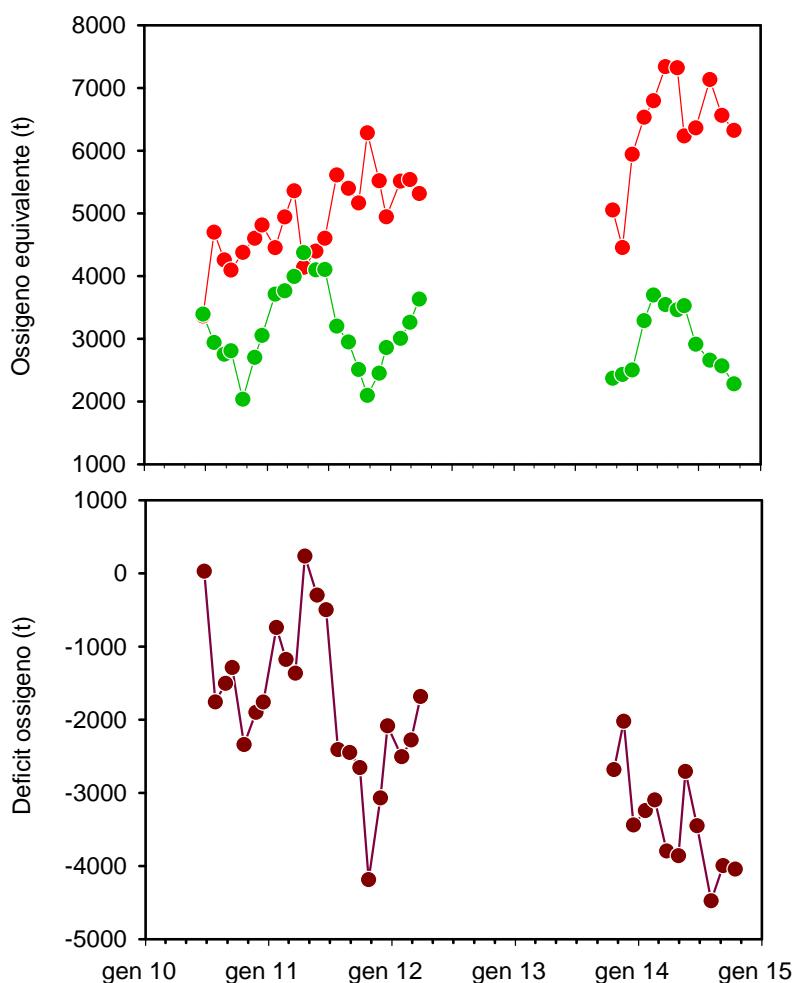


Figura 19 – Evoluzione inter annuale della domanda equivalente di ossigeno (rosso) e del contenuto totale di ossigeno (verde) nelle acque del lago (sopra) e del deficit totale di ossigeno (sotto).

Il metano e gli ioni ridotti (DS, Fe, Mn e NH_4^+) accumulati nel monimolimnio rappresentano una domanda potenziale di ossigeno, necessario per la loro riossidazione (Matzinger et al., 2010). L'accumulo di potere riducente delle acque profonde è risultato compreso tra circa

4400 e 7300 t di O₂ equivalente. Questi valori sono molto elevati se si considera che il contenuto totale di ossigeno nel lago è invece risultato compreso tra circa 2200 e 3600 t. La differenza tra la quantità di O₂ equivalente al potere riducente e quella presente nel lago è risultata negativa in tutte le date di campionamento e compresa tra -2000 e -4400 t DO_{eq}. Se confrontati con il periodo 2010-2012 questi valori evidenziano un aumento significativo del potere riducente accumulato nel monimolimnio e del conseguente deficit potenziale di ossigeno (Figura 19).

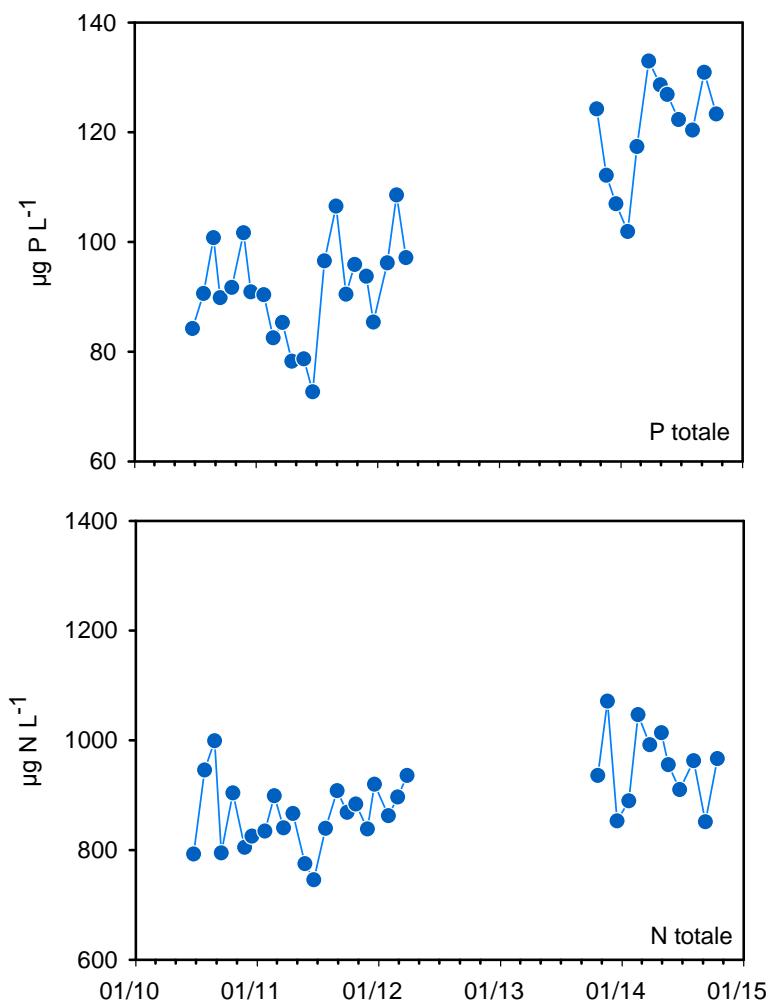


Figura 20 – Media ponderata sull'intera colonna d'acqua del fosforo totale e dell'azoto totale misurati nel periodo ottobre 2013 – marzo 2014 e nel triennio 2010-2012.

Questo è un fattore di rischio per l'intero bacino: in caso di un completo rimescolamento delle masse d'acqua l'ossidazione dei composti ridotti potrebbe indurre un significativo consumo di ossigeno che si andrebbe a sovrapporre alla diluizione dell' O₂ presente nel mixolimnio da parte della massa di acqua anossica rimescolata. Ciò potrebbe causare un crollo della concentrazione di O₂ che comunque dovrebbe essere temporaneo e coincidente con l'evento di rimescolamento. Un evento di questo tipo è stato osservato nel bacino settentrionale del lago di Lugano quando, in corrispondenza di un completo rimescolamento della massa d'acqua avvenuto nel marzo 2005, è stata osservata una drastica diminuzione della concentrazione di ossigeno che è scesa in tutta la colonna d'acqua a valori compresi tra 1.5 e 2 mg L⁻¹ (Holzner et al., 2009).

In parallelo all'aumento del deficit di ossigeno differenze significative sono state evidenziate anche in relazione al contenuto di nutrienti. Il fosforo in particolare è aumentato di circa il 25% rispetto al biennio 2010-2011 mentre l'incremento dell'azoto non supera il 10%. In termini assoluti questo si traduce in un incremento del contenuto totale di azoto e fosforo nella massa d'acqua del lago di circa 25 t P e 75 t N.

Andamento di popolamenti di fitoplancton, Planktotrix rubescens e misure di concentrazione di tossine algali in occasione delle eventuali fioriture

L'elenco dei taxa fitoplanctonici rilevati nel corso della presente indagine è riportato nella Tabella 8. I taxa identificati, compatibilmente con la risoluzione tassonomica ottenibile con l'osservazione al microscopio ottico, sono più di 60. La componente microalgale maggiormente presente come numero di specie è costituita dalle diatomee (oltre 30 taxa) e alghe verdi (Chlorophyta e Conjugatophyta, rispettivamente 14 e 7 taxa). Cyanobacteria, Chrysophyta, Dinophyta e Cryptophyta sono stati identificati con un minor numero di specie (5-6 taxa).

I risultati complessivi dei conteggi fitoplanctonici effettuati nella stazione di massima profondità (strati 0-2 m, 9-11 e 19-21 m) sono presentati nelle Figura 21 e Figura 25. Le biomasse totali nei tre strati campionati hanno presentato variazioni comprese tra poco più di 100 mm³ m⁻³ e 5580 mm³ m⁻³ (Figura 21).

Tabella 8 – Elenco delle specie fitoplanctoniche rilevate nel Lago d'Idro tra dicembre 2013 e novembre 2014

Cyanobacteria	Chrysophyta	Dinophyta
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Bitrichia chodati</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>
<i>Aphanothecace minutissima</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Glenodinium</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Gymnodinium helveticum</i>
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	<i>Mallomonas</i> spp.	<i>Peridinium</i> sp.
<i>Planktothrix rubescens</i>	<i>Ochromonadaceae</i> ind.	<i>Peridinium willeyi</i>
<i>Limnotrichoideae</i> ind.		
Chlorophyta	Bacillariophyta	Cryptophyta
<i>Ankyra judayi</i>	<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>ovata</i>
<i>Carteria</i> sp.	<i>Amphora</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>reflexa</i>
<i>Chlorococcales</i> ind.	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Coelastrum polychordum</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Cryptomonas marssonii</i>
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	<i>Aulacoseira islandica</i>	<i>Plagioselmis nannoplancitica</i>
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	<i>Coccneis</i> sp.	
<i>Eudorina</i> sp.	<i>Cyclotella</i> spp.	
<i>Gonium pectorale</i>	<i>Cymbella</i> sp.	
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	<i>Diatoma elongatum</i>	Indeterminate
<i>Oocystis</i> sp.	<i>Fragilaria gracilis</i>	<i>Flagellate</i> ind.
<i>Pandorina morum</i>	<i>Fragilaria arcus</i>	UltMicrlf
<i>Pandorina</i> sp.	<i>Fragilaria crotonensis</i>	
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Fragilaria ulna acus</i>	
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	<i>Melosira varians</i>	
Conjugatophyta	<i>Navicula</i> sp.	
<i>Closterium aciculare</i>	<i>Nitzschia acicularis</i>	
<i>Closterium pronum pronum</i>	<i>Nitzschia</i> sp.	
<i>Cosmarium depressum</i>	<i>Stephanodiscus</i> sp.	
<i>Cosmarium</i> sp.	<i>Synedra acus</i>	
<i>Mougeotia</i> sp.	<i>Tabellaria fenestrata</i>	
<i>Staurastrum</i> cf. <i>pingue</i>	<i>Pennate</i> ind.	
<i>Staurastrum</i> cf. <i>planctonicum</i>		

Nel corso dei mesi più caldi, in condizioni di stratificazione termica, i valori di biomassa algale hanno evidenziato una diminuzione dalla superficie verso gli strati inferiori. Ciò è confermato dai valori medi di biomassa totale calcolati per gli strati 0-2, 9-11 e 19-21 m (2227, 1488 e 1475 mm³ m⁻³, rispettivamente). I valori più elevati di biomassa algale sono stati rilevati in primavera tra 0 e 10 m, e in superficie, in estate (4500-5500 mm³ m⁻³). Un picco isolato > 5000 mm³ m⁻³ è stato osservato a 20 m in autunno. Nel periodo di isotermia e massima circolazione invernale (novembre-febbraio), lo sviluppo delle biomasse fitoplanctoniche ha mostrato una brusca e omogenea diminuzione in tutti gli strati campionati (attorno a 500 mm³ m⁻³).

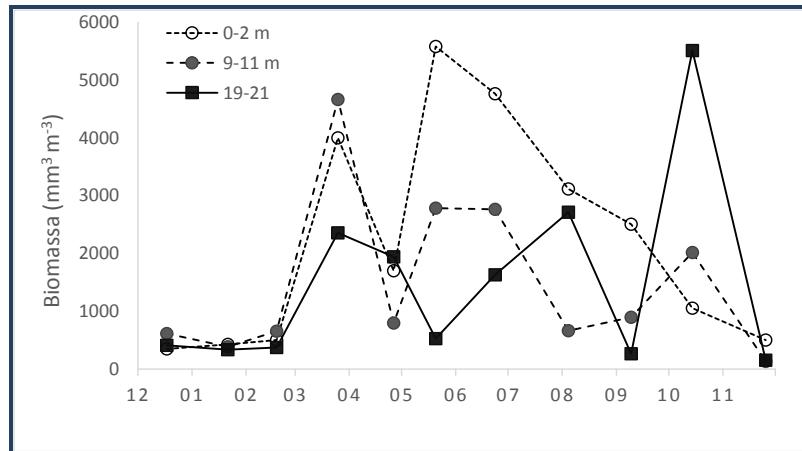


Figura 21 – Evoluzione temporale della biomassa totale fitoplantonica tra dicembre 2013 e novembre 2014.

Tali considerazioni sono confermate dalle misure di clorofilla- α (corrette per la feofitina- α) rilevate in laboratorio con tecniche spettrofotometriche (Figura 22).

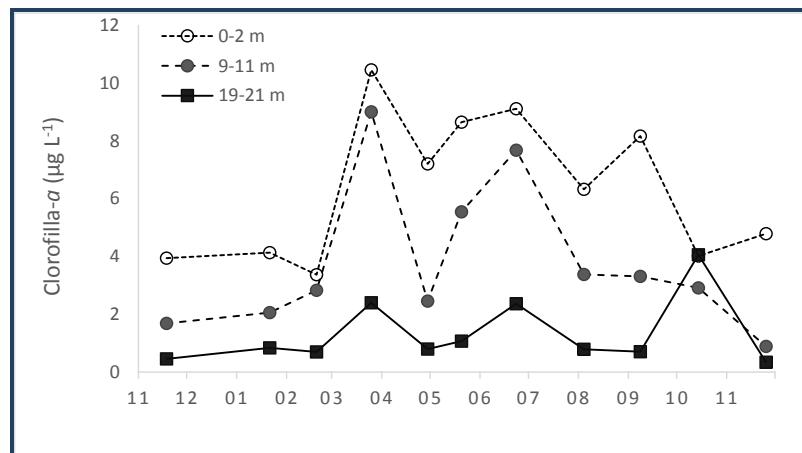


Figura 22 – Evoluzione temporale delle concentrazioni di clorofilla- α tra novembre 2013 e novembre 2014.

In superficie, l'andamento temporale della clorofilla- α è caratterizzato da concentrazioni equivalenti o superiori a quelle rilevate a 10 m; le medie annuali a queste due profondità sono pari a $6.4 \mu\text{g L}^{-1}$ e $3.8 \mu\text{g L}^{-1}$, rispettivamente. Dopo i mesi invernali, a 20 m le concentrazioni di clorofilla- α hanno invece presentato concentrazioni più basse, sempre

comprese tra poco meno di $1 \mu\text{g L}^{-1}$ e $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 22); in questo strato i valori medi annuali sono pari a $1.4 \mu\text{g L}^{-1}$. Complessivamente, la media annuale di clorofilla-*a* nello strato epilimnetico (medie dei tre strati) è di $3.8 \mu\text{g L}^{-1}$.

Il confronto tra i valori di biomassa algale e le concentrazioni di clorofilla-*a* è riportato nella Figura 23. L'equivalenza tra le due misure è particolarmente evidente confrontando le medie dei tre strati (Figura 23 grafico a destra; $R^2 = 0.79$). La relazione tra le due misure rilevate nelle singole profondità, pur se altamente significativa, è invece meno buona (Figura 23 grafico a sinistra). Le variazioni delle quote cellulari di clorofilla sono dovute ad una serie di molteplici fattori che comprendono le fasi dei cicli cellulari, disponibilità di luce e nutrienti. L'evoluzione in dettaglio della biomassa fitoplanctonica stimata sulla base delle concentrazioni di clorofilla-*a* rilevate in laboratorio e sul campo con la sonda Fluoroprobe è riportata nella Figura 24.

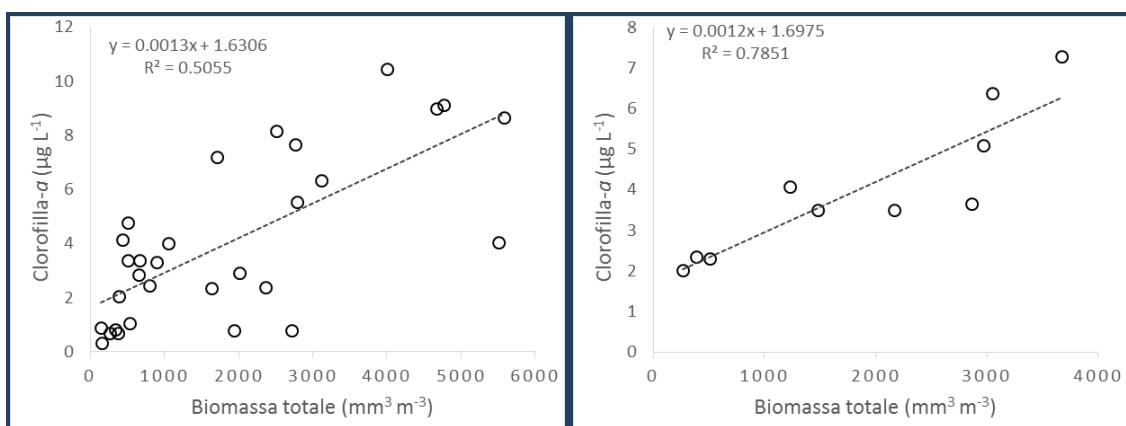


Figura 23 – Nel grafico a sinistra è riportata la relazione tra biomassa algale e concentrazioni di clorofilla-*a* tra dicembre 2013 e novembre 2014 (strati 0-2, 9-11, 19-21 m) mentre nel grafico di destra la relazione tra biomassa algale e concentrazioni di clorofilla-*a* tra dicembre 2013 e novembre 2014 (medie strati 0-2, 9-11, 19-21 m).

Le elaborazioni grafiche mettono chiaramente in evidenza l'inizio dello sviluppo fitoplanctonico a fine marzo, in corrispondenza dell'inizio della stratificazione termica. Nei mesi tardo autunnali e invernali le biomasse algali presentano una distribuzione verticale meno disomogenea e molto più ridotta. Le misure in dettaglio effettuate con la Fluoroprobe (Figura 24) indicano uno sviluppo fitoplanctonico limitato in gran parte entro i primi 20 m. Tuttavia, biomasse con concentrazioni misurabili (tra 1 e 3 $\mu\text{g L}^{-1}$) sono state rilevate fino a

30 m. Oltre questa profondità, il segnale fluorometrico è molto debole ($<0.5 \mu\text{g L}^{-1}$) o assente.

La Figura 25 riporta i contributi assoluti ($\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$) e relativi (in %) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile. Tutti i gruppi algali si sono sviluppati, almeno in un'occasione, con biomasse superiori al 20% sul totale della componente determinabile (Figura 25 b, d, f).

In termini assoluti, le diatomee hanno costituito la frazione più importante della comunità fitoplanctonica raggiungendo, in tutti gli strati analizzati, abbondanze massime comprese tra poco più di 3500 e 5120 $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$ (Figura 25 a, c, e). I taxa più abbondanti che hanno contribuito alla dominanza delle diatomee sono costituiti soprattutto da *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Cyclotella* spp. e *Tabellaria fenestrata*. Nello strato tra 19 e 21 m, le diatomee hanno mostrato uno sviluppo pressoché esclusivo. All'ampia presenza in tutte le stagioni dell'anno si contrappone un'alternanza stagionale tra le specie. Mentre *F. crotonensis* (la più abbondante) è stata rilevata soprattutto tra giugno e agosto, *A. formosa*, *Cyclotella* spp., e *T. fenestrata* hanno presentato sviluppi rispettivamente circoscritti in marzo, aprile/maggio e ottobre (20 m).

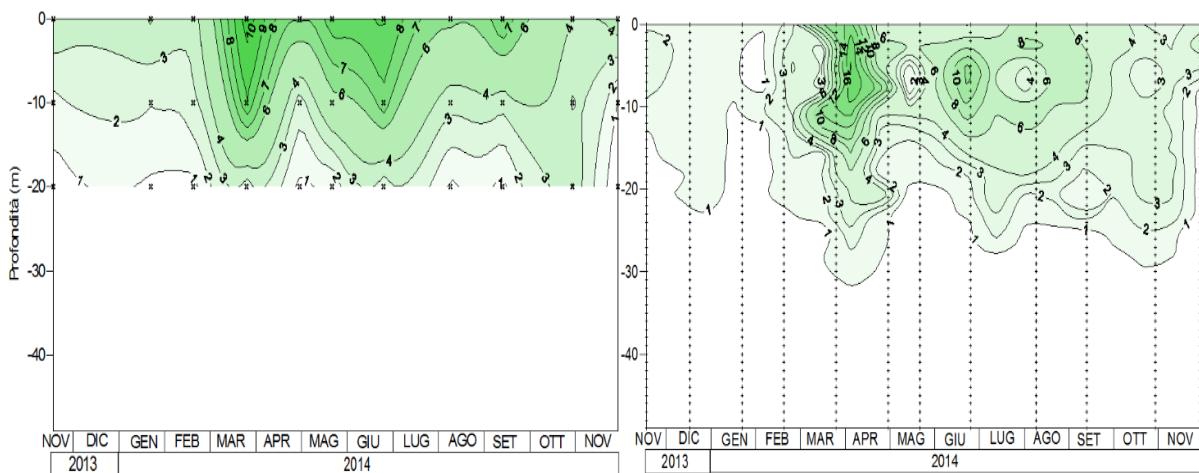


Figura 24 – Nel grafico di sinistra è riportata l'evoluzione temporale e verticale (0-20 m) delle concentrazioni di clorofilla-a tra novembre 2013 e novembre 2014 (strati 0-2, 9-11, 19-21 m) mentre nel grafico di destra è riportata l'evoluzione temporale e verticale (0-40 m) delle concentrazioni di clorofilla-a rilevate con la sonda Fluoroprobe tra novembre 2013 e novembre 2014.

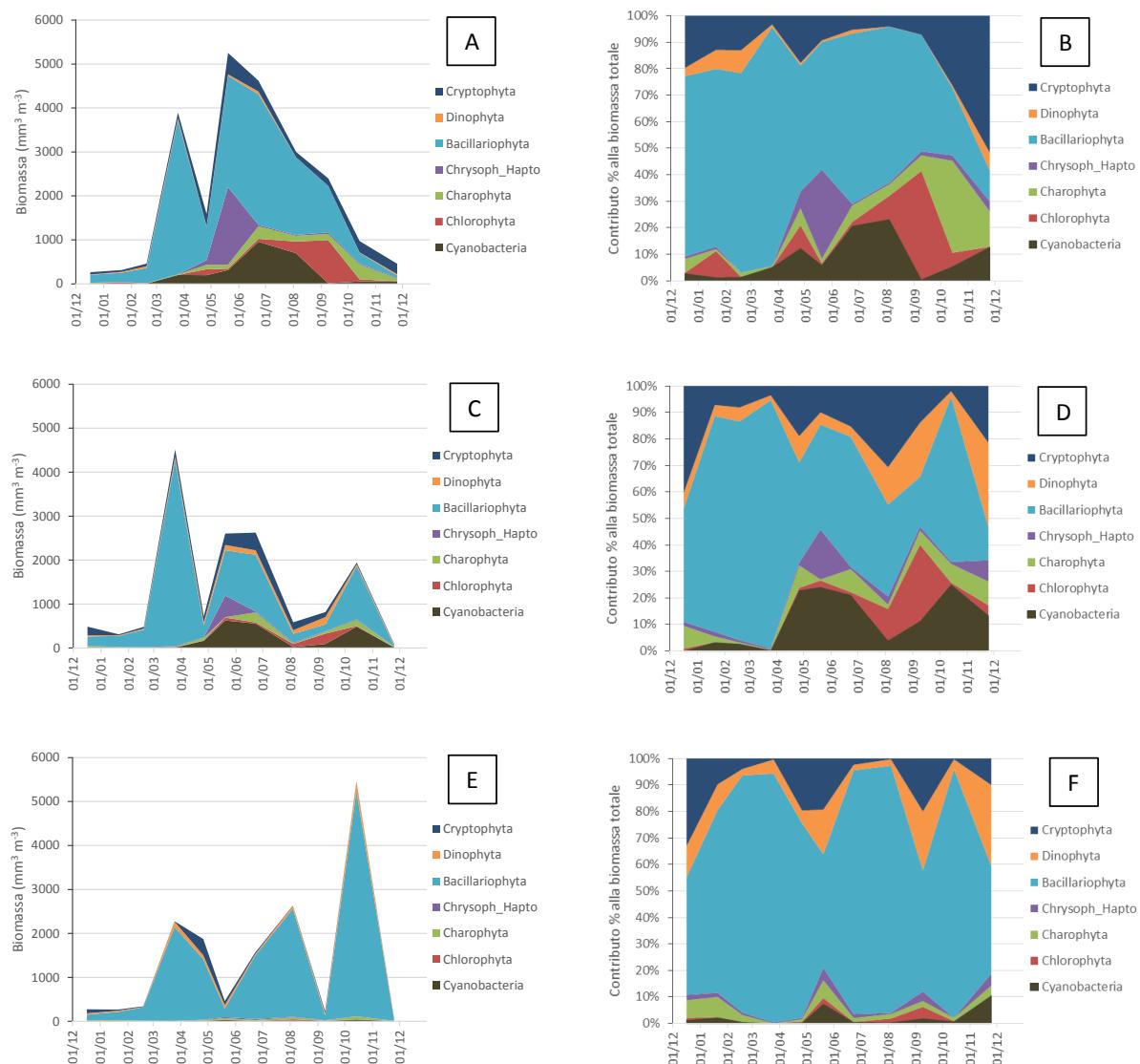


Figura 25 – a) Contributi assoluti (mm³ m⁻³) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 0 e 2 m, **b)** contributi relativi (%) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 0 e 2 m, **c)** contributi assoluti (mm³ m⁻³) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 9 e 11 m, **d)** contributi relativi (%) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 9 e 11 m e **e)** contributi assoluti (mm³ m⁻³) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 19 e 21 m, **f)** contributi relativi (%) dei singoli gruppi algali ai valori di biomassa della frazione determinabile tra 19 e 21 m.

Il massimo sviluppo dei cianobatteri è stato rilevato tra maggio e agosto (0-10 m), e nel primo periodo autunnale (10 m). A 20 m questo gruppo è stato rilevato con abbondanze del tutto trascurabili (Figura 25 a, c, e). Rispetto a quanto ci si poteva attendere tenendo conto delle analisi effettuate negli anni precedenti, nel corso del periodo analizzato *Planktothrix*

rubescens è stata rilevata solo in due occasioni (febbraio, 0 m, e agosto, 20 m) e con abbondanze molto basse ($< 2 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$). Nel 2014 la specie più abbondante tra i cianobatteri è stata *Aphanizomenon flos-aquae*, una Nostocales. Questa specie, rilevata con elevate abbondanze anche nel 2011, ha presentato uno spiccato sviluppo specialmente tra aprile e giugno (con valori massimi $> 900 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ a 0 m) e con isolati picchi anche in ottobre ($> 400 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ a 10 m).

L'identità tassonomica di questa specie è stata preliminarmente verificata confrontando una sequenze 16S rRNA ($> 1500 \text{ bp}$) di un ceppo isolato dai campioni di aprile con le sequenze depositate in GenBank. Le altre specie cianobatteriche si sono sviluppate con picchi isolati in giugno (*Dolichospermum lemmermannii*) e agosto (*Chroococcus* sp.). *D. lemmermannii* è stata rilevata, con valori di biomassa più bassi ($< 15 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$), anche in dicembre 2013, e marzo, aprile, settembre e ottobre 2014. Le rimanenti classi algali hanno costituito una frazione importante della comunità fitoplanctonica soprattutto nei mesi primaverili ed estivi. Nel corso della primavera è stato osservato un maggior sviluppo di crisoficee (*Dinobryon divergens*). Sempre in questo gruppo, densità rilevabili sono state raggiunte, in primavera e ottobre, anche da *Mallomonas* spp.. Le cloroficee (senso lato) hanno presentato il massimo sviluppo negli strati più superficiali, tra giugno e ottobre/novembre (Figura 25). Tra le Chlorophyta le specie che più hanno contribuito alla biomassa del gruppo sono state *Oocystis* spp. e altre Chlorococcales ind.; tra le Conjugatophyceae (Charophyta), *Cosmarium depressum* e *Staurastrum plancticum*. E' interessante osservare come, tra le coniugatoficee, *Mougeotia* sp. abbia presentato valori di biomassa sempre limitati ($< 50 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$), specialmente se confrontati con quelli rilevati in altri laghi profondi a sud a e nord delle Alpi (Tapolczai et al., 2014).

Le dinoficee (perlopiù *Gymnodinium helveticum* e *Glenodinium* sp.) e criptoficee (diverse *Cryptomonas* e *Plagioselmis nannoplancitica*) hanno sempre rappresentato una componente costante della comunità fitoplanctonica, in tutte le stagioni. La forte stagionalità nella comparsa e sviluppo delle diverse specie fitoplanctoniche contribuisce a spiegare il carattere ciclico nello sviluppo della comunità considerata nel suo insieme (Figura 26).

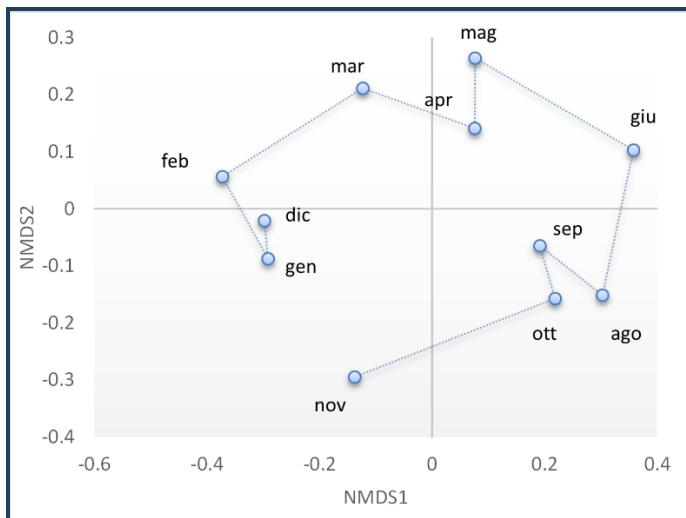


Figura 26 – Ordinamento (Non Metric Multidimensional Scaling) delle date di raccolta effettuato sulla base della composizione microalgale. Il forte carattere ciclico annuale è determinato dalla spiccata stagionalità che caratterizza lo sviluppo annuale di molte specie fitoplanctoniche.

Per quanto riguarda la presenza di tossine algali e di specie potenzialmente tossiche nell'ambito del progetto Idro sono stati analizzati i seguenti campioni:

mese	numero filtri	mese	numero filtri
nov. 2013	3	apr. 2014	3
dic. 2013	3	mag. 2014	3
gen. 2014	3	giu. 2014	3
feb. 2014	3	ago. 2014	3
mar. 2014	3	set. 2014	3

Le analisi effettuate hanno sempre evidenziato la presenza di concentrazioni al di sotto del limite di rilevabilità strumentale per tutte le tossine elencate nella sezione metodologica. L'apparente assenza di tossine cianobatteriche nel Lago d'Idro è del tutto in controtendenza rispetto ai risultati ottenuti in tutti gli altri grandi laghi del distretto lacustre a sud delle Alpi (Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore) e in molti altri laghi minori della Pianura Padana e dell'areale alpino (Cerasino e Salmaso, 2012; Capelli et al., 2015). Le ragioni sono dovute alla particolare composizione e struttura della comunità fitoplanctonica (almeno nel periodo analizzato), caratterizzata in modo particolare dall'assenza di *Planktothrix rubescens*, e dalla presenza di Nostocales. Recenti analisi effettuate in laghi dell'areale alpino e dell'Italia

meridionale hanno dimostrato come la produzione di microcistine sia strettamente associata allo sviluppo di metapopolazioni (genotipi tossici) di *P. rubescens* caratterizzate da quote cellulari anche molto diversificate (Salmaso et al., 2014b). Viceversa, il potenziale tossico delle Nostocales nei laghi sudalpini è ancora in fase di attiva valutazione. Come si può desumere dai dati pubblicati in letteratura, *Aph. flos-aquae* (la specie dominante nel 2014 nel Lago d’Idro) è stato isolato con ceppi in grado di produrre sassitossine e, probabilmente (l’attribuzione tassonomica è da verificare), anatossine e cilindrospermopsine (Bernard et al., in preparazione). Analogamente, sempre dai dati di letteratura, e sulla base di rilevazioni effettuate su ceppi isolati, è stato dimostrato come *D. lemmermannii* sia in grado di produrre, oltre a microcistine, anche anatossina-a(S). Apparentemente, le due specie di Nostocales identificate nel Lago d’Idro non sembrerebbero in grado di produrre i metaboliti tossici e specifici congeneri elencati nella sezione 2. C’è da aggiungere che, analisi effettuate su numerosi ceppi di *D. lemmermannii* isolati nel corso degli ultimi due anni nei grandi laghi padani hanno sempre dato esito negativo sia per la produzione di microcistine e anatossine sia per la presenza di geni codificanti tossine (Salmaso et al., 2015). Le analisi sono tuttavia ancora in corso, prevedendo un allargamento nel numero di tossine analizzate e nella diversità dei geni codificanti.

I risultati ottenuti indicano che la comunità fitoplanctonica del Lago d’Idro presenta molte caratteristiche peculiari se raffrontata con le comunità degli altri grandi laghi sudalpini. Tali differenze si possono sintetizzare in cinque punti.

- 1) La drastica diminuzione delle popolazioni di *Planktothrix rubescens* nel corso del 2014. Questa specie costituisce tuttora il cianobatterio più abbondante in tutti i laghi profondi sudalpini, e la sua presenza è stata quantitativamente associata (pur con diverse quote cellulari) alla produzione di microcistine.
- 2) La dominanza, tra i cianobatteri, di *Aphanizomenon flos-aquae*. Nei grandi laghi sudalpini, questa specie è stata rilevata in forma massiva solo nel lago di Lugano (meso-eutrofico). La sua presenza nel lago Maggiore (oligotrofico) è stata associata al continuo trasporto di inoculi dal Lugano attraverso il torrente Tresa (Salmaso et al., 2003).
- 3) La dominanza, nell’ambito della comunità fitoplanctonica, delle diatomee. Tra queste, *Fragilaria crotonensis* è la specie più abbondante in tutti i grandi laghi subalpini.

- 4) La limitata biomassa di *Mougeotia* sp.. Questa conjugatoficea è uno degli elementi più tipici in tutti i grandi laghi a nord e a sud delle Alpi. Le ragioni del limitato sviluppo di questa specie richiedono un'analisi in dettaglio, considerando in particolare le condizioni di nicchia ecologica che sono ottimali per il suo sviluppo (Tapolkzai et al., 2014).
- 5) L'apparente assenza di cianobatteri tossigenici.

VALUTAZIONE DI DETTAGLIO DELLE CARATTERISTICHE DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO

Obiettivi

Nei bacini lacustri i sedimenti rappresentano un'importante riserva di fosforo la cui mobilizzazione rappresenta in molti ambienti un carico interno che riduce l'efficacia di interventi di contenimento dei carichi veicolati dal bacino scolante. In questo comparto, tuttavia, si instaurano anche complessi processi geochimici che favoriscono l'accumulo di questo elemento impedendone il rilascio in colonna d'acqua. Il P può ad esempio essere adsorbito su particelle di argilla, su ossidi ed idrossidi di ferro e manganese e su carbonati o formare minerali insolubili con Al, Mn, Fe e Ca. Queste diverse frazioni hanno una diversa stabilità e reattività e, di conseguenza, una differente capacità di intrappolare e sequestrare il P. Questa capacità dipende dalla disponibilità di composti dello S e del Fe che possono favorire l'accumulo del P in minerali insolubili, dalle condizioni ossido-riduttive e dal pH. Al fine di quantificare il carico interno di P e la sua effettiva mobilità non è quindi sufficiente una semplice quantificazione del fosforo totale ma è di notevole importanza e utilità ai fini gestionali l'analisi delle diverse forme che costituiscono il pool del P sedimentario e dei fattori che ne favoriscono la mobilizzazione.

Nel Lago d'Idro le condizioni riducenti che permangono nel monimolimnio determinano una bassa capacità del ferro di inattivare e sequestrare il fosforo in ingresso che rappresenta così un ostacolo al risanamento del lago. Tuttavia rimane da comprendere il ruolo svolto dal calcio e la composizione del carico interno e la sua reattività in aree caratterizzate da condizioni redox variabili, come quelle situate nelle aree meno profonde del bacino o a livello del chemiocline. Queste aree possono funzionare sia come trappola che come sorgente di P, al variare delle caratteristiche fisiche e chimiche delle acque a contatto con il sedimento. In particolare nel periodo estivo, la comparsa di condizioni di anossia in fondali normossici potrebbe favorire il rilascio del P precedentemente accumulato verso la colonna d'acqua.

Per verificare questa ipotesi, si è perseguito l'obiettivo di quantificare il contenuto e la mobilità del fosforo immagazzinato nel sedimento superficiale allo scopo di migliorare la

comprendere della effettiva biodisponibilità del carico interno. Questo obiettivo è stato raggiunto attraverso due livelli di attività:

- a) determinazione dell'ammontare, della composizione e delle variazioni stagionali dei pool sedimentari del fosforo in diverse aree del bacino;
- b) valutazione dell'effettiva biodisponibilità del P del sedimento in relazione alla disponibilità di ossigeno, all'emersione dei sedimenti del litorale e al carico organico.

Metodologia

Determinazione dell'ammontare, composizione e variazioni stagionali dei pool sedimentari del fosforo e in diverse aree del bacino

Carote intatte di sedimento sono state raccolte tra il 25 febbraio e il 4 marzo 2014 e tra il 22 e il 28 luglio 2014 utilizzando un carotatore manuale calato con una cima da imbarcazione. Sono state individuate 4 stazioni situate a differenti profondità (3, 15, 35 e 120 m) e secondo un gradiente di disponibilità di ossigeno disciolto in colonna d'acqua (Figura 27).

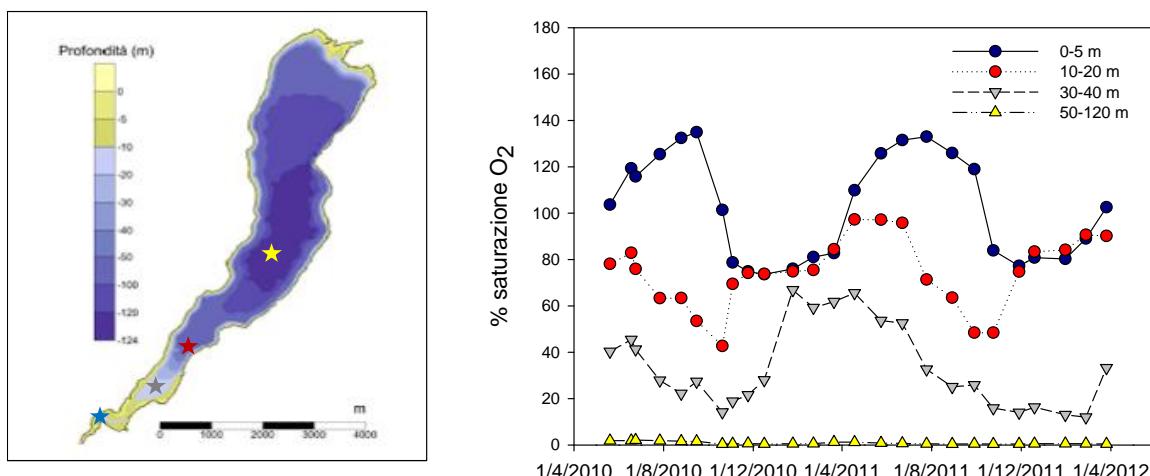


Figura 27 – A sinistra: mappa con indicate le 4 stazioni di campionamento a differenti profondità. A destra: andamenti delle percentuali di saturazione dell'ossigeno nei 4 strati considerati.

