

## 2.2 IL LAGO DI PUSIANO

### 2.2.1 La qualità ecologica del Lago di Pusiano

#### 2.2.1.1 Dinamica degli apporti del Fiume Lambrone sulla qualità delle acque del lago

La quantità di pioggia caduta nell'arco di un mese è stata utilizzata come una prima indicazione indiretta di portate elevate del Fiume Lambrone in entrata al lago. In Figura 2.2.1 viene riportata la quantità di pioggia cumulata (mm) mensilmente durante il periodo di indagine. I dati rappresentati in Figura 2.2.1 sono stati ottenuti a partire da misurazioni svolte ogni 15 minuti alla stazione meteorologica (CNR-IRSA) posizionata a pochi metri dal Lago di Pusiano in località Geretta (vedi mappa in Figura 2.2.3). Dalla Figura 2.2.1 si può notare che i mesi più piovosi sono risultati quelli di maggio e agosto 2010.

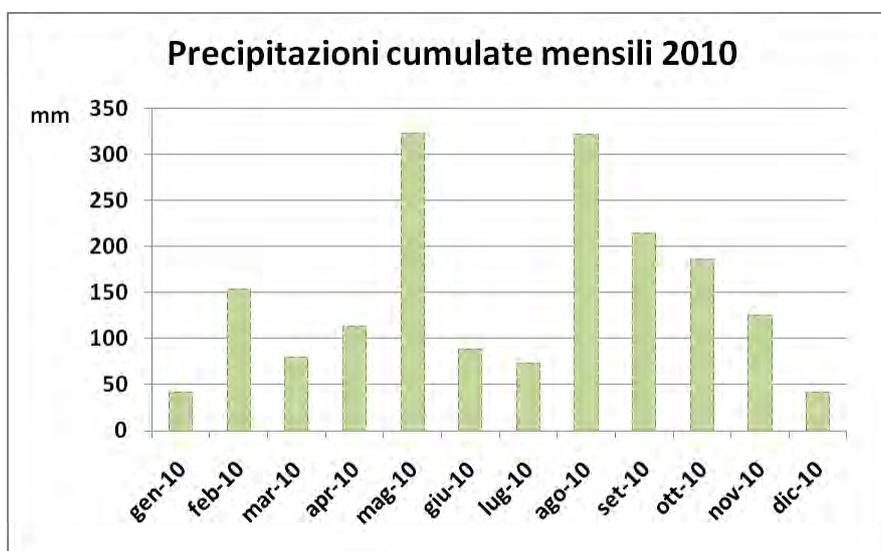


Figura 2.2.1 Andamento delle precipitazioni cumulate mensili. Dati dalla stazione meteorologica (CNR-IRSA) posizionata a Eupilio località Geretta.

In Figura 2.2.2 sono riportate le sezioni trasversali (superfici a 2,5 m di profondità) della salinità (in parti per mille PPT) ottenute a partire dai dati di conducibilità e temperatura misurati con sonda multiparametrica seguendo il metodo riportato in Parker et al. (1984). In termini generali il Fiume Lambrone presenta un contenuto salino più elevato delle acque del lago. La salinità rappresenta quindi un buon tracciante per descrivere i meccanismi di immissione e dispersione delle acque trasportate dal principale immissario nel lago.

I risultati riportati in Figura 2.2.2 sembrano indicare che nella maggior parte dei casi il flusso indotto dall'immissione del Fiume Lambrone segua un movimento antiorario e impatti maggiormente le acque più vicine alle rive sulle sponde orientali e settentrionali rispetto alla porzione centrale del lago. I risultati sperimentali presentati in Figura 2.2.2 sono ancora preliminari. Approfondimenti sulla dinamica del Fiume Lambrone nel lago sono attualmente in corso attraverso l'ausilio di strumento modellistici

3D. Poiché il Fiume Lambrone è anche la principale sorgente di nutrienti ci si attende che tale meccanismo di trasporto abbia anche delle implicazioni sulla produttività dell'ecosistema.

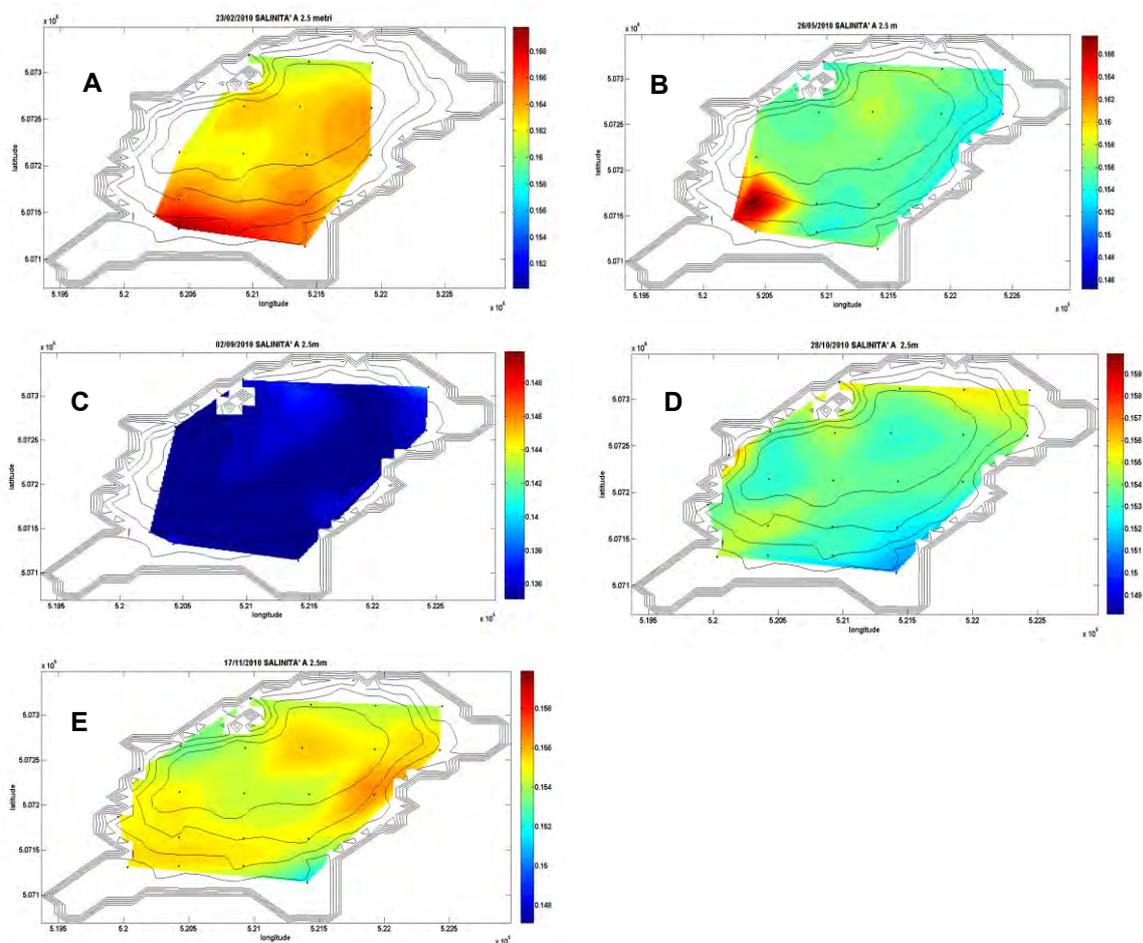


Figura 2.2.2. Sezioni trasversali di salinità a 2.5 metri di profondità dalla superficie del lago. A: 23 febbraio 2010, B: 26 maggio 2010, C: 02 settembre 2010, D: 28 ottobre 2010 ed E: 17 novembre 2010.

### 2.2.1.2 Qualità chimica

I campionamenti del lago sono stati effettuati nel periodo compreso tra gennaio 2010 e gennaio 2011. Le stazioni di campionamento sono riportate in Figura 2.2.3. I campioni da destinare ad analisi di laboratorio sono stati raccolti a diverse profondità nella stazione di centro lago (ST6) collocata anche nel punto di massima profondità del lago.