In ogni stazione sono state raccolte 5 carote con un diametro interno di 5 cm. Le carote sono state conservate refrigerate e alle stesse condizioni di ossigenazione rilevate *in situ*. In laboratorio, lo strato superficiale di 11 cm è stato sezionato in 4 strati: 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6

cm e 9-11 cm. Il 29/04/2014 sono state prelevate ulteriori 3 carote di sedimento (diametro interno 5 cm, altezza 50 cm) nella stazione di massima profondità. Queste carote sono state sezionate ogni 5 cm fino a 40 cm, mantenendo condizioni anossiche durante le operazioni allo scopo di minimizzare l'ossidazione dei composti ridotti presenti nel sedimento. Ogni strato è stato omogeneizzato e tre aliquote da circa 1 g sono state prelevate per le analisi dei pool sedimentari inorganici di P e Fe, del contenuto d'acqua, densità, porosità e sostanza organica. La prima aliquota è stata addizionata a 20 ml di MgCl₂ 1M (pH 8.0) per l'analisi dei pool di P, la seconda con 20 ml di HCl 0,5M per l'analisi del Fe e la terza è stata posta in vaschette di alluminio, immediatamente pesate per la misura del contenuto d'acqua e della densità. In seguito, queste ultime sono state poste in stufa a 105° C per 24h e poi ripesate per la determinazione della porosità (ml di acqua in 1 ml di sedimento). Sui medesimi campioni si è proceduto alle determinazioni del contenuto di sostanza organica come perdita di peso per incenerimento e del fosforo totale.

La restante parte di sedimento è stata centrifugata per l'analisi di Fe disciolto (Fe_{pw}), P inorganico disciolto (DIP) e solfuri disciolti (DS) nell'acqua interstiziale.

Per determinare il carico totale di P nel comparto sedimentario sono state prese in considerazione le seguenti aree sottese alle singole stazioni: 0,90 km² (0-7 m), 1,10 km² (7-20 m), 1,48 km² (20-50 m); 8,01 km² (50-120 m).

Determinazioni analitiche di laboratorio

Porosità del sedimento e percentuale di sostanza secca: misurate come perdita in peso dopo essiccazione a 105°C per 24 ore di 1 ml di sedimento. La porosità (ϕ) è espressa come ml di acqua per 1 ml di sedimento, ed è stata determinata utilizzando la seguente formula:

$$\phi = \frac{P_w}{\left(P_w + \frac{P_s}{D_s} \right)}$$

dove P_w = peso acqua dello strato di sedimento
 P_s = peso sedimento secco dello strato
 D_s = densità sedimento secco (2.25 g ml⁻¹)

Contenuto di sostanza organica: perdita di peso per incenerimento in muffola a 450° C per 2 ore di un'aliquota di campione (circa 0.2 g) precedentemente essiccata in stufa e polverizzata in mortaio.

Fosforo totale sulle ceneri: estrazione con 30 ml di HCl 1N aggiunto ai sedimenti utilizzati per la determinazione della sostanza organica. La sospensione è stata fatta agitare per 16 ore, poi centrifugata per 6 minuti a 3000 rpm e il fosforo estratto è stato determinato su un'aliquota di surnatante secondo il metodo di Aspila, 1976.

Le analisi del P inorganico sedimentario sono state effettuate utilizzando il metodo SEDEX (sedimentary extraction) (Ruttenberg, 1992; Anderson & Delaney, 2000) individuando quattro pool: adsorbito (*ads-PO₄*), legato al Fe (*Fe-PO₄*), legato al Ca autigenico (*Auth Ca-PO₄*) e detritico (*Detr Ca-PO₄*). Il metodo SEDEX si basa su quattro estrazioni sequenziali e sfrutta la diversa reattività dei componenti dei pool di fosforo nel confronto di diverse soluzioni estraenti (Tabella 9).

Tabella 9 - Procedura utilizzata per l'estrazione sequenziale: meccanismi e reazioni.

Step	Simbolo	Soluzioni e tempi d'estrazione	Caratteristiche del pool estratto
1	<i>ads-PO₄</i>	MgCl ₂ 1M (pH=8) 2h	P reattivo debolmente adsorbito sulle particelle di sedimento *
2	<i>Fe-PO₄</i>	CDB (pH=7)** 6h	P legato al Fe particolato. E' sensibile alle condizioni redox del sedimento
3	<i>Auth. Ca-PO₄</i>	Tampone Acetato 1M (pH=4) 2h	P legato al Ca particolato. E' sensibile alle condizioni di pH del sedimento.
4	<i>Detr. Ca-PO₄</i>	HCl 1N (pH=1) 16h	P legato al Ca particolato veicolato dagli apporti terrigeni dei fiumi. E' praticamente non reattivo nelle condizioni ambientali del sedimento.

* con questa estrazione si determina la somma *ads-PO₄* + DIP a cui deve essere sottratto DIP che viene determinato a parte

**CDB: 0.22M Sodio Citrato + 0.033M Sodio Ditionito+ 1 M Sodio Bicarbonato

Dopo ogni estrazione, la sospensione è stata centrifugata per 6 minuti a 3000 rpm e il fosforo estratto è stato determinato come SRP sul surnatante secondo il metodo di Valderrama, 1981. Per correggere eventuali interferenze sono state costruite rette di taratura utilizzando standard di ortofosfato specifici per ciascuna soluzione estraente.

Solfuri disciolti nell'acqua interstiziale (DS): il campione di acqua interstiziale è stato trattato con Zn acetato 20% per precipitare i DS come ZnS. I solfuri sono stati quindi determinati con il metodo di Cline, 1969.

Nel sedimento è stato misurato il pool di Fe labile che è considerato microbiologicamente reattivo (Lovley & Phillips 1987) ed estraibile con HCl 0.5M (Fe_L). Infatti con HCl 0.5M non si estraggono la pirite ed altri minerali ferrosi piuttosto inerti. Il ferro ferrico presente in questo pool è riducibile con idrossilammina-cloridrato 0.3M è considerata la forma più reattiva del Fe(III) nel sedimento e riducibile dalla popolazione batterica ($Fe(III)_L$). Il ferro feroso labile ($Fe(II)_L$) è stato misurato dopo 12 ore di estrazione con HCl 0.5M. Dopo centrifugazione, questo ione è stato determinato spettrofotometricamente sul surnatante con il metodo della ferrozina (Lovley & Phillips, 1987). Il Fe_L è stato determinato dopo aver aggiunto idrossilammina-cloridrato per ottenere una concentrazione finale pari a 0.3M sul campione rimanente. Dopo 1h di estrazione, il $Fe(III)_L$ è stato completamente ridotto dall'idrossilammina-cloridrato e il Fe_L è stato determinato come Fe^{2+} presente con il metodo della ferrozina. Il $Fe(III)_L$ è stato quindi calcolato come differenza tra Fe_L e $Fe(II)_L$.

Valutazione dell'effetto di diverse condizioni redox sul rilascio di P dal sedimento

Per valutare il rilascio potenziale di P reattivo dai sedimenti in relazione alla disponibilità di O₂ è stato realizzato un esperimento di laboratorio durante la stagione estiva prelevando carote di sedimento il 22/07/2014 in un sito posto tra 20 e 30 m di profondità.

Le 5 carote di sedimento sono state incubate a 10°C, corrispondente alla temperatura rilevata *in situ*, e sono stati quantificati i flussi bentonici e le concentrazioni dei principali pool di fosforo nei sedimenti superficiali all'inizio e alla fine di due incubazioni condotte in condizioni di diversa ossigenazione.

Le misure sono state condotte mediante incubazioni al buio dal 23/07/2014 al 07/08/2014 seguendo metodiche standard (Dalsgaard et al., 2000). Un campione di acqua è stato prelevato dalle camere prima dell'inizio delle incubazioni. Successivamente, il livello dell'acqua della vasca è stato abbassato al di sotto del bordo superiore delle camere e l'apertura superiore delle stesse è stata chiusa con un tappo galleggiante. Prelievi successivi sono stati effettuati ogni 24 ore per 15 giorni. I campioni di acqua per l'analisi dell'ossigeno dissolto sono stati subito trasferiti in provette in vetro da 12.8 ml (Exetainer©) a cui sono

stati aggiunti in rapida sequenza i due reagenti secondo quanto previsto dal metodo Winkler (APHA, 1998). Un'aliquota di acqua filtrata è stata immediatamente analizzata per la determinazione del fosforo reattivo solubile. Un'ulteriore aliquota è stata prelevata per l'analisi dei solfuri disciolti (Cline, 1969) e per la determinazione del pH.



Figura 28 – Esempio di sistema di incubazione

Le variazioni nei pool sedimentari di P sono state valutate analizzando i principali pool di P inorganico presenti all'inizio (condizioni ossiche) e alla fine (condizioni anossiche) dell'incubazione. Queste analisi sono state condotte nello strato di sedimento superficiale (0-1 cm). Per le metodiche si faccia riferimento al capitolo relativo alla caratterizzazione dei sedimenti. Su campioni di acqua interstiziale sono state determinate le concentrazioni di fosforo reattivo solubile e dei solfuri disciolti.

Valutazione dell'effetto di fluttuazioni del livello idrico sulla mobilità del fosforo sedimentario

L'effetto dell'esposizione all'aria sulla mobilità del fosforo nel sedimento superficiale in relazione all'arricchimento organico è stato analizzato tramite un esperimento di laboratorio. Per questo sono stati allestiti microcosmi di sedimento trattati con due differenti livelli di esposizione all'aria e un controllo:

- *esposizione completa*: il sedimento è stato mantenuto continuamente esposto e il livello idrico 5 cm al di sotto della superficie del sedimento
- *esposizione intermedia*: il sedimento è stato mantenuto continuamente umido e il livello idrico 5 mm sotto la superficie del sedimento
- *esposizione assente (“controlli”)*: il sedimento è stato mantenuto costantemente sommerso;

Per simulare l'effetto dell'arricchimento organico derivante dalla deposizione delle macrofite che colonizzano i sedimenti litorali, a metà dei microcosmi è stato aggiunto detrito vegetale:

- *sedimenti arricchiti: a cui sono stati aggiunti 3 g in peso fresco di detrito vegetale*
- *sedimenti non arricchiti: nessuna aggiunta di detrito vegetale*

Otto mesocosmi sono stati assegnati casualmente a ciascuno dei tre differenti livelli di esposizione mentre l'arricchimento con detrito vegetale è stato assegnato casualmente a 4 mesocosmi per ciascun livello di esposizione. Sono stati pertanto incubati 24 mesocosmi: 4 repliche per ogni livello di trattamento. La durata dell'esposizione è stata fissata a 30 giorni in accordo a quanto riportato in studi precedenti (Schonbrunner et al., 2012; Steinman et al., 2014).

L'effetto della fluttuazione del livello idrico è stato valutato analizzando le variazioni indotte nella struttura e nella composizione del sedimento e nei flussi di fosforo inorganico disciolto. Il sedimento utilizzato per l'allestimento dei microcosmi è stato prelevato il 29 aprile 2014 da due differenti aree della zona litorale del lago d'Idro. I siti sono stati scelti in quanto rappresentativi del versante settentrionale e di quello meridionale del bacino (Figura 29). In ogni sito sono stati raccolti circa 30 litri di sedimento.

In parallelo sono stati raccolti esemplari di *Lagarosiphon major*, utilizzati per simulare i due differenti livelli di arricchimento organico. Le piante ed i sedimenti sono stati trasportati in laboratorio entro 12 ore dalla raccolta. Le macrofite sono state immediatamente congelate, mentre il sedimento è stato setacciato tramite un filtro con maglie da 2 x 2 mm in modo da rimuovere la frazione più grossolana. Successivamente le due tipologie di sedimento sono state miscelate fino ad ottenere una soluzione omogenea.



Figura 29 – Siti di prelievo di sedimenti e piante

I microcosmi sono stati realizzati trasferendo il sedimento in tubi di PVC di 8 cm di diametro e 13 cm di altezza provvisti di un tappo alla base e opportunamente forati lungo la parete per simulare il deflusso dell'acqua durante la fase di esposizione. Dopo l'aggiunta del sedimento, i 24 microcosmi sono stati lasciati equilibrare per 12 giorni completamente sommersi in acqua prelevata dal litorale del lago d'Idro. L'acqua è stata mantenuta areata ed è stata sostituita ogni tre giorni, in modo da evitare cambiamenti nella sua composizione ionica. L'esposizione è iniziata assegnando casualmente i microcosmi ai diversi trattamenti. I due differenti livelli di esposizione sono stati simulati semplicemente modificando l'altezza del microcosmo rispetto al livello dell'acqua, in misura differente in funzione del corrispondente grado di esposizione (Figura 30).



Figura 30 – Sistema sperimentale all'inizio dei 30 giorni di esposizione

Successivamente è stato aggiunto il detrito organico a metà dei microcosmi di ogni livello di esposizione. Durante i trenta giorni di esposizione, le condizioni di illuminazione medie giornaliere presenti *in situ* durante il periodo estivo sono state simulate applicando ai microcosmi un fotoperiodo costituito da 12 ore di luce ($200 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e 12 di buio, mediante l'utilizzo di una lampada alogena. Il livello dell'acqua è stato mantenuto costante durante tutto il periodo dell'esposizione. L'acqua, mantenuta in condizioni areate, è stata cambiata una volta alla settimana per evitare possibili modificazioni nella sua composizione ionica e per limitare la formazione di epifiti.

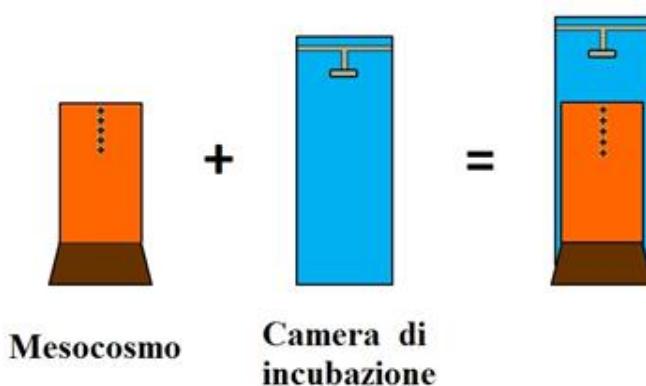


Figura 31 – Allestimento del sistema per l'incubazione dei mesocosmi.

Al termine dei trenta giorni di esposizione, i 24 mesocosmi sono stati sommersi all'interno di camere di incubazione. Immediatamente dopo la sommersione sono stati misurati gli scambi di fosforo inorganico dissolto. Infine, i primi due cm del sedimento di ciascuno dei ventiquattro mesocosmi sono stati recuperati per l'analisi di struttura e composizione del sedimento.

Gli scambi di fosforo sono stati quantificati a tempi crescenti nelle prime 6 ore dopo la risommersione e poi nuovamente dopo 24 ore. La risommersione è stata effettuata lentamente - tramite siringhe da 100 ml munite di cannella - e con estrema cautela, per evitare fenomeni di risospensione del sedimento, riempiendo completamente le camere di incubazione con acqua prelevata dal litorale del lago d'Idro. Per ognuno dei sedici mesocosmi esposti all'aria sono stati effettuati quattro prelievi dalla colonna d'acqua della camera di incubazione: al momento della risommersione (T₀) e dopo una, tre e cinque ore

dalla risomersione. Questi prelievi hanno permesso di quantificare l'evoluzione temporale della concentrazione dei nutrienti e di calcolare i flussi (intensità del rilascio o del consumo) attraverso l'interfaccia acqua sedimento. Immediatamente dopo la sommersione un campione di acqua è stato prelevato da ogni camera per la determinazione delle concentrazioni di fosforo reattivo solubile al tempo iniziale. I prelievi sono stati effettuati con la stessa modalità ai tempi successivi.

La determinazione delle caratteristiche fisiche e chimiche del sedimento è stata effettuata recuperando i primi due cm di sedimento con una siringa tagliata all'estremità. Il sedimento recuperato è stato successivamente suddiviso in aliquote per la determinazione di: porosità, densità, contenuto percentuale di acqua, percentuale di sostanza organica, concentrazione del ferro labile (Fe(II) e Fe(III)), contenuto di fosforo totale e di fosforo biodisponibile (fosforo adsorbito e fosforo legato al ferro). Le metodiche analitiche sono le stesse precedentemente descritte.

Risultati

Composizione e variazioni stagionali dei pool sedimentari del fosforo in diverse aree del bacino.

Le caratteristiche del sedimento della stazione litoranea sono risultate significativamente diverse rispetto alle altre stazioni indagate (Tabella 10). In particolare i sedimenti sono risultati particolarmente compatti con un contenuto d'acqua ridotto come dimostrano i valori di densità ($1.4 \pm 0.13 \text{ g ml}^{-1}$) e porosità (0.68 ± 0.10). La percentuale di sostanza organica ($5.3 \pm 1.0\%$) è inoltre risultata inferiore a quella misurata nelle due stazioni centrali ($8.2 \pm 1.8\%$) e alla stazione profonda ($7.1 \pm 1.6\%$). Anche il contenuto di ferro labile e di fosforo totale sono risultati mediamente inferiori nel sito litorale rispetto alle altre stazioni (Tabella 10). Il contenuto medio di ferro labile di tutte le stazioni e delle due date è risultata $160.4 \pm 78.2 \mu\text{mol g}^{-1} \text{ s.s.}$; la quasi totalità è costituita dalla forma ridotta. Concentrazioni apprezzabili di Fe(III) sono state rinvenute solo nella stazione localizzata a -15 m di profondità in particolare nello strato 0-2 cm durante il campionamento invernale ($56.9 \pm 25.2 \mu\text{mol g}^{-1} \text{ s.s.}$).

Tabella 10 - Macrodescrittori dei sedimenti superficiali (0-11 cm) relativi alle quattro stazioni indagate nei due periodi presi in considerazione. E' indicata la media e la deviazione standard.

Profondità (m)	Densità (g ml ⁻¹)	Porosità	S.O. (%)	Fe Labile (μmol g ⁻¹ s.s.)	Fe (III) Labile (μmol g ⁻¹ s.s.)	P Totale (μmol g ⁻¹ s.s.)
-2.5	1.40±0.13	0.68±0.10	5.3±1.0	69.4±13.6	1.1±1.5	15.7±1.4
-15	1.14±0.07	0.89±0.05	8.0±2.0	178.7±46.7	14.1±21.7	27.4±0.2
-35	1.10±0.04	0.92±0.03	8.4±1.6	248.6±66.6	4.2±5.6	23.9±5.6
-120	1.08±0.03	0.95±0.02	7.1.±1.6	140.9±29.8	5.1±5.3	19.4±1.7

Le concentrazioni di SRP e DS nell'acqua interstiziale aumentano progressivamente dalla zona litorale verso le stazioni a maggiori profondità (Figura 32). I valori più elevati di SRP sono stati riscontrati nella stazione a 120 m sia nella data invernale (43.1±8.5 μmol P L⁻¹) che in quella estiva (38.2 ±10.8 μmol P L⁻¹). Nei sedimenti raccolti a profondità minori la concentrazione media di SRP è risultata 1.5±1.8 μmol P L⁻¹. In nessuna stazione sono state misurate differenze significative tra la data invernale e quella estiva.

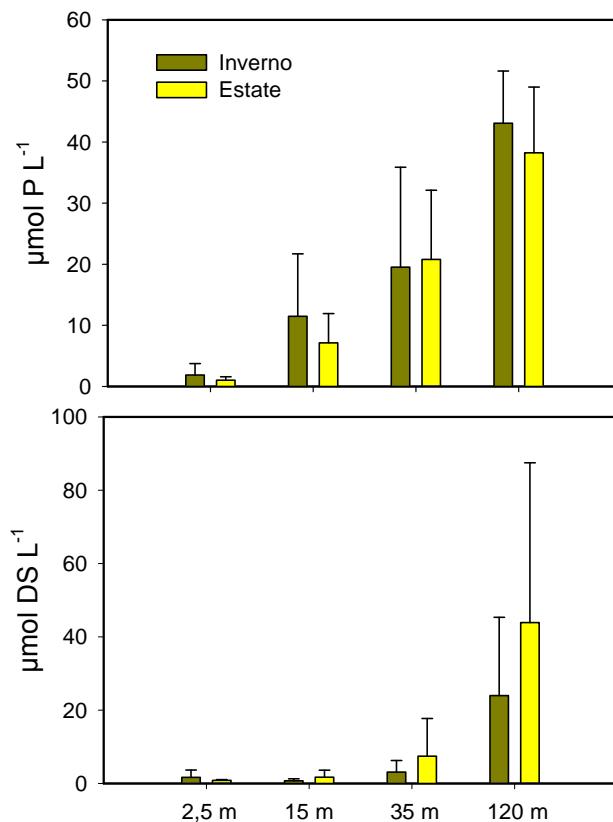


Figura 32 – Concentrazione media (±ds) di SRP (in alto) e DS (in basso) nell'acqua interstiziale dei sedimenti superficiali (0-11 cm) nelle 4 stazioni indagate.

La concentrazione di DS fino a 15 m di profondità è risultata trascurabile, mentre nella stazione a – 35 m le concentrazioni medie rilevate sono risultate $5.3 \pm 7.8 \mu\text{mol L}^{-1}$. I valori più elevati sono stati misurati nella stazione più profonda con un massimo durante il periodo estivo nello strato 0-2 cm ($100 \pm 19 \mu\text{mol L}^{-1}$), una concentrazione doppia rispetto a quella rilevata alla data invernale.

Il contenuto di fosforo totale nell'orizzonte superficiale di sedimento (primi 11 cm) è risultato compreso tra 9.8 ± 0.7 e $44.4 \pm 3.5 \text{ g P m}^{-2}$. I valori areali più elevati sono stati misurati nella zona litorale del bacino e diminuiscono progressivamente all'aumentare della profondità (Figura 33). In tutte le stazioni considerate il pool più importante del P sedimentario è rappresentato dal P legato al Ca detritico che ne costituisce in media circa il 50%.

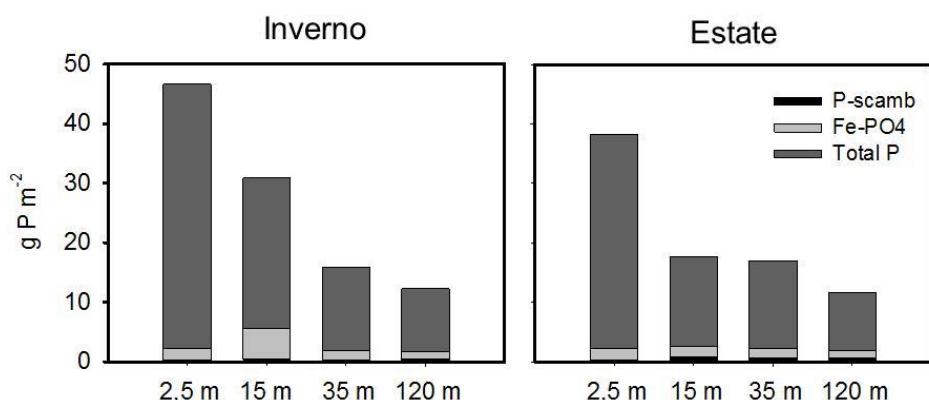


Figura 33 – Concentrazione media del fosforo totale, del fosforo scambiabile e del fosforo legato al ferro in funzione della profondità nelle due stagioni.

Questa percentuale tuttavia è più elevata (75%) nei siti del litorale ed è decisamente più bassa (30%) alle profondità maggiori. Questo pool è poco reattivo e rappresenta quella frazione di origine geologica che è stata veicolata dai fiumi non subendo particolari modificazioni. Questo ne dovrebbe assicurare la stabilità e quindi dovrebbe rappresentare una frazione non mobilizzabile alle normali condizioni ambientali del sedimento.

I pool di fosforo più reattivi (PO_4 scamb. e Fe-PO_4) presentano basse concentrazioni, in media $2.5 \pm 1.1 \text{ g P m}^{-2}$. Nella zona litorale ($2.2 \pm 0.2 \text{ g P m}^{-2}$) rappresentano circa il 6% del P totale sedimentario; questa percentuale aumenta fino a circa il 18% nei sedimenti della

stazione a maggior profondità dove la concentrazione è $1.8 \pm 0.7 \text{ g P m}^{-2}$. Un aumento significativo della frazione scambiabile è stato misurato a tutte le profondità nella stagione estiva ad indicare una maggior mobilità del P durante questo periodo (circa 100 kg di P nell'intero lago) e in particolare nell'orizzonte più superficiale del sedimento (Figura 34 e Figura 35).

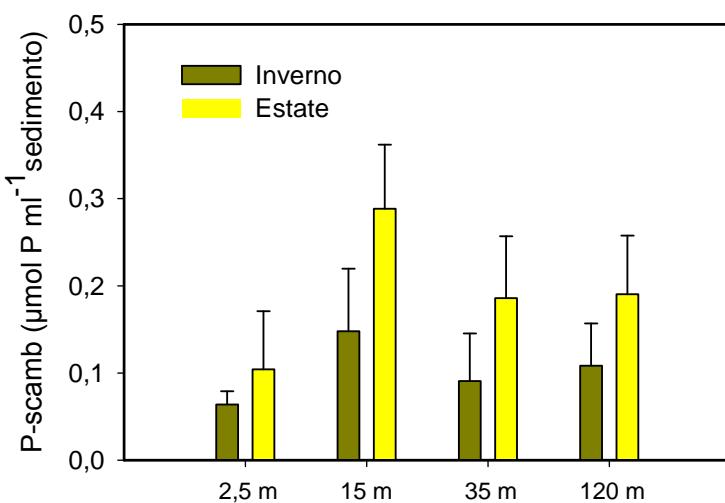


Figura 34 – Concentrazione media del fosforo scambiabile in funzione della profondità nelle due stagioni. Sull'asse delle ascisse sono riportate le profondità di campionamento

I dati della concentrazione areale di P integrati a livello di intero bacino indicano che il carico sedimentario di fosforo è pari a circa 160 t di cui il 15% circa costituisce la porzione più mobile (24 t) potenzialmente rilasciabile nella colonna d'acqua. Di questo fosforo reattivo circa 6 t sono accumulate nel sedimento situato tra la zona litorale e i 15 metri di profondità e 17 t in quello situato tra 15 metri e il fondo del bacino. Questi dati se confrontati con il contenuto di P nella colonna d'acqua riportati nel capitolo precedente indicano che l'SRP accumulato nel monimolimnio (pari in media a circa 82 t) rappresenta la quota più significativa del carico interno.

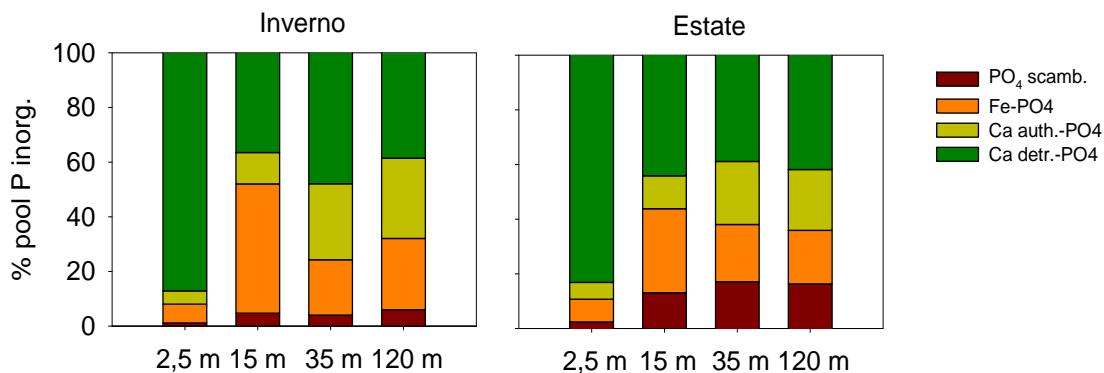


Figura 35 – Composizione media del pool del fosforo inorganico nello strato di sedimento più superficiale (0-2 cm) nelle due stagioni. Sull'asse delle ascisse sono riportate le profondità di campionamento

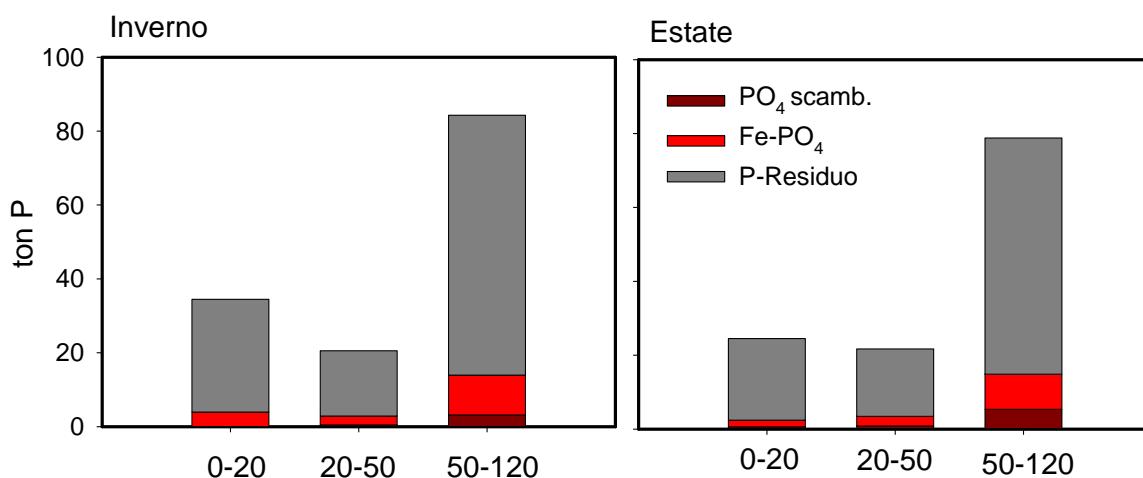


Figura 36 – Carico sedimentario medio di fosforo totale suddiviso nei pool più reattivi (fosforo scambiabile e fosforo legato al ferro) e il residuo (comprendente le forme inorganiche legate al calcio ed organiche). Sono rappresentate le quantità di P (nelle due stagioni indagate) presenti nella zona ossica (0-20 m) ed ossico/anossica (20-50 m) del mixolimnio e nello strato anossico (50-120 m) del monimolimnio.

I sedimenti della stazione situata -120 m sono stati oggetto di ulteriori indagini. In particolare sono state analizzate le caratteristiche fisico-chimiche fino a 40 cm di profondità (Figura 37, Tabella 11). Il sedimento risulta fondamentalmente omogeneo fino a 30 cm, mentre tra 30-35 cm si osserva uno strato differente nella colorazione. Questa variazione è confermata anche dai valori di porosità che si riducono notevolmente (Tabella 11).



Figura 37 – A sinistra è raffigurata una delle carote di sedimento prelevate, a destra un dettaglio della stessa carota in cui si nota la zona più chiara del sedimento profondo.

La percentuale di sostanza organica risulta più elevata nello strato 0-15 cm dove la disponibilità di ferro labile reattivo è inferiore rispetto a quella rinvenuta negli strati sottostanti. Il contenuto di fosforo totale e fosforo totale inorganico nello strato 30-35 cm è circa il doppio rispetto ai valori rilevati negli strati 25-30 e 35-40 cm.

Tabella 11 - Principali caratteristiche dei sedimenti della stazione investigata. Sono indicate le medie e deviazioni standard dei vari strati.

Strato (cm)	Porosità	S.O. %	Fe Labile (g Fe m ⁻²)	P totale (g P m ⁻²)	P totale inorganico (g P m ⁻²)
0-15	0.94±0.02	6.7±1.5	151.3±8.1	13.1±0.2	8.4±0.6
15-25	0.91±0.01	4.9±1.3	215.3±20.7	11.1±0.1	8.6±1.2
25-30	0.88±0.02	4.1±0.6	278.9±24.5	8.1±1.4	7.1±1.8
30-35	0.71±0.01	4.4±0.4	264.7.7±23.7	19.1±0.2	16.9±1.7
35-40	0.82±0.01	5.3±0.5	275.9±2.1	10.7±0.3	8.5±1.1

Ad ulteriore conferma delle differenti caratteristiche che contraddistinguono questo strato vi è la differente composizione dei pool di P inorganico (Figura 38). Si osserva in particolare un netto incremento del contenuto di Ca detr.-PO₄ corrispondente all'80% del P totale

inorganico, percentuale che è circa il doppio di quella rinvenuta negli altri strati e paragonabile a quella rinvenuta nei sedimenti della stazione litoranea.

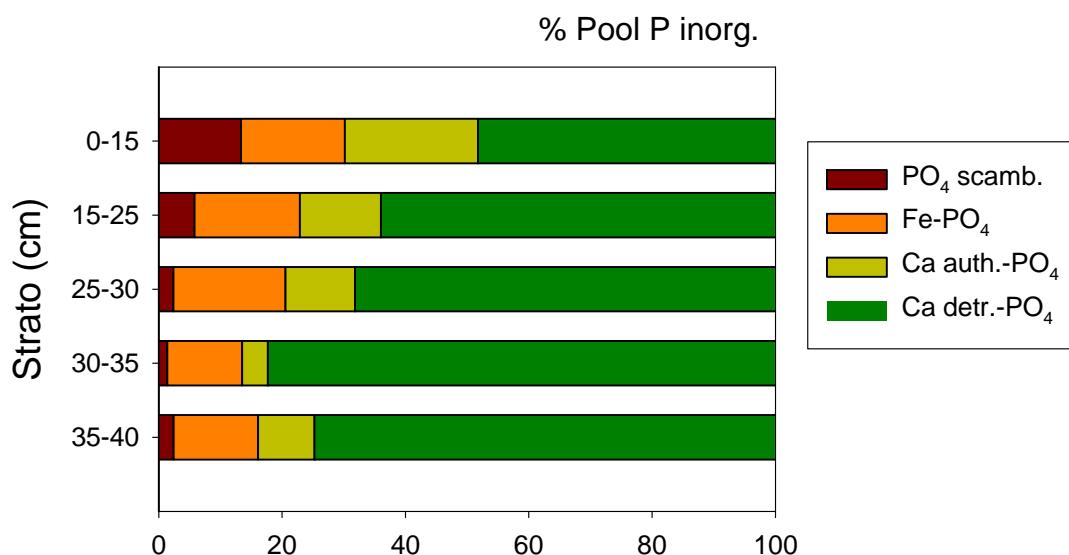


Figura 38 – Principali pool di P inorganico nei differenti strati.

Valutazione dell'effettiva biodisponibilità del P del sedimento in relazione alla disponibilità di ossigeno

Il contenuto di ossigeno nella colonna d'acqua a immediato contatto con il sedimento superficiale ha un importante effetto di regolazione degli scambi di fosforo attraverso l'interfaccia acqua sedimento (Figura 39). All'inizio dell'incubazione la concentrazione dell'ossigeno è risultata $5.9 \pm 0.3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ corrispondente ad una percentuale di saturazione del 53%. Dopo soli due giorni di incubazione è stata osservata una diminuzione della concentrazione dell'86% rispetto ai valori iniziali mentre al termine dell'esperimento la concentrazione era di $0.4 \pm 0.2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (3.7 % di saturazione).

La concentrazione dei solfuri disciolti in colonna d'acqua è risultata quasi sempre al di sotto del limite di rilevazione. Unica eccezione una singola carota nell'ultimo giorno di incubazione quando la concentrazione era all'incirca $1 \mu\text{M}$. I valori di pH misurati in coincidenza di ogni prelievo sono rimasti stabili (7.74 ± 0.07). Anche le concentrazioni di ferro misurate in colonna d'acqua sono risultate trascurabili (dati non mostrati).

Le condizioni anossiche instauratesi nelle carote influiscono sulle caratteristiche dei sedimenti ed in particolare sul contenuto di P reattivo nell'acqua interstiziale (Figura 40).

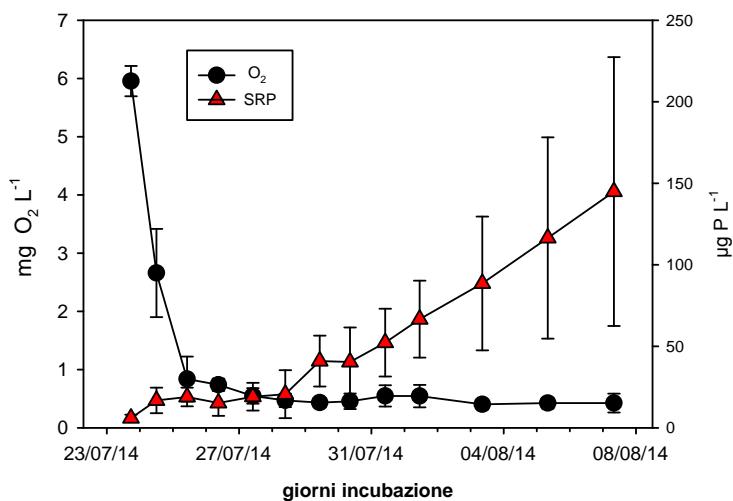


Figura 39 – Andamento delle concentrazioni di ossigeno e di fosforo reattivo solubile nella colonna d'acqua dei microcosmi con sedimento prelevato a 15 m di profondità.

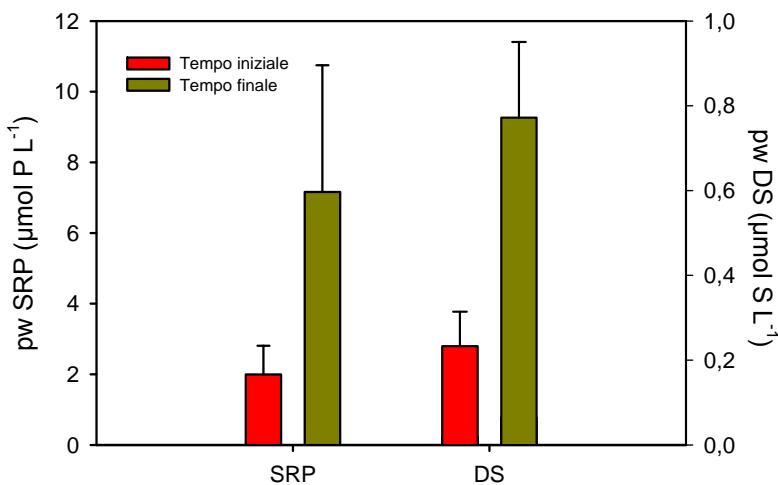


Figura 40 – Concentrazioni di SRP e DS misurate nell'acqua interstiziale dei sedimenti all'inizio e alla fine dell'esperimento. Sono indicate le medie e deviazione standard.

La concentrazione media nel primo cm di sedimento aumenta in modo significativo ($p<0.05$) da $2.0 \pm 0.8 \text{ } \mu\text{mol P L}^{-1}$ a $7.2 \pm 3.6 \text{ } \mu\text{mol P L}^{-1}$. Le concentrazioni dei solfuri all'inizio e alla fine dell'incubazione rispettivamente $0.23 \pm 0.02 \text{ } \mu\text{mol S L}^{-1}$ e $0.77 \pm 0.18 \text{ } \mu\text{mol S L}^{-1}$ risultano estremamente basse ma la differenza è comunque significativa ($p<0.001$). Malgrado l'aumento nell'acqua interstiziale, i solfuri non sono stati rinvenuti in colonna d'acqua probabilmente perché precipitati con il ferro, la cui concentrazione nell'acqua interstiziale è

risultata prossima al limite di rilevabilità del metodo circa 1 μM . Le concentrazioni dei diversi pool di P particellato determinati sul primo cm di sedimento nella fase di pre-incubazione e dopo 15 gg., sono riportati nella Tabella 12. Di particolare rilievo la riduzione del contenuto di P legato al ferro (in media 33 ± 10 mg P m^{-2}), pool particolarmente sensibile alle condizioni redox e che probabilmente contribuisce all'aumento del P nell'acqua interstiziale e successivamente in colonna d'acqua.

Tabella 12 - Contenuto dei differenti pool di fosforo nel sedimento superficiale (0-1 cm) nei microcosmi utilizzati per l'incubazione. I pool sono espressi mg P m^{-2} (Ads-PO4 = fosforo scambiabile; Fe – PO4 = fosforo legato al ferro; Ca auth.-PO4 = fosforo legato al calcio autigenico; Ca detr.- PO4 = fosforo legato al calcio detritico; PO4 Residuo = fosforo residuo).

	Tempo iniziale	Tempo finale
Ads.-PO4	74.4 ± 5.2	77.9 ± 17.4
Fe - PO4	216.7 ± 12.8	182.3 ± 10.9
Ca auth.-PO4	98.4 ± 13.3	134.3 ± 20.1
Ca detr.- PO4	269.7 ± 19.9	331.1 ± 62.8
PO4 Residuo	837.5 ± 26.7	760.7 ± 107.2

L'aumento dell'SRP in colonna d'acqua è stato osservato già dopo un giorno di incubazione. In questo periodo la concentrazione media è quasi triplicata passando da 5.9 ± 2.1 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a 16.9 ± 7.8 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Dopo 6 gg la concentrazione arriva fino a 40.3 ± 15.6 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e raggiunge un massimo di 144.9 ± 82.4 $\mu\text{g P L}^{-1}$ al termine dell'incubazione. Gli scambi medi di SRP attraverso l'interfaccia acqua-sedimento sono risultati significativamente differenti ($p=0.01$) in condizioni di piena ossigenazione (circa 60% di saturazione dell'ossigeno) e in condizione di ipossia (4% di saturazione dell'ossigeno) (Figura 41). Nel primo caso il sedimento si è rivelato una trappola di P mentre l'instaurarsi delle condizioni anossiche cambia il comportamento di questo comparto che diventa una sorgente di P verso la colonna d'acqua. In queste condizioni il sedimento rilascia circa 1.2 mg P $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. In definitiva l'instaurarsi di condizioni di ipossia favorisce la mobilizzazione della frazione meno refrattaria del fosforo sedimentario e il sedimento diviene una sorgente di P verso la colonna d'acqua.

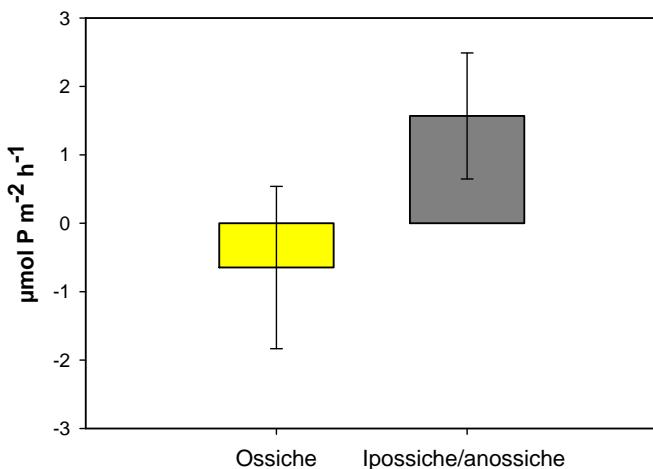


Figura 41 – Flussi di SRP misurati durante le incubazioni in condizioni ossiche ed anossiche. Sono riportate le medie e la deviazione standard.

I risultati di questo esperimento indicano che la capacità del sedimento di sequestrare il fosforo è piuttosto limitata e si esaurisce nell'arco di poche ore dopo l'insorgenza delle condizioni ipossiche. Questi risultati evidenziano inoltre come il pool sedimentario di P nel comparto bentonico nella zona di mixolimnio situata tra 7-20 m sia estremamente vulnerabile all'instaurarsi di condizioni ipossiche o anossiche in colonna d'acqua. Se assumiamo ipoteticamente un flusso di P costante nei tre mesi estivi e l'area sottesa di circa 1.10 km², i sedimenti di questa stazione funzionerebbero come trappola di P in condizioni ossiche (-0.048 ± 0.088 t) mentre in condizioni anossiche si otterrebbe un rilascio dal sedimento verso la colonna d'acqua di 0.12 ± 0.07 t di P che andrebbero ad aggiungersi al carico esterno e a quello rilasciato dal monimolimnio. Le quantità di P che possono essere rimobilizzate in quest'area, anche se localmente importanti, sono più piccole del carico esterno, tuttavia è necessario sottolineare che in questo esperimento sono state analizzate esclusivamente le variazioni di breve periodo indotte dall'instaurarsi dell'anossia (15 gg). Il rilascio del P dovrà dunque essere valutato anche in tempi più lunghi.

Valutazione dell'effetto di fluttuazioni del livello idrico sulla mobilità del fosforo sedimentario

I risultati ottenuti evidenziano che l'esposizione all'aria e la successiva risommissione influenzano la composizione e il funzionamento del sedimento superficiale. Quasi tutte le

proprietà considerate sono risultate significativamente diverse in relazione all'esposizione. Al contrario, lo schema sperimentale adottato non è stato in grado di dimostrare un significativo effetto dell'arricchimento organico, ad eccezione del contenuto di fosforo scambiabile (Tabella 13) in associazione con l'esposizione all'aria.

Tabella 13 - Riassunto dei risultati dell'ANOVA a due vie per le seguenti variabili: porosità (Por), densità (Den), contenuto % di acqua (H_2O), contenuto % di sostanza organica (SO), contenuto di ferro ferrico labile (Fe(III)), contenuto di ferro ferroso labile (Fe(II)), contenuto di fosforo totale (PT), contenuto di fosforo scambiabile (P-exc), contenuto di fosforo legato al ferro (P-Fe). In grassetto sono riportate le differenze significative.

	POR.	DEN.	H_2O	SO	Fe (III)	Fe (II)	PT	P-exc	P-Fe
Esposizione	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.05	< 0.001	< 0.001	0.062	< 0.01	0.067
Detrito	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05
Esp. x Detr.	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	>0.05	< 0.05	>0.05

Il sedimento esposto è risultato significativamente più compatto e caratterizzato da un minor contenuto percentuale di acqua rispetto al controllo. In particolare i sedimenti mantenuti completamente esposti all'aria avevano un contenuto percentuale di acqua pari al 25%, circa la metà di quello misurato nel sedimento sommerso.

Il contenuto percentuale di sostanza organica nel sedimento superficiale è risultato mediamente basso (1.6%). Valori significativamente inferiori sono stati misurati nei sedimenti trattati (1.5%) rispetto al controllo (1.8%) (Tabella 13). Non sono state invece osservate differenze significative tra i due diversi livelli di esposizione e tra i due livelli di arricchimento organico. Questi risultati si riferiscono esclusivamente al contenuto organico della componente sedimentaria e non tengono in considerazione i residui di detrito vegetale adagiati sul sedimento. Il livello di esposizione ha infatti influenzato significativamente i tassi di decomposizione del detrito aggiunto. In particolare nel sedimento sommerso e in quello umido il detrito vegetale è andato incontro a completa mineralizzazione e al termine dell'incubazione non sono stati trovati residui apprezzabili. Al contrario nel sedimento esposto all'aria una quota significativa di detrito era ancora presente sul sedimento superficiale (Figura 42).

Il contenuto di Fe labile totale (calcolato come somma di Fe(III) e Fe(II) labili) è risultato significativamente inferiore nei sedimenti esposti all'aria ($36.5 \pm 2.4 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$) rispetto ai sedimenti umidi ($48.5 \pm 4.8 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$) ed al controllo ($54.4 \pm 2.6 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$) (Figura 43).



Figura 42 – Particolare dei sedimenti completamente esposti e di quelli mantenuti sommersi. Si nota il residuo di detrito vegetale rimasto sulla superficie del sedimento esposto.

L'esposizione all'aria influenza non solo il contenuto totale di ferro labile ma anche il rapporto tra le forme ossidate e quelle ridotte. Il contenuto di Fe (III) labile aumenta significativamente all'aumentare dell'esposizione passando da $5.9 \pm 1.1 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$ misurato nei sedimenti di controllo a $29.7 \pm 2.2 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$ misurato nel sedimento completamente esposto all'aria. Una parallela diminuzione è stata invece misurata nel contenuto di Fe(II) che passa da un massimo di $58.7 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$ ad un minimo di $4.4 \text{ } \mu\text{mol Fe g}^{-1} \text{ s.s.}$ misurati rispettivamente nei sedimenti di controllo e in quelli esposti. Di conseguenza il contributo del Fe(III) al pool del Fe labile è risultato massimo nei sedimenti completamente esposti (81%), intermedio in quelli umidi (29%) ed infine minimo nel controllo (11%). Il contenuto di fosforo totale è risultato in media $12.7 \pm 0.2 \text{ } \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s.s.}$ e simile tra le tre condizioni sperimentali. Solo una leggera diminuzione è stata evidenziata nei sedimenti mantenuti in condizione di umidità ($12.1 \pm 0.2 \text{ } \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s.s.}$) rispetto a quelli esposti e al controllo. Il valore di probabilità è tuttavia molto vicino (0.062) alla soglia di significatività (0.05).

I due trattamenti hanno influenzato in modo significativo il contenuto sedimentario di fosforo biodisponibile ed in particolare la componente scambiabile (Figura 43). Il contenuto di P-Fe è risultato mediamente inferiore nei sedimenti esposti rispetto al controllo ma il livello di significatività ($p=0.067$) è risultato elevato e non permette di trarre conclusioni univoche riguardo ad un effetto dell'esposizione all'aria su questo. Al contrario il contenuto di fosforo scambiabile è risultato significativamente maggiore ($0.30\pm0.02 \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s.s.}$) nei sedimenti completamente esposti rispetto a quello misurato nei sedimenti umidi ($0.20\pm0.02 \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s.s.}$) e nel controllo ($0.17\pm0.02 \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s.s.}$). In questo caso è stato anche osservato un effetto significativo dell'arricchimento organico, limitato però ai soli sedimenti esposti. In particolare la concentrazione di fosforo scambiabile nei sedimenti completamente esposti e arricchiti con detrito vegetale è risultata 1.4 volte maggiore ($0.36\pm0.01 \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s. secco}$) rispetto ai sedimenti non arricchiti ($0.25\pm0.03 \mu\text{mol P g}^{-1} \text{ s. secco}$).

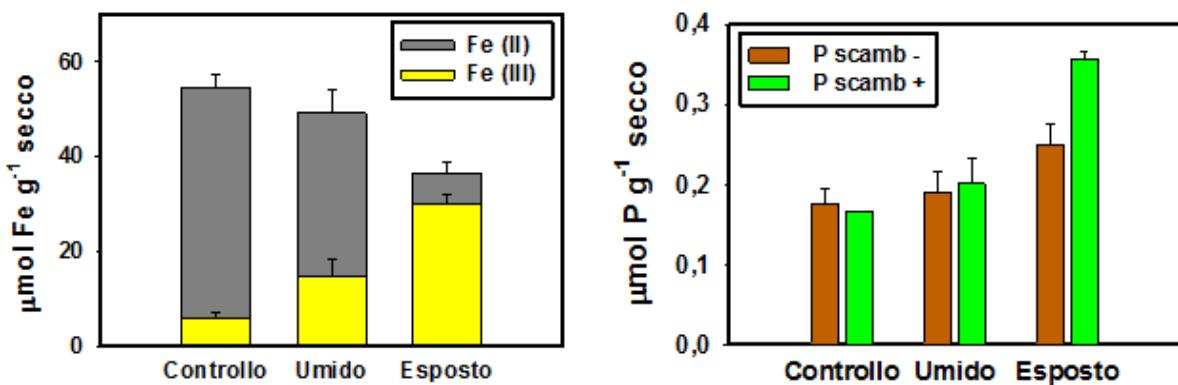


Figura 43 – Contenuto di Fe labile totale (Fe(III) + Fe(II)), Fe(III) labile e Fe(II) labile, P scambiabile nei sedimenti in funzione del livello di esposizione.

Gli scambi di fosforo inorganico disciolto misurati nelle 24 ore seguenti la risomersione sono risultati estremamente eterogenei. Le variabilità osservata dipende sia dal livello di esposizione e di arricchimento organico che dal tempo trascorso dopo la risomersione. In generale l'SRP è rilasciato dal sedimento nelle ore immediatamente seguenti la risomersione, ma l'evoluzione temporale dell'intensità e della direzione degli scambi dipende dal trattamento.

I flussi di SRP nei microcosmi mantenuti costantemente sommersi e considerati come controllo sono risultati molto bassi e compresi tra valori prossimi allo zero in assenza di

detrito e $2.1 \pm 1.5 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in presenza di detrito. Le differenze tra i due livelli di arricchimento organico non sono risultate significative. L'esposizione all'aria aumenta il rilascio dal sedimento del P inorganico che nelle prime 5 ore dopo la sommersione è risultato maggiore nei sedimenti completamente esposti.

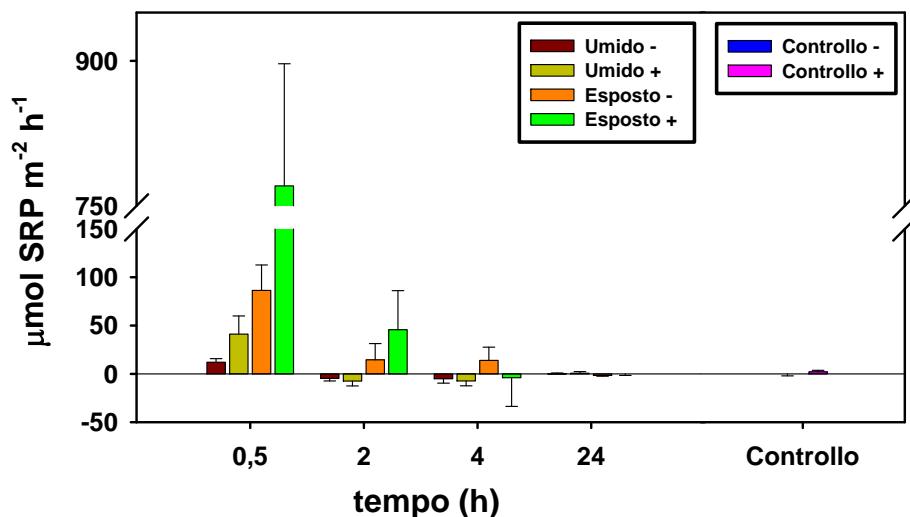


Figura 44 – Flussi di SRP misurati in incubazioni al buio nelle 24 ore seguenti alla risommersione (sinistra) e flussi di SRP misurati nei microcosmi di controllo (destra).

Complessivamente il sedimento completamente esposto rilascia $729 \pm 255 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2}$ di P nelle prime 5 ore di risommersione, una quantità circa 87 volte maggiore di quella rilasciata dai sedimenti umidi. Il rilascio di SRP da parte dei sedimenti esposti è risultato comunque transitorio. L'85% circa del rilascio si è concentrato nella prima ora ($429 \pm 142 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) dopo la sommersione, mentre dopo 24 ore il flusso è risultato o negativo (sedimenti non arricchiti) o prossimo allo zero (sedimenti arricchiti), e quindi simile al flusso del controllo. Un significativo effetto dell'arricchimento organico è stato misurato per i flussi di SRP dei sedimenti completamente esposti all'aria. Il sedimento arricchito con detrito vegetale ha rigenerato circa $1277 \pm 307 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2}$ di P, una quantità circa 7 volte maggiore rispetto al rilascio dei sedimenti esposti non arricchiti e circa 150 volte maggiore rispetto a quella dei sedimenti umidi.

VALUTAZIONE DI TECNICHE PER IL CONTROLLO DEL CARICO INTERNO DEL FOSFORO

Obiettivi

La persistente stratificazione del lago, cui sono associate condizioni riducenti che interessano circa il 50% del volume del bacino, sono al momento un ostacolo al suo risanamento. L'accumulo di P disciolto in questa porzione di lago incide, infatti, sull'efficacia di interventi di contenimento del carico esterno mantenendo nel tempo condizioni trofiche più elevate di quelle che si potrebbero attendere.

Gli obiettivi di questa attività sono stati quindi di identificare possibili interventi diretti sul corpo idrico finalizzati ad inattivare il carico interno di P e di valutarne la fattibilità.

Questi obiettivi sono stati perseguiti in due fasi. In una prima fase è stata effettuata un'indagine bibliografica finalizzata ad individuare le principali tecniche di riduzione del carico interno e a valutare i risultati ottenuti nelle differenti condizioni ambientali in cui sono state applicate al fine di determinare le tecniche che meglio si possono adattare al Lago d'Idro. In seguito sono state effettuate una serie di prove in laboratorio in condizioni controllate per verificare la risposta del P all'applicazione delle tecniche individuate. Questa attività ha permesso di avere una prima valutazione delle tecniche di inattivazione del carico interno di fosforo applicabili al Lago d'Idro e di valutarne l'efficacia e i potenziali aspetti negativi.

Sintesi delle principali tecniche di riduzione del carico interno di fosforo

Nell'Allegato B è riportato l'elenco degli articoli scientifici analizzati per individuare le principali tecniche di riduzione del carico interno e per valutare i risultati ottenuti nelle differenti condizioni ambientali in cui sono state applicate. I metodi fin qui utilizzati possono essere raggruppati in tre categorie generali: a) riduzione e contenimento del carico esterno, b) asportazione del carico dal bacino; c) aumento della capacità del bacino di inattivare il carico interno. Ribadendo che l'abbattimento del carico esterno costituisce un requisito fondamentale per il ripristino delle condizioni dei corpi idrici (Carpenter et al. 1999; Mehner

et al. 2008), in molti casi gli effetti di tale intervento non sono visibili in tempi ragionevoli a causa dell'elevato carico interno, che può mantenere elevate le condizioni trofiche tanto più a lungo quanto maggiore è il tempo di residenza idraulica (Zamparas & Zacharias 2014; Spears et al. 2013). Negli ultimi decenni sono state quindi sperimentate numerose tecniche spesso utilizzate in interventi di ripristino di laghi con problemi di eutrofizzazione e in cui il fosforo era l'elemento limitante. In particolare Schauser et al. (2003) hanno proposto alcune linee guida per orientarsi nella scelta della tecnica più opportuna, in relazione alle caratteristiche fisico-chimiche del bacino.

Nella Tabella 14 è riportata una sintesi delle principali azioni sul corpo idrico finalizzate a ridurre o contenere il carico interno, accompagnate da una breve descrizione dell'efficacia valutata in un contesto generale e l'applicabilità al caso specifico, individuando per ognuna i principali elementi di forza e debolezza. Le differenti tecniche sono descritte di seguito.

Dragaggio dei sedimenti

Uno degli interventi più efficaci nel ridurre il rilascio di P dai sedimenti è l'asportazione dello strato superficiale, in cui sono accumulate elevate concentrazioni di nutrienti (Yu et al. 2012). Questa tipologia d'intervento presenta notevoli controindicazioni per laghi poco profondi e di piccole dimensioni ed è assolutamente inadatto in grandi laghi profondi, quali il Lago d'Idro (Schauser et al. 2003). Il dragaggio del fondale è incompatibile con la sopravvivenza delle specie bentoniche e favorisce la risospensione dei sedimenti, fenomeno che comporta l'intorbidimento della colonna d'acqua, con effetti a cascata sulle comunità pelagiche (Zamparas & Zacharias 2014). Un'ulteriore controindicazione è rappresentata dalla co-risospensione di sostanze tossiche (Wang et al. 2014; Zamparas & Zacharias 2014). La necessità di smaltire grandi quantità di materiale può infine rendere l'intervento molto costoso quando il sedimento risulti contaminato o debba essere trasportato a grandi distanze (AdPo 2001; Zamparas & Zacharias 2014).

Prelievo ipolimnico

Il carico sedimentario può essere asportato mediante il prelievo delle acque ipolimiche, ricche di P e povere di ossigeno, che vengono sostituite con acque povere di P e ben ossigenate (Schauser et al., 2003).

Per la realizzazione del prelievo ipolimnico nei laghi naturali è necessario provvedere ad una chiusura o ad una regolazione dell'emissario, procedendo al prelievo delle acque ipolimniches mediante tubazioni che raggiungano i punti di massima profondità.

I costi dell'intervento sono generalmente abbastanza contenuti. Le principali controindicazioni sono un peggioramento della qualità dell'effluente e il possibile rilascio di odori sgradevoli per apporto di acque sulfuree (AdPo 2001; Nürnberg 2007; Zamparas & Zacharias 2014)

Il carico interno di P può essere controllato anche per diluizione delle acque del lago con acque a bassa concentrazione di nutrienti. Anche in questo caso il principale fattore limitante è costituito dai volumi delle masse idriche e, in ultima analisi, dalle dimensioni del lago (AdPo 2001).

Ossidazione dei sedimenti

La capacità di ritenzione del fosforo da parte del sedimento può essere favorita dall'aumento del potenziale redox mediante ossidazione con aerazione ipolimnica, destratificazione della colonna d'acqua o iniezione di composti ossidanti. Mentre le prime due categorie di intervento sono applicabili unicamente a laghi di bassa profondità (Schauser et al. 2003), per la terza tipologia di intervento esistono esempi di applicazione anche su laghi di dimensioni ragguardevoli (Noonan 1986).

Trattamenti di ossidazione del sedimento saranno però efficaci solo in laghi che presentano basso contenuto di solfati e produttività non eccessiva (Gächter & Wehrli 1998), anossia del fondale solo sporadica. Diversamente, possono essere inefficaci o controllare la dinamica del rilascio di fosforo a breve termine, ma non la ritenzione sul lungo periodo (Hupfer & Lewandowski 2008).

Per quanto riguarda l'iniezione di composti ossidanti, in letteratura sono descritti diversi metodi. Il più noto fra questi è il Riplox, sviluppato da Ripl nel 1976. La tecnica prevede l'iniezione nel sedimento di una soluzione di nitrato di calcio $[\text{Ca}(\text{NO}_3)_2]$, che funge da accettore di elettroni al posto del ferro e dei solfati, e la simultanea aggiunta di cloruro di ferro (III), quando i livelli naturali di ferro sono bassi. In certi casi può essere aggiunto anche del carbonato, in modo da innalzare il pH e stimolare la denitrificazione micobica (Cooke et al. 2005). Tale tecnica risulta più efficace dell'ossigenazione dell'ipolimnio perché, essendo il

Riplox una soluzione liquida, penetra più velocemente nel sedimento (Foy 1986). Uno dei problemi principali di questa tipologia di trattamento è l’elevata solubilità dei nitrati: la disponibilità di questi ioni sulla superficie del sedimento è limitata nel tempo e sono perciò necessari ripetuti trattamenti durante i periodi di stratificazione del lago (Panning et al. 2001).

Per ovviare a questo problema, Panning et al. (2001) hanno sviluppato il Depox® Fe: i nitrati sono intrappolati all’interno di una macromolecola tridimensionale a matrice colloidale, in grado di trattenere lo ione nitrato nel sedimento, rendendolo disponibile per un periodo di tempo più lungo rispetto al metodo Riplox (Wauer et al. 2005).

Pochi studi si sono occupati degli aspetti eco-tossicologici connessi all’iniezione di nitrati nei laghi. Possibili effetti negativi riguardano la mobilizzazione dei metalli pesanti (Shao et al. 2009), l’aumento delle concentrazioni di ammonio (Foy 1986) e la tossicità diretta di nitrati e nitriti, principalmente per defunzionalizzazione dei pigmenti respiratori (es. metaemoglobinina) (Camargo & Alonso 2006).

Yamada et al. (2012) hanno testato l’effetto dell’iniezione di nitrato di calcio in un lago artificiale eutrofico del Brasile, rivelando un iniziale picco di tossicità acuta estremamente grave, seguito da lenta detossificazione, e suggerendo pertanto di essere cauti nella scelta dell’utilizzo di questo metodo e di svolgere preliminari e approfondite analisi eco tossicologiche *in situ*.

Capping

Un’altra possibilità d’intervento per aumentare la capacità di ritenzione del sedimento è il cosiddetto “capping” una tecnica che consiste nel coprire i sedimenti con un sottile strato di materiale che funge da barriera ad azione fisica o chimico-fisica.

I materiali utilizzabili ad azione fisica possono essere sostanze minerali naturali (sabbie, argille, calcari) o sostanze organiche di sintesi (film di plastica o di elastomeri, ossia macromolecole sintetiche aventi una elasticità simile a quella della gomma). Nella scelta dei materiali da impiegare devono essere considerate la granulometria e la velocità di sedimentazione degli stessi. È sconsigliabile l’uso di materiali che tendono a sprofondare nei sedimenti (es. sabbia e ghiaia) e quelli che tendono a rimanere in sospensione nella colonna d’acqua (AdPo, 2001).

Vi sono anche sostanze ad azione combinata come gessi, argille modificate e zeoliti modificate:

- **Gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)**

Questo composto è in grado di intrappolare il P nel sedimento con la formazione d'idrossiapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$, e contemporaneamente rilasciare lentamente solfati (SO_4^{2-}) nei sedimenti, inibendo la metanogenesi, processo responsabile di un notevole aumento del carico interno di nutrienti per effetto di fenomeni di ebollizione (Salonen & Varjo, 2000; Varjo et al., 2003). Tuttavia la presenza di solfato può stimolare la solfato riduzione che produce solfuri tossici.

Uno dei principali vantaggi dell'utilizzo dei gessi è il costo contenuto legato alla loro larga diffusione; possono essere naturali o sottoprodotto dell'industria come:

- **Fosfogesso (P-G):** es. sottoprodotto della produzione acida del fosfato;
- **Ferrogesso (Fe-G):** es. sottoprodotto delle acque del processo di neutralizzazione degli acidi o di pigmenti di ossido di titanio.

- **Phoslock® (bentonite modificata con lantanio)**

Il meccanismo di rimozione con Phoslock® deriva dalla reazione degli anioni ortofosfato con il lantanio, che porta alla precipitazione di fosfato di lantanio ($\text{La}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{LaPO}_4$) (Douglas et al., 1999; Douglas, 2002). Reitzel et al. (2013) hanno indagato questo processo in funzione delle variazioni di alcalinità, pH e conducibilità delle acque ipolimniche. In particolare hanno evidenziato che pH superiori a 8.1 hanno un effetto negativo sulla ritenzione del fosforo, effetto tanto più marcato quanto maggiore è l'alcalinità. La riduzione della capacità del Phoslock® di sequestrare fosforo si osserva anche a pH più bassi e con un'elevata alcalinità. La dose consigliata dai produttori (100:1 Phoslock®:SRP) non è per tanto sufficiente per la maggior parte dei laghi, in particolare quelli caratterizzati da acque dure, ma gli stessi autori indicano che in tutti i tipi di laghi analizzati, aumentando le dosi, il trattamento ha avuto efficacia. La presenza di modeste concentrazioni di Lantanio può avere gravi effetti ecotossicologici sugli ecosistemi acuatici (Zhang et al. 2010).

- Z2G1 (zeolite prodotta ammendando zeolite naturale con un polimero di un alluminosilicato).

La zeolite naturale è un materiale costituito da un alluminosilicato sostanza con un'ampia superficie di adsorbimento a causa della struttura finemente porosa. La modifica in Z2G1 incrementa la sua capacità di adsorbire non solo i fosfati, ma anche l'ammonio e i metalli eventualmente presenti nei sedimenti.

Diversi studi hanno testato questo materiale in laboratorio e *in situ* (Gibbs & Özkundakci, 2011; Özkundakci et al., 2011; Landman & Ling, 2011) con risultati promettenti sia per quanto riguarda l'efficacia del trattamento nel contenimento dei carichi, sia per gli effetti trascurabili sulle comunità ittiche e planctoniche.

In letteratura le tecniche fino ad ora descritte ed applicate *in situ* hanno riguardato laghi caratterizzati da dimensioni ridotte. Inoltre pochi studi hanno valutato i possibili effetti, legati per esempio alla copertura del sedimento o all'uso di sostanze potenzialmente tossiche, sulle comunità bentoniche. L'efficacia delle barriere ad azione fisica è vincolata al mantenimento dell'integrità dello strato che formano. Essa può essere compromessa sia dall'azione diretta degli organismi (Donnert et al., 2002; Berg et al., 2002), che dalla formazione di bolle di gas sottostanti che derivano dall'attività respiratoria (Motion, 1997).

Tabella 14 - Principali tecniche di controllo del carico interno di fosforo.

	Elementi di forza	Elementi di debolezza
DILUZIONE	<ul style="list-style-type: none">• Efficace riduzione del carico interno di fosforo	<ul style="list-style-type: none">• Necessario immettere grandi volumi di acqua a basso contenuto di nutrienti• Costo elevato• Inapplicabile in laghi di grandi dimensioni
PRELIEVO IPOLIMNICO	<ul style="list-style-type: none">• Elevata efficacia nella riduzione del carico interno di fosforo, anche a lungo termine.• Diminuzione della stabilità della stratificazione termica• Abbassamento del termoclino• Rimozione di grandi quantitativi di acqua povera di ossigeno o a elevato BOD• Costi di mantenimento relativamente modesti	<ul style="list-style-type: none">• Proibitivo per laghi di estensione elevata• Peggioramento della qualità del corpo recettore (l'effluente del lago)• Possibilità di sviluppo di odori sgradevoli dovuti allo strappaggio di solfuri

RIMOZIONE DEL SEDIMENTO	<ul style="list-style-type: none"> Asportazione di elevate quantità di fosforo Aumentando la profondità del corpo idrico se ne rallenta il processo di interramento Aumentando la profondità si può avere una diminuzione delle macrofite per limitazione da luce Simultanea eliminazione di eventuali sostanze tossiche Utilizzo del materiale di scarto (purché non tossico) in agricoltura 	<ul style="list-style-type: none"> Non applicabile a laghi profondi e/o di elevata estensione. I costi possono essere molto elevati a causa del trasporto e dello stoccaggio, nonché dell'eventuale presenza di sostanze tossiche. Aumento della torbidità. Consumo di ossigeno per la decomposizione di materiale organico risospeso. Risospensione di nutrienti e sostanze tossiche sedimentate. Distruzione dell'habitat bentonico e del suo biota. Grandi quantitativi di materiale di scarto da smaltire.
DESTRATIFICAZIONE DELLA COLONNA D'ACQUA	<ul style="list-style-type: none"> Ossidazione del sedimento Aumento della ritenzione del fosforo per la formazione di uno strato ossidato sulla superficie del sedimento Costi modesti Mantenimento di condizioni ossidate del sedimento favorisce lo sviluppo di una ricca e diversificata comunità bentonica 	<ul style="list-style-type: none"> Inapplicabile per laghi ad elevata profondità Aumento della temperatura delle acque di fondo può stimolare i processi microbici ed aumentare il BOD Aumento della torbidità per un probabile aumento della biomassa fitoplanctonica e possibile risospensione dei sedimenti
INSUFFLAZIONE IN PROFONDITÀ DI ARIA COMPRESSA OD OSSIGENO	<ul style="list-style-type: none"> Ossidazione del sedimento Aumento della ritenzione del fosforo per la formazione di uno strato ossidato sulla superficie del sedimento. Costi modesti. Mantenimento di basse temperature nell'ipolimnio. Nessun effetto sulla trasparenza delle acque e sul pH. Mantenimento di condizioni ossidate del sedimento favorisce lo sviluppo di una ricca e diversificata comunità bentonica. 	<ul style="list-style-type: none"> Difficilmente applicabile in laghi con elevata profondità.
INIEZIONE DI COMPOSTI OSSIDANTI	<ul style="list-style-type: none"> La possibilità di utilizzare diversi materiali di scarto abbatte i costi dei trattamenti. 	<ul style="list-style-type: none"> Tecniche non sperimentate in laghi di grandi dimensioni

CAPPING	<ul style="list-style-type: none"> • Buona riduzione del rilascio dal sedimento a breve termine. • Modesto effetto sul carico interno di fosforo anche a lungo termine. • Se si utilizzano materiali di scarto, i costi sono contenuti. • La barriera può bloccare anche altri flussi provenienti dal sedimento, come quelli di metalli o di azoto ammoniacale. 	<ul style="list-style-type: none"> • Problemi di applicabilità per corpi idrici di estensione e/o profondità elevate. • Gas in formazione nel sedimento possono rompere la copertura. • Se si utilizzano materiali tecnologici, i costi possono essere elevati. • Possibile tossicità dei materiali utilizzati. • Aumento della torbidità. • Sepoltura di cisti, uova planctoniche e comunità bentonica può sconvolgere la struttura dell'ecosistema.
PRECIPITAZIONE CHIMICA DEL FOSFORO trattamento con sali di alluminio,	<ul style="list-style-type: none"> • Il trattamento di precipitazione chimica del fosforo è maggiormente testato ed utilizzato. • Efficacia non compromessa da condizioni anossiche. • Sequestra grandi quantità di fosforo. • Buon effetto sul carico interno di fosforo anche a lungo termine. • Adatto per corpi idrici stratificati con chemocline a profondità elevata. • L'associazione allume-alluminato di sodio può mantenere il pH nel range 6-8. 	<ul style="list-style-type: none"> • Inadatto per corpi idrici di grande superficie. • Solubilità dipendente dal pH. • Solubilità dipendente dalla temperatura. • Ridotta efficacia a pH alcalino per competizione fra PO_4^{3-} e OH^-. • Costo elevato. • Necessaria una complessa sperimentazione in laboratorio. • Mai applicato a laghi di grandi dimensioni. • Tossicità dell'alluminio. • Può causare abbassamento del pH. • Trattamenti normalmente effettuati da appaltatori privati con scarse conoscenze chimiche. • Osservata parziale inibizione dei processi di nitrificazione e denitrificazione. • Osservato aumento della concentrazione dei solfati.

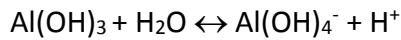
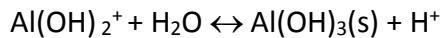
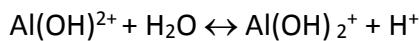
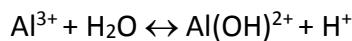
Precipitazione chimica dei fosfati

Un'altra tipologia di intervento descritta in letteratura è quella indirizzata a favorire la precipitazione chimica dei fosfati presenti in colonna d'acqua. Gli elementi chimici più frequentemente usati a tale scopo sono l'alluminio, il ferro e il calcio.

- **ALLUMINIO**

Il trattamento viene effettuato con sali di alluminio come solfato di alluminio (allume) ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), alluminato di sodio (NaAlO_2) o entrambi.

I sali di alluminio precipitano come fiocchi di idrossido di alluminio, composto caratterizzato da un'elevata affinità per i fosfati: ne può adsorbire grandi quantità e può legare il fosforo formando fosfato di alluminio ($\text{Al}(\text{PO}_4)_3$), insolubile.



Una volta precipitati i fiocchi di idrossido di alluminio svolgono l'ulteriore funzione di barriera ad azione chimico-fisica, prevenendo il rilascio dal sedimento.

L'uso dei sali di alluminio è particolarmente diffuso nel trattamento delle acque potabili e per questo motivo i meccanismi d'azione sono ampiamente compresi. Ciò ha portato a estenderne frequentemente l'utilizzo negli interventi di ripristino di laghi di piccole dimensioni (Dominie, 1980; Cooke et al., 1982; Smeltzer, 1990; Welch et al., 1994; Rydin et al, 2000; Reitzel et al., 2003; 2005). La pericolosità di tale elemento per le comunità biologiche ne rende tuttavia improbabile un utilizzo su sistemi complessi quali i laghi di grandi dimensioni (Böers et al. 1994; Soumis-Dugas et al. 2010; Wauer & Teien 2010; Parkyn et al. 2011). In particolare il pH influenza la solubilità dei fiocchi di alluminio: mentre a pH neutri (fra 6 e 8) domina la forma insolubile polimerica $\text{Al}(\text{OH})_3$, a pH inferiori (fra 4 e 6) si formano varie forme intermedie solubili, e a pH fortemente acidi (<4), domina lo ione Al^{3+} , solubile e idratato. In questo caso quindi tutto il P legato all'alluminio viene rilasciato e l'alluminio si diffonde in colonna d'acqua (Nogaro et al. 2013).

Anche a pH alcalini vi è un aumento della solubilità dell'alluminio: a pH superiori a 8 (facilmente raggiunti in molti laghi a causa dell'intensa attività fotosintetica diurna), si ha la formazione di $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, che diventa specie dominante a pH superiori a 9. Le conseguenze non sono dissimili da quelle che si verificano in ambiente acido (Burrows 1997; Nogaro et al. 2013).

Per mantenere il pH nel range 6-8 si può miscelare alluminato di sodio ($\text{NaAl}(\text{OH})_4$) al fango di allume. Tale tecnica si è rivelata efficace nel trattamento di molti laghi (Dominie, 1980; Smeltzer, 1990; Jacoby et al., 1994). Altri tamponi utilizzati sono il carbonato di sodio (Welch, 1996) e la calce (Babin et al., 1992).

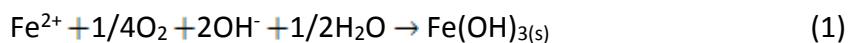
Effetti negativi legati ai trattamenti con allume sono descritti da Nogaro et al. (2013). Oltre agli effetti tossici diretti, gli autori hanno riscontrato un aumento della concentrazione dei

solfati, ioni che in condizioni di anossia sono ridotti a solfuri. Questi composti come l'alluminio disciolto sono tossici per molti microrganismi ed organismi bentonici con ruoli chiave nei processi di mineralizzazione della sostanza organica e nel ciclo dei nutrienti. Inoltre, i solfuri liberi sono noti per inibire i passaggi terminali del processo di denitrificazione, e possono potenzialmente portare alla conversione di NO_3^- in NH_4^+ , anziché in N_2O o N_2 (Burgin & Hamilton, 2007). In studi di laboratorio su microcosmi Gibbs et al. (2011) hanno evidenziato come il trattamento con allume possa sopprimere temporaneamente i processi di nitrificazione-denitrificazione in condizioni aerobiche, e suggerirono perciò di minimizzare le applicazioni di allume nelle zone litorali.

- **FERRO**

Sebbene l'utilizzo di sali di ferro sia comune nei trattamenti delle acque potabili e il ferro non sia un elemento tossico per gli organismi acquatici, sono pochi i laghi nei quali è stato adottata questa tipologia di intervento per precipitare e/o inattivare il P. Un potenziale redox basso favorisce infatti la riduzione del Fe^{3+} nella forma solubile Fe^{2+} , con il successivo rilascio in colonna d'acqua del P precedentemente legato (Burkley et al., 2001).

L'idrossido di ferro nella forma insolubile $\text{Fe(OH)}_{3(s)}$ si forma in presenza di O_2 (1); mentre precipita adsorbe il P dalla colonna d'acqua e la massima capacità di adsorbimento avviene tra pH 5 e 7. Si forma anche FePO_4 , ma in misura molto minore.



Come per l'alluminio anche in questo caso un aumento del pH può compromettere l'efficacia del trattamento, in quanto gli ioni OH^- entrano in competizione con PO_4^{3-} nel legame con l'idrossido di ferro. In alcuni casi però l' arricchimento in Fe di sedimenti lacustri ha contrastato il rilascio di P anche in condizioni di anossia (Quaak et al., 1993; Böers et al., 1994).