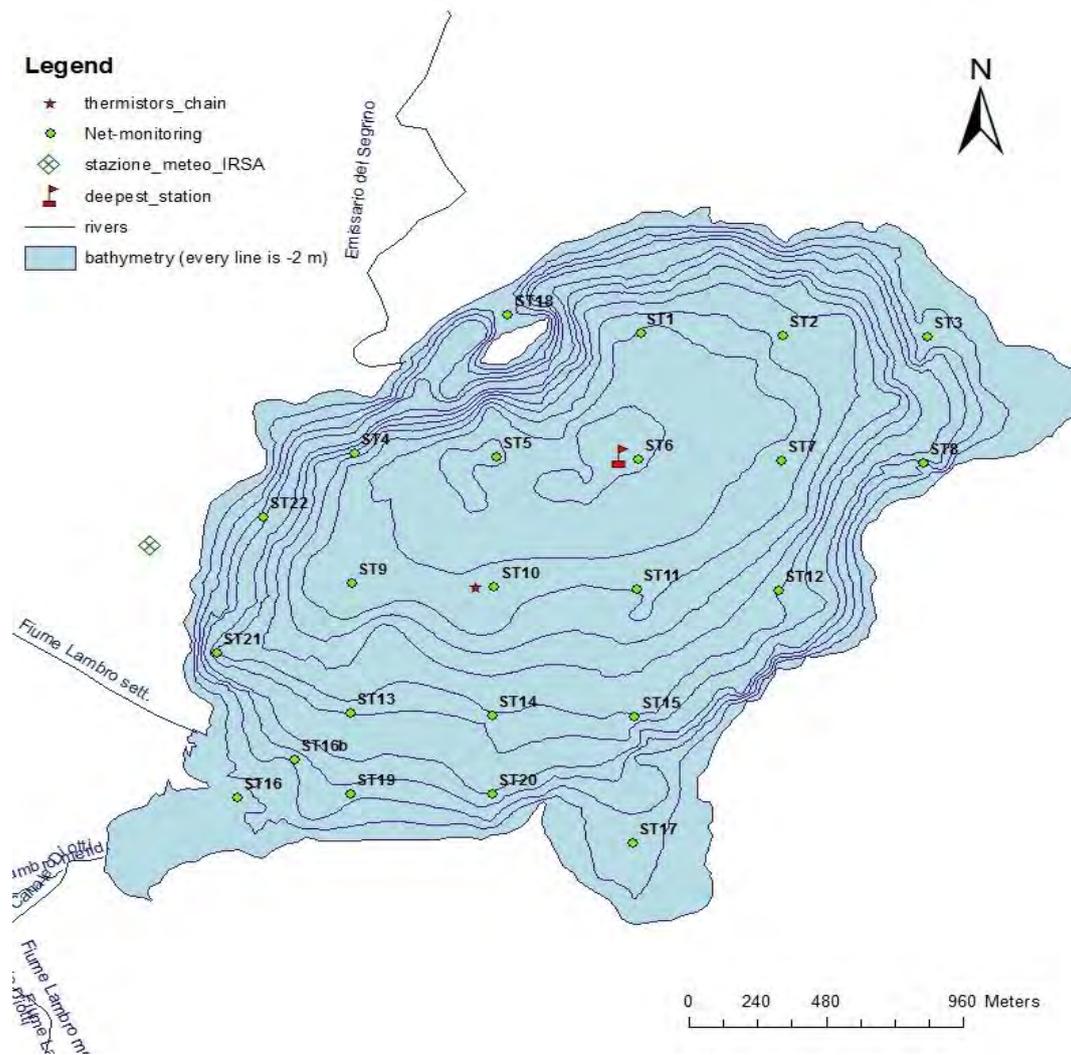


Figura 2.2.3. Batimetria del Lago di Pusiano e i punti di campionamento della campagna del 2010

I campionamenti si sono svolti con cadenza mensile e hanno riguardato le seguenti tipologie di variabili: nutrienti, macrocostituenti, altre variabili chimiche e fisiche e fitoplancton. Tenendo conto dell'evoluzione della struttura termica stagionale, per le variabili chimiche si è deciso di campionare la colonna d'acqua in 7 profondità durante i periodi in cui il gradiente termico è più pronunciato e in 5 profondità nei periodi di piena circolazione e nei periodi caratterizzati da un debole gradiente termico Tabella 2.2.1 Ad ogni campionamento è stata misurata la trasparenza delle acque come profondità di scomparsa del disco di secchi (SD).

Tabella 2.2.1. Profondità di campionamento, in metri, della campagna 2010.

gen, feb, mar, apr, nov, dic	0,5	-	5	-	10	-	20	22,5
mag, giu, lug, ago, set, ott	0,5	2,5	5	7,5	10	15	20	22,5

I campionamenti del fitoplancton sono stati svolti tenendo conto del profilo della clorofilla-a misurato in tempo reale con il fluorimetro FluoroProbe. Il riconoscimento e il conteggio delle specie algali è stato svolto dal Dipartimento di Lecco di ARPA Lombardia, mentre le analisi chimiche sono state svolte dall'IRSA-CNR. Alla circolazione sono stati raccolti anche campioni d'acqua (rappresentativi dello strato superficiale, del metalimnio e dell'ipolimnio) destinati all'analisi dei metalli in traccia, con particolare attenzione al Cromo totale. In corrispondenza del campionamento mensile tutte le stazioni riportate in Figura 2.2.3 sono state profilate con multiparametrica Idronaut Ocean 7 plus (temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, pH, potenziale redox, torbidità e PAR) e con il fluorimetro FluoroProbe. A distanza di circa 15 giorni dal campionamento completo sopra descritto le stazioni riportate in Figura 2.2.3 sono state di nuovo profilate con il FluoroProbe. Mediamente quindi la distribuzione spaziale della clorofilla-a totale (e il contenuto 4 raggruppamenti algali) su tutto lo specchio lacustre è stata misurata ogni 2 settimane. L'indagine con il FluoroProbe è stata condotta congiuntamente da IRSA-CNR e ISE-CNR. Per la determinazione della concentrazione di clorofilla associata a *P. rubescens* è stato utilizzato un fingerprint specifico per questa specie.

In condizioni di apporto effettivo del Fiume Lambro la griglia di campionamento riportata in Figura 2.2.3 ha consentito di individuare il percorso seguito dal principale tributario nella cuvetta lacustre. Sono stati raccolti anche i dati meteo-climatici acquisiti mediante la stazione meteo dell'IRSA-CNR, sita in località La Geretta in Eupilio, mentre a centro lago è stata posizionata (a fine aprile) una catena di sensori termici (termistor) in grado di monitorare in continuo le temperature sulla colonna e le relative variazioni dei gradienti termici in risposta ai fattori esterni (vento ecc.).

Nel punto di massima profondità del lago (stazione a centro lago), scelto come rappresentativo delle condizioni medie dell'ambiente lacustre, per le diverse profondità (Tabella 2.2.2), è stata prelevata un'aliquota da 1000 ml, conservata in bottiglie di polietilene mantenute in ambiente refrigerato (4° C) sino al momento delle analisi in laboratorio. Entro le 24 ore dal campionamento, parte del campione (250 ml) è stato filtrato. Sul campione tal quale, non filtrato, sono state effettuate le misure di conducibilità e pH e condotte le analisi per la determinazione di azoto e fosforo totale (TN e TP) e silicati (Si-SiO<sub>2</sub>) in assorbimento molecolare (AM), dell'alcalinità totale (TALK) per titolazione potenziometrica. Sul campione filtrato sono state effettuate invece le analisi per la determinazione delle seguenti specie di nutrienti: ammoniacale (N-NH<sub>4</sub>), azoto e fosforo totale disciolti (TDN e TDP) e fosforo reattivo disciolto (DRP) in AM, mentre i principali macrocostituenti anionici e cationici sono stati determinati in cromatografia ionica. Sul campione filtrato è stato determinato anche il contenuto del carbonio organico disciolto (DOC) mediante ossidazione catalitica ad alta temperatura (HTO). La seguente tabella riassume le principali variabili fisico-chimiche misurate sui campioni acquosi prelevati a centro lago. Per i riferimenti ai metodi analitici utilizzati si veda Legnani et al. (2005).