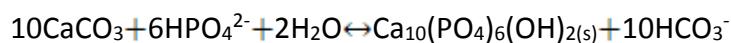
- **CALCIO**

Il più comune trattamento con composti del calcio prevede l'utilizzo di polvere di calcite $[\text{CaCO}_3]$. Aggiunto ad un'acqua alcalina, il CaCO_3 precipita e sedimenta, co-precipitando i

fosfati. Se il pH aumenta, diminuisce la solubilità del sale, che precipita formando nuovi cristalli microscopici che offrono una superficie più estesa per l'adsorbimento dei fosfati (Prepas et al., 2001; Cooke et al. 2005). La solubilità della calcite (CaCO_3) e la sua capacità di adsorbire i fosfati sono dipendenti dal pH: la massima efficacia di adsorbimento si ha a $\text{pH} > 9.0$ (Koschel et al. 1983).



A pH elevati, Ca^{2+} forma con il fosforo l'idrossiapatite ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$), che ha solubilità minima a $\text{pH} > 9.5$



Un altro tipo di trattamento, molto meno frequente, utilizza la calce spenta $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$, o una miscela di quest'ultima con la calcite.

I trattamenti con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ si sono rivelati notevolmente più efficaci di quelli con CaCO_3 , probabilmente a causa della maggiore solubilità e alla capacità di formare cristalli di calcite più piccoli, con una maggiore superficie complessiva che fornisce più siti di legame per il P (Prepas et al., 2001a).

I principali vantaggi dell'utilizzo dei sali di calcio rispetto a quelli di alluminio sono i costi inferiori e la non tossicità del calcio. Prepas et al., 2001 hanno ottenuto buoni risultati a lungo termine anche se hanno riscontrato una maggiore precipitazione con l'aggiunta di allume. Inoltre, il trattamento con sali di calcio non è sensibile alle condizioni redox, per cui è maggiormente idoneo del ferro al trattamento laghi stratificati che sono soggetti ad anossia e a potenziali redox particolarmente negativi (Burgin & Hamilton, 2007). L'intervento con aggiunta di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ si rivela anzi maggiormente efficace in condizioni anossiche (Dittrich et al., 2011).

La notevole dipendenza dal pH limita l'utilizzo di questo metodo ai laghi alcalini. Inoltre, le solubilità della calcite aumenta rapidamente all'aumentare della concentrazione della CO_2 e il concomitante abbassamento del pH, cosa che ci si aspetta avvenga nell'ipolimnio o nelle zone litorali afotiche in cui ci siano intensi fenomeni respiratori. In queste condizioni, il P

precedentemente legato è velocemente rilasciato (Cooke et al. 2005). L'utilizzo di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ porta ad un netto incremento del pH nel volume trattato, il che può amplificare ulteriormente l'effetto di stripping del P, ma può avere gravi conseguenze per il biota (Miskimmin et al. 1995; Prepas et al., 2001).

Dall'analisi dei casi descritti in letteratura non sono emersi esempi di trattamenti diretti per la rimozione del P con sali di calcio in laghi con volumi d'acqua simili a quelli del lago d'Idro.

Tra i metodi più comunemente utilizzati si ritiene opportuno escludere a priori tutti quelli che comportano evidenti problemi di fattibilità o che possano risultare rischiosi per l'ecosistema. Per esempio, l'ossidazione ipolimnica tramite iniezione di composti ossidati è da escludere visto l'elevato potere riducente che caratterizza la parte più profonda del lago (la domanda equivalente di ossigeno nelle acque profonde è compresa fra 3000 e 6000 tonnellate di ossigeno).

Le tecniche di capping non sono applicabili al lago d'Idro perché a) sono di difficile attuazione in laghi profondi b) queste tecniche impediscono il rilascio di fosforo accumulato nel sedimento, mentre nel lago d'Idro una quota consistente del carico interno è in forma disiolta nel monimolimnio c) non si hanno informazioni sufficienti sugli effetti tossici.

In base a queste considerazioni, è stata prescelta la precipitazione chimica con sali di calcio. I sali di ferro non sono ritenuti idonei visto che il monimolimnio è caratterizzato da una persistente anossia e da elevato potere riducente. È stato escluso anche l'allume a causa della sua tossicità. L'applicabilità dei trattamenti con sali di calcio dovrà però essere valutata in relazione alle variazioni di pH che possono avere effetti negativi sul biota. Sì è proceduto pertanto alla sperimentazione in laboratorio delle tecniche di liming (sali di calcio) per valutarne la capacità di abbattimento del P e i possibili effetti collaterali.

Prove di laboratorio in microcosmi per valutare l'efficacia della rimozione del P con sali di calcio

Da giugno a novembre 2014 sono stati condotti 4 esperimenti in condizioni controllate di laboratorio effettuando incubazioni brevi (24 ore) e di medio periodo (12 gg.) con microcosmi contenenti campioni di acqua prelevati dal lago d'Idro a differenti profondità e

trattati con l'aggiunta di sali di calcio. In particolare sono state effettuati esperimenti finalizzati a:

- a) confrontare l'efficacia di CaCO_3 e Ca(OH)_2 nel rimuovere il fosforo,
- b) valutare la concentrazione ottimale di Ca(OH)_2 da applicare alle acque del lago al fine di massimizzare la precipitazione del fosforo riducendo le variazioni di pH,
- c) valutare la capacità a medio termine di precipitare il fosforo da parte del Ca(OH)_2 .

Esperimento 1

Il primo esperimento ha avuto l'obiettivo di valutare la capacità di due differenti sali di calcio di ridurre il contenuto di SRP in colonna d'acqua.

Campioni di acqua sono stati prelevati il 25 giugno 2014 in un sito situato nella zona litoranea del lago e caratterizzato da concentrazioni di SRP nell'acqua particolarmente contenute ($< 2 \mu\text{g L}^{-1}$). In laboratorio sono state preparate 8 beute secondo le condizioni sperimentali indicate nella Tabella 15.

Le soluzioni sono state mantenute in costante agitazione e incubate al buio a temperatura di 25°C per 24 ore. Sottocampioni di acqua sono stati prelevati ad intervalli regolari ovvero dopo 5', 20', 40', 1 ora, 2 ore, 19 ore, 22 ore, ed immediatamente filtrati con GF/F Whatman©. Sul campione d'acqua filtrata sono state eseguite le analisi di SRP e pH.

Tabella 15 - Condizioni sperimentali considerate nell'esperimento.

Beuta	Volume acqua (mL)	Concentrazione SRP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Concentrazione di Ca(OH)_2 (mg L^{-1})	Concentrazione di CaCO_3 (mg L^{-1})
1	500			
2	500	100		
3	500		100	
4	500	100	100	
5	500			50
6	300	100		5
7	300	100		10
8	300	100		50



Figura 45 – Set-up dell'esperimento.

Esperimento 2

Nel secondo esperimento è stata valutata la capacità di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ di precipitare il fosforo il SRP. Come per il precedente esperimento è stata utilizzata acqua non filtrata prelevata nella stazione litoranea. Il 30 luglio sono state riempite in laboratorio 9 beute da 500 ml, mantenute al buio in costante agitazione. Una beuta non ha subito alcun trattamento ed è servita come controllo, nelle restanti 8 beute è stato aggiunto SRP per ottenere una concentrazione finale di $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ (4 repliche) e $200 \mu\text{g P L}^{-1}$ (4 repliche). In 6 di queste 8 beute (3 per ogni condizione) è stato aggiunto $\text{Ca}(\text{OH})_2$ per raggiungere una concentrazione finale di 100 mg L^{-1} . Le due rimanenti beute arricchite di SRP sono state tenute come ulteriore controllo. Sottocampioni sono stati prelevati ad intervalli regolari ovvero dopo 3', 5', 15', 30', 1 ora, 2 ore, 21 ore, ed immediatamente filtrati con GF/F Whatman©. Sul filtrato sono state eseguite le analisi di SRP e pH.

Esperimenti 3 e 4

Al fine di valutare un range di concentrazione di idrossido di calcio che sia efficace nella rimozione del P nelle acque profonde del lago d'Idro ma incida il meno possibile sull'aumento di pH, sono stati effettuati due esperimenti utilizzando acqua prelevata tra 60 e 80 metri di profondità e caratterizzata da elevate concentrazioni di SRP (circa $200 \mu\text{g P L}^{-1}$). In questo caso sono stati realizzati dei microcosmi con flaconi chiusi ermeticamente in modo da

mantenere le condizioni anossiche. Le incubazioni sono state realizzate ad una temperatura di circa 7°C corrispondente a quella rilevata *in situ*.

- Esperimento 3

Nel mese di ottobre sono stati preparati 27 flaconi ciascuno con un volume di acqua di 125 ml. Ai campioni sono state aggiunte 8 differenti concentrazioni di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (3 repliche per ciascuna concentrazione): 0.5-1-2.5-5-10-20-50-100 mg L^{-1} $\text{Ca}(\text{OH})_2$. I restanti 3 campioni sono stati utilizzati come controllo quindi senza aggiunta di $\text{Ca}(\text{OH})_2$. All'inizio e alla fine dell'incubazione (dopo circa 1 ora dall'aggiunta) sono stati prelevati sottocampioni di acqua, immediatamente filtrati con GF/F Whatman© e sul filtrato sono state eseguite le analisi di SRP e pH.

- Esperimento 4

In questo esperimento sono stati analizzati gli effetti a lungo termine dell'aggiunta di $\text{Ca}(\text{OH})_2$. In base ai risultati della prova 3 sono state utilizzate concentrazioni di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pari a 20 e 50 mg L^{-1} . Campioni di acqua sono stati prelevati il 25 novembre 2014 tra 60 e 70 metri di profondità, trapiantati in laboratorio e mantenuti in condizioni anossiche ad una temperatura di 7°C. Il giorno successivo sono stati preparati 54 flaconi con un volume di 114 ml e con tappo a chiusura ermetica. Un terzo dei flaconi è stato utilizzato come controllo; nei restanti 36 flaconi sono state aggiunte soluzioni di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a due diverse concentrazioni: 18 flaconi sono stati portati a una soluzione finale avente concentrazione 25 mg L^{-1} di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ e 18 a 40 mg L^{-1} . Tutti i flaconi sono stati posizionati in una vaschetta contenente acqua distillata insufflata con azoto per ridurre al minimo lo scambio gassoso con l'atmosfera (Figura 46).

I prelievi sono stati effettuati dopo 40', 5 ore, 1 - 4 - 6 e 12 giorni; ad ogni prelievo (3 per ogni tipologia di trattamento) sono stati prelevati campioni di acqua, immediatamente filtrati con GF/F Whatman© e sul filtrato sono state eseguite le analisi di alcalinità, pH, SRP, Ca. Alla fine dell'incubazione negli ultimi 9 flaconi è stato aggiunto HCl 0.1 N per abbassare il pH e dopo 30 minuti è stato prelevato un campione di acqua successivamente filtrato per la determinazione dell'SRP.



Figura 46 – Set-up dell'esperimento di liming condotto in condizioni anossiche.

Determinazioni analitiche

pH: misura potenziometrica.

Alcalinità totale: titolazione acidimetrica secondo Gran (APHA, 1998).

Calcio disiolto: acidificazione del campione con HNO_3 1M; successiva aggiunta di sali di lantano all'1% per eliminare le interferenze da ionizzazione. Determinazione per spettrometria di assorbimento atomico con atomizzazione in fiamma (F-AAS).

SRP: formazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente, spettrofotometria di assorbimento molecolare (Valderrama, 1981).

Risultati

Nelle acque trattate con aggiunta di CaCO_3 a tre concentrazioni (5-10-50 mg L^{-1}) non è stata osservata una riduzione significativa dell'SRP rispetto al controllo (Figura 47). La riduzione del P sembra comunque aumentare leggermente con l'incremento della dose di CaCO_3 , ed è stata massima nel trattamento con 50 mg L^{-1} , in cui arriva al 20% della concentrazione iniziale. I valori di pH sono rimasti costanti attorno a 8.00 nell'arco delle 24 ore (Figura 47).

Nella beuta trattata con Ca(OH)_2 , l'abbattimento di SRP è stato immediato: circa il 69% del fosforo aggiunto è stato sequestrato nei primi 3 minuti e circa il 96% dopo 5 minuti. In parallelo, però, come previsto si è assistito ad un aumento del pH, fino ad un massimo di 11 immediatamente dopo l'aggiunta di Ca(OH)_2 . Dopo 24 ore i valori di pH sono diminuiti a 9.01.

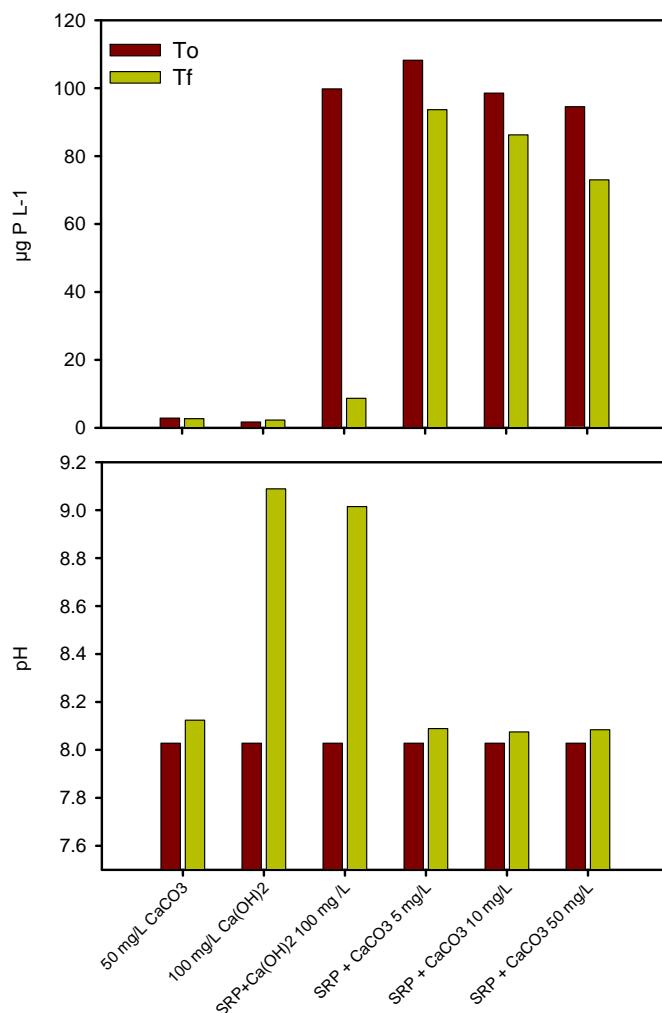


Figura 47 – Concentrazioni di SRP (pannello superiore) e pH (pannello inferiore) al tempo iniziale e 24 ore dopo l'aggiunta di CaCO_3 e Ca(OH)_2 . I controlli (50 mg/L CaCO_3 e 100 mg/L Ca(OH)_2) rappresentano acqua del sito senza alcuna aggiunta di P.

L'abbattimento del fosforo in presenza di 100 mg L^{-1} di Ca(OH)_2 è efficace anche a concentrazioni di SRP più elevate ($200 \mu\text{g L}^{-1}$) confrontabili con quelle del monimolimnio del lago (Figura 48). In entrambe le condizioni è stato osservato però un aumento del pH che passa da 8.0 a circa 11.00 (dati non mostrati).

Questa prima fase di sperimentazione evidenzia quindi che l'aggiunta di CaCO_3 in acque prelevate dal mixolimnio non è in grado di precipitare apprezzabilmente il contenuto di fosforo. Al contrario l'applicazione di Ca(OH)_2 determina un abbattimento significativo del fosforo che però, come atteso, è accompagnato da incrementi eccessivi di pH.

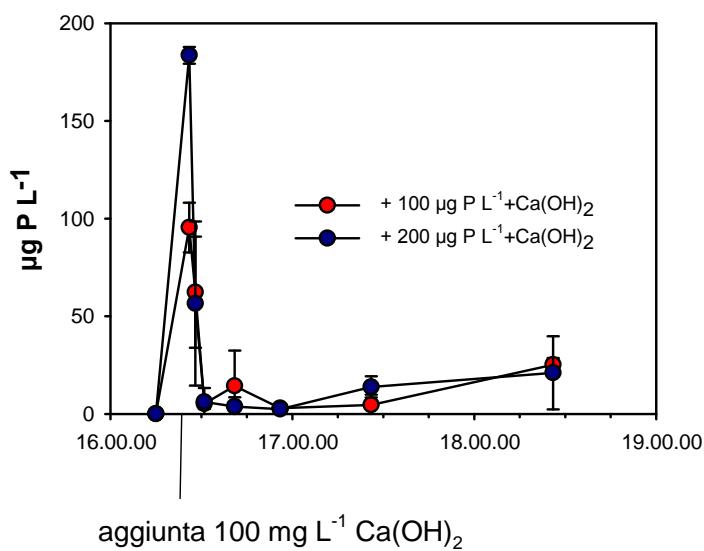


Figura 48 – Variazioni di concentrazione dell' SRP durante l'incubazione nelle beute con aggiunta 100 e 200 µg P L⁻¹.

Negli esperimenti successivi è stato utilizzato solo $\text{Ca}(\text{OH})_2$. In questo caso l'acqua è stata prelevata dal monimolimnio tra 50 e 70 m di profondità. Si tratta quindi di acqua anossica, con $\text{pH} \sim 7.5$ e una concentrazione di SRP di $211.6 \pm 4.5 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$. Il primo esperimento è stato condotto per stimare la concentrazione di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ che permette il massimo abbattimento di SRP e il minimo aumento del pH. In base ai risultati ottenuti è stato condotto un secondo esperimento (della durata di 12 giorni) per valutare l'effetto dell'applicazione di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ nel medio periodo.

I risultati delle prove effettuate con differenti concentrazioni di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ indicano che dopo le prime 24 ore l'aggiunta di idrossido di calcio a concentrazioni comprese tra 0.5 e 10 mg L^{-1} non comporta un abbattimento significativo dell'SRP. L'abbattimento aumenta in modo lineare alle concentrazioni più elevate: concentrazioni di $20 \text{ mg Ca}(\text{OH})_2 \text{ L}^{-1}$ determinano un abbattimento del 3%, 50 mg L^{-1} del 24% e con 100 mg L^{-1} del 96% (Figura 49).

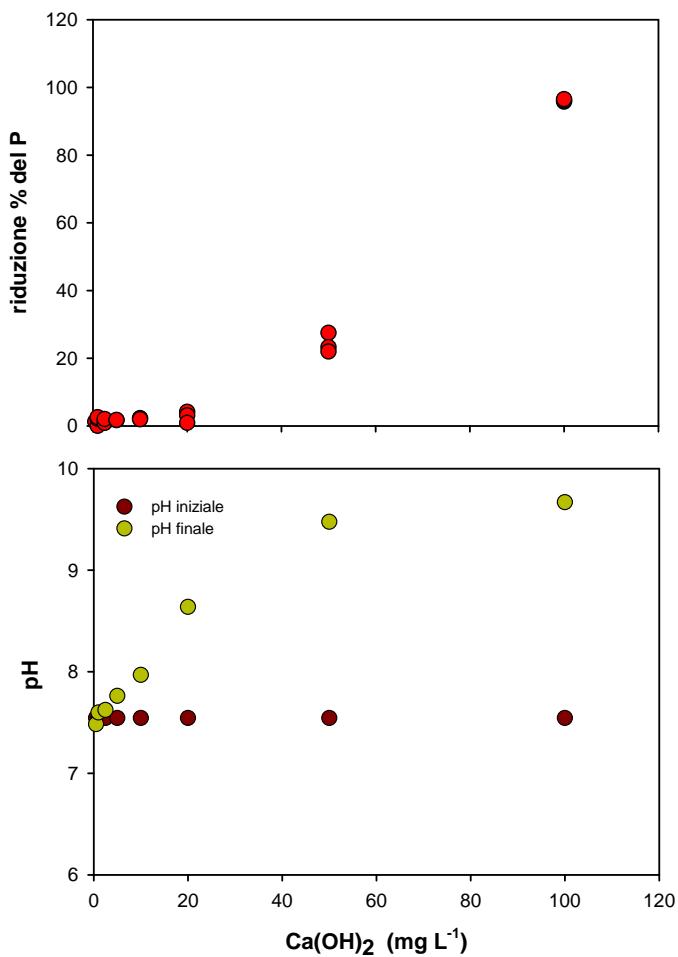


Figura 49 – Abbattimento percentuale dell'SRP e valori di pH misurati all'inizio e alla fine dell'incubazione a concentrazioni di idrossido di calcio crescenti.

I valori di pH (

Figura 49) tuttavia aumentano già con l'aggiunta di 10 mg L⁻¹ Ca(OH)_2 passando da 7.5 ± 0.02 a 7.9 ± 0.03 . I valori aumentano ulteriormente fino ad un massimo di 9.8 ± 0.03 con l'aggiunta di 100 mg L⁻¹ Ca(OH)_2 . Per questo motivo sono state prese in considerazione 25 e 40 mg L⁻¹ per valutare l'effetto nel lungo periodo. Per ciò che riguarda il pH si confermano gli andamenti dei precedenti esperimenti (dati non mostrati): nei microcosmi di controllo il pH non ha subito variazioni durante l'intero periodo di incubazione (7.40 ± 0.04). Con i trattamenti i valori aumentano fino a 8.9 ± 0.03 con 25 mg L⁻¹ e fino a 9.4 con 40 mg L⁻¹. In quest'ultimo caso però si osserva una lenta diminuzione fino a pH di 8.4 ± 0.1 dopo 12 giorni.

Le concentrazioni di SRP si riducono in modo significativo in tutte e tre le condizioni considerate ($p<0.001$, ANOVA): nel controllo si passa dalla concentrazione iniziale di $195.1\pm3.1 \mu\text{g P L}^{-1}$ a $173.6\pm2.9 \mu\text{g P L}^{-1}$, per una diminuzione dell'11%; nel trattamento con 25 mg L^{-1} ; la concentrazione finale $157.5\pm2.1 \mu\text{g P L}^{-1}$, corrispondente ad un abbattimento del 19.2%; nel trattamento a 40 mg L^{-1} la concentrazione finale è di $71.2\pm1.0 \mu\text{g P L}^{-1}$, pari ad una abbattimento del 63%. A 25 mg L^{-1} la maggior parte dell'abbattimento avviene nelle prime 5 ore di incubazione e al netto della diminuzione del controllo l'abbattimento è 6.1% (Figura 50). Successivamente il tasso di abbattimento è fortemente rallentato e risulta molto simile a quello del controllo. Il trattamento a 40 mg L^{-1} ha invece avuto un effetto più prolungato nelle prime 24 ore di incubazione e ha comportato un abbattimento del 46% al netto della diminuzione del controllo) (Figura 50).

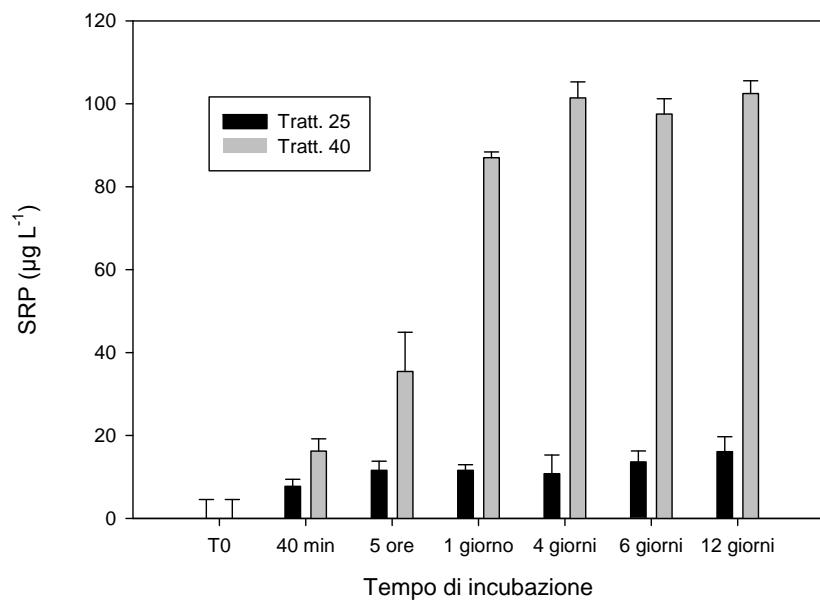


Figura 50 – Differenze di concentrazioni tra i trattamenti e il controllo nel corso dell'esperimento di medio termine.

Dopo 40 minuti, i valori di alcalinità disiolta nei trattamenti sono aumentati da $3.5\pm0.2 \text{ mEq L}^{-1}$ a $3.9\pm0.1 \text{ mEq L}^{-1}$ (25 mg L^{-1}) e $4.2\pm0.1 \text{ mEq L}^{-1}$ (40 mg L^{-1}). Successivamente, si è verificata una diminuzione significativa fino a $2.8\pm0.04 \text{ mEq L}^{-1}$ ($p<0.001$, ANOVA) nel trattamento con 40 mg L^{-1} . Questa variazione può essere legata alla precipitazione di

carbonati, causata anche dagli elevati valori di pH. Nel trattamento 25 mg L^{-1} , l'alcalinità è diminuita fino a 5 giorni ($3.5 \pm 0.05 \text{ mEq L}^{-1}$), rimanendo costante nel periodo successivo.

Questi risultati sono confermati anche dai dati relativi alle concentrazioni di ioni calcio (Figura 51). L'acqua utilizzata per l'esperimento presenta concentrazioni in media di $87.4 \pm 2.8 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ L}^{-1}$; l'aggiunta di Ca(OH)_2 ha comportato un aumento di Ca^{2+} che è stato rilevato dopo 40 minuti. Successivamente, si è osservata una diminuzione in entrambi i trattamenti, più pronunciata nel trattamento 40 mg L^{-1} in corrispondenza della progressiva diminuzione dell'SRP disciolto.

Le prove di laboratorio effettuate confermano l'efficacia e la rapidità di abbattimento del SRP grazie all'aggiunta di Ca(OH)_2 , ma mostrano al contempo l'innalzamento del pH fino a valori che potenzialmente potrebbero essere dannosi per il biota. L'eventuale aggiunta di questo materiale nel chemocline favorirebbe quindi la precipitazione di composti insolubili in grado di ridurre l'SRP, ma occorre considerare la diffusione di questo materiale verso gli strati più profondi del lago, dove le caratteristiche chimico-fisiche sono differenti. In particolare, il pH misurato nel monimolimnio varia da un minimo di 7.3 ad un massimo di 7.6; questi valori potrebbero favorire la risolubilizzazione del precipitato, con un rilascio di SRP in colonna d'acqua. Per valutare gli effetti di riduzione del pH, nei nove microcosmi utilizzati per l'ultimo prelievo dell'esperimento sono state aggiunte aliquote di acido cloridrico, portando il pH a circa 7.1. Dopo mezz'ora, nei campioni del trattamento 40 mg L^{-1} è stato rilevato un aumento della concentrazione di SRP da $71.2 \pm 0.8 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ a $85.1 \pm 3.1 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ ($\sim 19.5\%$). Al contrario, negli altri 6 microcosmi la concentrazione di SRP è diminuita ulteriormente di $5.4 \pm 2.4 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$.

Gli effetti legati alla diminuzione del pH nelle acque più profonde del lago d'Idro erano stati già evidenziati da Garibaldi et al. (1997): nel monimolimnio si potrebbe verificare la parziale dissoluzione della calcite, con l'aumento di ioni calcio e bicarbonati in soluzione; ciò potrebbe contribuire al consolidamento della stratificazione della colonna d'acqua, e l'aggiunta di grandi quantità di sali di calcio potrebbe così finire per aggravare i problemi del lago, piuttosto che contribuire a risolverli. La difficoltà di prevedere gli effetti di tali interventi comporta necessariamente la necessità di studi approfonditi, accompagnati da sperimentazioni da attuare in laboratorio.

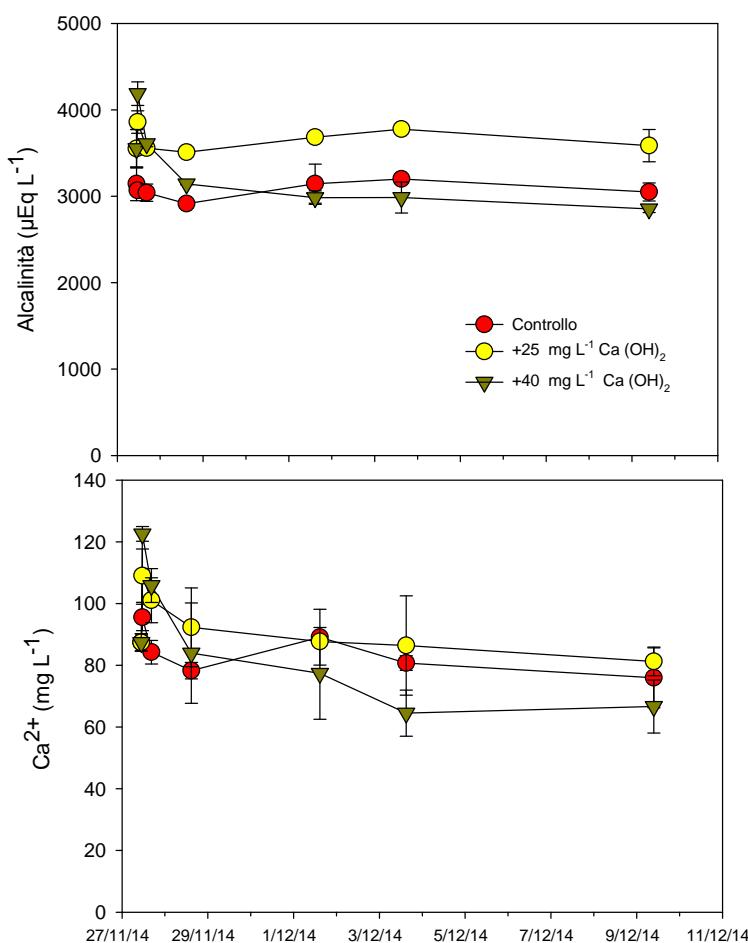


Figura 51 – Variazioni delle concentrazioni di alcalinità (pannello superiore) e calcio dissolto (pannello inferiore) durante i 12 gg. di incubazione. Sono indicate le medie e le deviazioni standard.

Viste le già elevate concentrazioni di calcio dissolto presenti nelle acque del lago, si potrebbe valutare l'efficacia di rimozione di SRP innalzando il pH con idrossidi privi di calcio, con aggiunte successive nel tempo. Non è stato infatti chiarito, dagli esperimenti effettuati, quale sia il ruolo del pH nell'abbattimento dei fosfati, indipendentemente dall'aggiunta di sali di calcio. Se si ottenessero buoni risultati di abbattimento di SRP, si potrebbe pensare di procedere testando miscele di carbonato di calcio e Ca(OH)_2 . Sostituire parte dell'idrossido di calcio con polvere di calcite avrebbe infatti il vantaggio di ridurre sia i costi (essendo la calcite un materiale più povero) che l'innalzamento di pH, permettendo eventualmente di aumentare ulteriormente le concentrazioni del trattamento limitando gli effetti avversi.

In generale, le tecniche di geoingegneria che propongono l'uso di diverse tipologie di materiale per il recupero dei laghi sono in continua crescita, anche se non possono essere considerate risolutive (Mackay et al. 2014). Oltre all'incertezza del risultato e agli effetti indesiderati, anche i costi dei trattamenti possono costituire un limite alla loro fattibilità.

Gli esperimenti realizzati in laboratorio hanno fornito indicazioni sulle quantità di idrossido di calcio da aggiungere al comparto acquatico del lago d'Idro, tenendo in considerazione le concentrazioni che comportano il minor aumento di pH. Se si volesse intervenire sull'intero volume del monimolimnio, sarebbero necessarie dalle 9000 alle 15000 tonnellate di materiale per abbattere fino al 50% dell'SRP presente in colonna d'acqua. Il costo della calce spenta (comprensivo di trasporto in loco) si aggira attorno agli 80 €/ton (IVA esclusa).

La spesa da sostenere per l'acquisto e il trasporto del materiale si aggirerebbe quindi tra 720.000 – 1.200.000 €, somma alla quale vanno aggiunti i costi relativi alla successiva applicazione negli strati più profondi del lago.

VALUTAZIONE DI DIVERSE TECNICHE PER IL CONTROLLO DELLA VEGETAZIONE ACQUATICA

Premessa

Questa attività ha l'obiettivo di raccogliere indicazioni a supporto della gestione dei popolamenti di macrofite sommerse della fascia litoranea del Lago d'Idro. L'elevata trofia del bacino – sostenendo una massiccia proliferazione delle macrofite – impone, da un lato, la messa in opera di azioni di contenimento per limitare gli effetti negativi sull'uso ricreativo del lago, e dall'altro richiede un impegno attivo per valorizzare le funzioni e i servizi ecosistemici forniti dalla macrofite, in speciale modo la capacità depurativa delle acque. A tale scopo è stato avviato nel 2014 un progetto finalizzato a eseguire alcuni interventi "a scala pilota" di rimozione delle piante acquatiche sommerse con particolare riferimento alle due specie più abbondanti e rappresentative: *Lagarosiphon major* ed *Elodea nuttallii*, entrambe esotiche e fortemente invasive. La sperimentazione ha avuto l'obiettivo di valutare l'applicabilità e l'efficacia di diverse tecniche di contenimento e di ottenere indicazioni utili per la gestione degli elodeidi invasivi nel Lago d'Idro. La successiva identificazione dei plot sperimentali, e il fatto che il maggior disturbo locale alle attività ricreative è determinato da *L. major*, ha portato a focalizzare il nostro interesse su questa specie. Possiamo comunque ritenere che i risultati ottenuti con questa sperimentazione siano applicabili anche a *E. nuttallii*.

Gli interventi pilota rientrano nella "Valutazione di diverse tecniche per il controllo della vegetazione acquatica", attività a sua volta articolata in due fasi di lavoro successive:

- analisi della bibliografia riguardante le due specie alloctone sopraccitate, *L. major* e *E. nuttallii*, con particolare riferimento all'analisi delle caratteristiche ecologiche delle specie, agli effetti negativi che queste hanno sull'ecosistema e alle tecniche di contenimento in bacini lacustri);
- valutazione dell'applicabilità (in termini di vantaggi e svantaggi) delle diverse tecniche di contenimento al caso del Lago d'Idro con particolare riferimento a *L. major*.

Stato dell’arte

La zona litorale del Lago d’Idro è diffusamente colonizzata da praterie a fanerogame e macroalghe sommerse capaci di raggiungere biomasse superiori al chilogrammo di peso secco per m². Nel complesso, tale vegetazione svolge importanti funzioni ecosistemiche tra cui il controllo del trasporto solido e del carico dei nutrienti all’interno del lago, oltre a offrire siti idonei per l’alimentazione, la crescita e la riproduzione di parte della comunità ittica e dell’avifauna locale.

In generale si tratta di dense praterie costituite da specie a prevalente carattere meso-eutrofico che colonizzano le sponde del lago fino a un massimo di circa 10 m di profondità.

Gli approfondimenti compiuti negli ultimi anni permettono di riconoscere in *Elodea nuttallii*, *Lagarosiphon major*, *Myriophyllum spicatum* e *Chara globularis* le specie maggiormente diffuse. Queste specie formano delle caratteristiche fasce concentriche di vegetazione sommersa. Le cause principali dei fenomeni di proliferazione locale sono da imputarsi alla recente stabilizzazione dei livelli idrometrici del lago e alla notevole disponibilità di elementi nutritivi (N e P in particolare) che derivano principalmente dal bacino scolante, dalla fascia costiera e in parte dal comparto profondo del bacino (monimolimnio) dal quale diffondono verso quello superficiale (mixolimnio).

In particolare, la nostra attenzione è stata rivolta ai due principali elodeidi presenti nel bacino (*E. nuttallii* e *L. major*) perché, al di là della loro origine aliena, esse costituiscono la gran parte dei popolamenti di macrofite sommerse. Nella Figura 52 è riportato il contributo di ciascuna delle principali specie alla composizione della comunità a macrofite del litorale del Lago d’Idro (dati acquisiti nel corso del precedente progetto al fine di classificare ecologicamente il bacino in funzione della copertura-abbondanza dei produttori primari sommersi macroscopici; si veda Bolpagni, 2013 per i necessari approfondimenti).

E. nuttallii e *L. major* risultano le specie maggiormente diffuse, con percentuali medie pari al 23% e al 34%, rispettivamente. Considerando la distribuzione verticale, le due specie risultano dominanti nell’orizzonte 3-7 m (*E. nuttallii*) e 2-6 m (*L. major*) (Tabella 16). Mediamente, a profondità 2-5 m *L. major* è presente in almeno il 68% dei settori litoranei indagati, mentre *E. nuttallii* raggiunge una percentuale del 64% per l’orizzonte di profondità 5-6 m.

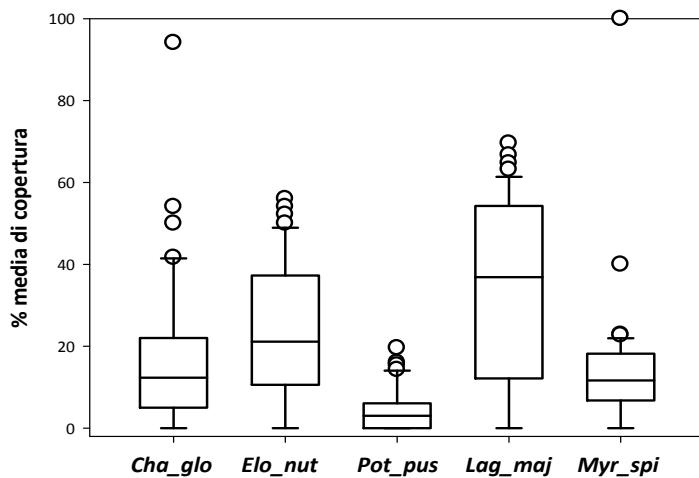


Figura 52 – Percentuale media di copertura (a scala di transetto, n = 46) delle principali macrofite nel settore litoraneo del Lago d'Idro (Cha_glo = *Charaglobularis*, Elo_nut = *Elodea nuttallii*, Pot_pus = *Potamogeton pusillus*, Lag_maj = *Lagarosiphon major*, Myr_spi = *Myriophyllum spicatum*).

Tabella 16 - Distribuzione verticale delle principali macrofite nel Lago d'Idro, per ogni intervallo di profondità caratterizzato (tra -1 e -10 m) si riportano le frequenze distributive (% di transetti colonizzati) (Cha_glo = *Chara globularis*, Elo_nut = *Elodea nuttallii*, Pot_pus = *Potamogeton pusillus*, Lag_maj = *Lagarosiphon major*, Myr_spi = *Myriophyllum spicatum*).

Profondità (m)	-1	-2	-3	-4	-5	-6	-7	-8	-9	-10
Cha_glo			2.2	10.9	10.9	37.0	63.0	76.1	50.0	2.2
Elo_nut	4.3	28.3	45.7	52.2	63.0	65.2	39.1	26.1	6.5	
Pot_pus	45.7	32.6	15.2	2.2	2.2					
Lag_maj	26.1	60.9	69.6	76.1	60.9	37.0	21.7	15.2	8.7	
Myr_spi	13.0	47.8	60.9	65.2	43.5	39.1	21.7	15.2	8.7	

Lagarosiphon major (Ridl.) Moss

Ricercando “*Lagarosiphon major*” tra le parole chiave degli articoli scientifici catalogati dal motore di ricerca *Scopus* è stato identificato un totale di 57 articoli pubblicati tra il 1980 e oggi (ultima interrogazione 9 novembre 2014). L'analisi della distribuzione per anno di pubblicazione degli articoli identificati mette in evidenza un aumento dell'interesse della comunità scientifica per questa specie proprio negli ultimi anni, con un picco nel 2012 (Figura 53).

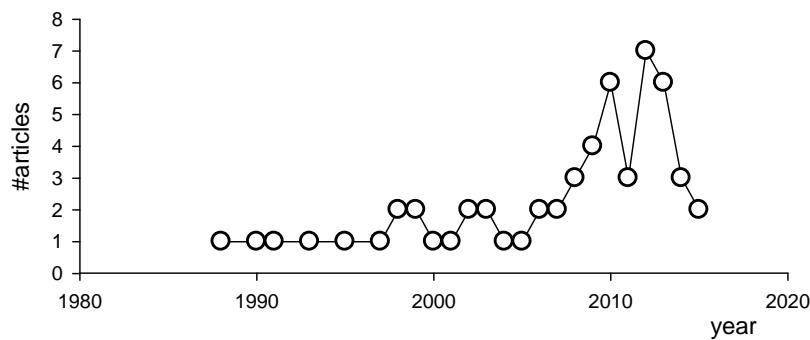


Figura 53 – Distribuzione per anno di pubblicazione del numero di articoli in lingua inglese aventi tra le parole chiave “*Lagarosiphon major*”

La maggior parte dei lavori identificati riguarda studi condotti in Nuova Zelanda e in Europa settentrionale, ma sono disponibili anche lavori relativi a indagini condotte negli Stati Uniti, sul territorio africano e asiatico. Quattro sono i lavori svolti in Italia, anche se si tratta di articoli prevalentemente ecotossicologici (Figura 54). Tra i lavori valutati, 34 trattano di aspetti legati all'ecologia della specie o alle tecniche di contenimento, anche biologiche (Allegato C): su questi è stata di conseguenza concentrata l'analisi bibliografica.

In ambito nazionale la specie è descritta minuziosamente all'interno del volume monografico di Banfi e Galasso (2010) sulla flora esotica lombarda. La scheda di descrizione della specie estratta da questo volume è riportata nella Tabella 17.

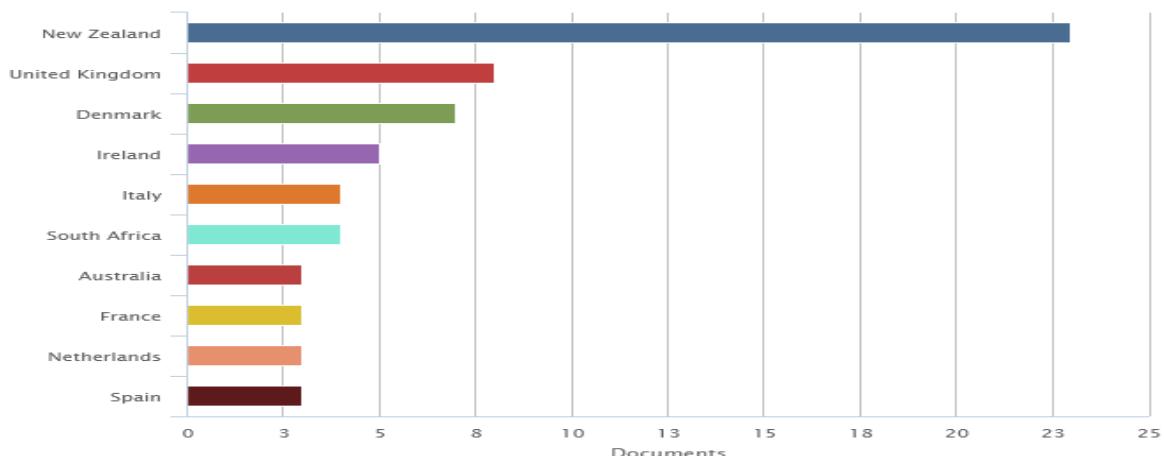


Figura 54 – Distribuzione per area di studio degli articoli in lingua inglese aventi tra le parole chiave “*Lagarosiphon major*”

In contesto internazionale *L. major* è ritenuta una specie altamente invasiva per i corpi idrici lentici dulciacquicoli; numerosi riferimenti riportano infatti che in tutti i siti in cui è riuscita a stabilirsi con successo ha determinato la rapida esclusione per competizione delle specie native e la produzione di letti monospecifici con elevate biomasse (fino a oltre 3 kg m⁻² come biomassa secca). Essa, inoltre, è ritenuta responsabile dell'alterazione degli habitat delle comunità ittiche e di macroinvertebrati, con conseguenze sulla biodiversità e sul valore turistico-ricreativo, e pertanto economico, dei siti impattati.

Tabella 17 - Scheda descrittiva di *Lagarosiphon major* (tratta da Banfi e Galasso, 2010)

Nome scientifico	<i>Lagarosiphon major (Ridl.) Moss</i>
Descrizione	Erba acquatica con fusti cilindrici (diametro 2-3 mm) sommersi, ramosi. Foglie lineari, traslucide, verde scuro, lunghe 20-30 mm, con due minute squame nodali, con margine intero, ottuse, fortemente arcuato-ricurve, conferenti un caratteristico aspetto arricciato alle fronde, le inferiori in fili elicoidali, le superiori verticillate a 4 o più. Pianta dioica, con infiorescenze avvolte in spate tubulose, ascellari, sessili, le maschili multifiore, le femminili 1(-3)-fiore; fiori con tre sepali e tre petali subeguali; i maschili, all'apertura della spata, distaccatisi e galleggianti sull'acqua con tre stami e tre staminodi; i femminili con ovario sessile all'interno della spata, prolungato all'apice in tre stili bifidi, liberi
Periodo di fioritura	Agosto-Settembre
Area d'origine	Africa tropicale e subtropicale
Habitat	Canali, acque stagnanti, laghi
Distribuzione sul territorio italiano	In ambito planiziale
Periodo d'introduzione	Neofita, raccolta per la prima volta in nel 1947 sul Lago Maggiore ad Angera da Koch (1950)
Modalità di introduzione	Deliberata, per piante da acquario e da giardinaggio palustre
Impatto	Localmente può andare incontro ad esplosioni demografiche a scapito della flora acquatica indigena, con conseguente perdita di biodiversità

Al di fuori della zona di origine, questa specie si riproduce unicamente per via vegetativa e per frammentazione e, frequentemente, le aree in cui s'insedia o dove si sviluppa maggiormente coincidono con quelle soggette a maggior disturbo antropico (sfruttamento turistico o ricreativo, uso di natanti, ecc.). Il trasporto involontario per opera dell'uomo costituisce, infatti, la principale via di dispersione. La capacità della specie di originare nuovi individui da frammenti costituisce un problema dal punto di vista gestionale, in quanto l'applicazione di tecniche di sfalcio inadeguate (che comportano la frammentazione degli

individui) può potenzialmente favorire lo sviluppo della pianta, anziché garantirne il contenimento.

Elodea nuttallii (Plance.) H.St.John

Ricercando “*Elodea nuttallii*” tra le parole chiave degli articoli scientifici catalogati dal motore di ricerca *Scopus* è stato identificato un totale di 159 articoli pubblicati tra il 1980 e oggi (ultima interrogazione 9 novembre 2014). Come per *L. major*, l’analisi della distribuzione per anno di pubblicazione degli articoli identificati evidenzia il recente aumento dell’interesse della comunità scientifica per questa specie (Figura 55), in quanto considerata estremamente invasiva. La maggior parte dei lavori riguarda studi condotti in Europa e in particolare in Olanda, Francia, Germania e Gran Bretagna ma, rilevante, è anche il numero di indagini condotte in Cina e Giappone. In questo caso non sono disponibili articoli riferiti al territorio italiano (Figura 56).

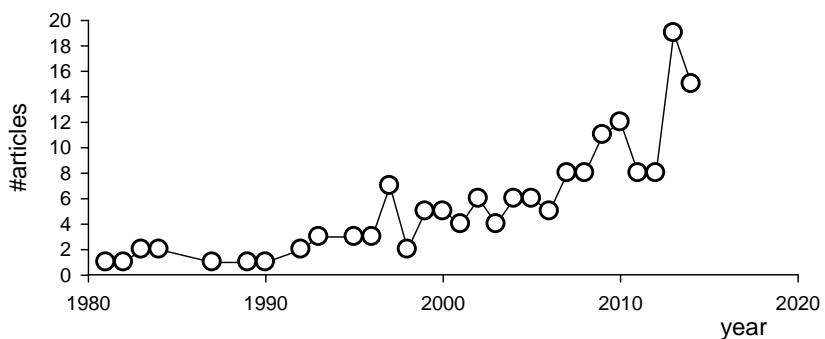


Figura 55 – Distribuzione per anno di pubblicazione del numero di articoli in lingua inglese aventi tra le parole chiave “*Elodea nuttallii*”

Tra i lavori valutati molti sono quelli che trattano di aspetti legati all’ecologia della specie e, in misura minore, di tecniche di contenimento, e sui quali è stata di conseguenza concentrata l’analisi bibliografica. Un elenco di quelli più recenti (2005-2014) è riportato in Allegato C. Come per *L. major* una dettagliata analisi della specie si ha all’interno del volume monografico di Banfi e Galasso (2010) sulla flora esotica lombarda. La scheda di descrizione della specie estratta da questo volume è riportata in Tabella 18.

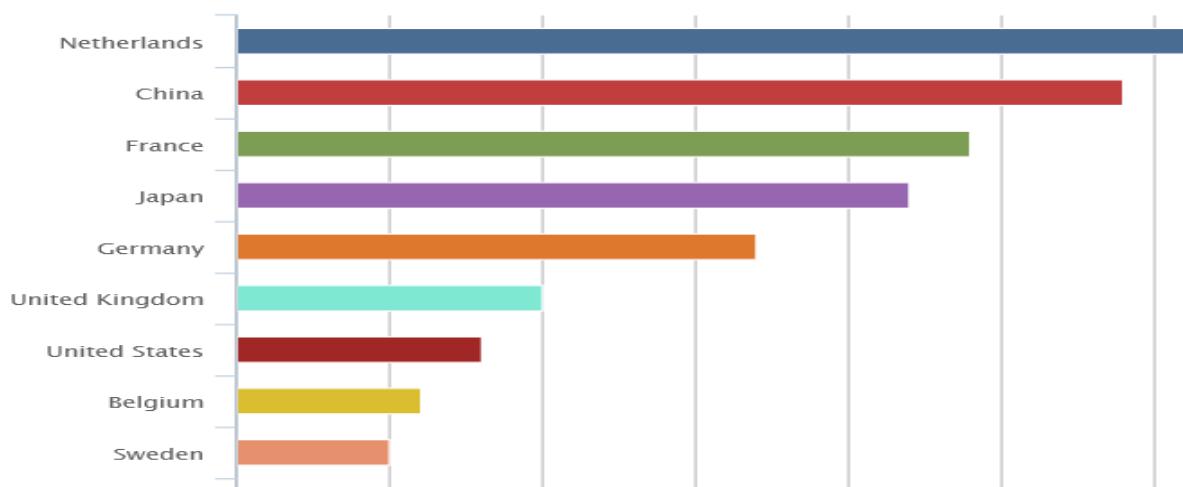


Figura 56 – Distribuzione per area di studio degli articoli in lingua inglese aventi tra le parole chiave “*Elodea nuttallii*” (ogni elemento verticale corrisponde a 5 lavori).

Tabella 18 - Scheda descrittiva di *Elodea nuttallii* (tratta da Banfi e Galasso, 2010)

Nome scientifico	<i>Elodea nuttallii</i> (Plance.) H.St.John
Descrizione	Fusti sommersi, ramosi, fogliosi su tutta la lunghezza, in particolare nella parte distale. Foglie verticillate a 3, sessili, intere, lanceolate, appuntite e ricurve all'estremità, vagamente ritorte, color verde chiaro; sono lunghe circa 10 cm, con apice da strettamente acuto ad acuminato, larghe 0.40 ± 0.02 mm. Fiori unisessuali di 3-5 mm di diametro, con perianzio di 6 segmenti violetti
Periodo di fioritura	Giugno-Luglio
Area d'origine	Nordamerica
Habitat	Acque correnti, stagni, laghi
Distribuzione sul territorio italiano	Ovunque, dalla pianura alla montagna fino a circa 1900 m s.l.m.
Periodo d'introduzione	Neofita, segnalata per la prima volta in Lombardia da Desfayes (1995) che la raccolse nel 1989 a Crone sul lago d'Idro
Modalità di introduzione	Deliberata, per commercio ortofloricolo (laghetti, acquari, ecc).
Impatto	Localmente può andare incontro ad esplosioni demografiche a discapito della flora acquatica indigena, con conseguente perdita di biodiversità. E' inclusa nella lista nera delle specie alloctone vegetali oggetto di monitoraggio, contenimento o eradicazione, allegata alla l.r. 10/2008 della Lombardia

Tecniche di contenimento

Nella Tabella 19 è presentata una sintesi dei principali metodi di controllo e se ne valuta l'efficacia. Sono riportate le considerazioni sulla loro applicabilità in un contesto naturale, come quello del Lago d'Idro, suddividendo le valutazioni in *Pro* (a vantaggio) e in *Contro* (a svantaggio). Per ciascuna tipologia si riportano anche i principali lavori scientifici che hanno proposto o valutato queste diverse modalità gestionali e gli ambiti territoriali (la nazione) in cui sono stati svolti. In termini generali le modalità sono 5: taglio e raccolta meccanica (a), rimozione manuale tramite sub (b), impiego di erbicidi (c), impiego di materiali ombreggianti biodegradabili (d) e lotta biologica (e).

Tabella 19 - Principali metodiche di controllo di *L. major* e *E. nuttallii*.

Tipo	Valutazione dell'efficacia		Casi di studio
	Pro	Contro	
Taglio e raccolta meccanici	Consente interventi rapidi su superfici ampie e in presenza di elevate biomassa	Efficacia temporanea in caso di sfalci superficiali; Applicabilità limitata a periodi di vigore della vegetazione; Frequente necessità di replicare gli interventi nel corso dell'anno; Elevati costi	Howard-Williams et al., 1996 (New Zealand); Caffrey et al., 2011 (Ireland); Di Nino et al., 2005 (France)
Rimozione manuale mediante sub	Tecnica selettiva e poco impattante; Elevata efficacia	Adatta al trattamento di aree di ridotta superficie e con biomasse contenute; Lentezza	Bickel & Closs., 2009 (New Zealand); Caffrey et al., 2011 (Ireland)
Impiego di erbicidi	Praticità di impiego; Buona efficacia in aree difficilmente raggiungibili da imbarcazioni	Necessità di utilizzare prodotti estremamente selettivi; Efficacia variabile in funzione del periodo di trattamento	Hofstra & Clayton, 2001 (New Zealand); Caffrey et al., 2011 (Ireland)
Impiego di materiali ombreggianti biodegradabili	Efficacia elevata e duratura; capacità di favorire la ricolonizzazione di specie native	Metodo non selettivo e quindi adatto per letti monospecifici; Tecnica laboriosa; Efficacia in parte dipendente dal periodo di trattamento	Caffrey et al., 2010 (Ireland); Caffrey et al., 2011 (Ireland); Hofstra & Clayton, 2012 (Lab.); Hoffmann et al., 2013 (Lab.)
Lotta biologica	Trattamento indiretto e ad effetto prolungato; Costo contenuto	Necessità di verificare la specificità del parassita per la pianta di interesse; Effetti sull'ecosistema difficilmente prevedibili	Baars et al., 2010 (South Africa)

Non tutte queste tecniche possono essere applicate in contesti naturali e di grandi dimensioni; devono inoltre essere adottate nel rispetto delle norme vigenti e dei vincoli insistenti sul territorio. In questo senso occorre ribadire che le macrofite svolgono importanti funzioni regolatrici nella zona litoranea dei laghi oltre a supportare in modo significativo la diversità animale (macrobenthos, pesci, ecc.). La Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) annovera le macrofite tra le biocenosi indicatrici e quindi, non possono essere eradicate e/o gestite senza predisporre un piano di azione che tenga nella giusta considerazione tutti questi aspetti.

Altre metodiche sono state testate per il controllo delle due specie in oggetto, in particolare il dragaggio dei sedimenti e il prosciugamento. Il dragaggio è stato sperimentato in laboratorio su *L. major* ma non ha dato buoni risultati, mentre l’essiccamiento è stato testato su *E. nuttallii* sia in laboratorio che in campo, ma anche in questo caso non ha dato buoni risultati.

Sulla base delle informazioni raccolte si è proceduto a una prima valutazione dell’applicabilità delle principali metodiche di controllo nel Lago d’Idro. I risultati di tale valutazione sono riportati nella Tabella 20. Le tipologie riportate sono state gerarchizzate in funzione della loro applicabilità.

In termini generali, (1) la rimozione manuale mediante sub e (2) l’impiego di materiali ombreggianti biodegradabili sono state valutate come le tecniche di controllo con il maggior livello di applicabilità locale (Medio). Queste tecniche risultano essere, infatti, quelle per le quali sono stati dimostrati un discreto livello di efficacia, parallelamente a ridotti impatti sull’ecosistema, considerazioni che hanno suggerito al gruppo di lavoro di valutarne l’applicabilità mediante lo svolgimento del progetto pilota di contenimento (aprile – settembre 2014).

Con un livello di applicabilità Basso è risultata la tecnica (3): taglio e raccolta meccanica. Sul lago esiste un natante dedicato all’attività di taglio e raccolta delle macrofite, ma si tratta di un utilizzo che si potrebbe definire di “ripiego”. Vale a dire che il natante in uso era inizialmente destinato alla sola raccolta del materiale liberamente galleggiante sulle acque del lago e solo in un secondo tempo è stato attrezzato con una catena metallica per eradicare la vegetazione ancorata. Tale tecnica di raccolta è da ritenersi estremamente svantaggiosa per lo stato qualitativo del lago, dato che la principale modalità di diffusione delle specie in

studio (*L. major* e *E. nuttallii*) è appunto attraverso propaguli e frammenti che rapidamente rigenerano radici e si ancorano. Non è, infatti, da escludere che la forte proliferazione di elodeidi osservata nell'ultimo decennio lungo i litorali del lago possa essere imputata in parte all'utilizzo di questo natante (per dati di tipo comparativo sulla struttura delle comunità sommerse si rimanda a Roberti, 2004 e Bolpagni & Tomaselli, 2005).

Tabella 20 - Valutazione dell'applicabilità delle tecniche di controllo di *L. major* e *E. nuttallii*.

Tecnica	Applicabilità	Azioni auspicabili
Rimozione manuale mediante sub	Media presenza del gruppo sub e possibilità di effettuare interventi molto selettivi e probabilmente di elevata efficacia	Verificare la reale efficacia su aree pilota e valutare l'applicabilità del metodo sulle aree di interesse (in termini di efficienza)
Impiego di materiali ombreggianti biodegradabili	Media necessità di recuperare il materiale necessario e di adattare le imbarcazioni per la deposizione <i>in situ</i>	Verificare la reale efficacia su aree pilota; Testare le modalità di deposizione
Taglio e raccolta meccanici	Bassa disponibilità immediata dei macchinari, ma macchinari non adatti allo scopo	Verificare l'efficacia e gli eventuali impatti negativi sul sistema; Agire su aree con colonizzazione monospecifica; Adattare i macchinari per sfalci profondi
Impiego di erbicidi	Insufficiente Mancanza di prodotti selettivi e testati	Da impiegare eventualmente in modo spot in aree dove non posso essere utilizzate altre tecniche
Lotta biologica	Insufficiente Gli agenti biologici eventualmente impiegabili non sono ancora stati individuati	Monitorare la letteratura al fine di verificare l'applicabilità del metodo in futuro

Per quanto riguarda (4) l'impiego di erbicidi e (5) la lotta biologica, poco o nulla si conosce sui possibili impatti locali che il loro utilizzo può determinare. Alla luce della mancanza di prodotti selettivi e di un sufficiente livello di approfondimento classifichiamo quindi queste due tecniche di controllo con un'applicabilità insufficiente.

Progetto pilota

Disegno sperimentale

La sperimentazione condotta ha previsto l’applicazione di due tecniche di contenimento delle macrofite invasive mai impiegate in precedenza nel Lago d’Idro (e poco esplorate a scala nazionale):

- 1) la rimozione manuale mediante operatori subacquei;
- 2) la stesura di teli ombreggianti biodegradabili.

Contenimento tramite operatori subacquei

Gli operatori subacquei sono già stati impiegati con discreto successo per il contenimento di macrofite sommerse invasive in molti bacini europei ed extraeuropei. I vantaggi di questa metodica consistono nella selettività del metodo, che consente di agire unicamente sulla o sulle specie di interesse, e nella sua efficacia, in quanto l’eradicazione dell’intera pianta riduce notevolmente le possibilità di ricrescita rispetto, ad esempio, ad interventi di sfalcio meccanico, soprattutto se realizzati a ridotta profondità. Il principale svantaggio è costituito della lentezza e quindi l’impossibilità di agire su i grandi superfici. Per questo motivo questa tecnica è particolarmente indicata per trattare superfici di dimensioni ridotte o aree in cui risulta impossibile l’impiego di imbarcazioni.

Rispetto a interventi di tipo meccanico, questa metodica risulta particolarmente indicata anche perché molto meno impattante sul sistema acquatico. L’azione dei subacquei, infatti, non determina in generale alterazioni del chimismo delle acque, conseguenti ad esempio alla risospensione del sedimento, non altera quindi la trasparenza e consente un’efficacia di raccolta molto elevata rispetto a quanto ottenibile con sistemi meccanizzati. Questo ultimo aspetto è di particolare importanza considerando che buona parte delle specie invasive si riproducono per frammentazione.

La sperimentazione di tale tecnica è stata possibile grazie al coinvolgimento del gruppo locale SUB Eridio.

Ombreggiamento tramite materiali biodegradabili

L’impiego di materiali ombreggianti si basa sull’utilizzo di teli di plastica che depositi sul fondo del corpo d’acqua impediscono la fotosintesi da parte delle specie presenti. In tal

modo queste vengono eliminate in quanto incapaci di sopravvivere in assenza di luce. L’utilizzo della plastica, tuttavia, risulta problematico in quanto (i) è necessario rimuovere il materiale al termine del trattamento, con un aggravio dei costi; (ii) il metodo può essere poco efficace a causa del rigonfiamento dei teli che riempendosi dei gas che fuoriescono dal sedimento vengono spinti in superficie; (iii) che al disotto dei teli la qualità dell’acqua peggiora in quanto divengono anossiche e si arricchiscono di ioni disciolti.

Più recentemente, in diversi bacini è stato testato l’impiego di materiali biodegradabili come ad esempio la juta, che, rispetto alla plastica, presenta numerosi vantaggi. La juta, infatti, è completamente biodegradabile e quindi non deve essere rimossa al termine del trattamento; allo stesso tempo la degradazione è lenta e l’effetto è prolungato nel tempo; a contatto con l’acqua si imbibisce e va fondo facilmente agevolando le operazioni di deposizione e stesura del telo. La maglia del telo di juta è sufficientemente larga da permettere la fuoriuscita dei gas e il passaggio di organismo del meio- e macrobenthos. Dal punto di vista applicativo l’impiego di teli di juta ha mostrato in diversi contesti una buona efficacia e si è rivelata particolarmente adatto al trattamento di letti monospecifici di specie invasive, favorendo spesso la ricolonizzazione da parte di specie native. Si tratta tuttavia di una tecnica laboriosa, che richiede tempo e particolari accorgimenti per l’applicazione. Ad esempio, in alcuni casi dove è stata impiegata su larga scala, ha richiesto di modificare ad hoc alcune imbarcazioni e di ricorrere all’impiego di subacquei per facilitarne la deposizione e l’ancoraggio sul fondo.

La sperimentazione pilota ha avuto l’obiettivo di valutare le due tecniche sopradescritte con particolare riferimento al contenimento di *L. major*. È stata anchefatta una prima stima dei costi associati al loro impiego al fine di identificarne l’applicabilità su larga scala per programmi di controllo di medio periodo. Si è deciso di focalizzare l’intervento su *L. major* poiché questa specie ha l’impatto maggiore sotto costa (tra -2 e -5 m di profondità) e, quindi, manifesta il maggior potenziale di disturbo all’uso ricreativo delle spiagge. *E. nuttallii* tende ad occupare profondità maggiori (tra -5 e -6 m di profondità) risultando, quindi, meno impattante sull’uso ricreativo del litorale.

La sperimentazione è stata effettuata nei giorni 10, 11 e 12 aprile 2014, applicando le due tecniche di contenimento in tre siti: Idro (1), Vantone (2) e Anfo (3) (Figura 57).

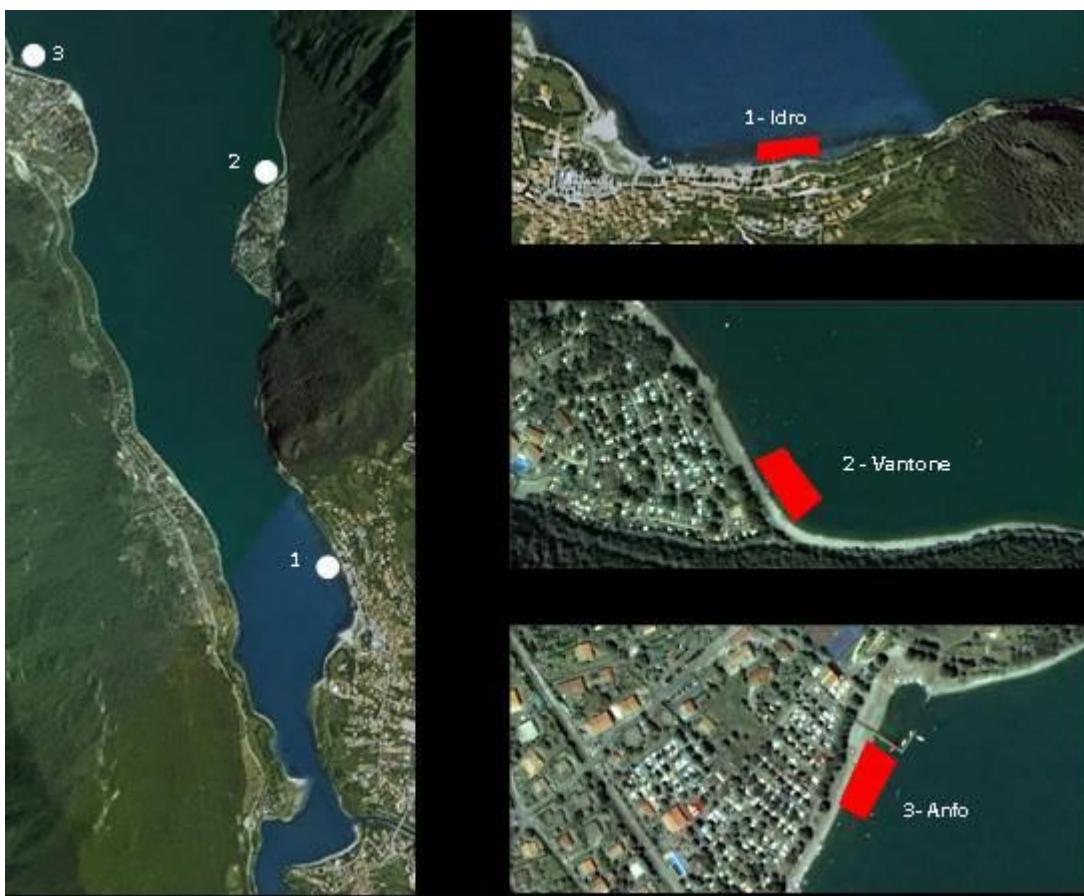


Figura 57 – localizzazione dei tre siti di sperimentazione pilota delle tecniche di contenimento delle macrofite invasive del Lago d'Idro

In particolare, in ciascuna di queste aree, sono stati delimitati sul fondale 3 plot sperimentali con dimensioni di 4 x 5 m circa. Un plot funge da controllo (C), mentre negli altri due sono stati effettuati rispettivamente i trattamenti di rimozione con subacquei (S) e di ombreggiamento con teli di juta (J) (Figura 58). Prima dell'inizio delle attività, in ciascun plot sono state effettuate stime di copertura percentuale e misure di biomassa, nonché una valutazione della composizione specifica della vegetazione presente.

Le stime di copertura superficiale e di composizione specifica sono state effettuate visivamente da un operatore in acqua, mentre le misure di biomassa (3 repliche per plot) sono state effettuate appoggiando sul fondo apposite “cornici” di plastica con superficie nota e prelevando tutto il materiale vegetale contenuto al loro interno. Successivamente, la biomassa raccolta è stata lavata delicatamente con acqua del sito per rimuovere gli epifiti ed eventuale altro materiale ad esso adeso ed è stato asciugato e pesato per la stima della biomassa fresca.

Sottocampioni sono stati invece trasportati in laboratorio, dove sono stati rilevati il peso della biomassa fresca e dopo essicazione in stufa a 60 °C fino a peso costante. Per differenza è stato calcolato il contenuto di acqua.

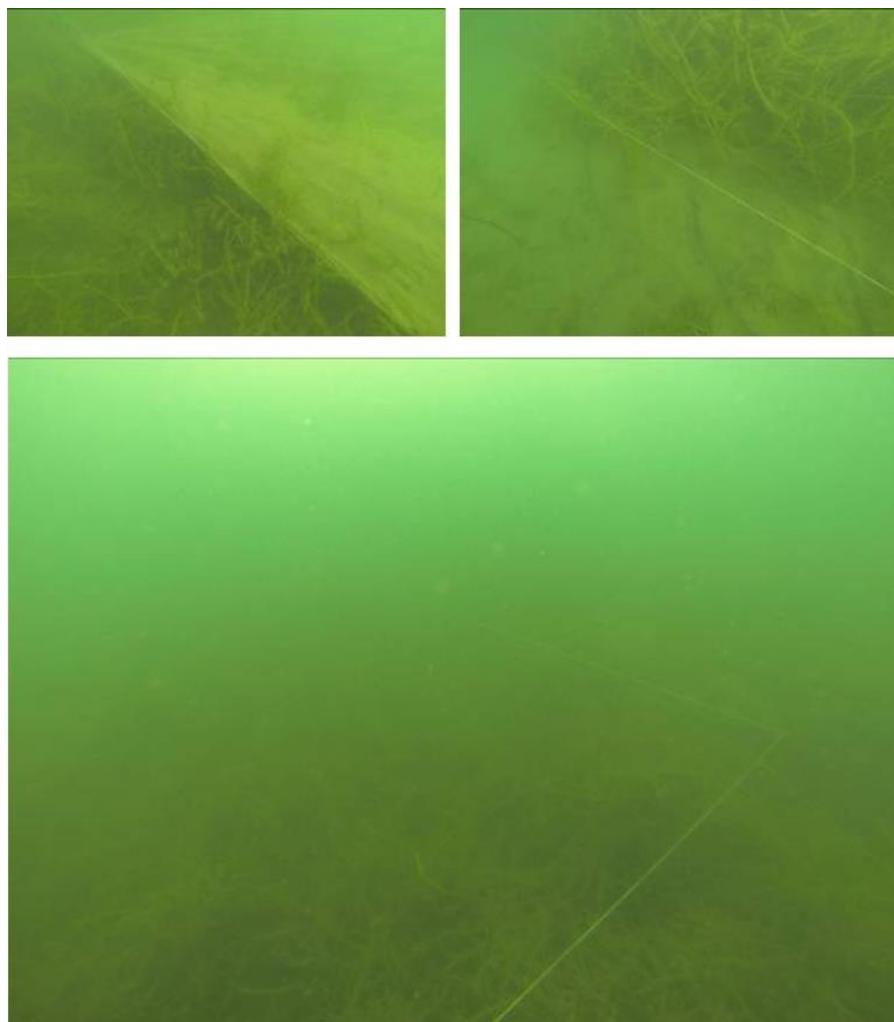


Figura 58 – Immagini dei plot sperimentali successivamente al trattamento (aprile 2014): in alto a sinistra margine del plot trattato con telo di juta (J); in alto a destra margine del plot sottoposto a eradicazione manuale (S); in basso condizione della vegetazione nel plot di controllo (C).

Al termine di questa serie di misure, nel plot “S” i sub del Gruppo SUB Eridio hanno eradicato manualmente tutte le piante presenti all’interno dell’area delimitata (Figura 58). Il materiale rimosso, una volta arrivato in superficie, è stato raccolto da un operatore in barca e quindi trasportato a riva per lo smaltimento). Nel plot “J” i SUB hanno posizionato sul fondo e fissato agli estremi mediante sassi recuperati *in situ* un telo di juta (densità: 200 g m⁻²) delle stesse dimensioni del rettangolo delimitato (Figura 58). Le operazioni di eradicazione delle piante e di stesura del telo di juta sono state cronometrate in ciascuno dei tre siti di

sperimentazione, considerando anche il numero di operatori presenti (diverso nei tre giorni di sperimentazione).

A distanza di circa 3 mesi (28 luglio) e 5 mesi (23 settembre) dall'intervento le misure di copertura, biomassa e composizione specifica sono state ripetute per ciascun plot e per ogni sito di intervento. I risultati hanno consentito di valutare l'efficacia di ciascun metodo nel contenere la ricrescita delle macrofite (e in particolare delle due specie invasive).

Nel corso di ognuna delle tre campagne di campo e per ciascuno dei siti e dei plot considerati, sono state effettuate anche una serie di misure finalizzate ad analizzare le caratteristiche dei sedimenti e a valutare eventuali effetti dei trattamenti. In particolare, mediante tubi in plexiglass trasparente (\varnothing 4 cm; altezza 30 cm) sono state prelevate in triplo per ciascun plot delle carote intatte di sedimento (9 campioni per sito), che successivamente sono state trasferite all'interno di un contenitore riempito con acqua del sito mantenuta refrigerata.

In laboratorio, da ogni carota sono stati estrusi i primi 2 cm di sedimento e questi sono stati omogeneizzati e sottocampionati per la misurazione di: densità, porosità, contenuto di acqua, contenuto di sostanza organica, contenuto di fosforo scambiabile e totale, concentrazione di clorofilla microfitobentonica e feopigmenti.

Efficacia degli interventi

Prima degli interventi, la percentuale del fondo coperta dai letti di macrofite è risultata molto alta in tutti i plot, con valori del 90% per le stazioni 2 e 3 e del 100% per la stazione 1. Gli interventi di rimozione manuale e di stesura del telo di juta hanno determinato, per tutte e tre le stazioni, sensibili variazioni nel valore di copertura percentuale rispetto ai plot di controllo (Tabella 21). In particolare, sui plot "J" la copertura percentuale è risultata trascurabile o nulla sia nella data di luglio che in quella di settembre per tutte e tre le stazioni; mentre nei plot sottoposti a eradicazione (S) i risultati sono diversi nelle differenti stazioni, con il seguente ordine decrescente di efficacia: 2>1>3.

Tabella 21 - Copertura percentuale delle macrofite nei tre siti di sperimentazione delle tecniche di controllo di *L. major* e *E. nuttallii*.

sito	Plot	11-apr-14	28-lug-14	23-set-14
1	C	100	100	100
	J	100	5	15
	S	100	10	25
2	C	90	100	100
	J	90	0	0
	S	90	0	0
3	C	90	100	100
	J	90	0	5
	S	90	45	60

Prima degli interventi di sfalcio e di stesura del telo i valori di biomassa sono risultati relativamente variabili tra le diverse repliche e compresi tra minimi di circa 700 g m^{-2} e massimi fino a oltre 4500 g m^{-2} di materiale fresco. I valori medi di biomassa (come peso umido) nelle tre stazioni di sperimentazione sono riportati nella Figura 59: la media generale è 2200 g m^{-2} e non si osservano differenze significative tra stazioni. La biomassa ha un contenuto di acqua dell'84%, per cui la biomassa secca nelle tre stazioni considerate è in media 352 g m^{-2} .

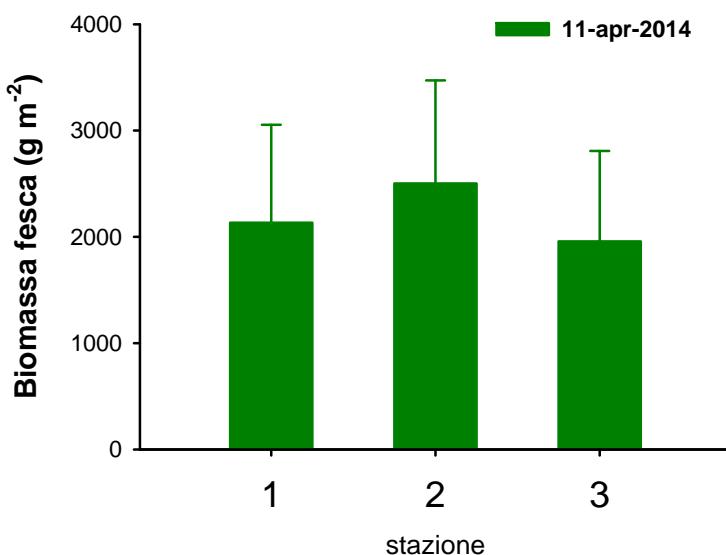


Figura 59 – Valori medi (\pm deviazione standard) di biomassa fresca nelle tre stazioni di sperimentazione.

Nei plot di controllo la biomassa delle macrofite aumenta da aprile a settembre nelle stazioni 1 e 3, dove raggiunge valori massimi di circa 6000 g m^{-2} , e debolmente decrescente nella

stazione 2, dove i valori di biomassa sono risultati compresi tra 1000 e circa 2400 g m⁻² (Figura 60).

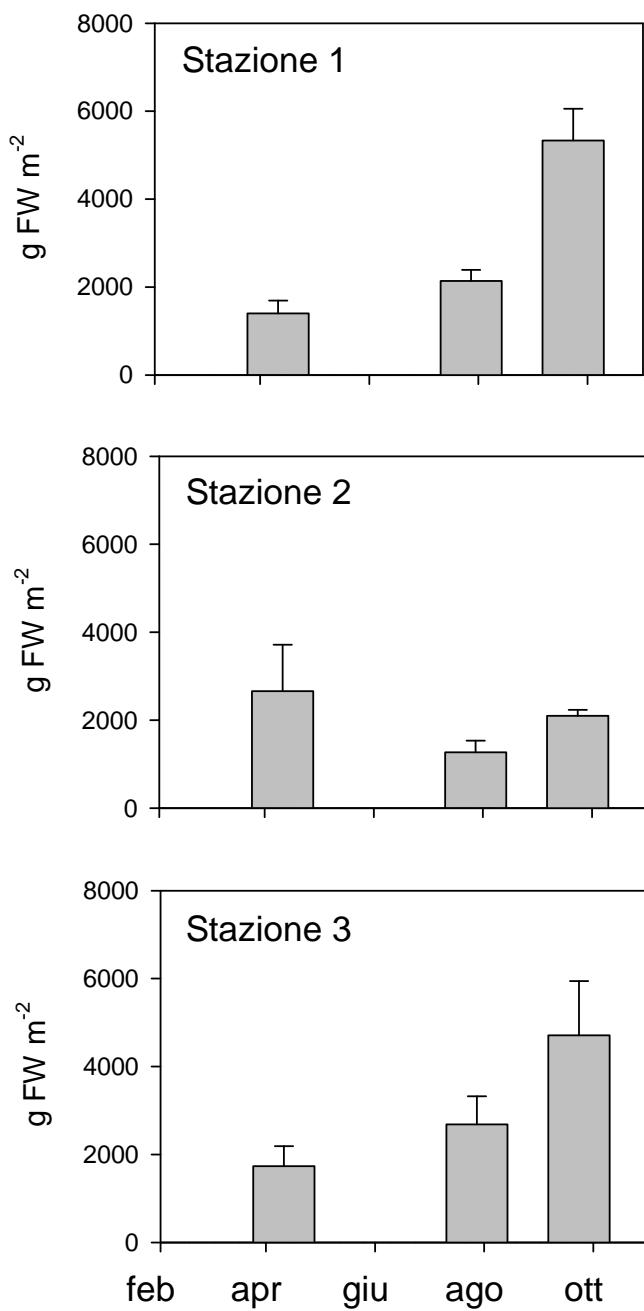


Figura 60 – Evoluzione stagionale della biomassa fresca (FW, valori medi ± deviazione standard) nei plot di controllo delle tre stazioni di sperimentazione.