Tabella 2.2.2. Variabili chimiche misurate durante

<b>Variabili idrochimiche</b>
Temperatura, pH, Conducibilità, Ossigeno: con sonda multiparametrica e controlli in laboratorio per le variabili chimico-fisiche
Macrocostituenti (N-NO <sub>3</sub> , Cl, SO <sub>4</sub> , Ca, Mg, Na, K)
Nutrienti: <ul style="list-style-type: none"><li>- Azoto Totale (TN)</li><li>- Fosforo Totale (TP)</li><li>- Azoto ammoniacale (N-NH<sub>4</sub>)</li><li>- Azoto Totale disciolto (TDN)</li><li>- Fosforo Totale disciolto (TDP)</li><li>- Fosforo Disciolto Reattivo (TDR o P-PO<sub>4</sub>)</li><li>- Silicati (Si-SiO<sub>2</sub>)</li></ul>
Clorofilla-a (Chla-a)
Carbonio Organico Totale (TOC)*
Carbonio Organico Disciolto (DOC)*
Carbonio Organico Particolato (POC)*
<b>Altre variabili</b>
Metalli in traccia (Cr, Hg)*

\* variabili misurate solo in alcuni campionamenti

I dati idrochimici dei campionamenti effettuati nell'anno 2010 sono stati riassunti in Tabella 2.2.3. al fine di fornire un quadro generale sintetico della composizione chimica delle acque del Lago di Pusiano. Si riportano il numero di campioni analizzati (N), i valori massimo e minimo, la media, la mediana e gli altri quartili (25%ile e 75%ile) relativi a ogni parametro misurato.

Tabella 2.2.3. Composizione ionica e dei principali parametri di qualità chimica del Lago di Pusiano misurati nella campagna 2010

Variabile	N	Max	Min	MEDIA	MEDIANA	25 %ile	75 %ile
Alcalinità meq/L	68	3.5	2.3	2.9	3.0	2.8	3.1
Conducibilità $\mu\text{s}/\text{cm}20^\circ\text{C}$	84	322.0	222.0	278.8	286.5	264.4	292.6
N-NH <sub>4</sub> mg N/L	83	1.7	0.024	0.284	0.215	0.044	0.369
N-NO <sub>3</sub> mg N/L	61	1.1	0.0	0.7	0.7	0.6	0.9
pH	84	9.3	7.4	8.1	8.1	7.9	8.2
P-PO <sub>4</sub> $\mu\text{g}$ P/L	84	226.5	0.0	17.6	3.7	1.3	13.3
Si-SiO <sub>2</sub> mg Si/L	79	3.5	0.2	1.4	1.5	1.1	1.8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	59	10.4	4.2	9.1	9.4	8.8	9.9
TDN mg N/L	71	2.3	0.9	1.4	1.3	1.1	1.5
TDP $\mu\text{g}$ P/L	71	224.0	1.8	25.0	10.4	5.5	22.5
TN mg N/L	71	2.5	1.0	1.4	1.4	1.2	1.5
TP $\mu\text{g}$ P/L	71	400.0	10.7	49.3	29.7	21.3	40.4
Na <sup>+</sup> mg/L	61	7.6	4.8	5.4	5.3	5.0	5.5
Cl <sup>-</sup> mg/L	61	8.4	4.9	7.0	7.3	6.6	7.7
Mg <sup>++</sup> mg/L	61	9.5	8.3	8.7	8.7	8.6	8.9
k <sup>+</sup> mg/L	61	1.0	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0
Ca <sup>++</sup> mg/L	61	52.8	33.3	45.5	47.2	42.3	49.2

La composizione dei cationi delle acque del lago è caratterizzata dalla dominanza di ioni calcio mentre il principale anione è costituito dallo ione bicarbonato come è possibile desumere dai valori dell'alcalinità totale. I valori minimi di alcalinità e conducibilità ( $222 \mu\text{s}/\text{cm} 20^\circ\text{C}$ ) si riferiscono al comparto epilimnico durante il periodo di massima stratificazione quando nelle acque del lago si verifica una marcata precipitazione del carbonato di calcio. Lo stesso vale anche per i valori minimi associati allo ione calcio e all'alcalinità totale. Il valore massimo di conducibilità ( $322 \mu\text{s}/\text{cm} 20^\circ\text{C}$ ) è invece relativo al fondo del lago nel periodo della tarda stratificazione delle acque quando l'accumulo di soluti sul fondo è massimo. I valori di pH (in media pari a 8,1), raggiungono valori massimi (9,3) nell'epilimnio in estate e minimi sul fondo (7,4) verso la fine del periodo estivo. Anche la silice reattiva misurata mostra il consueto andamento stagionale, con minimi estivi nell'epilimnio (0,2 mg Si/l), legati all'assorbimento da parte delle diatomee, e massimi sul fondo durante la fase di rimineralizzazione.

### 2.2.1.3 Dinamica stagionale dei nutrienti algali

In Figura 2.2.4 viene riportata l'andamento delle concentrazioni dell'azoto ammoniacale (in alto) e dell'azoto nitrico (in basso) da gennaio 2010 sino a gennaio 2011. L'azoto ammoniacale (N-NH<sub>4</sub>) è disponibile alla circolazione con concentrazioni medie pari a  $450 \mu\text{g}$  N/L. Durante la stratificazione viene rilasciato dal sedimento e le sue concentrazioni aumentano progressivamente, fino a raggiungere  $1700 \mu\text{g}$  N/L a novembre. Per quanto riguarda l'azoto nitrico (N-NO<sub>3</sub>) alla circolazione sono stati misurati valori superiori sul fondo rispetto alla superficie del lago (0,8 mg N/L contro 0,4 mg N/L) come conseguenza della riossigenazione degli strati superficiali del sedimento, con conseguente ossidazione delle forme ridotte.

Durante la stratificazione estiva si assiste alla riduzione dell'azoto nitrico che viene utilizzato nel metabolismo benthico come accettore di elettroni in condizioni anossiche. L'azoto nitrico mostra quindi un andamento speculare rispetto allo ione ammonio. In modo anomalo rispetto al consueto andamento stagionale, si sottolineano i picchi di 1,2 mg N/L su tutta la colonna d'acqua a maggio e a giugno.