I trattamenti di eradicazione e di deposizione del telo di juta sono risultati in generale efficaci in termini di contenimento dei valori di biomassa; con differenze tra stazioni. Nella stazione 2, la più profonda tra quelle considerate, entrambi i trattamenti sono risultati

estremamente efficaci, determinando l'azzeramento della biomassa di *L. major* per l'intera stagione di crescita (Figura 61).

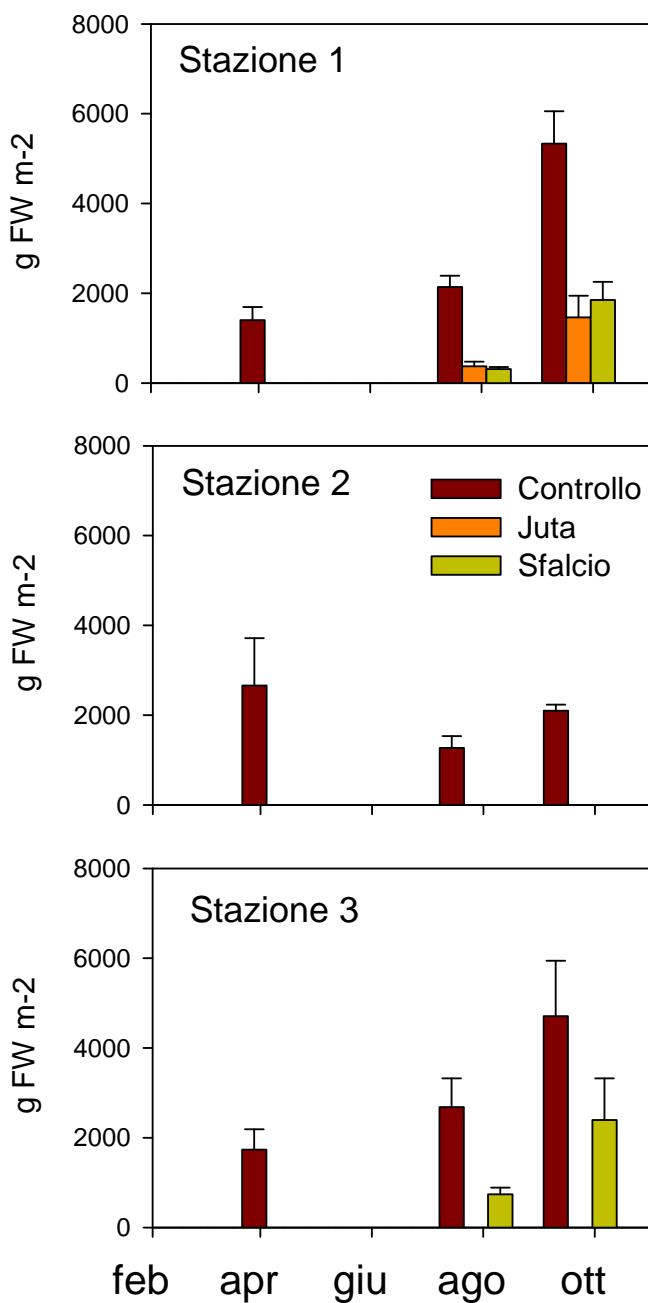


Figura 61 – Evoluzione stagionale della biomassa fresca (FW, valori medi ± deviazione standard) nelle tre stazioni di sperimentazione.

Nella stazione 1 entrambi i trattamenti hanno prodotto una riduzione significativa, seppur non totale, nei valori di biomassa con differenze rispetto al plot di controllo in media dell'87% in luglio e del 78% in settembre (Figura 61). Per entrambi i plot la colonizzazione è avvenuta interamente ad opera di *L. major* (Figura 63), fatta eccezione per alcune piante isolate di *M.*

spicatum. Sia per il campionamento di luglio che per quello di settembre il telo di juta è apparso in buone condizioni di conservazione e senza evidenti segni di degradazione (Figura 62).

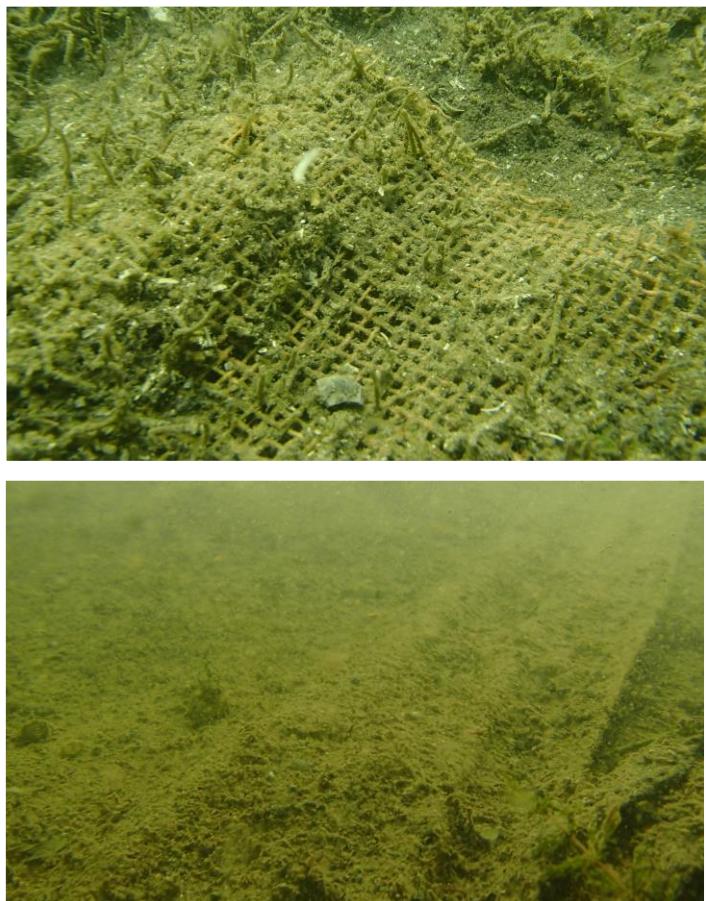


Figura 62 – Immagine che mostra le condizioni del telo di juta a fine settembre nella stazione 1 (in alto) e nella stazione 2 (in basso).

Nella stazione 3, il telo di juta ha dimostrato un'efficacia significativamente maggiore rispetto all'eradicazione: nel plot “J” la biomassa è risultata nulla sia in luglio che in settembre, mentre nel plot “S” i valori di biomassa sono diminuiti, rispetto al controllo, dell'82% in luglio e del 44% in settembre (Figura 61). Da sottolineare nel plot in ci è stata effettuata l'eradicazione la ri-colonizzazione è avvenuta prevalentemente ad opera di *E. nuttallii* e solo in misura minore con *L. major*. Rilevante risulta anche il fatto che in questa stazione le condizioni di conservazione del telo di juta sono apparse peggiori rispetto a quelle delle altre stazioni, già a partire dalla data di luglio e in misura ancora maggiore in settembre, quando la juta della stazione 3 risultava in avanzato stato di degradazione.



Figura 63 – Immagine del plot di sfalcio in settembre nella stazione 1.

Gli interventi di eradicazione hanno impegnato 2 operatori il primo giorno e 3 nei due giorni seguenti. Di conseguenza anche i tempi degli interventi di rimozione delle macrofite e di stesura del telo sono risultati diversi. La rimozione del materiale vegetale da una superficie di circa di 20 m² (plot "S") ha richiesto 15-20 minuti per operatore; mentre la stesura di un telo di juta di circa 20 m² di superficie (plot "J") ha richiesto 5-10 minuti per operatore.

Effetti degli interventi

L'analisi dei dati relativi alla caratterizzazione dei sedimenti superficiali (0-2 cm) non mette in evidenza differenze significative tra plot di controllo e trattati per nessuno dei parametri analizzati e dei siti di sperimentazione.

I valori di densità sono risultati in generale di poco superiori all'unità: 1.09 ± 0.08 nel sito 1, 1.10 ± 0.09 nel sito 2 e 1.12 ± 0.04 g ml⁻¹ nel sito 3. Tali valori sono tipici di sedimenti fini ed inconsistenti, che presentano porosità media 0.85 ± 0.05 e contenuto di acqua del $78 \pm 7\%$.

La concentrazione della sostanza organica è risultata relativamente alta, con alcune differenze tra stazioni. I valori maggiori sono stati determinati nelle stazioni 1 ($9.9 \pm 2.6\%$) e 2 ($9.2 \pm 1.1\%$); i più bassi sono stati rilevati nella stazione 3 ($6.7 \pm 0.9\%$).

Le concentrazioni di fosforo totale sono risultate invece maggiori nella stazione 3 (0.94 ± 0.21 mg g⁻¹_{ss}) e inferiori nelle stazioni 1 (0.60 ± 0.30 mg g⁻¹_{ss}) e 2 (0.78 ± 0.29 mg g⁻¹_{ss}). Non si osservano invece differenze significative tra stazioni per il fosforo scambiabile, che in media è 0.008 ± 0.004 mg g⁻¹_{ss}.

Le concentrazioni di clorofilla non mettono in evidenza particolari differenze ne tra siti ne tra trattamenti. Le concentrazioni medie per i 3 diversi plot sono risultate 18.9 ± 14.7 µg L⁻¹ (C),

$15.7 \pm 12.2 \mu\text{g L}^{-1}$ (J) e $15.1 \pm 6.8 \mu\text{g L}^{-1}$ (S). In media, il contenuto di feopigmenti rappresenta circa il 70% dei pigmenti totali.

Discussione

*Condizioni di crescita, competitività e riproduzione di *L. major**

Il lago d'Idro è caratterizzato da acque relativamente fredde, con temperature che nel mixolimnio raramente superano i 25 °C, nemmeno negli orizzonti più superficiali e in piena estate. Queste condizioni risultano particolarmente favorevoli alla crescita di *L. major* in quanto, come dimostrato in numerosi studi, le temperature ottimali per questa specie sono intorno ai 20-25 °C (Riis, 2012; McKee, 2002). Negli stessi studi è stato inoltre dimostrato che i valori di temperatura estivi (massimi), piuttosto che quelli invernali, favoriscono la presenza della specie: temperature estive attorno ai 30 °C creano forti condizioni di stress per *L. major*, che invece meglio si adattata a valori minimi invernali anche particolarmente bassi.

Le condizioni termiche del lago d'Idro rappresentano probabilmente uno dei principali fattori che ne hanno favorito l'insediamento. Una volta insediatisi, questa specie è stata capace di sviluppare delle vere e proprie praterie sommerse a discapito delle specie autoctone presenti nel lago, in particolare quelle della fascia batimetrica compresa tra i -2 e i -5 m, denotando una forte capacità competitiva.

L'elevata competitività di *L. major* è considerata uno dei principali fattori che ne ha favorito l'espansione in molti ambienti acquatici europei ed extraeuropei. In un articolo del 1994 Rattray et al. (1991) sottolineano come *L. major* abbia escluso per competizione tutte le specie autoctone nei laghi della Nuova Zelanda colonizzando interamente le profondità comprese tra -2 e -6 m, che normalmente erano occupate da specie native appartenenti ai generi *Myriophyllum* e *Potamogeton*.

Le ragioni della grande competitività che caratterizza *L. major* sembrano essere legate al più rapido sviluppo delle strutture vegetative che essa è in grado di sostenere in periodo primaverile, rispetto a quanto sono in grado di fare le specie native. Appena le temperature dell'acqua iniziano ad innalzarsi, si verifica un rapido accrescimento del fusto, possibile grazie ad una serie di sostanze di riserva che la pianta mantiene immagazzinate all'interno dell'apparato radicale nel corso dell'inverno. Questo rapido accrescimento consente alla specie di stabilirsi rapidamente e con successo prima che inizino a svilupparsi le altre specie

e quindi in tutte quelle situazioni in cui la luce non rappresenta un fattore limitante. Al contrario, per molte altre macrofite sommerse, l'accrescimento vegetativo primaverile della porzione epigea non può verificarsi prima che la pianta abbia sviluppato un vasto sistema radicale (Caffrey et al., 2010).

Un altro fattore che rende questa specie particolarmente competitiva sembra essere legato alla sua capacità di alterare le condizioni chimico fisiche delle masse d'acqua in prossimità delle dense praterie a cui da origine. In particolare, in condizioni di adeguate temperature e forte irraggiamento, l'intensa attività fotosintetica della pianta provoca un deciso innalzamento dei valori di pH, che in certe condizioni possono superare le 9 unità, e un drastico abbassamento della concentrazione della CO₂ disiolta (James et al., 1999), determinando quindi condizioni particolarmente sfavorevoli per la crescita di altre specie. Mentre *L. major* non solo appare particolarmente tollerante rispetto ad alti valori di pH, ma risulta anche in grado di utilizzare per la fotosintesi fonti di carbonio alternative alla CO₂ disiolta, come ad esempio gli ioni bicarbonato (Stiers et al., 2011).

In virtù delle sue caratteristiche non è quindi sorprendente che questa specie, una volta insediatisi all'interno del Lago d'Idro, si sia rapidamente diffusa e abbia soppiantato per competizione le specie native. Questo processo potrebbe essere stato favorito anche da fattori antropici tra cui la regolazione dei livelli idrici e l'impiego di tecniche non adeguate di contenimento delle praterie sommerse (rimozione per strappo).

In bibliografia viene infatti riportato che, al di fuori dei territori di origine, *L. major* si riproduce unicamente per via vegetativa e che tra i meccanismi di diffusione uno dei principali è l'insediamento di propaguli generati per autoframmentazione della pianta. E' sufficiente un piccolo frammento di stelo, anche totalmente privo di foglie, per dare il via alla formazione di un nuovo esemplare completo. Di conseguenza è facilmente intuibile come metodi di controllo della vegetazione acquatica che determinino la frammentazione della pianta, come spesso accade con l'impiego di barre falcianti, e che non siano accompagnate da adeguate controllo della dispersione dei frammenti, possano favorirne la diffusione e il suo insediamento in aree non precedentemente colonizzate (di Nino et al., 2005; Caffrey e Acevedo, 2007; Hoffman, 2015). La tecnica di contenimento della vegetazione sommersa adottata tradizionalmente al Lago d'Idro, che prevede l'impiego di una catena trascinata da un'imbarcazione allo scopo di sradicare le piante, costituisce quindi

una delle probabili cause di espansione di *L. major* all'interno del lago e probabilmente anche di *E. nuttallii*.

Tecniche di controllo di L. major

La revisione bibliografica relativa alle tecniche di contenimento impiegate per il controllo delle macrofite invasive ha consentito da un lato di descriverne vantaggi e svantaggi e dall'altro di identificare quali tra quelle esistenti fossero potenzialmente più idonee al caso del Lago d'Idro.

Come descritto in precedenza tra le tecniche esistenti quelle impiegate più frequentemente sono: taglio e raccolta meccanici, impiego di erbicidi, lotta biologica, rimozione manuale mediante operatori subacquei, utilizzo di teli ombreggianti, dragaggio e prosciugamento.

Tra queste, la lotta biologica, l'impiego di erbicidi, il prosciugamento e il dragaggio dei sedimenti non possono essere impiegate al lago d'Idro per i potenziali impatti negativi che queste possono avere sull'ecosistema acuatico, oltre che per motivi legislativi.

L'impiego di mezzi meccanici non appare adeguato per il contenimento di *L. major* perché, come descritto nel paragrafo precedente, se effettuato senza particolari attenzioni può risultare addirittura controproducente, favorendo l'espansione della specie piuttosto che il suo contenimento. Inoltre, i casi riportati in bibliografia nei quali lo sfalcio meccanico è stato attuato con successo riguardano per lo più bacini relativamente poco profondi e con fondali piatti ed omogenei. In queste situazioni la profondità di azione della barra falciante risulta tale da consentire la rimozione della maggior parte della biomassa presente. Al contrario, in ambienti come il Lago d'Idro, in cui la maggior parte della biomassa si trova a profondità superiori ai 3-4 m, l'impiego di mezzi meccanici consentirebbe di rimuovere solo le porzioni più superficiali delle piante (le barre falcianti raramente consentono di operare a più di 2 m di profondità), con il rischio che gli interventi risultino non solo poco efficaci, ma anche particolarmente costosi per l'elevata frequenza con la quale dovrebbero essere ripetuti. Inoltre, potendo intervenire solo quando la pianta si trova quasi in superficie, il periodo degli interventi può coincidere con quello di maggior frequentazione turistica, con ovvie conseguenze negative.

Le restanti due tecniche, ossia l'impiego di teli ombreggianti e la rimozione manuale mediante subacquei, sono state di conseguenza considerate le uniche due potenzialmente impiegabili per il controllo delle macrofite a Idro, in particolare in relazione al fatto che

anche i riferimenti scientifici relativi a casi di applicazione di queste due tecniche le descrivono come efficaci per il trattamento di *L. major* (Caffrey et al., 2010; 2011).

Tuttavia, in nessuno degli studi riportati in bibliografia la valutazione dell'efficacia di queste due metodiche è stata affiancata da un'analisi degli effetti sul sistema acquatico. Tale valutazione è stata invece effettuata nel presente studio prendendo in considerazione alcuni parametri utili a descrivere le caratteristiche del comparto bentonico. L'analisi dei dati mette in evidenza che, per i parametri considerati, non sembrano esistere particolari controindicazioni nell'impiego delle due tecniche in quanto in nessun caso sono state determinate differenze significative tra plot di controllo e trattati.

Nell'effettuare queste valutazioni non va tuttavia dimenticato che la sperimentazione è stata attuata ad una scala molto ridotta e che i parametri considerati riguardano unicamente le caratteristiche del sedimento; di conseguenza essi non consentono di poter effettuare valutazioni in merito agli effetti che gli interventi potrebbero avere in termini di perdita di habitat o di alterazione delle comunità a macroinvertebrati. Nel caso di attuazione di interventi a scala più ampia, gli effetti sul sistema acquatico andranno quindi valutati con maggiore attenzione e prendendo in considerazione anche altri compatti oltre a quello bentonico.

L'efficacia delle due tecniche per il caso del lago d'Idro è stata valutata mediante un esperimento pilota condotto tra aprile e settembre in tre siti del lago. La scelta dei siti è avvenuta sulla base di due criteri: sono state considerate aree interessate da attività turistica e con caratteristiche tra loro diverse per quanto riguarda profondità e conformazione del fondale. Questo scelta ha lo scopo di verificare l'efficacia dei due metodiche nelle aree in cui la rimozione delle macrofite è effettivamente necessaria per la fruizione, considerando anche che l'efficacia dei trattamenti può dipendere dalle caratteristiche del sito.

I risultati mostrano che entrambe le tecniche sono efficaci in quanto sia all'interno dei plot trattati mediante rimozione manuale, sia in quelli nei quali è stata impiegata il telo di juta, l'evoluzione dei valori di biomassa nel corso della stagione è risultata significativamente inferiore rispetto a quella dei plot di controllo, in tutti i siti considerati. Tuttavia, i risultati della sperimentazione mostrano anche che vi sono differenze tra siti che lasciano presupporre che l'effetto del trattamento possa dipendere dalla caratteristiche specifiche di ciascuna area. In particolare, nei casi in cui la profondità risulta maggiore (circa 5 m) e in presenza di sedimenti ciottolosi (sito 2) entrambe le tecniche appaiono ugualmente e

altamente efficaci; in situazioni di bassa profondità (circa 3 m) e in presenza di sedimenti limosi le due tecniche danno risultati discreti e tra loro confrontabili (sito 1); mentre in caso di profondità intermedie (circa 4 m) la juta appare più efficace rispetto allo sfalcio manuale (sito 3).

In precedenza è stato messo in evidenza come *L. major* esprima la massima capacità di crescita in condizioni di scarsa competizione per la luce, di conseguenza è plausibile supporre che la disponibilità di luce, che differenzia i siti nei quali è stata effettuata la sperimentazione, sia uno dei fattori, se non il principale, che spiega i diversi risultati ottenuti mediante le due metodiche. Nel sito 2, l'elevata profondità e, quindi, la minore disponibilità di luce limitano fortemente le possibilità di ricrescita di *L. major* dopo il trattamento, sia nel plot sottoposto a rimozione manuale, e ancor più in quello trattato con il telo ombreggiante. Questo spiega l'assenza di ricrescita in entrambi i plot. Nel sito 1, quello meno profondo e quindi caratterizzato dalla maggiore disponibilità di luce, l'effetto del trattamento risulta minore non solo nel plot S, ma anche in quello J in quanto la scarsa profondità probabilmente garantisce che una certa quantità di luce riesca a raggiungere i sedimenti anche al di sotto del telo, favorendo di conseguenza la ricrescita della pianta. Nel sito 3, in condizioni di profondità e di disponibilità di luce intermedie, nel plot sottoposto a rimozione manuale la ricrescita avviene più rapidamente rispetto a quanto accade nel plot trattato con la juta, in quanto, in questo caso, la barriera costituita dal telo è probabilmente sufficiente a determinare un adeguato ombreggiamento del sedimento.

Queste differenze possono essere di particolare importanza per la definizione di una piano di gestione della vegetazione acquatica a scala di bacino, in quanto consentono, in funzione della batimetria del lago e delle caratteristiche del fondale, di scegliere una tecnica piuttosto che l'altra. Infatti, se da un lato l'impiego della juta sembra dare migliori risultati a profondità intermedie, per letti più superficiali o localizzati più in profondità, non vi sono differenze in termini di efficacia tra l'impiego delle due metodiche. Tuttavia occorre sottolineare che l'utilizzo del telo ombreggiante, così come riportato anche in bibliografia, non sembra adeguato nel caso in cui sui sedimenti siano presenti ostacoli tali da impedirne un corretto posizionamento, come ad esempio massi, rami o altro. In queste situazioni la rimozione manuale risulta quindi la tecnica più adatta, indipendentemente dalla profondità alla quale si trovano la prateria da trattare.

Un altro vantaggio della rimozione manuale rispetto all’impiego della juta è legato alla possibilità di trattare anche praterie plurispecifiche agendo in modo selettivo sulle sole specie esotiche. Questo aspetto potrebbe risultare di particolare rilevanza rispetto al processo di ricolonizzazione dei siti trattati, che non è stato possibile studiare nel corso di questa sperimentazione, ma che deve essere attentamente considerato per la definizione di un piano di gestione di medio-lungo periodo. La sperimentazione effettuata ha infatti consentito di poter seguire l’evoluzione delle biomasse nei siti trattati per soli 6-7 mesi. È comunque in programma un ulteriore monitoraggio alla fine di maggio 2015, per valutare l’eventuale ricrescita a distanza di una anno dall’intervento. Nel sito 3, la ricrescita osservata nel plot trattato mediante sfalcio è avvenuta ad opera di una specie diversa da *L. major*, nonostante nell’area considerata *L. major* risultasse la specie dominante. Questo potrebbe indicare che questa specie, estremamente competitiva in altri contesti, potrebbe non esserlo altrettanto nella ricolonizzazione. Se questo fosse vero, l’impiego di subacquei adeguatamente formati al fine di poter effettuare una rimozione selettiva delle sole specie aliene in siti caratterizzati da formazioni plurispecifiche potrebbe favorire la ricolonizzazione da parte di specie native.

Linee guida per la gestione delle macrofite sommerse nel lago d’Idro

Gli obiettivi generali di un adeguato piano di contenimento della vegetazione acquatica nel Lago d’Idro dovranno essere sviluppati al fine di conciliare tre esigenze: favorire la fruizione turistica nelle aree ad essa dedicate, garantire la presenza di macrofite e quindi delle funzioni ad esse associate nelle zone non interessate da fruizione e contribuire al contenimento delle specie esotiche (*L. major* e *E. nuttallii*) per favorire quelle autoctone.

Le due tecniche sperimentate a scala pilota da un punto di vista tecnico sono entrambe adatte al contenimento di *L. major*, responsabile della produzione della maggior parte della biomassa nel Lago d’Idro. Tuttavia, al fine di poter valutare la loro reale applicabilità all’intero lago è necessaria anche una valutazione, sia pure preliminare, dei costi.

Tale valutazione richiede una serie di assunzioni che verranno esplicitate di seguito, oltre che la definizione delle aree e delle superfici da trattare. Rispetto a queste ultime è necessario fare riferimento al precedente documento del 2013, prodotto dal Dipartimento di Bioscienze dell’Università di Parma e intitolato “Indicazioni per il controllo delle macrofite nel Lago d’Idro: Indicazioni Operative”. In esso sono identificate due tipologie di aree: quelle di

rispetto, da non sottoporre ad interventi di contenimento della vegetazione acquatica al fine di mantenerne le funzioni, e quelle che invece sono a prevalente interesse ricreativo e che quindi necessitano di interventi di contenimento della vegetazione per garantire la fruizione del Lago.

Le zone potenzialmente interessate dalla rimozione della vegetazione riguardano circa 1/3 del perimetro del lago (circa 24 km). Essendo *Lagarosiphon* presente nella fascia compresa tra -2 e -5 m di profondità (che corrisponde a quella in cui si hanno i massimi valori di biomassa), è possibile stimare la superficie da sottoporre ad interventi di contenimento della vegetazione acquatica che risulta circa 12 ha.

Le assunzioni necessarie per la stima dei costi sono le seguenti:

- il costo di un operatore subacqueo può variare da 150 e 500 € ad immersione, a seconda del grado di specializzazione;
- per questioni di sicurezza ciascuna immersione deve essere effettuata da almeno due operatori;
- alle temperature delle acque di superficie del Lago d'Idro in aprile un operatore può rimanere in immersione per circa 1.5 ore, si può inoltre assumere che un operatore svolga al massimo due immersioni al giorno;
- la larghezza della fascia in cui si ha la massima abbondanza di *L. major* è di circa 4 m;
- la lunghezza dell'area trattabile da due operatori nel caso di rimozione manuale è stimabile in circa 20 m per ogni immersione (corrispondenti a $4 \times 20 = 80 \text{ m}^2$) (questi valori sono stati stimati mediante cronometraggio degli interventi svolti in aprile);
- la lunghezza dell'area trattabile da due operatori nel caso di utilizzo di un telo di juta è stimabile in circa 30 m per ogni immersione (corrispondenti a $4 \times 30 = 120 \text{ m}^2$) (questi valori sono stati stimati mediante cronometraggio degli interventi svolti in aprile);
- il costo della juta è compreso nel range 0.80-1.40 €/m² per materiale della stessa grammatura di quello impiegato nella sperimentazione ($\sim 200 \text{ g/m}^2$).

Da questi valori è quindi possibile in via prelimare stimare un costo minimo e massimo di applicazione di ciascuna delle due tecniche immaginando di trattare l'intera superficie di interesse turistico. I risultati di questa simulazione sono riportati nella Figura 64, ed in generale indicano che l'impiego della juta risulta economicamente meno oneroso rispetto allo sfalcio manuale.

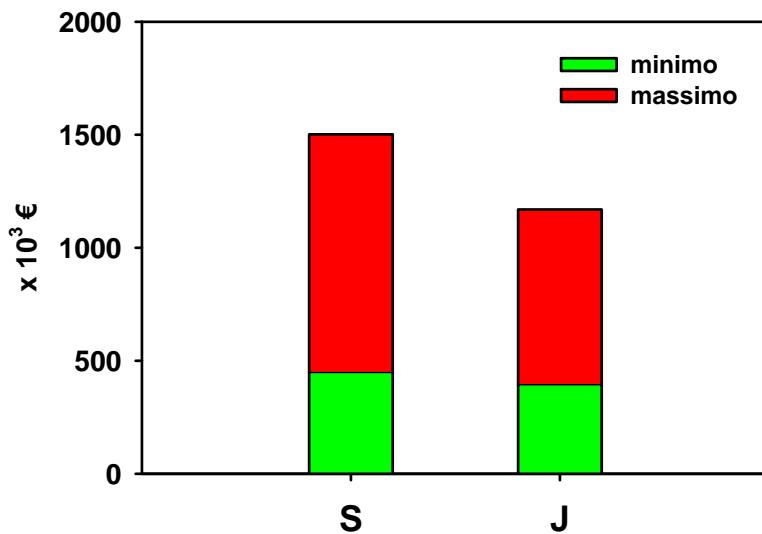


Figura 64 – Stima dei costi minimi e massimi per il contenimento delle macrofite invasive nel lago d'Idro in caso di trattamento dell'intera superficie interessata da attività turistiche mediante rimozione manuale con subacquei (S) e mediante impiego di teli di juta biodegradabili (J).

Questa differenza dipende in gran parte dal tempo e, di conseguenza, dal numero di ore e operatori richiesti per la rimozione manuale. Considerando che la superficie trattabile nel corso di una immersione è di circa 80 m^2 e che un operatore può effettuare al massimo due immersioni giornaliere, è possibile stimare che per trattare l'intera superficie di interesse turistico siano necessari circa 750 giorni di lavoro nel caso di impiego di due soli operatori subacquei. La stesura manuale del telo di juta richiede 500 giorni, con un netto abbattimento dei costi.

Nel caso di studio riportato da Caffrey et al.(2011) la stesura dei teli di juta è stata effettuata dalla superficie con un'imbarcazione, con una notevole riduzione dei tempi di intervento. Di conseguenza, anche per il Lago d'Idro, l'impiego di un natante idoneo potrebbe abbattere in modo significativo i costi unitari. Con l'impiego di mezzi meccanici operanti dalla superficie, al crescere della superficie e al decrescere dei costi unitari, il costo complessivo di un singolo intervento vedrebbe un significativo abbattimento (Figura 65).

Dall'analisi dei costi economici e dei benefici ambientali, l'impiego dei teli di juta risulta più conveniente che la rimozione manuale. Tuttavia, la rimozione manuale potrebbe avere benefici ambientali aggiuntivi rispetto al telo ombreggiante. Infatti, l'eradicazione delle piante comporta anche l'asportazione delle biomasse dal sistema acquatico. Con le biomasse vengono quindi eliminati dal sistema anche sostanza organica e nutrienti (C, N e P). In questo

modo, si potrebbe avere una riduzione del carico interno di N e P e un minore rischio di deossigenazione delle acque a causa della decomposizione delle biomasse prodotte.

Le biomasse raccolte possono inoltre trovare un impiego nella digestione anaerobica. In tal modo, si potrebbe avere una valorizzazione economica di quello che in caso contrario andrebbe trattato come rifiuto e quindi smaltito con un aggravio di costi.

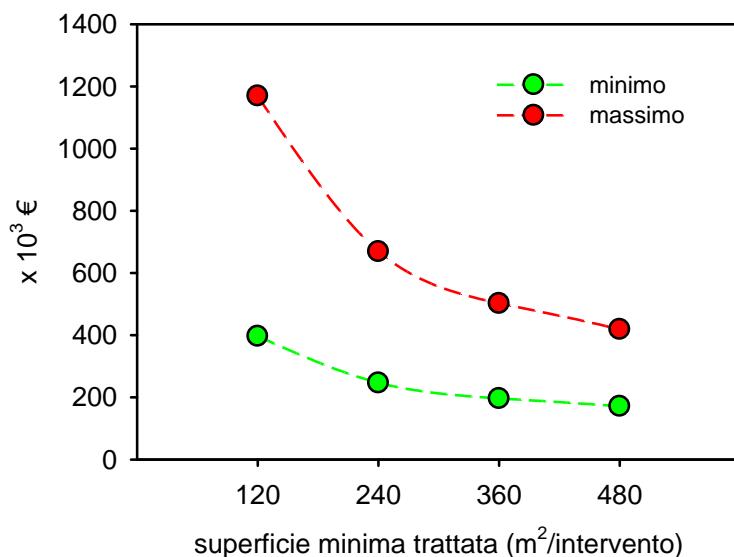


Figura 65 – Stima dei costi minimi e massimi complessivi per il contenimento delle macrofite invasive mediante teli di juta nelle aree di interesse turistico del lago d'Idro (~12 ha) al variare della superficie minima trattabile nel corso di un singolo intervento.

Recenti lavori scientifici hanno valutato l'idoneità di alcune specie di macrofite come substrato per la digestione anaerobica. Le specie considerate, cui *E. nuttallii*, hanno ridotti contenuti in lignina e elevate quantità di zuccheri labili, per cui sono ad elevata biodegradabilità (Koyama et al., 2014). La produzione di metano arriva a ~350 m³ t⁻¹ di sostanza organica che non sono significativamente diversi da quelli delle piante destinate alla produzione di bioenergia (Naldi et al., 2014).

Se si considera che nel lago d'Idro *E. nuttallii* ha un contenuto medio di sostanza organica pari a ~6% del peso fresco, la produzione di metano può arrivare a 20 m³ t⁻¹ di materiale fresco. *L. major* presenta caratteristiche molto simili a *E. nuttallii*, per cui dovrebbe avere simili potenzialità di impiego. Considerando che la biomassa media della macrofita in aprile è all'incirca 2 kg m⁻² come peso fresco, il raccolto manuale complessivo nell'intera superficie

destinata all’uso ricreativo (~12 ha) può arrivare a 240 t di materiale fresco, dalle quali potrebbero essere generati quasi 5000 m³ di metano, una quantità di fatto modesta che da sola non può giustificare l’avvio di un progetto industriale. La biomassa delle macrofite potrebbe eventualmente essere impiegata in co-digestione, in un impianto ad alimentazione mista che possa raccogliere anche l’eccesso di letame e reflui zootecnici che non vengono assorbiti dallospandimento agronomico.

In mancanza di possibili usi, la biomassa raccolta deve però essere trattata come rifiuto speciale, con dei costi di smaltimento. Assumendo che si possa applicare la tariffa in vigore per il verde pubblico (oreintativamente 100 € t⁻¹), lo smaltimento della biomassa fresca delle macrofite verrebbe a costare circa 24000 €. L’impiego delle biomasse potrebbe dunque garantire un netto abbattimento dei costi.

L’asportazione della biomassa genera anche benefici ambientali non direttamente monetizzabili. Le biomasse di *L. major* hanno un contenuto medio di fosforo pari a ~0.3% e di ~84% in acqua (riferito al peso secco). Nell’ipotesi di asportare tutta la biomassa presente in 12 ha si avrebbe la rimozione contestuale di circa 115 kg di fosforo. Di conseguenza se da un lato non è immaginabile poter sfruttare la rimozione delle macrofite come tecnica per il controllo dei carichi di fosforo nel Lago, dall’altro tale rimozione potrebbe, almeno in parte, compensare i carichi generati in periodo estivo dall’attività turistica.

In conclusione, entrambe le tecniche appaiono idonee per la gestione dei letti di macrofite sommerse al Lago d’Idro. Entrambe si sono infatti dimostrate efficaci e non determinano particolari alterazioni delle caratteristiche del sedimento. L’impiego delle due metodiche su larga scala è tuttavia particolarmente costoso, in misura minore nel caso di impiego dei teli ombreggianti di juta, soprattutto se si adotta un sistema meccanizzato per la stesura dei teli. L’impiego della juta non è però affidabile nel caso di aree caratterizzate da asperità del fondale, dove sarà quindi da prediligere la rimozione manuale. Si sottolinea perciò che l’impiego dell’una o dell’altra metodica andrà valutato caso per caso in dipendenza delle caratteristiche del sito da trattare.

Ulteriori informazioni sull’efficacia degli interventi potranno essere acquisite con le ispezioni in programma nel mese di maggio 2015, all’avvio di una nuova fase vegetativa. Su questa base si potrà eventualmente avere un quadro della durata degli effetti egli interventi e si

potrà stimare la frequenza con cui questi devono essere ripetuti al fine di garantire un'adeguata fruibilità delle zone balneari.

La definizione di un piano operativo per la gestione della vegetazione acquatica del lago richiede infine alcuni approfondimenti sulla possibilità che il contenimento di *L. major* ed *E. nuttallii*, oltre che a rendere fruibile la zona del litorale di interesse turistico, possa essere utilizzato per favorire la ricolonizzazione delle specie autoctone, soprattutto nei siti di maggior pregio naturalistico.

CONSIDERAZIONI DI SINTESI E CONCLUSIONI

La valutazione delle pressioni ha permesso di identificare nella importazione di prodotti alimentari destinati al consumo umano e animale la principale fonte di fosforo e, in modo parziale, di azoto che entrano nel bacino idrografico del lago. Circa l'80% del carico di fosforo in ingresso al bacino e il 40% di quello dell'azoto sono quindi riciclati all'interno del bacino stesso sotto forma di reflui zootecnici e civili che rappresentano quindi una parte consistente del flusso di nutrienti potenzialmente asportato e rilasciato negli ambienti acuatici. Gli allevamenti bovini localizzati soprattutto lungo il corso del fiume Caffaro e gli impianti di acquacoltura localizzati lungo il fiume Chiese sono responsabili della generazione della maggior parte del carico di nutrienti eutrofizzanti, in particolare di P. L'antropizzazione della zona costiera rende disponibile, in prossimità del lago, quantità di N e P che sono intercettate e assimilate dalla vegetazione a macrofite del litorale. Tale disponibilità si riflette nel maggior contenuto di N e P nel tessuto delle piante.

Nel lago persiste in modo stabile la stratificazione termica e chimica caratterizzata da condizioni ossidate nell'orizzonte compreso tra la superficie e 40 metri di profondità e condizioni fortemente riducenti che interessano la massa d'acqua sottostante. Il 2014 è stato caratterizzato da deposizione nevosa e piogge molto abbondanti che hanno causato l'apporto al lago di una quantità di acqua particolarmente elevata. Tuttavia la stratificazione delle acque del lago è risultata stabile ed è stato osservato un aggravamento della deossigenazione e un ulteriore incremento del potere riducente accumulato nel monimolimnio. A questo corrisponde l'aumento del deficit potenziale di ossigeno e della disponibilità del fosforo reattivo disciolto nel monimolimnio.

La comunità fitoplanctonica è caratterizzata da una drastica diminuzione, rispetto agli anni precedenti e agli altri laghi subalpini, delle popolazioni di *Planktothrix rubescens* ed è dominata, tra i cianobatteri, da *Aphanizomenon flos-aquae* mentre sono risultati assenti

cianobatteri tossigenici. L'apparente assenza di tossine cianobatteriche è del tutto in controtendenza rispetto ai risultati ottenuti in tutti gli altri grandi laghi del distretto lacustre a sud delle Alpi (Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore) e può essere dovuta alla particolare composizione e struttura della comunità fitoplanctonica nel periodo analizzato. Il costante peggioramento delle caratteristiche chimiche delle acque e le peculiarità della componente microalgale del lago d'Idro rispetto agli altri grandi laghi sudalpini suggeriscono di procedere con ricerche di lungo termine con l'obiettivo di analizzare lo sviluppo delle popolazioni cianobatteriche e delle loro potenzialità tossiche in relazione alla variabilità ambientale e alle conseguenti condizioni di stress. In particolare, i campioni ambientali dovrebbero essere integrati con l'analisi sia di singoli isolati e genotipi.

Il carico interno di fosforo contenuto nei primi 10 cm di sedimento è risultato particolarmente elevato (circa 160 t). Tuttavia circa l'85% di questo fosforo è immagazzinato nel pool legato al calcio che è poco reattivo e non mobilizzabile nelle normali condizioni ambientali del sedimento. La frazione più mobile e che può rappresentare una sorgente di P per la colonna d'acqua è risultata circa 24 t di cui 17 localizzate nel monimolimnio e 6 nel mixolimnio. Le variazioni del livello idrico e del contenuto di ossigeno nella colonna d'acqua incidono significativamente sulla capacità del sedimento di trattenere queste frazioni di fosforo. Le condizioni riducenti che permangono nel monimolimnio determinano una bassa capacità dei processi biogeochimici sedimentari di inattivare e sequestrare il fosforo in ingresso, che rappresenta così un ostacolo al risanamento del lago. In aggiunta le aree caratterizzate da condizioni redox variabili come quelle situate nelle zone meno profonde del lago o a livello del chemiocline potrebbero diventare una sorgente di questo elemento durante il periodo estivo quando si estende l'area di sedimento interessata da condizioni di anossia. La riduzione del contenuto di ossigeno nella colonna d'acqua si traduce infatti in un quasi immediato rilascio di fosforo dal sedimento suggerendo una estrema mobilità del P legato al ferro. Questo rilascio potrebbe rappresentare una sorgente non trascurabile di P per il mixolimnio qualora l'estensione dell'anossia si mantenesse per periodi prolungati. L'esposizione prolungata all'aria influenza la composizione del sedimento aumentando il contenuto di fosforo biodisponibile che è rilasciato durante la successiva risommissione. Tuttavia, l'effetto delle fluttuazioni di livello seppure rilevante appare transitorio: oltre l'80% del fosforo è rilasciato entro la prima ora dalla sommissione. Non è chiaro quanto una tale

modificazione possa incidere a livello di zona litorale o di intero sistema acquatico e quale sia il destino dei nutrienti rilasciati in seguito a cicli ripetuti di esposizione e risommersione.

La maggior parte del carico interno di fosforo è dissolto nella massa d'acqua anossica del monimolimnio e ammonta a circa 91 t. Interventi mirati alla riduzione o al contenimento di questo carico dovrebbero considerare da un lato una limitazione dell'estensione delle aree anossiche e dall'altro interventi di riduzione della componente dissolta di fosforo nel monimolimnio. In termini generali, le tecniche che prevedono l'asportazione del fosforo dal lago quali la diluizione o il prelievo ipolimnico pur rappresentando probabilmente la soluzione con minori controindicazioni risultano avere una applicabilità bassa nel caso del lago d'Idro a causa delle elevate dimensioni del bacino e dello stato meromittico. Parimenti le tecniche che prevedono un abbassamento della quota del fosforo dissolto potenziando i meccanismi interni del lago di intrappolarlo, quali l'ossidazione ipolimnica o la destratificazione artificiale risultano difficilmente applicabili. L'applicazione di agenti sequestranti di origine naturale si è invece dimostrata efficace in condizioni di laboratorio e potrebbe essere presa in considerazione per ridurre parzialmente la concentrazione dell'SRP dissolto nel monimolimnio. Prove pilota condotte in condizioni di laboratorio hanno evidenziato una maggiore efficacia del $\text{Ca}(\text{OH})_2$ rispetto al CaCO_3 nel precipitare il fosforo. L'abbattimento del SRP è risultato compreso tra il 35% e il 69% nei primi tre minuti dopo l'aggiunta e del 96% dopo 5 minuti. Questa azione è tuttavia associata ad un aumento di pH che raggiunge valori superiori a 10 ma che può essere contenuto riducendo la concentrazione del $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Sulla base delle analisi bibliografiche sono state identificate due tecniche di contenimento della biomassa delle macrofite che colonizzano il lago d'Idro: la rimozione manuale mediante operatori subacquei e l'impiego di materiali ombreggianti biodegradabili. Queste tecniche sono state scelte in quanto hanno i minori impatti ecosistemici, considerazioni che hanno suggerito di valutarne l'applicabilità mediante lo svolgimento del progetto pilota di contenimento. Questo esperimento ha avuto un esito positivo nel breve termine, dimostrando l'efficacia del diserbo manuale e, in misura maggiormente significativa, della copertura del fondale con tessuto biodegradabile. Al momento sono stati acquisiti dati di biomassa e di qualità dei sedimenti nelle aree trattate e di controllo per un periodo di circa otto mesi, relativamente ad una sola stagione di crescita. Per valutare gli effetti di lungo termine

occorrerà ripetere i controlli nella successive fasi di crescita vegetativa e di senescenza (maggio-giugno e settembre-ottobre 2015). L'acquisizione di tali informazioni consentirà di completare la redazione dei protocolli di intervento per il contenimento della biomassa delle macrofite. Anche in questo caso, sarebbe opportuno programmare una ricerca ecologica i lungo termine in modo da avere un costante supporto scientifico alle scelte gestionali.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI CITATI NEL TESTO

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. 14th edition, A.P.H.A., Washington, 1114 pp.
- AA.VV. 2007. Quadro generale dell'acquacoltura italiana. Report ICRAM pp 56
- Anderson L. D., Delaney M. L., 2000. Sequential extraction and analysis of phosphorus in marine sediments: Streamlining of the SEDEX procedure. *Limnol Oceanogr*, 45(2): 209-515.
- APAT-IRSA CNR. 2004. Metodi analitici per le acque. Manuali e Linee Guida N. 29/2003, Roma, ed. APAT-IRSA CNR.
- Aspila K. I., Agemian H., Chau A. S. Y. 1976. A semi automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197
- Autorità di Bacino Fiume Po, 2001. Valutazione dello stato trofico e tecniche di risanamento dei laghi resilienti. Quad. 3.
- Baars J-R., Coetze J.A., Martin G., Hill M.P., Caffrey J.M., 2010. Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon major*. *Hydrobiologia*, 656: 149-158.
- Babin, J., Prepas, E. E., & Zhang, Y. 1992 Application of lime and alum to stormwater retention lakes to improve water quality *Water Quality Research Journal of Canada*, 27(2), 365-381
- Banfi E. & Galasso G., 2010. La flora esotica lombarda. Regione Lombardia. 273 pp.
- Bartoli M., Nizzoli D., Longhi D., Laini A., Viaroli P. 2007. Impact of a trout farm on the water quality of an Apennine creek from daily budgets of nutrients. *Chemistry and Ecology* 23(1): 1-11.
- Berg, U., Neumann, T., Stüben, D., Markert, U., Wurm, K., & Donnert, D. 2002 Einsatz von Calcit als Barrierematerial zur internen Seenrestaurierung. Teil 2. Praxisnahe Optimierung und Bewertung IGB-Workshop Seentherapie, Blossin
- Bernard, C., A. Ballot, S. Thomazeau, S. Maloufi, A. Furey, J. Mankiewicz-Boczek, B. Pawlik-Skowronska, C. Capelli, N. Salmaso, in preparazione. Appendix: Cyanobacteria associated with the production of cyanotoxins, trends in the literature from Chorus & Bartram 1999. In: J. Meriluoto & J. Codd, Handbook on Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis. Wiley.
- Beukeboom, L. 1996. Kiezen uit gehalten. IKC ede 22 pp.
- Bianucci G., Ribaldone E., 1998. Il Trattamento delle Acque Inquinate. Hoepli Ed. 492pp.
- Bickel T.O., Closs G.P., 2009. Impact of partial removal of the invasive macrophyte *Lagarosiphon major* (hydrocharitaceae) on invertebrates and fish. *River Research and Applications*, 25: 734-744
- Böers, P., Van der Does, J., Quaak, M., & Van der Vlugt, J. 1994 Phosphorus fixation with iron III chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes? *Archiv Für Hydrobiologie*, 129, 339–351
- Bolpagni R. 2013. Macrophyte richness and aquatic vegetation complexity of the Lake Idro (northern Italy). *Annali di Botanica*, 3: 35-43.
- Bolpagni R., M. Tomaselli, 2005. Contributo alla conoscenza della flora idro-igrofila e della vegetazione acquatica del lago d'Idro (BS). *Informatore Botanico Italiano*, 37 (supplemento 1, parte 1) 2005.
- Bolpagni, R. Multimetric indices based on vegetation data for assessing ecological and hydromorphological quality of a man-regulated lake (2013). *Annali di Botanica*, 3, pp. 87-95.
- Boyer E., Goodale C., Jaworski N., Howarth R. W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A.. *Biogeochemistry* 57/58: 137- 169.
- Burgin, A. J., & Hamilton, S. K. 2007 Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 89–96
- Burley, K. L., Prepas, E. E., & Chambers, P. A. 2001 Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes : the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments *Freshwater Biology*, 46, 1061–1074
- Burrows, H. D. 1997 Aquatic aluminum chemistry, toxicology, and environmental prevalence *Critical Reviews in Environmental Control*, 7, 167–216

- Caffrey J., Millane M., Evers S., Moran H., 2011. Management of *Lagarosiphon major* (ridley) moss in lough corrib-a review. *Biology and Environment*, 8: 1-8.
- Caffrey J., Millane M., Evers S., Moran H., Butler M., 2010. A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions*, 5: 123-129.
- Caffrey J.M., Acevedo S., 2008. *Lagarosiphon major* in Lough Corrib- management options. In C. Moriarty, R. Rosell and P. Gargan (eds), *Fish stocks and their environment*, 85-97. Westport. Institute of Fisheries Management.
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. 2006 Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment Environment International, 32(6), 831-849
- Capelli, C., Shams, S., Cerasino, L., Cavalieri, D., Salmaso, N., 2015. Toxic cyanobacteria in the deep lakes south of the Alps: a molecular assessment on cyanotoxin producing genotypes. 2015 Aquatic Sciences Meeting (ASLO). 22-27 February 2015 – Granada, Spain. PosterID 165: <http://sgmeet.com/aslo/granada2015/viewabstract.asp?AbstractID=26539>
- Carpenter, S. R., Ludwig, D., & Brock, W. A. 1999 Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change *Ecological Applications*, 9(3), 751-771
- Catherine, A., Escoffier, N., Belhocine, A., Nasri, A.B., Hamlaoui, S., Yéprémian, C., Bernard, C., Troussellier, M. (2012) On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research*, 46(6), 1771-1784.
- Cerasino L, Salmaso N. 2012. Diversity and distribution of cyanobacterial toxins in the italyan subalpine lacustrine district. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41: 54-63.
- Clayton, J., Edwards, T. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes (2006) *Hydrobiologia*, 570 (1), pp. 147-151.
- Cline J. D. 1969. Spectrophotometric determination of hydrogen sulphide in natural waters. *Limnology and Oceanography*, 14: 454-459.
- Cooke, G. D., Heath, R. T., Kennedy, R. H., & McComos, M. R. 1982 Change in lake trophic state and internal phosphorus release after aluminum sulphate application *Journal of the American Water Resources Association*, 18(4), 699-705
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., & Stanley, N.A. 2005 Phosphorus Inactivation and Sediment Oxidation In *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, edited by CRC Press, Third edition, Chapter 8, 177–238
- Crovetto G.M., Sandrucci A., 2010. *Allevamento Animale e Riflessi Ambientali*. Ed. a cura della Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche Brescia. Vol. 78. pp. 329.
- CRPV, 2006 Relazione tecnica relativa all'attività 2005.390 p.
- Dalsgaard T. (2006) Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays *Aquaculture* 256. 302–310.
- Dalsgaard T., Nielsen L. P., Brotas V., Viaroli P., Underwood G. J .C., Nedwell D. B., Sundbäck K., Rysgaard S., Miles A., Bartoli M., Dong L., Thornton D. C. O., Ottosen L. D. M., Castaldelli G., Risgaard-petersen N., 2000. Protocol handbook for NICE- Nitrogen cycling in estuaries: a project under the EU research programme. *Marine Science and Technology (MAST III)*. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, 62 pp.
- De Sanctis A., 2006. La consistenza degli allevamenti bovini e suini al 1° giugno 2006, Tavole di dati del 9 novembre 2006, Istat, Roma.
- Desolei M., 2009. Miglioramento della conversione alimentare e dell'efficienza di utilizzazione proteica nel coniglio in accrescimento. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Padova, Facoltà di Agraria.
- Di Nino F., Thiébaut G., Muller S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia*, 551: 147-157.
- Dittrich, M., Gabriel, O., Rutzen, C., & Koschel, R. 2011 Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)_2 treatment: impact on phosphorus sedimentation and release from sediment *The Science of the total environment*, 409(8), 1504-1515
- Dominie, D. R. 1980 Hypolimnetic aluminum treatment of softwater Annabessacook Lake Restoration of Lakes and Inland Waters, EPA 440/5-81-010, 417-423
- Donnert, D., Weidler, P., Berg, U., Neumann, T., Salecker, M., & Schweike, U. 2002 Einsatz von Calcit als Barrierematerial zur internen Seenrestaurierung, Teil I. Generelle Aspekte IGB-Workshop Seentherapie, Blossin
- Douglas, G. B. 2002 Remediation material and remediation process for sediments US Patent N° US6350383 B1

- Douglas, G. B., Adeney, J. A., & Robb, M. S. 1999 A novel technique for reducing bioavailable phosphorus in water and sediments International Association Water Quality Conference on Diffuse Pollution, 1999, 517-523
- Duarte C.M., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnology and Oceanography*, 37: 882–889.
- Foy, R. H. 1986 Suppression of phosphorus release from lake sediments by the addition of nitrate *Water Research*, 20(11), 1345-1351
- Gächter, R., & Wehrli, B. 1998 Ten Years of Artificial Mixing and Oxygenation: No Effect on the Internal Phosphorus Loading of Two Eutrophic Lakes *Environmental Science & Technology*, 32(23), 3659-3665
- García-Sanz T., 2010. An evaluation of a macroalgal bioassay tool for assessing the spatial extent of nutrient release from offshore fish farms *Marine Environmental Research*, 70: 189- 200.
- Garibaldi L., Brizzio M.C., Varallo A., Mosello R. 1997. Idrochimica e fitoplancton del Lago d'Idro. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.* 61: 153-172.
- Garibaldi L., Mezzanotte V., Brizzio MC., Rogora M., Mosello R. et al. 1999. The trophic evolution of lake Iseo as related to its holomixis. *Journal of limnology*, 58(1), p.10.
- Gat, J.R. 1995. Stable isotopes of fresh and saline lakes. In: A. Lerman, D. Imboden & J. Gat (Eds), *Physics and Chemistry of Lakes*. Springer, Berlin: 139-165.
- Gibbs, M., & Özkonakci, D. 2011 Effects of a modified zeolite on P and N processes and fluxes across the lake sediment – water interface using core incubations *Hydrobiologia*, 661, 21–35
- Gibbs, M., Hickey, C. W., & Özkonakci, D. 2011 Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations *Hydrobiologia*, 658, 253–275
- Han H., Allan J.D. & Bosh N., 2012. Historical pattern of phosphorus loading to Lake Erie watersheds. *Journal of Great Lakes Research*, 38: 289–298.
- Han Y., Yu X., Wang X., Wang Y., Tian J., Xu L., Wang C., 2013. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in Mainland China. *Chemosphere*, 90: 329-337.
- Herridge D.F., Peoples M.B., Boddey R.M., 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil*, 311: 1–18.
- Hoffman M., Reader U., Melzer A., 2015. Influence of environmental conditions on the regenerative capacity and the survivability of *Elodea nuttallii* fragments. *Journal of Limnology*, 74: 12-20.
- Hoffmann M.A., Benavent González A., Raeder U., Melzer A., 2013. Experimental weed control of *Najas marina* ssp. *intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. *Journal of Limnology*, 72: 485-493.
- Hofstra D.E., Clayton J.S., 2001. Evaluation of Selected Herbicides for the Control of Exotic Submerged Weeds in New Zealand: I. The Use of Endothall, Triclopyr and Dichlobenil *Journal of Aquatic Plant Management*, 39: 20-24.
- Hofstra D.E., Clayton J.S., 2012. Assessment of benthic barrier products for submerged aquatic weed control. *Journal of Aquatic Plant Management*, 50: 101-105.
- Holzner, C. P., Aeschbach-Hertig, W., Simona, M., Veronesi, M., Imboden, D. M., & Kipfer, R. (2009). Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography*, 54(4), 1113–1124.
- Hong B., Swaney D.P., Mörth C.M., Smedberg E., Hägg H.E., Humborg C., Howarth R.W., Bouraoui F., 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling*, 227: 117-135.
- Hong B., Swaney D.P., Mörth C-M., Smedberg E., Eriksson Hägg H., Humborg C., 2011. NANI/NAPI Calculator Toolbox Version 2.0. Report: Net Anthropogenic Nutrient Inputs in Baltic Sea Catchments. 99 p.
- Howard-Williams C., Schwarz A.-M., Reid V., 1996. Patterns of aquatic weed regrowth following mechanical harvesting in New Zealand hydro-lakes. *Hydrobiologia*, 340: 229-234
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudayarov V., Murdoch P., Liang Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- Hupfer, M., & Lewandowski, J. 2008 Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology *International Review of Hydrobiolgy*, 93(4-5), 415-432
- Iacumin, P, G Venturelli, E Selmo. 2009 Isotopic features of rivers and groundwater of the Parma Province (Northern Italy) and their relationships with precipitation. *Journal of geochemical exploration* 102:56-62.

- Jacoby, J. M., Gibbons, H. L., Stoops, K. B., & Bouchard, D. D. 1994 Response of a shallow, polymictic lake to buffered alum treatment. *Lake and Reservoir Management*, 10, 103–112.
- James C.S., Eaton J.W., Hardwick K., 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea Canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia*, 415 35-40.
- Jones D.B., 1941. Factors for Converting Percentages of Nitrogen in Foods and Feeds into Percentages of Protein. United States Department of Agriculture, Circular No. 183. Slightly revised edition 1941 (Original version 1931).
- Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In *Isotope tracers in catchment hydrology*. Edited by C. Kendall and J.J. McDonnell. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands. pp. 534–569.
- Koschel, R., Benndorf, J., Proft, G., & Recknagel, F. 1983 Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Archiv Für Hydrobiologie*, 98, 380–408.
- Koyama M., Yamamoto S., Ishikawa K., Ban S., Toda T., 2014. Anaerobic digestion of submerged macrophytes: Chemical composition and anaerobic digestibility. *Ecological Engineering*, 69: 304-309.
- Landman, M. J., & Ling, N. 2011 Fish health changes in Lake Okaro, New Zealand: effects of nutrient remediation, season or eutrophication? *Hydrobiologia*, 661(1), 65-79
- Lawrence L., Bicudo J., Davis J., Wheeler E., 2003. Relationship between intake and excretion for nitrogen and phosphorus in Horses. Proceedings of the 18th Equine Nutrition and Physiology Symposium, June 4-7, 2003, Radisson Hotel Lansing, East Lansing, Michigan.
- Lovley D.R., Phillips E.J.P., 1987. Rapid Assay for Reducible Ferric Iron in Aquatic Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 53: 1536-1540.
- Mackay, E. B., Maberly, S. C., Pan, G., Reitzel, K., Bruere, A., Corker, N., ... Spears, B. M. 2014 Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? *Inland Waters*, 4(4), 349–356.
- Maertens L., Cavani C., Petracci M., 2005. Nitrogen and Phosphorus excretion on commercial rabbit farms: calculations based on the Input-Output Balance. *World Rabbit Sci.*, 13: 3–16.
- Matzinger, A., Müller, B., Niederhauser, P., Schmid, M., & Wüest, A. (2010). Hypolimnetic oxygen consumption by sediment-based reduced substances in former eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 55(5), 2073–2084.
- McKee D., Hatton K., Eaton J.W., Atkinson D., Atherton A., Harvey I., Moss B., 2002. Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. *Aquatic Botany*, 74: 71-83.
- McKee L.J., Eyre B.D., 2002. Nitrogen and Phosphorus Budgets for the Sub-tropical richmond River Catchment, Australia. *Biogeochemistry*, 50: 207-239.
- Mehner, T., Diekmann, M., Gonsiorczyk, T., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., ... Wauer, G. 2008 Rapid Recovery from Eutrophication of a Stratified Lake by Disruption of Internal Nutrient Load Ecosystems, 11(7), 1142-1156
- Metcalf, J.S. & Codd, G. a., 2012. Cyanotoxins. In B. A. Whitton, ed. *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 651–675.
- Miskimmin, B. M., Donahue, W. F., & Watson, D. 1995 Invertebrate community response to experimental lime ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) treatment of an eutrophic pond. *Aquatic Sciences*, 57, 20–30.
- Mosello R., Arisci S., Brizzio M.C., Giacomotti P., Lepore L., Manini C., Marchetto A., Orrù A., Pranzo A., Tartari G.A., Tornimbeni O., 2007. La chimica delle deposizioni atmosferiche nelle aree del programma CONECOFOR nell'anno 2006. Report CNR-ISE 03.07 30 pp.
- Motion, O. J. 2007 Pore water chemistry and early diagenesis in sediments of Lake Rotorua, New Zealand. The University of Waikato
- Naldi M., Fagioli L., Lovo S., Paesanti F., Turolla S., Viaroli P., 2014. Potenzialità e limiti della digestione anaerobica delle biomasse derivanti dalle fioriture macroalgali nella Sacca di Goro. *Biologia Ambientale* 28: 15-24.
- Nogaro, G., Burgin, A. J., Schoepfer, V. A., Konkler, M. J., Bowman, K. L., & Hammerschmidt, C. R. 2013 Aluminum sulfate (alum) application interactions with coupled metal and nutrient cycling in a hypereutrophic lake ecosystem. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 176, 267–274.
- Noonan, T.A. 1986 Water quality in Long Lake, Minnesota, following Riplox sediment treatment. *Lake and Reservoir Management* 2, 131
- Nürnberg, G. K. 2007 Lake responses to long term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake Reserv Manage*, 23(4), 388–409
- Özkundakci, D., Duggan, I. C., & Hamilton, D. P. 2011 Does sediment capping have post-application effects on zooplankton and phytoplankton? *Hydrobiologia*, 661, 55–64

- Panning, F., Kretschmer, K., & Hillbrecht, B. 2001 Composition and method for treating polluted waters and water sediments DE Patent N° DE19958271
- Parkyn, S.M., Hickey, C.W., Clearwater, S.J. 2011 Measuring sub-lethal effects on freshwater crayfish (*Paranephropsplanifrons*) behaviour and physiology: laboratory and in situ exposure to modified zeolite *Hydrobiologia*, 661, 37–53
- Prepas, E. E., Babin, J., Murphy, T. P., Chambers, P. A., Sandland, G. J., Ghadouani, A., & Serediak, M. 2001a Long-term effects of successive Ca (OH)2 and CaCO3 treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes *Freshwater Biology*, 46, 1089–1103
- Prepas, E. E., Pinel-Alloul, B., Chambers, P. A., Murphy, T. P., Reedyk, S., Sandland, G. J., & Serediak, M. 2001b Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes *Freshwater Biology*, 46(8), 1049–1060
- Quaak, M., Van der Does, J., Böers, P., & Van der Vlugt, J. 1993 A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphat fixation in shallow lakes In P. C. M. Boers, T. E. Cappenberg, & W. van Raaphorst, eds. *Hydrobiologia*. Dordrecht: Springer Netherlands, 337–344
- Rattray M.R., Howard-Williams C., Brown J.M.A., 1991. The photosynthetic and growth rate responses of two freshwater angiosperms in lakes of different trophic status: responses to light and dissolved inorganic carbon. *Freshwater Biology*, 25: 399-407.
- Regione Lombardia, 2006. Programma di Tutela delle Acque Allegato 7.
- Reitzel, K., Andersen, F. Ø., Egemose, S., & Jensen, H. S. 2013 Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water *Water Research*, 47(8), 2787-2796
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F. Ø., Hansen, K. S., & Jensen, H. S. 2005 Lake Restoration by Dosing Aluminum Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment *Environmental Science & Technology*, 39, 4134–4140
- Reitzel, K., Hansen, J., Jensen, H. S., Andersen, F. Ø., & Hansen, K. S. 2003 Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark *Hydrobiologia*, 506-508
- Riis T., Olesen B., Clayton J.S., Lambertini C., Brix H., Sorrell B.K., 2012 Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. *Aquatic Botany*, 102: 56-64
- Ripl, W. 1976 Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate: a new lake restoration method *Ambio*, 5(3), 132-135
- Roberti A., 2004. Vegetazione acquatica e riparia del Lago d'Idro (Italia settentrionale). Tesi di Laurea, Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma.
- Rossi A., G. Della Casa, 2004. Il bilancio dell'azoto negli allevamenti di suini. *Agricoltura - Mensile della Regione Emilia-Romagna* 32: 11 82-83
- Russell M.J., Weller D.E., Jordan T.E., Sigwart K.J., Sullivan K.J., 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry*, 88: 285-304.
- Ruttemberg K.C., 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediment. *Limnology and Oceanography*, 37: 1460-1482.
- Rydin, E., Huser, B., & Welch, E. B. 2000 Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes *Limnology and Oceanography*, 45(1), 226-230
- Salmaso N, Copetti D, Cerasino L, Shams S, Capelli C, Boscaini A, Valsecchi L, Pozzoni F, Guzzella L, 2014b. Variability of microcystin cell quota in metapopulations of *Planktothrix rubescens*: Causes and implications for water management. *Toxicon*, 90: 82-96.
- Salmaso, N., Capelli, C., Shams, S., Boscaini, A., Tolotti, M., Cerasino, L., 2015. Invasion of *Dolichospermum lemmermannii* (Cyanobacteria) to the deep lakes south of the Alps: An unusual colonization from north to south? 2015 Aquatic Sciences Meeting (ASLO). 22-27 February 2015 – Granada, Spain. Comunicazioni: <http://sgmeet.com/aslo/granada2015/viewabstract.asp?AbstractID=26177>
- Salmaso, N., G. Morabito, R. Mosello, L. Garibaldi, M. Simona, F. Buzzi & D. Ruggiu, 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *Journal of Limnology* 62(2): 207-227.
- Salonen, V.-P., & Varjo, E. 2000 Gypsum treatment as a restoration method for sediments of eutrophied lakes – experiments from southern Finland *Environmental Geology*, 39(3-4), 353–359
- Schauser, I., Lewandowski, J., & Hupfer, M. 2003 Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments *Water Research*, 37(4), 801–812
- Schönbrunner I. M., Preiner S., Hein T., 2012. Impact of drying and re- flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. *Science of the Total Environment*, 432: 329-37.
- Shams S, Capelli C, Cerasino C, Ballot A, Dietrich DR, Sivonen K, Salmaso N., 2015. Anatoxin-a producing *Tychonema* (Cyanobacteria) in European waterbodies. *Water Research* 69: 68-79.

- Shao, M., Zhang, T., & Fang, H. H. P. 2009 Autotrophic denitrification and its effect on metal speciation during marine sediment remediation *Water Research*, 43(12), 2961-2968
- Simona, M., 2003. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *Journal of Limnology*, 62(2), p.190.
- Smeltzer, E. 1990 A successful alum/aluminate treatment of Lake Morey, Vermont Lake and Reservoir Management, 6, 9-19
- Smil V., 1999. Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global biogeochemical Cycles* 13:2: 647-662.
- Soumis-Dugas, G., Galvez-Cloutier, R., & Martel, L. 2010 Ecotoxicological Assessment of an In-Lake Remediation Method *Journal of ASTM International*, 6(4), 1-14
- Spears, B.M., Meis, S., Anderson, A., Kellou, M. 2013 Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes *Science of the Total Environment*, 442, 103-110
- Steinman A. D., Ogdahl M. E., Weinert M., Uzarski D. G., 2014. Influence of water-level fluctuation duration and magnitude on sediment-water nutrient exchange in coastal wetlands. *Aquatic Ecology*, 48:143-159.
- Stiers I., Njambuya J., Triest L., 2011. Competitive abilities of invasive *Lagarosiphon major* and native *Ceratophyllumdemersum* in monocultures and mixed cultures in relation to experimental sediment dredging. *Aquatic Botany*, 95: 161-166
- Sulieman S., Schulze J., 2010. The Efficiency of Nitrogen Fixation of the Model Legume *Medicago truncatula* (Jemalong A17) is low compared to *Medicago sativa*. *J. Plant Physiol*, 167 (9): 683-692.
- Tapolczai K, Anneville O, Padisák J, Salmaso N, Morabito G, Zohary T, Tadonleke RD, Rimet F., 2014. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17-29.
- Valderrama J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.
- Varjo, E., Liikanen, A., Salonen, V.-P., & Martikainen, P. J. 2003 A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: (gypsum treatment to reduce internal loading) *Water Research*, 37, 1-10
- Wang, C., Liu, J., Wang, Z., Pei, Y. 2014 Nitrification in lake sediment with addition of drinking water treatment residuals *Water Research*, 56, 234-245
- Wang, Y., Huang, X.F., Hu, J.W. 2014 Study on release potential of heavy metals in sediments from Baihua Lake by dredging simulation *Advanced MaterialsResearch*, 878, 545-550
- Wauer, G., & Teien, H.-C. 2010 Risk of acute toxicity for fish during aluminum application to hardwater lakes *The Science of the Total Environment*, 408(19), 4020-4025
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Casper, P., & Koschel, R. 2005 P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron *Ecology and Management of Inland Waters*, 35(1-2), 102-108
- Welch, E. B. 1996 Control of phosphorus by harvesting and alum In *Water Resources Series Tech. Rept* 152
- Welch, E. B., & Schrieve, G. D. 1994 Alum treatment effectiveness and longevity in shallow lakes In E. Mortensen et al., eds. *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. 423-431
- Wells, R.D.S., Clayton, J.S., De Winton, M.D. Submerged vegetation of Lakes Te Anau, Manapouri, Monowai, Hauroko, and Poteriteri, Fiordland, New Zealand (1998) *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32 (4), pp. 621-638.
- Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*, 4: 103-111.
- Yamada, T. M., Sueitt, A. P. E., Beraldo, D. A. S., Botta, C. M. R., Fadini, P. S., Nascimento, M. R. L., ... Mozeto, A. A. 2012 Calcium nitrate addition to control the internal load of phosphorus from sediments of a tropical eutrophic reservoir: Microcosm experiments *Water Research*, 46(19), 6463-6475
- Yu, J.-H., Zhong, J.-C., Zhang, Y.-L., Fan, C.-X., He, W., Zhang, L., & Tang, Z.-W. 2012 Influence of dredging on sediment resuspension and phosphorus transfer in lake: a simulation study *Huanjing Kexue*, 33(10), 3368-3375
- Zamparas, M., Zacharias I. 2014 Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review *Science of the Total Environment*, 496, 551-562

ALLEGATI

Allegato A

Fonti dei dati relativi alla voce "fertilizzanti azotati" nel calcolo dell'input netto di azoto

Tipologia di dato	Fonte
Consistenza delle vendite di fertilizzanti azotati in provincia di Brescia e Trento	Dati su agricoltura e zootecnia, Tavole Provinciali, ISTAT 2010 ⁽¹⁾
Estensione delle superfici agricole potenzialmente soggette a fertilizzazione	Dati ISTAT, Censimento Agricoltura 2010

⁽¹⁾www.istat.it/agricoltura/datiagro/mezzipro/elecon.html

Fonti dei dati relativi alla voce "fertilizzanti azotati" nel calcolo dell'input netto di azoto

Coltura	Tasso medio di azoto fissazione	Riferimento
Prati	125	McKee & Eyre, 2002
Pascoli	20	McKee & Eyre, 2002
Erba medica	111	Sulieman et al., 2010
Fagioli e piselli	40	Jordan & Weller, 1996
Colture legnose agrarie	5	Herridge et al., 2008
Fissazione non simbiontica	8	Smil, V., 1999

Tassi di assimilazione (kg N capo⁻¹ y⁻¹) e di escrezione (kg N capo⁻¹ y⁻¹) degli animali per le diverse categorie zootecniche. I dati per i pesci di acquacoltura sono espressi come kg N per tonnellata di trota allevata.

Categoria zootecnica	Richiesta di N	Escrezione di N
Galline ovaiole ⁽¹⁾	0.97 ⁽¹⁾	0.66 ⁽¹⁾
Polli da carne ⁽¹⁾	0.66 ⁽¹⁾	0.36 ⁽¹⁾
Faraone ⁽¹⁾	0.53 ⁽¹⁾	0.29 ⁽¹⁾
Oche	4.29 ⁽¹⁾	2.34 ⁽¹⁾
Tacchini	3.38 ⁽¹⁾	2.13 ⁽¹⁾
Altri avicoli	0.66 ⁽¹⁾	0.36 ⁽¹⁾
Altre vacche	61.5 ⁽¹⁾	54.1 ⁽¹⁾
Bovine femmine da 1 a 2 anni	61.5 ⁽¹⁾	54.1 ⁽¹⁾
Bovine femmine di 2 anni e più da allevamento	60.0 ⁽¹⁾	47.3 ⁽¹⁾
Bovini femmine di 2 anni e più da macello	61.5 ⁽¹⁾	54.1 ⁽¹⁾
Bovini maschi da 1 a 2 anni	60.0 ⁽¹⁾	47.3 ⁽¹⁾
Bovini maschi di 2 anni e più da macello	60.0 ⁽¹⁾	47.3 ⁽¹⁾
Bovini di età inferiore ad un anno	24.1 ⁽¹⁾	12.0 ⁽¹⁾
Vacche da latte	140.0 ⁽¹⁾	101.6 ⁽¹⁾
Scrofe	25.8 ⁽²⁾	20.7 ⁽²⁾
Suini di peso superiore a 50 kg (da ingrasso)	19.0 ⁽¹⁾	13.8 ⁽¹⁾
Verri	19.0 ⁽¹⁾	13.8 ⁽¹⁾
Bufali	60.1 ⁽¹⁾	47.3 ⁽¹⁾
Equini	53.7 ⁽¹⁾	47.9 ⁽¹⁾
Altri Equini	53.7 ⁽¹⁾	47.9 ⁽¹⁾
Capre	8.2 ⁽¹⁾	6.9 ⁽¹⁾
Altri caprini	8.2 ⁽¹⁾	6.9 ⁽¹⁾
Pecore	8.2 ⁽¹⁾	6.9 ⁽¹⁾
Altre pecore	8.2 ⁽¹⁾	6.9 ⁽¹⁾
Altri ovini	8.2 ⁽¹⁾	6.9 ⁽¹⁾
Coniglie madri	11.1 ⁽³⁾	7.4 ⁽³⁾
Altri cunicoli	1.5 ⁽⁴⁾	0.93 ⁽⁴⁾
Pesci di acquacoltura	74 ⁽⁵⁾	43 ⁽⁵⁾

⁽¹⁾Programma di Tutela delle Acque Regione Lombardia, 2006

⁽²⁾Rossi & Della Casa, 2004

⁽³⁾Xiccato et al, 2005

⁽⁴⁾Desolei, 2009

⁽⁵⁾Crovetto & Sandrucci, 2010

Rese e contenuti di azoto medi delle principali colture.

Coltura	Resa ⁽¹⁾ (t ha ⁻¹ y ⁻¹)	% N ⁽²⁾
Prati permanenti	6.0	1.9
Pascoli	3.0 ⁽²⁾	0.8
Erbai di graminacee	50.5	0.4
Prati polifiti avvicendati	16.5	2.2
Mais	3.5	1.8
Orzo	5.2	1.8
Patata	19.9	0.4
Altri seminativi	29.8	0.5
Orticole	22.9	0.5
Vite	12.3	0.3
Olivo	4.2	0.1
Melo	43.4	0.2
Pero	22.5	0.2
Pesco	10.4	0.3
Susino	14.0	0.3
Altra frutta	16.2	0.2
Castagno	1.7	3.0
Erba medica	3.5	3.5
Fagioli e piselli	3.7	2.5

⁽¹⁾ Censimento agricoltura, 2010 ISTAT per le province di Brescia e Trento

⁽²⁾ Programma di Tutela delle Acque Regione Lombardia, 2006

Stime della distribuzione delle produzioni vegetali e delle relative perdite durante la lavorazione ai fini del consumo umano e animale.

Coltura	frazione distribuita all'uomo	frazione persa a seguito della lavorazione dei prodotti destinati al consumo umano	frazione persa a seguito della lavorazione dei prodotti destinati al consumo animale
Prati permanenti	0.0		0.10 ⁽¹⁾
Pascoli	0.0		0.10 ⁽¹⁾
Erbai di graminacee	0.0		0.10 ⁽¹⁾
Prati polifiti avvicendati	0.0		0.10 ⁽¹⁾
Mais	0.02	0.1 ⁽¹⁾	0.10 ⁽¹⁾
Orzo	0.01	0.2 ⁽³⁾	0.30 ⁽¹⁾
Patata	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.30 ⁽¹⁾
Orticole	0.8	0.1 ⁽²⁾	
Vite	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Olivo	0.8	0.8 ⁽⁴⁾	0.20 ⁽¹⁾
Melo	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Pero	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Pesco	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Susino	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Altra Frutta	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Castagno	0.8	0.1 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾
Erba medica	0.0		0.10 ⁽²⁾
Fagioli e piselli	0.2	0.2 ⁽¹⁾	0.20 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Hong et al., 2011

⁽²⁾ Boyer et al., 2002

⁽³⁾ <http://www.agraria.org>

⁽⁴⁾ CRPV, 2006

Frazioni destinate al consumo umano e frazioni perse durante la lavorazione dei prodotti.

Categoria zootechnica	Frazione destinata al consumo umano	Frazione persa durante la lavorazione
Galline ovaiole	1.0 ⁽¹⁾	0.1 ⁽¹⁾
Polli da carne	1.0 ⁽¹⁾	0.2 ⁽¹⁾
Faraone	1.0 ⁽¹⁾	0.2 ⁽¹⁾
Oche	1.0 ⁽¹⁾	0.2 ⁽¹⁾
Altri avicoli	1.0 ⁽¹⁾	0.2 ⁽¹⁾
Altre Vacche	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Bovine femmine da 1 a 2 anni	0.0 ⁽²⁾	
Bovine femmine di 2 anni e più da allevamento	0.0 ⁽²⁾	0.4 ⁽²⁾
Bovini femmine di 2 anni e più da macello	1.0 ⁽²⁾	0.4 ⁽²⁾
Bovini maschi da 1 a 2 anni	0.0 ⁽²⁾	
Bovini maschi di 2 anni e più da macello	1.0 ⁽²⁾	0.4
Bovini di età inferiore ad un anno	0.0 ⁽²⁾	
Vacche da latte	1.0 ⁽¹⁾	0.1 ⁽¹⁾
Scrofe	0.33 ⁽²⁾	0.2 ⁽²⁾
Suini di peso superiore a 50 kg (da ingrasso)	1.0 ⁽²⁾	0.2 ⁽²⁾
Verri	0.25 ⁽²⁾	0.1 ⁽²⁾
Bufali	0.8 ⁽²⁾	0.1 ⁽²⁾
Equini	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Altri Equini	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Capre	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Altri caprini	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Pecore	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Altre pecore	1.0 ⁽²⁾	0.5 ⁽²⁾
Coniglie madri	0.0	
Altri cunicoli	1.0	0.1 ⁽²⁾
Troticoltura	1.0	0.2

⁽¹⁾ Boyer et al.. 2002

⁽²⁾ De Sanctis. 2006

Tassi di assimilazione (kg P capo⁻¹ y⁻¹) e di escrezione (kg P capo⁻¹ y⁻¹) degli animali per le diverse categorie zootecniche. I dati per i pesci di acquacoltura sono espressi come kg di P per ton di trota allevata.

Categoria zootecnica	Richiesta di P	Escrezione di P
Galline ovaiole ⁽¹⁾	0.35	0.31
Polli da carne ⁽¹⁾	0.16	0.13
Faraone ⁽¹⁾	0.16	0.13
Oche ⁽¹⁾	0.16	0.13
Tacchini ⁽²⁾	0.45	0.35
Altri avicoli ⁽¹⁾	0.16	0.13
Altre Vacche ⁽³⁾	15.7	14.0
Bovine femmine da 1 a 2 anni ⁽⁴⁾	13.9	10.3
Bovine femmine di 2 anni e più da allevamento ⁽³⁾	9.3	7.3
Bovini femmine di 2 anni e più da macello ⁽⁴⁾	13.9	10.3
Bovini maschi da 1 a 2 anni ⁽⁴⁾	13.9	10.3
Bovini maschi di 2 anni e più da macello ⁽³⁾	11.6	9.8
Bovini di età inferiore ad un anno ⁽¹⁾	5.2	2.3
Vacche da latte	24	15.9
Scrofe	11.6	8.7
Suini di peso superiore a 50 kg (da ingrasso) ⁽¹⁾	4.0	2.8
Verri	5.2	4.3
Bufali ⁽³⁾	11.6	9.8
Equini ⁽⁵⁾	7.0	5.0
Altri Equini ⁽⁵⁾	7.0	5.0
Capre	1.10	0.2
Altri caprini	1.1	0.2
Pecore ⁽³⁾	2.2	2.0
Altre pecore ⁽³⁾	2.2	2.0
Altri ovini ⁽²⁾	1.4	1.1
Coniglie madri ⁽⁶⁾	0.02	0.01
Altri cunicoli ⁽⁶⁾	0.02	0.01
Pesci di acquacoltura	11.6	10.2

⁽¹⁾ tratto da Regione Veneto DGR 2439 del 7/08/2007

⁽²⁾ Russell et al.. 2007

⁽³⁾ Hong et al.. 2012

⁽⁴⁾ Crovetto & Sandrucci. 2010

⁽⁵⁾ Lawrence et al.. 2003

⁽⁶⁾ Maertens et al.. 2005

Rese e contenuti di fosforo medi delle principali colture rinvenute.