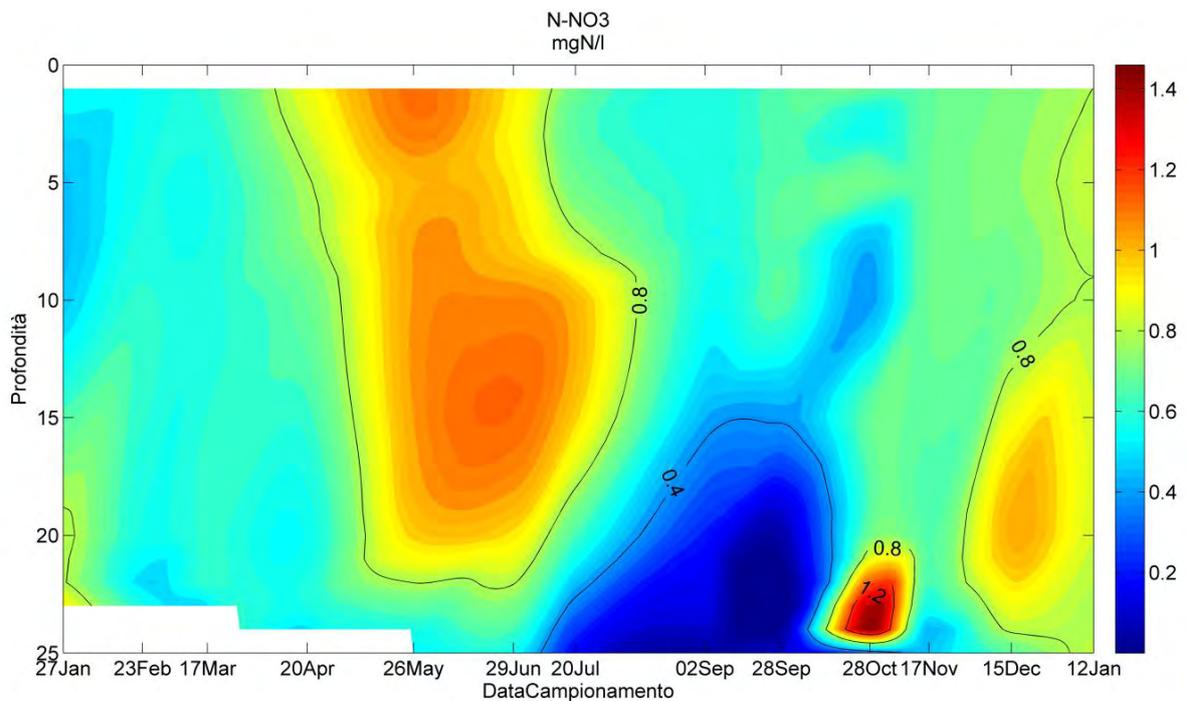
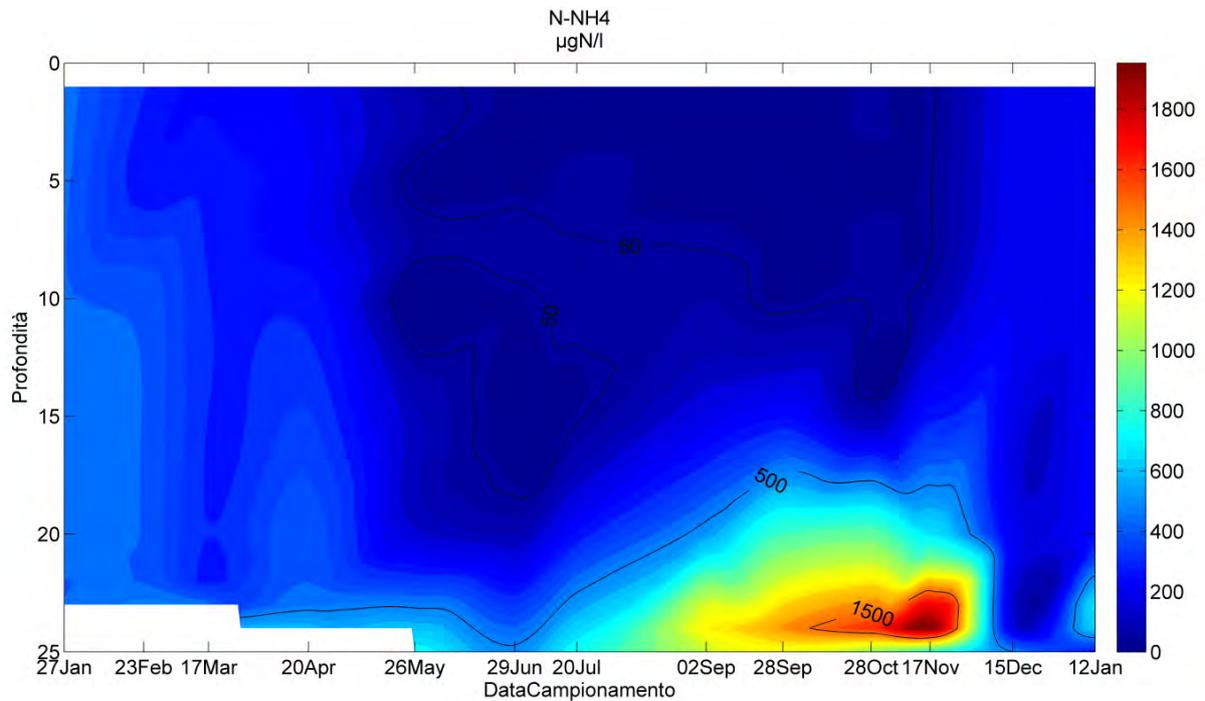


Figura 2.2.4 Andamento stagionale (gennaio 2010-gennaio 2011) dell'azoto ammoniacale ( $\mu\text{g N/L}$ ) sopra e dell'azoto nitrico ( $\text{mg N/L}$ ).

In Figura 2.2.5 sono rappresentate le concentrazioni di fosforo ortofosfato ( $\mu\text{g P/L}$ ) evidenziando i valori di concentrazione (come isoplete) alla circolazione invernale e durante la stratificazione, nell'epilimnio. In questo modo sono, infatti, più evidenti le concentrazioni minime raggiunte alla circolazione del 2010 ( $20 \mu\text{g P/L}$ ) rispetto al decennio precedente. L'andamento mostra inoltre il progressivo abbattimento in colonna d'acqua durante tutto il periodo di stratificazione con valori mediamente minori di  $10 \mu\text{g P/L}$ . In luglio e ottobre le concentrazioni di  $\text{P-PO}_4$  sono risultate inferiori al limite di rilevabilità (intorno a  $2 \mu\text{g P/L}$ ) indicando per questi campionamenti un forte limitazione da parte di questo elemento dovuta allo svuotamento della colonna d'acqua da parte del popolamento algale. Anche il rilascio dal fondo risulta minore, se confrontato con i valori misurati nel decennio precedente, con un valore massimo di  $230 \mu\text{g P/L}$  rilevato a 22,5 metri nell'autunno 2010, a fronte di valori anche superiori a  $400 \mu\text{g P/L}$  misurati nell'agosto 2002.

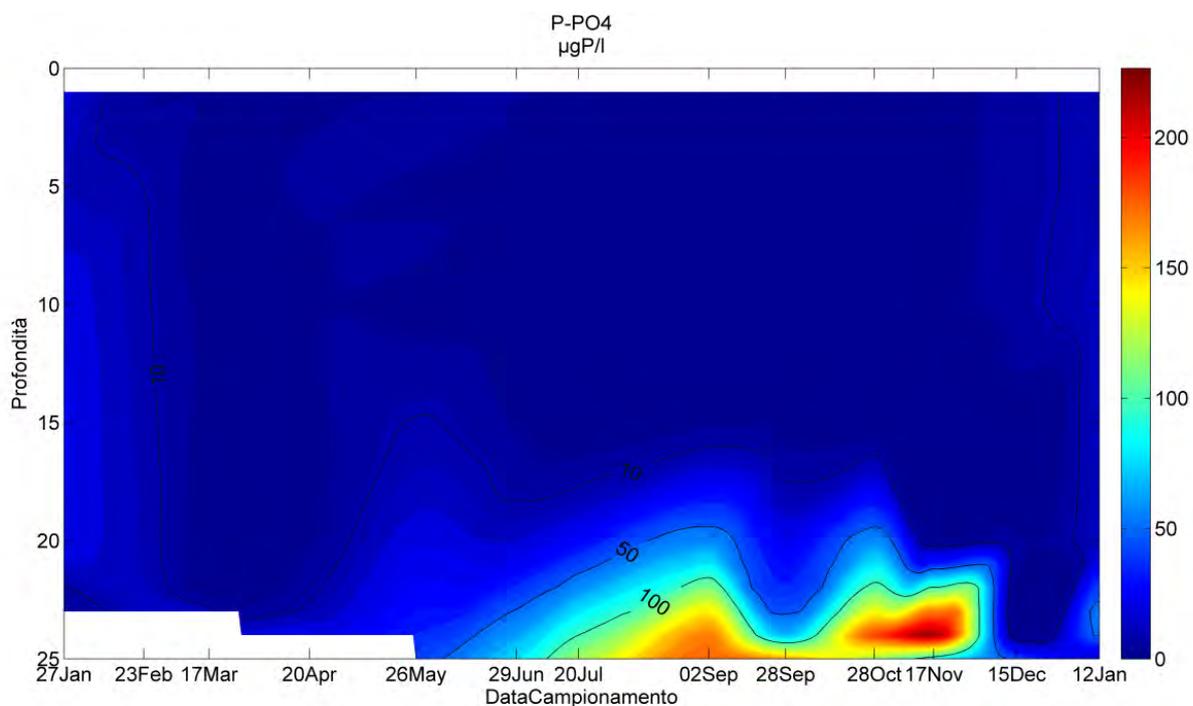


Figura 2.2.5. Andamento del fosforo ortofosfato ( $\mu\text{g P/L}$ ) stagionale nel 2010.

#### 2.2.1.4 Caratteristiche della comunità fitoplanctonica

La determinazione della composizione specifica del popolamento fitoplanctonico algale è stata effettuata mediante il conteggio degli individui algali, nel laboratorio di ARPA Lecco. A tale scopo, nel punto di massima profondità sono stati prelevati 100 mL di campione acquoso per le tre profondità che meglio descrivevano il picco di clorofilla misurato dalla sonda FluoroProbe. I campioni posti in bottiglie di vetro e sono stati immediatamente fissati con alcune gocce di Lugol acetico (soluzione di

iodio e potassio ioduro), particolarmente indicato per le acque dolci. Per il conteggio del fitoplancton pelagico lacustre e la determinazione algale è stato utilizzato un microscopio a luce invertita. Durante il periodo di campionamento, la raccolta dei campioni è avvenuta con cadenza mensile a partire dal mese di gennaio 2010 fino al mese di gennaio 2011. Per i riferimenti sulle metodiche utilizzate nel conteggio algale si veda Buzzi (2002).

Dai dati del conteggio mensile del fitoplancton sono state calcolate le densità cellulari ed è stato stimato il biovolume relativo a tutte le specie rilevate al microscopio. Ciò ha consentito di avere una caratterizzazione dettagliata del popolamento del lago nel 2010 (Figura 2.2.6, sopra). Emerge una dominanza assoluta, in termini di biovolume cellulare ( $\text{mm}^3/\text{m}^3$ ), della specie cianobatterica *Planktothrix rubescens* (50 % sul biovolume totale annuo), nonostante la sua presenza sia marcata solo durante il periodo autunno-inverno (Figura 2.2.6). Un'altra specie cianobatterica (*Aphanizomenon flos-aquae*) emerge con un biovolume relativo dell'8%, in seguito ad una sola fioritura avvenuta a maggio. Le altre tre specie significative (5% del biovolume totale) appartengono alla classe delle Cryptophyceae. Complessivamente l'apporto di specie cianobatteriche al volume totale sfiora il 60% .

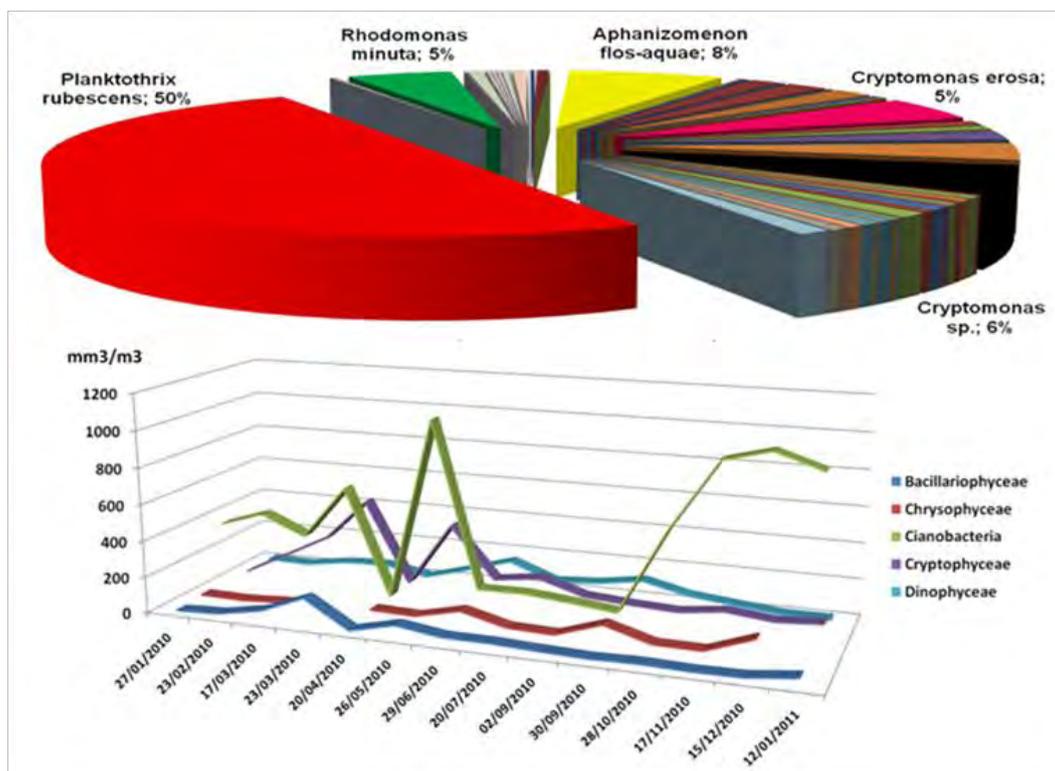


Figura 2.2.6. Sopra specie (in % sul biovolume totale annuo) presenti durante la campagna di monitoraggio 2010. Sotto andamento del biovolume associato ai diversi raggruppamenti fitoplanctonici nel 2010 (valore integrato su tutta la colonna).

L'andamento stagionale dei biovolumi associati alle specie cianobatteriche viene riportato nel riquadro in basso della Figura 2.2.7, mentre nel riquadro in alto è riportato l'andamento del biovolume di *P. rubescens*. Nel corso dell'inverno e dell'autunno la popolazione cianobatterica è stata dominata quasi totalmente dalla sola specie *P. rubescens*. Nei mesi primaverili tale popolazione subisce un forte calo,

come il resto della comunità fitoplanctonica ad eccezione del mese di maggio quando è visibile una cospicua fioritura di *Aphanizomenon flos-aquae* (Figura 2.2.7, in basso). I mesi estivi non sono interessati da picchi di biovolume particolarmente intensi e risultano associati soprattutto a *P. rubescens*, che riesce a sfruttare i mesi autunnali quando a causa dell'erosione del salto termico (destratificazione autunnale) l'epilimnio del lago è ampio e l'intensità luminosa non è più così elevata da inibire la sua crescita (Figura 2.2.7, in basso).

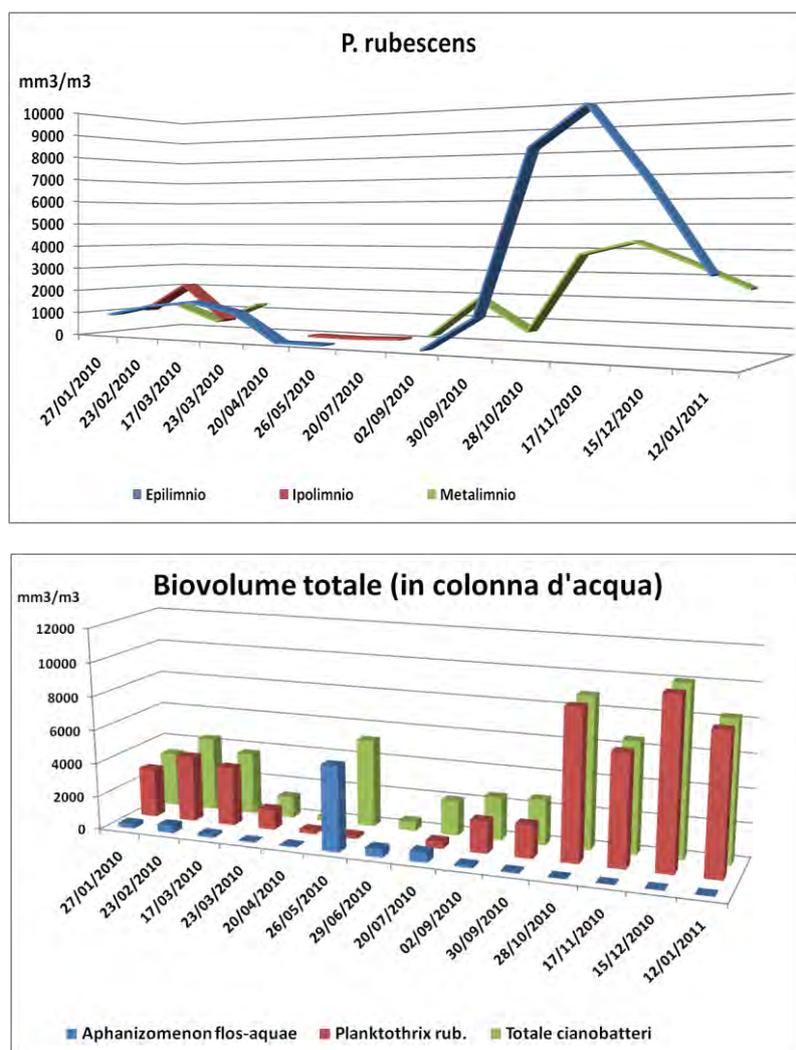


Figura 2.2.7. Biovolume totali in colonna d'acqua di cianobatteri a confronto, nei campionamenti del 2010 (sopra). Biovolume di *P. rubescens* diviso per profondità (sotto).