Coltura	Resa ⁽¹⁾ (t ha ⁻¹ y ⁻¹)	% P ⁽²⁾
Prati permanenti	6.0	0.39
Pascoli	3.0	0.07
Erbai di graminacee	50.5	0.07
Prati polifiti avvicendati	16.5	0.22
Mais	3.5	0.30
Orzo	5.2	0.30
Patata	19.9	0.04
Altri seminativi	29.8	0.30
Orticole	22.9	0.13
Vite	12.3	0.03
Oliveto	4.2	0.01
Melo	43.4	0.01
Pero	22.5	0.01
Pesco	10.4	0.01
Susino	14.0	0.01
Altra frutta	16.2	0.01
Castagno	1.7	0.35
Erba medica	3.5	0.22
Fagioli e piselli	3.7	0.44

⁽¹⁾ Censimento agricoltura. 2010 ISTAT per le province di Brescia e Trento

⁽²⁾ Programma di Tutela delle Acque Regione Lombardia, 2006

Allegato B

Risultati dell'analisi bibliografica relativa alle principali tecniche di contenimento del carico interno di P

Autori	Anno	Titolo	Rivista
Anderson, J. M.	1975	Nitrogen Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments	Archiv Für Hydrobiologie, 76, 411–419
Ripl, W.	1976	Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate: a new lake restoration method	Ambio, 5(3), 132-135
Lijklema, L.	1977	The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments	In H. L. Golterman (Ed.), <i>Interactions between Sediments and Freshwater</i> (pp. 313–317). W. Junk, The Hague, The Nederlands
Dominie, D. R.	1980	Hypolimnetic aluminum treatment of softwater Annabessacook Lake	Restoration of Lakes and Inland Waters, EPA 440/5-81-010, 417-423
Cooke, G. D., Heath, R. T., Kennedy, R. H., & McComos, M. R.	1982	Change in lake trophic state and internal phosphorus release after aluminum sulphate application	Journal of the American Water Resources Association, 18(4), 699-705
Koschel, R., Benndorf, J., Proft, G., & Recknagel, F.	1983	Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication	Archiv Für Hydrobiologie, 98, 380–408
Gächter, R., Imboden, D.M.	1985	Lake Restoration	Chemical processes in lakes, edited by W. Stumm, New York: John Wiley & Sons, 363–388.
Foy, R. H.	1986	Suppression of phosphorus release from lake sediments by the addition of nitrate	Water Research, 20(11), 1345-1351
Noonan, T.A.	1986	Water quality in Long Lake, Minnesota, following Riplox sediment treatment	Lake and Reservoir Management 2, 131
Gätcher, R.	1987	Lake restoration. Why oxygenation and artificial mixing cannot substitute for a decrease in the external phosphorus loading	Schweiz Z. Hydrol. 49, 176–185
Sas, H.	1989	Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations	Sankt Augustin:AcademiaVerl. Richarz, pp 497
Smeltzer, E.	1990	A successful alum/aluminate treatment of Lake Morey, Vermont	Lake and Reservoir Management, 6, 9–19
Babin, J., Prepas, E. E., & Zhang, Y.	1992	Application of lime and alum to stormwater retention lakes to improve water quality	Water Quality Research Journal of Canada, 27(2), 365-381
Katz, J. L., Reick, M. R., Herzog, R. E., & Parsiegla, K. I.	1993	Calcite growth inhibition by iron	Langmuir, 9, 1423–1430
Quaak, M., Van der Does, J., Böers, P., & Van der Vlugt, J.	1993	A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphat fixation in shallow lakes	In P. C. M. Boers, T. E. Cappenberg, & W. van Raaphorst, eds. <i>Hydrobiologia</i> . Dordrecht: Springer Netherlands, 337–344
Böers, P., Van der Does, J., Quaak, M., & Van der Vlugt, J.	1994	Phosphorus fixation with iron III chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes?	Archiv Für Hydrobiologie, 129, 339–351
Jacoby, J. M., Gibbons, H. L., Stoops, K. B., & Bouchard, D. D.	1994	Response of a shallow, polymictic lake to buffered alum treatment	Lake and Reservoir Management, 10, 103–112
Welch, E. B., & Schrieve, G. D.	1994	Alum treatment effectiveness and longevity in shallow lakes	In E. Mortensen et al., eds. <i>Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes</i> . 423–431
Miskimmin, B. M., Donahue, W.	1995	Invertebrate community response to	Aquatic Sciences, 57, 20–30

F., & Watson, D.		experimental lime (Ca(OH)2) treatment of an eutrophic pond	
Welch, E. B.	1996	Control of phosphorus by harvesting and alum	In Water Resources Series Tech. Rept 152
Rzepecki, M.	1997	Bottom sediments in a humic lake with artificially increased calcium content: sink or source for phosphorus?	Water, Air and Soil Pollution, 99, 457–464
Burrows, H. D.	1997	Aquatic aluminum chemistry, toxicology, and environmental prevalence	Critical Reviews in Environmental Control, 7, 167–216
Gächter, R., & Wehrli, B.	1998	Ten Years of Artificial Mixing and Oxygenation: No Effect on the Internal Phosphorus Loading of Two Eutrophic Lakes	Environmental Science & Technology, 32(23), 3659-3665
Carpenter, S. R., Ludwig, D., & Brock, W. A.	1999	Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change	Ecological Applications, 9(3), 751-771
Douglas, G. B., Adeney, J. A., & Robb, M. S.	1999	A novel technique for reducing bioavailable phosphorus in water and sediments	International Association Water Quality Conference on Diffuse Pollution, 1999, 517-523
Calderoni A., & G.A. Tartari.	2000	Evolution of the water chemistry of Lake Orta after liming	J. Limnol., 60(1), 69–78
Rydin, E., Huser, B., & Welch, E. B.	2000	Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes	Limnology and Oceanography, 45(1), 226-230
Salonen, V.-P., & Varjo, E.	2000	Gypsum treatment as a restoration method for sediments of eutrophied lakes – experiments from southern Finland	Environmental Geology, 39(3-4), 353–359
Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P.	2000	Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake	Lake and Reservoir Management. 16(3), 195–204
AdPo	2001	Valutazione dello stato trofico e tecniche di risanamento dei laghi resilienti	I Quaderni N°3
Burley, K. L., Prepas, E. E., & Chambers, P. A.	2001	Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes : the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments	Freshwater Biology, 46, 1061–1074
Panning, F., Kretschmer, K., & Hillbrecht, B.	2001	Composition and method for treating polluted waters and water sediments	DE Patent N° DE19958271
Chambers, P.A., Prepas, E.E., Ferguson, M.E., Serediak, M., Guy, M., Holst, M.	2001	The effects of lime addition on aquatic macrophytes in hard water: in situ and microcosm experiments	Freshwater Biology, 46(8), 1121–1138
Reedyk, S., Prepas, E.E., Chambers, P.A.	2001	Effects of single Ca (OH)2 doses on phosphorus concentration and macrophyte biomass of two boreal eutrophic lakes over 2 years	Freshwater Biology, 46, 1075–1087
Prepas, E. E., Babin, J., Murphy, T. P., Chambers, P. A., Sandland, G. J., Ghadouani, A., & Serediak, M.	2001a	Long-term effects of successive Ca (OH)2 and CaCO3 treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes	Freshwater Biology, 46, 1089–1103
Prepas, E. E., Pinel-Alloul, B., Chambers, P. A., Murphy, T. P., Reedyk, S., Sandland, G. J., & Serediak, M.	2001b	Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes	Freshwater Biology, 46(8), 1049–1060
Berg, U., Neumann, T., Stüben, D., Markert, U., Wurm, K., & Donnert, D.	2002	Einsatz von Calcit als Barrierematerial zur internen Seenrestaurierung. Teil 2. Praxisnahe Optimierung und Bewertung	IGB-Workshop Seentherapie, Blossin
Donnert, D., Weidler, P., Berg, U., Neumann, T., Salecker, M., & Schweike, U.	2002	Einsatz von Calcit als Barrierematerial zur internen Seenrestaurierung, Teil I. Generelle Aspekte	IGB-Workshop Seentherapie, Blossin
Douglas, G. B.	2002	Remediation material and remediation process for sediments	US Patent N° US6350383 B1
Rogora, M., Garibaldi, L., Morabito, G., Arisci, S., Mosello, R.	2002	Present trophic level of Lake Alserio (Northern Italy) and prospect for its recovery	J. Limnol., 61(1), 27–40
Lewandowski, J., Schausler, I.,	2003	Long-term effects of phosphorus precipitations	Water Research, 37(13), 3194–204

Hupfer, M.		with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany)	
Reitzel, K., Hansen, J., Jensen, H. S., Andersen, F. Ø., & Hansen, K. S.	2003	Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark	Hydrobiologia, 506-508
Schauser, I., Lewandowski, J., & Hupfer, M.	2003	Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments	Water Research, 37(4), 801–812
Varjo, E., Liikanen, A., Salonen, V.-P., & Martikainen, P. J.	2003	A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: (gypsum treatment to reduce internal loading)	Water Research, 37, 1–10
Walpersdorf, E., Neumann, T., Stüben, D.	2004	Efficiency of natural calcite precipitation compared lake marl application used for water quality improvement in an eutrophic lake	Applied Biogeochemistry, 19, 1687–1698
Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., & Stanley, N.A.	2005	Phosphorus Inactivation and Sediment Oxidation	In Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, edited by CRC Press, Third edition, Chapter 8, 177–238
Hullebusch, E. D., Auvray, F., Deluchat, V., Chazal, P. M., & Baudu, M.	2005	Impact of alum treatment on phosphorus sediment fractionation and short term release in polymictic shallow lake: Influence of pH conditions	Materials and Geoenvironment, 52(1), 63–66
Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F. Ø., Hansen, K. S., & Jensen, H. S.	2005	Lake Restoration by Dosing Aluminum Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment	Environmental Science & Technology, 39, 4134–4140
Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Casper, P., & Koschel, R.	2005	P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron	Ecology and Management of Inland Waters, 35(1-2), 102–108
Camargo, J. A., & Alonso, Á.	2006	Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment	Environment International, 32(6), 831–849
Burgin, A. J., & Hamilton, S. K.	2007	Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways	Frontiers in Ecology and the Environment, 5, 89–96
Motion, O. J.	2007	Pore water chemistry and early diagenesis in sediments of Lake Rotorua, New Zealand	The University of Waikato
Nürnberg, G. K.	2007	Lake responses to long term hypolimnetic withdrawal treatments	Lake Reserv Manage, 23(4), 388–409
Hupfer, M., & Lewandowski, J.	2008	Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology	International Review of Hydrobiology, 93(4-5), 415-432
Mehner, T., Diekmann, M., Gonsiorczyk, T., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., ... Wauer, G.	2008	Rapid Recovery from Eutrophication of a Stratified Lake by Disruption of Internal Nutrient Load	Ecosystems, 11(7), 1142-1156
Noonan, T. A.	2009	Water quality in Long Lake, Minnesota, following RiploX sediment treatment	Lake and Reservoir Management, 2(1), 131–137
Shao, M., Zhang, T., & Fang, H. H. P.	2009	Autotrophic denitrification and its effect on metal speciation during marine sediment remediation	Water Research, 43(12), 2961-2968
Özkundakci, D., Hamilton, D.P., Scholes, P.	2010	Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake	Ecological Engineering, 36, 396–405
Soumis-Dugas, G., Galvez-Cloutier, R., & Martel, L.	2010	Ecotoxicological Assessment of an In-Lake Remediation Method	Journal of ASTM International, 6(4), 1–14
Wauer, G., & Teien, H.-C.	2010	Risk of acute toxicity for fish during aluminum application to hardwater lakes	The Science of the Total Environment, 408(19), 4020–4025
Wolter, K.D.	2010	Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe	In M. Eiseltová, ed. Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe. 85–99.

Dittrich, M., Gabriel, O., Rutzen, C., & Koschel, R.	2011	Lake restoration by hypolimnetic $\text{Ca}(\text{OH})_2$ treatment: impact on phosphorus sedimentation and release from sediment	The Science of the total environment, 409(8), 1504-1515
Gibbs, M., Hickey, C. W., & Özkundakci, D.	2011	Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations	Hydrobiologia, 658, 253–275
Gibbs, M., & Özkundakci, D.	2011	Effects of a modified zeolite on P and N processes and fluxes across the lake sediment – water interface using core incubations	Hydrobiologia, 661, 21–35
Landman, M. J., & Ling, N.	2011	Fish health changes in Lake Okaro, New Zealand: effects of nutrient remediation, season or eutrophication?	Hydrobiologia, 661(1), 65-79
Özkundakci, D., Duggan, I. C., & Hamilton, D. P.	2011	Does sediment capping have post-application effects on zooplankton and phytoplankton ?	Hydrobiologia, 661, 55–64
Parkyn, S.M., Hickey, C.W., Clearwater, S.J.	2011	Measuring sub-lethal effects on freshwater crayfish (<i>Paranephropsplanifrons</i>) behaviour and physiology: laboratory and <i>in situ</i> exposure to modified zeolite	Hydrobiologia, 661, 37–53
Galvez-Cloutier, R., Saminathan, S.K., Boillot, C., Triffaut-Bouchet G., Bourget, A., Soumis-Dugas, G.	2012	An evaluation of several in-lake restoration techniques to improve the water quality problem (eutrophication) of Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada	Environmental Management, 49(5), 1037, 1053
Steinman, A.D., Ogdahl, M.E.	2012	Macroinvertebrate response and internal phosphorus loading in a Michigan Lake after alum treatment	Journal of Environmental Quality, 41(5), 1540–8
Yamada, T. M., Sueitt, A. P. E., Beraldo, D. A. S., Botta, C. M. R., Fadini, P. S., Nascimento, M. R. L., ... Mozeto, A. A.	2012	Calcium nitrate addition to control the internal load of phosphorus from sediments of a tropical eutrophic reservoir: Microcosm experiments	Water Research, 46(19), 6463-6475
Yu, J.-H., Zhong, J.-C., Zhang, Y.-L., Fan, C.-X., He, W., Zhang, L., & Tang, Z.-W.	2012	Influence of dredging on sediment resuspension and phosphorus transfer in lake: a simulation study	Huanjing Kexue, 33(10), 3368–3375
Łopata, M., Gawrońska H., Jaworska B., Wiśniewski G.	2013	Restoration of two shallow, urban lakes using the phosphorus inactivation method - Preliminary results	Water Science and Technology, 68(10), 2127-2135
Nogaro, G., Burgin, A. J., Schoepfer, V. A., Konkler, M. J., Bowman, K. L., & Hammerschmidt, C. R.	2013	Aluminum sulfate (alum) application interactions with coupled metal and nutrient cycling in a hypereutrophic lake ecosystem	Environmental pollution (Barking, Essex : 1987), 176, 267–274
Reitzel, K., Andersen, F. Ø., Egemose, S., & Jensen, H. S.	2013	Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water	Water Research, 47(8), 2787-2796
Spears, B.M., Meis, S., Anderson, A., Kellou, M.	2013	Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes	Science of the Total Environment, 442, 103-110
Wang, C., Gao, S., Pei, Y., & Zhao, Y.	2013	Use of drinking water treatment residuals to control the internal phosphorus loading from lake sediments: Laboratory scale investigation	Chemical Engineering Journal, 225, 93–99
Li, J., Zhan, Y.H., Lin, J.W., Yang, M.J., Fang Q., Zheng, W.J.	2014	Immobilization of phosphorus in Taihu Lake sediment-water systems by lanthanum-modified zeolite	Environmental Science, 34(1), 161-169
Mackay, E. B., Maberly, S. C., Pan, G., Reitzel, K., Bruere, A., Corker, N., ... Spears, B. M.	2014	Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction?	Inland Waters, 4(4), 349–356
Wang, C., Liu, J., Wang, Z., Pei, Y.	2014	Nitrification in lake sediment with addition of drinking water treatment residuals	Water Research, 56, 234-245
Wang, Y., Huang, X.F., Hu, J.W.	2014	Study on release potential of heavy metals in sediments from Baihua Lake by dredging simulation	Advanced MaterialsResearch, 878, 545-550
Yang, M.J., Lin, J.W., Zhan, Y.H.,	2014	Adsorption of phosphate from water on lake	Ecological Engineering, 71, 223-233

Zhang, H.		sediments amended with zirconium-modified zeolites in batch mode	
Yang, M.J., Lin, J., Zhan, Y., Fang, Q., Zheng, W.J., Li, J.	2014	Immobilization of phosphate in Taihu lake sediment-water systems using aluminum-modified zeolites and zirconium-modified zeolites as amendments	Research of Environmental Sciences, 27(1), 1351-1359
Zamparas, M., Zacharias I.	2014	Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review	Science of the Total Environment, 496, 551-562
Harris, L.A., Hodgkins, C.L.S., Day, M.C., Austin, D., Testa, J.M., Boynton, W., Van Der Tak, L., Chen, N.W.	2015	Optimizing recovery of eutrophic estuaries: Impact of destratification and re-aeration on nutrient and dissolved oxygen dynamics	Ecological Engineering, 75, 470-483

ALLEGATO C

*Riferimenti bibliografici che trattano di aspetti legati all'ecologia o alle tecniche di contenimento della specie *Lagarosiphon major* tratti dalla banca dati Scopus (aggiornata al 9 dicembre 2014)*

Autori	Anno	Titolo	Rivista	pp.
Hussner, A. et al.	2015	Response capacity to CO ₂ depletion rather than temperature and light effects explain the growth success of three alien Hydrocharitaceae compared with native <i>Myriophyllum triphyllum</i> in New Zealand	Aquatic Botany	205-211
Martin, G.D. & Coetze, J.A.	2014	Competition between two aquatic macrophytes, <i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae) and <i>Myriophyllum spicatum</i> Linnaeus (Haloragaceae) as influenced by substrate sediment and nutrients	Aquatic Botany	1-11
Earle, W. et al.	2013	Biology of <i>Polypedilum</i> n. sp. (Diptera: Chironomidae), a promising candidate agent for the biological control of the aquatic weed <i>Lagarosiphon major</i> (Hydrocharitaceae) in Ireland	Biocontrol Science and Technology	1267-1283
Martin, G.D. et al.	2013	Hydrellialagarosiphon Deeming (Diptera: Ephydidae), a potential biological control agent for the submerged aquatic weed, <i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss ex Wager (Hydrocharitaceae)	African Entomology	151-160
Mangan, R. & Baars J.-R.	2013	Use of life table statistics and degree day values to predict the colonisation success of Hydrellialagarosiphon Deeming (Diptera: Ephydidae), a leaf mining fly of <i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae), in Ireland and the rest of Europe	Biological Control	143-151
Riis, T. et al.	2012	Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species	Aquatic Botany	56-64
Hofstra, D.E. & Clayton J.S.	2012	Assessment of benthic barrier products for submerged aquatic weed control	Journal of Aquatic Plant Management	101-105
Compton, T.J. et al.	2012	Predicting spread of invasive macrophytes in New Zealand lakes using indirect measures of human accessibility	Freshwater Biology	938-948
Cavalli, G. et al.	2012	Bicarbonate use in three aquatic plants	Aquatic Botany	57-60
Baars J.-R.	2011	Classical biological control for the management of alien invasive plants in ireland	Biology and Environment	
Caffrey, J. et al.	2011	Management of <i>Lagarosiphon major</i> (ridley) moss in lough corrib-a review	Biol Environ	
Hussner, A. et al.	2011	Diurnal courses of net photosynthesis and photosystem II quantum efficiency of submerged <i>Lagarosiphon major</i> under natural light conditions	Flora	904-909
Stiers, I. et al.	2011	Competitive abilities of invasive <i>Lagarosiphon major</i> and native <i>Ceratophyllumdemersum</i> in monocultures and mixed cultures in relation to experimental sediment dredging	Aquatic Botany	161-166
Riis, T. et al.	2010	Invasion strategies in clonal aquatic plants: Are phenotypic differences caused by phenotypic plasticity or local adaptation?	Annals Bot	813-822

Baars, J-R. et al.	2010	Natural enemies from South Africa for biological control of <i>Lagarosiphon major</i>	Hydrobiologia	149-158
Bickel, T.O. et al.	2009	Impact of partial removal of the invasive macrophyte <i>Lagarosiphon major</i> (hydrocharitaceae) on invertebrates and fish	River Res Appl	734-744
De Winton, M.D. et al.	2009	Spread and status of seven submerged pest plants in New Zealand lakes	New Zeland J Mar Freshw Res	547-561
Bickel, T.O., Closs, G.P.	2008	Fish distribution and diet in relation to the invasive macrophyte <i>Lagarosiphon major</i> in the littoral zone of Lake Dunstan, New Zealand	Ecology of Freshwater Fish	10-19
James, C.S. et al.	2006	Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements	Aquatic Botany	347-353
Kelly, D.J & Hawes, I.	2005	Effects of invasive macrophytes on littoral-zone productivity and foodweb dynamics in a New Zealand high-country lake	J. North AmerBentholSoc	300-320
McKee, D. et al.	2002	Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities	Aquatic Botany	71-83
Lake, M.D. et al.	2002	Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.) in New Zealand	Hydrobiologia	13-22
Hofstra, D.E., Clayton, J.S.	2001	Evaluation of Selected Herbicides for the Control of Exotic Submerged Weeds in New Zealand: I. The Use of Endothall, Triclopyr and Dichlobenil	Journal of Aquatic Plant Management	20-24
James, C.S. et al.	1999	Competition between three submerged macrophytes, <i>Elodea canadensis</i> Michx, <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) St John and <i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	Hydrobiologia	35-40
Howard-Williams, C. et al.	1996	Patterns of aquatic weed regrowth following mechanical harvesting in New Zealand hydro-lakes	Hydrobiologia	229-234
Rattray, M.R.	1995	The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms	Hydrobiologia	117-120
Rattray, M.R. et al.	1991	Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes	Aquatic Botany	225-237
Rattray, M.R. et al.	1991	The photosynthetic and growth rate responses of two freshwater angiosperms in lakes of different trophic status: responses to light and dissolved inorganic carbon	Freshwater Biology	399-407
Coffey, B.T. & Wah, C.K.	1988	Pressure inhibition of anchorage-root production in <i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss: A possibledeterminant of itsdepthrange	Aquatic Botany	289-301
Howard-williams, C. & Davies, J.	1988	The invasion of lake Taupo by the submerged water weed <i>Lagarosiphon major</i> and its impact on the nativa flora	New Zealand Journal of Ecology	13-19
Coffey, B.T., Clayton, J.S.	1988	Changes in the submerged macrophyte vegetation of Lake Rotoiti, central North Island, New Zealand	New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research	215-223
Johnstone, I.M. et al.	1985	The role of recreational boat traffic in interlake dispersal of macrophytes: a New Zealand case study	Journal of Environmental Management	263-279
Clayton, J.S.	1982	Effects of fluctuations in water level and growth of <i>Lagarosiphon major</i> on the aquatic vascular plants in Lake Rotoma, 1973-80	New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research	89-94
Clayton, J.S. et al.	1981	Submerged vegetation of the Rotorua and Waikato lakes *4. Lake Rotoma	New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research	447-451

*Riferimenti bibliografici che trattano di aspetti legati all'ecologia o alle tecniche di contenimento della specie *Elodea nuttallii* tratti dalla banca dati Scopus (aggiornata al 9 dicembre 2014)*

Autori	Anno	Titolo	Rivista	pp.
Vanderstukken, M. et al.	2014	Long-term allelopathic control of phytoplankton by the submerged macrophyte <i>Elodea nuttallii</i>	Freshwater Biology	In press
Zuo J.-C. et al.	2014	Effects of moderate-intensity harvesting on interspecific competition between <i>Potamogeton crispus</i> and <i>Elodea nuttallii</i>	Chinese Journal of Ecology	2414-2419
Authors of Document Grudnik, Z.M.,	2014	Influence of abiotic factors on invasive behaviour of alien species <i>Elodea nuttallii</i> in the Drava River (Slovenia)	Annales de Limnologia	1-8
Zaman T. & Asaeda T.	2014	Assessment of macro-micro element accumulation capabilities of <i>Elodea nuttallii</i> under gradient redox statuses with elevated NH4-N concentrations	Acta Botanica Croatica	131-147
Zafferamann, E.	2014	Increasing canopy shading reduces growth but not establishment of <i>Elodea nuttallii</i> and <i>Myriophyllum spicatum</i> in stream channels	Hydrobiologia	159-170
Steffen, K. et al.	2014	Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters	Aquatic Botany	46-55
Mutsui, A.	2014	Relationship between distribution and bottom sediment of submerged macrophytes in the Seta River, Shiga Prefecture, Japan	Landscape and Ecological Engineering	109-113
Stang, C. et al.	2014	Role of submerged vegetation in the retention processes of three plant protection products in flow-through stream mesocosms	Chemosphere	13-22
van Zuidam & Peeters	2013	Occurrence of macrophyte monocultures in drainage ditches relates to phosphorus in both sediment and water	SpringerPlus	1-11
Chucholl	2013	Feeding ecology and ecological impact of an alien 'warm-water' omnivore in cold lakes	Limnologica	265-271
Zaman & Asaeda	2013	Effects of NH4-N concentrations and gradient redox level on growth and allied biochemical parameters of <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.)	Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants	211-219
Mazej Grudnik & Germ	2013	Spatial pattern of native species <i>Myriophyllumspicatum</i> and invasive alien species <i>Elodea nuttallii</i> after introduction of the latter one into the Drava River (Slovenia)	Biologia (Poland)	202-209
Ha et al.	2013	Lake restoration by biomanipulation using piscivore and <i>Daphnia</i> stocking; results of the biomanipulation in Japan	Limnology	19-30
Wang et al.	2013	Effects of macrophyte-associated nitrogen cycling bacteria on denitrification in the sediments of the eutrophic Gonghu Bay, Taihu Lake	Hydrobiologia	329-341
Wolf et al.	2012	Using multispectral Sentinel-2 data to monitor submerse macrophytes	European Space Agency, (Special Publication) ESA SP	

			707 SP	
Hussner	2012	Alien aquatic plant species in European countries	Weed Research	297-306
van Zuidam & Peeters	2012	Cutting affects growth of <i>Potamogetonlucens</i> L. and <i>Potamogetoncompressus</i> L	Aquatic Botany	51-55
Minchin & Boelens	2011	The distribution and expansion of ornamental plants on the shannon navigation	Biology and Environment	
Boiché et al.	2011	Resistance to herbivory of two populations of <i>Elodea canadensis</i> Michaux and <i>Elodea nuttallii</i> Planchon St. John	Plant Ecology	1723-1731
Dorenbosch & Bakker	2011	Herbivory in omnivorous fishes: Effect of plant secondary metabolites and prey stoichiometry	Freshwater Biology	1793-1797
Zhang et al.	2010	Sedimented cyanobacterial detritus as a source of nutrient for submerged macrophytes (<i>Vallisneriaspiralis</i> and <i>Elodea nuttallii</i>): An isotope labeling experiment using ^{15}N	Limnology and Oceanography	1912-1917
Xie et al.	2010	Asexual propagations of introduced exotic macrophytes <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Myriophyllumaquaticum</i> , and <i>M. propinquum</i> are improved by nutrient-rich sediments in China	Hydrobiologia	37-47
Bakker et al.	2010	Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms	Basic and Applied Ecology	432-439
Hussner et al.	2010	Low light acclimated submerged freshwater plants show a pronounced sensitivity to increasing irradiances	Aquatic Botany	17-24
Boiché et al.	2010	Contrasting seasonal patterns in the acceptability of a naturalised and an introduced macrophyte for a generalist shredder	Fundamental and Applied Limnology	133-141
Vanderstukken et al.	2010	The influence of plant-associated filter feeders on phytoplankton biomass: A mesocosm study	Hydrobiologia	199-208
Ma et al.	2009	Responses of <i>Elodea nuttallii</i> and <i>Ceratophyllumdemersum</i> to high temperature	Fresenius Environmental Bulletin	1588-1596
Angelstein et al.	2009	The influence of different sediment nutrient contents on growth and competition of <i>Elodea nuttallii</i> and <i>Myriophyllumspicatum</i> in nutrient-poor waters	Fundamental and Applied Limnology	49-57
Lamoine et al.	2009	Morphological and chemical changes induced by herbivory in three common aquatic macrophytes	International Review of Hydrobiology	282-289
Angelstein & Schubert	2009	Light acclimatisation of <i>Elodea nuttallii</i> grown under ambient DIC conditions	Plant Ecology	91-101
Wu et al.	2009	Allelopathic effects of phenolic compounds present in submerged macrophytes on <i>microcystis aeruginosa</i>	Allelopathy Journal	403-410
Pan et al.	2009	Phytotoxicity of four herbicides on <i>Ceratophyllumdemersum</i> , <i>Vallisnerianatans</i> and <i>Elodea nuttallii</i>	Journal of Environmental Sciences	307-312
Ma et al.	2008	Adsorbability and sedimentation effect of submerged macrophytes on suspended solids	Fresenius Environmental Bulletin	2175-2179

Angelstein & Schubert	2008	Elodea nuttallii: Uptake, translocation and release of phosphorus	Aquatic Biology	209-216
Barrat-Segretain & Cellot	2007	Response of invasive macrophyte species to drawdown: The case of Elodea sp.	Aquatic Botany	255-261
Di Nino et al.	2007	Phenology and phenotypic variation of genetically uniform populations of Elodea nuttallii (Planch.) H. St John at sites of different trophic states	Fundamental and Applied Limnology	335-343
Barrat-Segretain & Lemoine	2007	Can snail herbivory influence the outcome of competition between Elodea species?	Aquatic Botany	157-162
Greulich & Trémolières	2006	Present distribution of the genus Elodea in the Alsatian Upper Rhine floodplain (France) with a special focus on the expansion of Elodea nuttallii St. John during recent decades	Hydrobiologia	249-255
Erhard & Gross	2006	Allelopathic activity of Elodea canadensis and Elodea nuttallii against epiphytes and phytoplankton	Aquatic Botany	203-211
Di Nino et al.	2005	Response of Elodea nuttallii (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France	Hydrobiologia	147-157
Barrat-Segretain	2005	Competition between invasive and indigenous species: Impact of spatial pattern and developmental stage	Plant Ecology	153-160
Jones	2005	The metabolic cost of bicarbonate use in the submerged plant Elodea nuttallii	Aquatic Botany	71-81

ALLEGATO D

Comparando i dati raccolti da Galanti, inediti (1997-1999) e da Bolpagni e colleghi (dal 2009) sono stati identificati **10 transetti** (da ritenersi sufficienti per i monitoraggi a medio-lungo termine sull'evoluzione delle comunità a macrofite del Lago d'Idro). Secondo Wells et al. (1998) e Clayton & Edwards (2006) per il monitoraggio multi-temporale della vegetazione di ambienti lacustri sono infatti sufficienti 4 transetti, identificarne 10 rappresenta pertanto un approccio ampiamente cautelativo. In Tabella B1 si riportano le informazioni fondamentali per l'identificazione dei transetti (punto di inizio e di fine); in Figura B1 ne è riportata la collocazione spaziale.

Nel complesso sono stati identificati 3 transetti nella porzione meridionale del lago e 2 in quella settentrionale (tra Anfo-Parôle e Ponte Caffaro). In questo modo si è voluto valorizzare il dato storico acquisito da Galanti, che ha indagato in modo prevalente la parte meridionale del bacino. Peraltro il dato di Galanti è stato rilevato in una fase in cui il lago era soggetto “a escursioni notevoli dei livelli” e quindi può essere di particolare interesse per indagare i trend evolutivi dei popolamenti sommersi. Questo spiega perché ci si è focalizzati nell'identificazione dei “transetti modello” nel settore meridionale del lago.

Tabella B1. Coordinate dei transetti (punto di inizio = A; punto di fine = B), e corrispondenza con i transetti rilevati da Galanti (dati inediti) e Bolpagni (2013).

Tr	Punto	Coordinate	Codifica Galanti	Codifica Bolpagni
TI13A	A1	44°44'26.32"	10°28'13.80"	7(1)
	A2	45°44'25.72"	10°28'13.80"	
TI13B	B1	45°44'41.37"	10°28'59.07"	211(1)
	B2	45°44'43.26"	10°28'53.18"	
TI13C	C1	45°44'38.19"	10°28'24.93"	9(3)
	C2	45°44'35.72"	10°28'30.37"	
TI13D	D1	45°45'50.60"	10°30'50.17"	23
	D2	45°45'51.62"	10°30'45.80"	
TI13E	E1	45°47'36.97"	10°30'10.16"	7B
	E2	45°47'37.20"	10°30'14.69"	
TI13F	F1	45°48'41.29"	10°31'16.37"	14°
	F2	45°48'37.57"	10°31'10.99"	
TI13G	G1	45°48'15.64"	10°32'0.81"	14C
	G2	45°48'11.74"	10°31'54.62"	
TI13H	H1	45°46'36.43"	10°31'15.78"	C
	H2	45°46'34.99"	10°31'9.64"	
TI13I	I1	45°47'3.09"	10°30'8.67"	4D
	I2	45°47'3.53"	10°30'10.80"	
TI13L	L1	45°46'9.80"	10°29'53.37"	AN2
	L2	45°46'8.98"	10°29'54.50"	

In Tabella B2 si riporta una sintesi dei dati raccolti nel 2010-11 nei transetti identificati come modello. Con specifico riferimento alla lunghezza dei transetti, quelli identificati come modello hanno dimensioni maggiori rispetto ai corrispettivi indagati da Bolpagni e colleghi in funzione del fatto che nel corso del biennio 2010-11 l'acquisizione del dato si interrompeva alla scomparsa delle macrofite acquatiche (mediamente tra 9 e 10 m di profondità); tale dato non può essere considerato “assoluto” ma va verificato a ogni nuovo rilevamento, ciò comporta che nelle future campagne di monitoraggio l'acquisizione del dato si possa

concludere prima (nel caso in cui la prateria sommersa sia regredita) o a profondità maggiori (e quindi a distanze maggiori dalla sponda) qualora la prateria si fosse espansa. Nella definizione, pertanto, della stazione di chiusura del transetto si è identificata un punto corrispondente a profondità ampiamente superiori ai 10 m (attuale profondità di chiusura della vegetazione sommersa).

Tabella B2. Per ciascun transetto modello sono riportati: Sl = slope, Zc = massima profondità di crescita, Tr il numero del transetto, LT = lunghezza del transetto; e le frequenze medie delle specie (le codifiche sono: Cha_glo = *Chara globularis*, Elo_nut = *Elodea nuttallii*, Fon_ant = *Fontinalis antipyretica*, Cha_vul = *Chara vulgaris*, Lag_maj = *Lagarosiphon major*, Myr_spi = *Myriophyllum spicatum*, Pot_per = *Potamogeton perfoliatus*, Cla_aeg = *Cladophora aegagropila*, Spi = *Spirogyra* sp.).

Sl	Zc	Tr	LT	Cha_glo	Elo_nut	Fon_ant	Pot_per	Cha_vul	Lag_maj	Myr_spi	Pot_per	Cla_aeg	Spi
0.2	9.0	9'''	38	70	30	10	0	0	0	0	0	0	0
0.0	9.0	7	228	60	40	0	0	20	40	30	20	0	0
0.4	9.0	D1	24	40	80	0	20	0	20	70	0	0	0
0.4	9	C	22	40	10	0	10	0	90	80	0	0	0
0.6	8	AN2	14	20	20	0	0	0	60	40	0	20	0
0.5	9	4D	19	40	80	0	10	0	40	50	0	40	0
0.5	9.0	7B	18	0	70	0	0	0	40	40	0	40	0
0.1	6	14A	55	0	30	0	0	0	40	30	20	50	0
0.1	5	14C	87	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
0.3	9.0	23	36	30	20	0	10	10	40	40	0	30	40

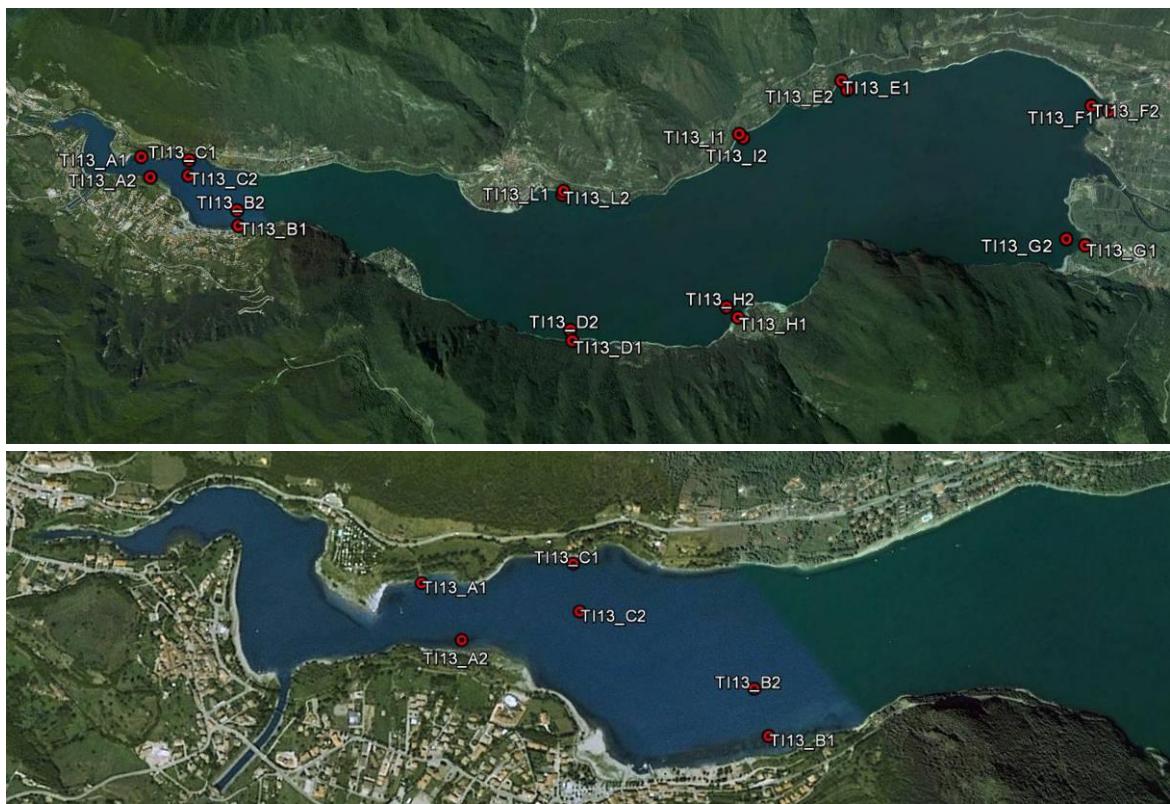


Figura B1. Distribuzione spaziale dei tranetti modello (alto visione sinottica); in basso particolare della localizzazione dei tranetti “meridionali”.