Durante gli stessi campionamenti sono stati prelevati ed analizzati campioni acquosi al fine di determinarne il contenuto di clorofilla totale. I valori ottenuti dal laboratorio sono stati confrontati con le concentrazioni rilevate contemporaneamente dalla sonda fluorimetrica (FluoroProbe), nello stesso punto e alle stesse profondità per ottenere un confronto tra i dati prodotti dallo strumento e quelli

prodotti in laboratorio. In generale si riscontra una leggera sovrastima nel metodo di quantificazione della clorofilla totale in laboratorio rispetto alla risposta del FluoroProbe (Figura 2.2.8). I risultati del confronto mostrano tuttavia un buon accordo con un coefficiente di correlazione di 0,75 .

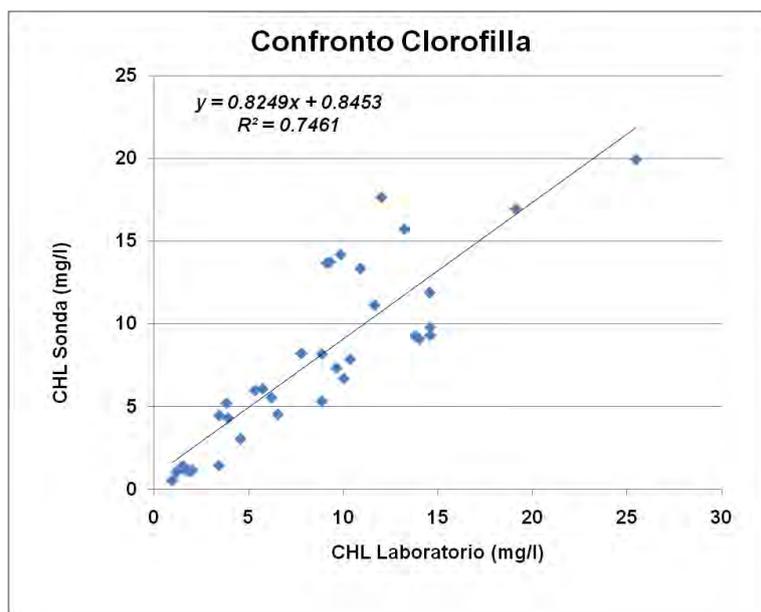


Figura 2.2.8 Relazione tra i valori di clorofilla totale misurati in laboratorio e quelli relativi alla sonda Fluoroprobe.

I dati di clorofilla totale misurati dalla FluoroProbe sono ottenuti come somma del contenuto di clorofilla associato a 4 raggruppamenti algali (ognuno avente una specifica risposta spettrale). In particolare per le misure svolte nel 2010 sul Lago di Pusiano, a uno di questi 4 raggruppamenti è stata associata l'impronta spettrale (o fingerprint) di *P. rubescens*. Tale fingerprint è stato determinato sperimentalmente su un campione monospecifico della specie proveniente dal Lago di Pusiano. I dati di clorofilla misurati con il FluoroProbe, associati a *P. rubescens*, sono stati confrontati con i rispettivi dati di biovolume. I risultati del confronto sono riportati in Figura 2.2.9. La regressione tra le due variabili risulta ampiamente significativa ( $R^2=0,88$ ). I dati raccolti sul Lago di Pusiano confermano quindi che la FluoroPorbe, se opportunamente settata e calibrata, fornisce non solo una rappresentazione rappresentativa dell'intero popolamento algale ma anche di ottenere una stima significativa del biovolume a livello specifico. A differenza dei metodi tradizionali (microscopia ottica) la sonda FluoroProbe consente di ottenere una descrizione molto più dettagliata sia nello spazio sia nel tempo del fitoplancton.

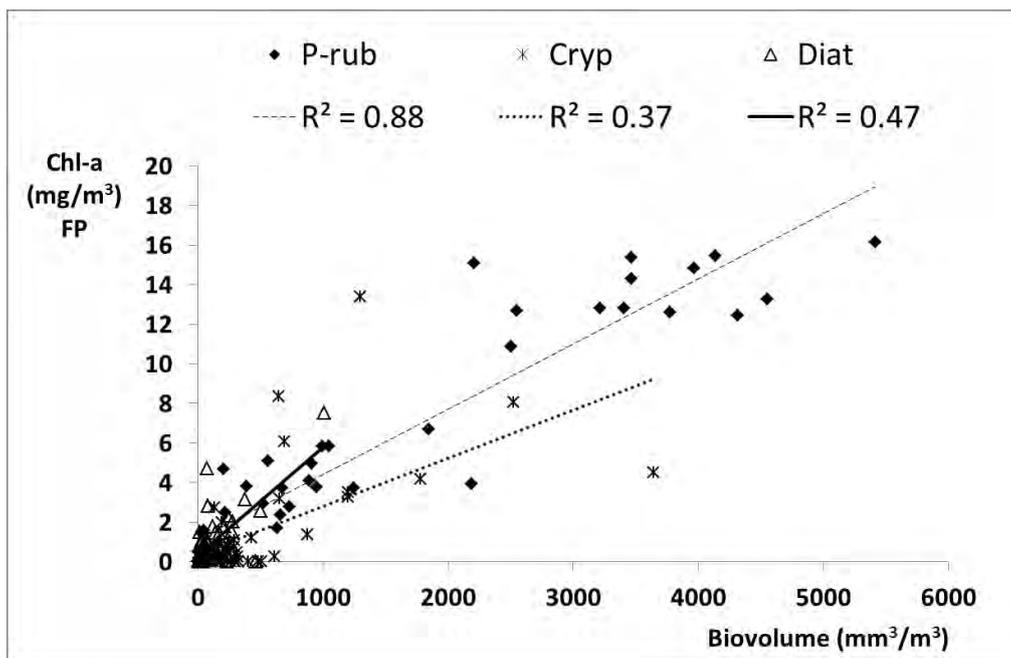


Figura 2.2.9. Relazione tra i valori di clorofilla-a totale misurati dalla sonda Fluoroprobe (FP) e il biovolume specifico derivato dai dati di conteggio al microscopio per ogni campionamento mensile effettuato nel 2010.

L'andamento della Chl-a totale ( $\mu\text{g/L}$ ), ottenuta dai profili in continuo della sonda nella stazione di massima profondità nel 2010 è riportato in Figura 2.2.10 (in alto). Durante la circolazione invernale (fine gennaio) le concentrazioni di clorofilla sono piuttosto omogenee lungo la colonna e presentano valori intorno a  $8 \mu\text{g/L}$ . La popolazione in questo periodo risultava dominata da *P. rubescens*. In Febbraio si osserva un picco di produzione superficiale, sempre associato prevalentemente a *P. rubescens*. Successivamente si assiste a un improvviso calo della produzione primaria che perdura fino ad aprile. Il picco successivo di clorofilla a maggio è dovuto alla fioritura di *Aphanizomenon flos-aquae*. Infine il progressivo aumento delle concentrazioni di clorofilla è dovuto alla massiccia fioritura di *P. rubescens* avvenuta tra ottobre e dicembre, come riportato in Figura 2.2.10 (in basso). Dal confronto tra le concentrazioni di clorofilla totali e quelle di clorofilla associata a *P. rubescens* si evidenzia come la produzione primaria nell'ultima parte dell'anno (a partire da fine settembre) sia sostenuta quasi esclusivamente da quest'ultima. La diffusione delle concentrazioni lungo tutta la colonna visibile in novembre è dovuto alla progressiva destratificazione della colonna d'acqua.

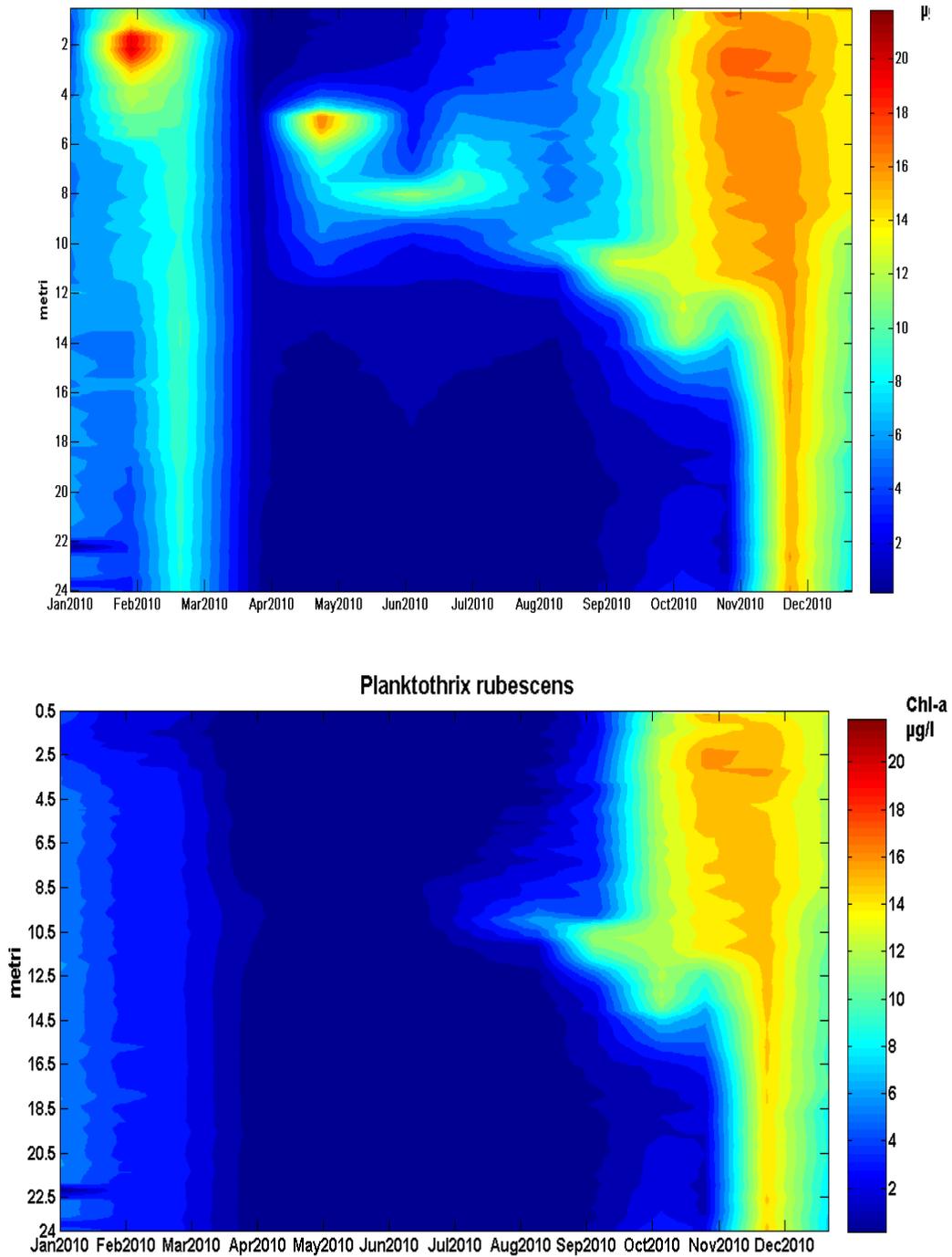


Figura 2.2.10 Andamento stagionale per il 2010 della clorofilla totale (sopra,  $\mu\text{g/L}$ ) e della clorofilla associata a *P. rubescens* (sotto,  $\mu\text{g/L}$ ) interpolata dai profili della sonda FluoroProbe.

#### 2.2.1.5 Caratteristiche della comunità zooplanctonica

Pur non essendo un parametro previsto dalla WFD lo zooplancton rappresenta un nodo fondamentale nella catena trofica, giocando un ruolo chiave nella regolazione dei bloom algali e in parte del particolato organico sospeso (seston). La raccolta dei campioni zooplanctonici è stata effettuata lungo un transetto di prelievo (circa 120 m di lunghezza) collocato nell'area di massima profondità del lago

(Figura 2.2.11). I campioni zooplanctonici e zoobentonici, raccolti per mezzo di retino a strozzo (mod. Pagan) operante a diverse profondità (superficie, -5 m, -10 m e massima profondità), sono stati campionati nel 2010 con cadenza stagionale (4 campioni in un anno: 30 marzo, 16 giugno, 10 settembre e 14 dicembre) anche in relazione alle condizioni termiche, di trasparenza e di produzione primaria (clorofilla-a) presenti nel lago durante il periodo di studio. Per lo zooplancton sono stati effettuati prelievi orizzontali a differenti profondità lungo un transetto ubicato nell'area di massima profondità del lago e approssimativamente corrispondente al sito GT6 della cartina generale di riferimento (Figura 2.2.11). Non si è ravvisata la necessità di eventuali repliche di prelievi (intensificazioni) da espletarsi in date non prestabilite, anche in considerazione della disponibilità di dati pregressi relativamente recenti (Margaritora *et al.*, 2006) e di campioni verticali prelevati mensilmente da altra unità operativa nel periodo gennaio 2010 – gennaio 2011. Le procedure di conservazione e successiva analisi del materiale campionato sono quelle derivanti dalla prassi consolidata (Margaritora *et al.*, 2006), in questo caso particolarmente indirizzate allo studio, oltre che dei parametri di comunità sopra indicati, alla individuazione di eventuali effetti dei parametri ambientali sulla distribuzione con la profondità degli sciami planctonici.

Durante le uscite è stata misurata tramite il disco di Secchi la trasparenza e si è notata una variazione non troppo accentuata, comunque in un intervallo di valori ascrivibile a condizioni di meso-eutrofia (OECD, 1982). Infatti è stata riscontrata una trasparenza di circa 2 m il 30/03/2010, 4 m il 16/06/2010, 3 m il 10/09/2010 e di nuovo 2 m il 14/12/2010.

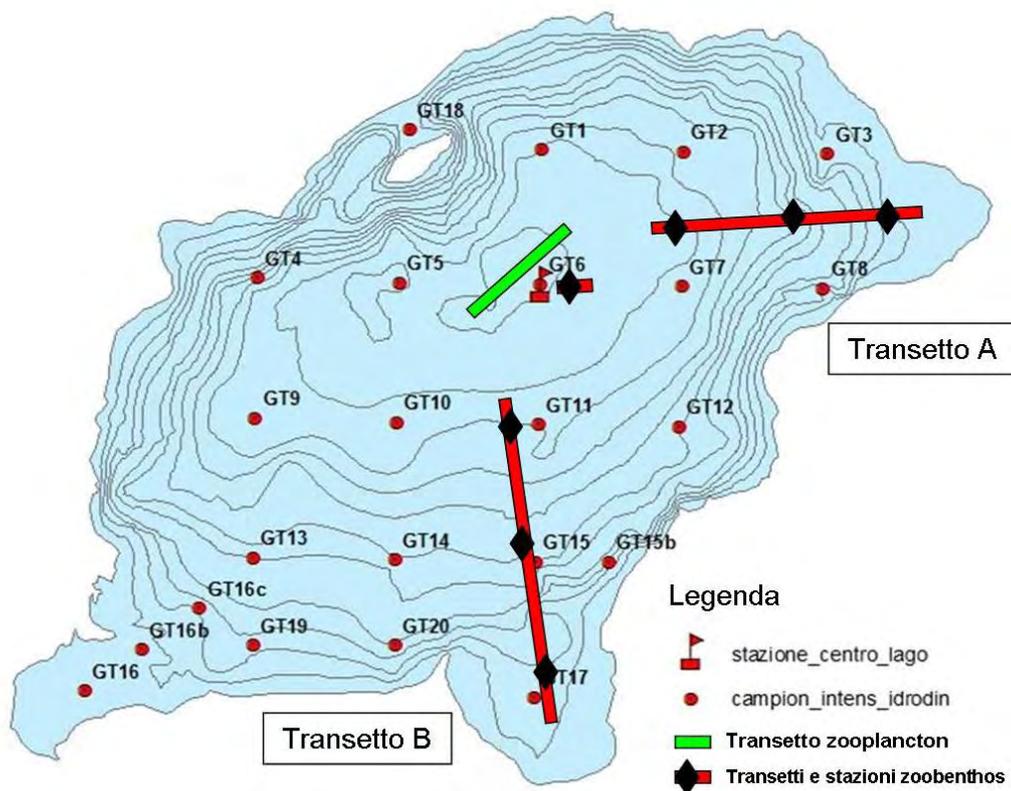


Figura 2.2.11. Mappa schematica del Lago di Pusiano con l'ubicazione dei transetti e stazioni di prelievo dei campioni zooplanctonici e zoobentonici.

Oltre alla descrizione qualitativa dei campioni, discussa già in precedenza, è stata eseguita anche un'osservazione di tipo quantitativo. Tutti i campioni (16 in totale) sono stati posizionati all'interno di coni di sedimentazione, portati a volume costante, e da essi sono stati prelevati 5 subcampioni da 1 cm<sup>3</sup> ognuno. Si è proseguito poi con il conteggio degli individui presenti: allo scopo si è utilizzato un microscopio a rovesciamento Utermöhl e sono stati separati per ogni specie maschi, femmine ovigere e non. Inoltre per ogni gruppo sono stati conteggiati separatamente gli individui giovani. In seguito è stata calcolata la media degli individui presenti nei vari subcampioni, necessaria poi per il calcolo della densità degli individui per metro cubo, secondo la formula:

—

dove: N= numero di individui in 1 cm<sup>3</sup> (ottenuto dalla media dei subcampioni conteggiati), V= volume del campione sedimentato espresso in cm<sup>3</sup>, Vf= volume dell'acqua filtrata espressa in m<sup>3</sup>.

La classificazione a livello specifico dei diversi taxa è stata effettuata posizionando l'individuo o le parti dissezionate in una goccia di glicerina tra vetrino portaoggetto e coprioggetto, osservandolo poi al microscopio. Per il riconoscimento sono state utilizzate apposite chiavi dicotomiche (Braioni & Gelmini, 1983; Margaritora 1983; Dussart & Defaye, 2001).

I campioni di sedimento per l'analisi della comunità bentonica sono stati raccolti nelle medesime date dello zooplancton, in una stazione di massima profondità e lungo i due transetti A e B in Figura 2.2.11, procedendo dal litorale verso il centro lago, raccogliendo tre replicati per ciascuna delle profondità indagate, per un totale complessivo di 84 campioni. I procedimenti seguiti dopo il campionamento relativamente al setacciamento, smistamento, conteggio, riconoscimento ecc. sono quelli standard suggeriti da APAT (2008). I campioni raccolti, fissati sul posto in formalina al 10% dopo un primo sommario setacciamento compiuto sulla imbarcazione appoggio per eliminare la parte più sottile di sedimento, sono stati nuovamente setacciati in laboratorio tramite rete calibrata a maglie di 280 µm di apertura, privilegiando quindi la raccolta della frazione macrobentonica degli organismi presenti. Lo smistamento è stato effettuato manualmente, talvolta con l'ausilio di una lente magnificante (ingrandimento 3X) ad illuminazione anulare, secondo le raccomandazioni del già citato manuale APAT (2008), e a questo è seguito il conteggio degli organismi appartenenti ai taxa di rango tassonomico superiore, in attesa di una identificazione a livello più spinto. I numeri ottenuti sono stati riportati come individui·m<sup>-2</sup>, ed i valori di biomassa come grammi·m<sup>-2</sup> ww (wet weight, cioè peso umido), pesati per mezzo di bilancia Mettler di precisione (decimo di milligrammo). Il successivo riconoscimento si svolge mediante l'utilizzo di stereoscopio a basso ingrandimento e, dove si rendano necessarie dissezioni e montaggi su vetrino, mediante microscopio ottico fino a 1000X ingrandimenti. Poiché l'analisi dei taxa di livello superiore reperiti nel dominio bentonico del lago di Pusiano (classi, ordini, famiglie, alcuni generi) fornisce informazioni soddisfacenti per le finalità del progetto complessivo, su questi baseremo la trattazione della condizione ecologica delle comunità dei substrati lacustri. L'identificazione a livello di specie dei taxa raccolti, tuttora in corso, è considerata di

successiva integrazione del database esistente sul lago, e verrà fornita separatamente dalla presente relazione.

In due delle date previste per le uscite (30 marzo 2010 e 10 settembre 2010), concomitanti con i periodi maggiormente caratterizzanti per l'ecologia lacustre, in quanto approssimate alle fasi di prolungata omeotermia (marzo) e termine della stratificazione termica (settembre), e quindi alle fasi rispettivamente di maggior ossigenazione della colonna d'acqua e dei sedimenti, e di maggiore "sofferenza" degli stessi, sono stati raccolti con le stesse metodiche utilizzate per il macrobenthos tre campioni di sedimento per ciascuna stazione/profondità (in totale, 42 campioni), mescolati e sub-campionati tre volte direttamente sull'imbarcazione, allo scopo di indagarne alcune caratteristiche fisico-chimiche.

Si riporta di seguito nella Tabella 2.2.4 le coordinate di ciascuna stazione di prelievo lungo i transetti A e B, e della stazione/transetto di centro lago.

*Tabella 2.2.4. Coordinate di ciascuna stazione di prelievo lungo i transetti A e B, e della stazione/transetto di centro lago*

<b>Pusiano - Stazioni benthos e plancton</b>		
Stazioni/Profondità	Latitudine	Longitudine
A / 2,5-6 m	N 45° 48' 28,1"	E 009° 17' 35,2"
A / 10-12 m	N 45° 48' 29,4"	E 009° 17' 11,3"
A / 22-23 m	N 45° 48' 22,1"	E 009° 16' 39,0"
B / 3-4 m	N 45° 47' 28,9"	E 009° 16' 27,7"
B / 10-12 m	N 45° 47' 47,8"	E 009° 16' 25,7"
B / 19-23 m	N 45° 48' 06,2"	E 009° 16' 30,4"
C.lago / 24-25 m	N 45° 48' 21,1"	E 009° 16' 24,8"

#### Risultati relativi alla comunità zooplanctonica

Nelle 4 uscite della campagna di campionamento del Lago di Pusiano, sono state osservate in totale 28 specie: 14 appartenenti al gruppo dei rotiferi, 9 ai cladoceri, 4 al gruppo dei copepodi e 1 specie appartenente ai ditteri. I campioni della comunità zooplanctonica prelevati a diverse profondità presentano differenze, sia a livello quantitativo che qualitativo, riconoscibili anche stagionalmente. La specie *B. longirostris* rimane costante fino al periodo estivo; con l'arrivo dell'autunno che tende ad occupare anche gli strati più superficiali della colonna d'acqua. In letteratura questa specie viene riportata come una specie che predilige ambienti eutrofi e che vive generalmente nell'epilimnio ma già negli studi passati si è osservata una colonizzazione degli strati più profondi della colonna d'acqua. Il suo optimum si trova tra gli 8°C e i 18°C, ma riesce a vivere anche a temperature minori. Le densità massime ottenute durante questa campagna di campionamento sono di molto inferiori ai valori ottenuti nel 2004. Per quanto riguarda i Copepoda, nel primo campionamento, troviamo 3 specie su 4 (totale delle specie rinvenute durante il campionamento). Da notare l'assenza di *Thermocyclops crassus*, che compare successivamente nel mese di giugno a va ad occupare tutta la colonna d'acqua anche se

con densità differenti. La comunità zooplanctonica in questo periodo è dominata dal gruppo dei rotiferi che rappresenta l'81% della comunità stessa (Figura 2.2.12). I copepodi sono presenti con il 18%, mentre i cladoceri rappresentano solo l'1%. Questa forte variazione è legata principalmente alle diverse strategie adattative che vengono utilizzate dai vari gruppi. All'interno del gruppo dei rotiferi troviamo, in questo mese due specie dominanti, *Keratella cochlearis* e *Synchaeta pectinata*, che presentano densità molto elevate.

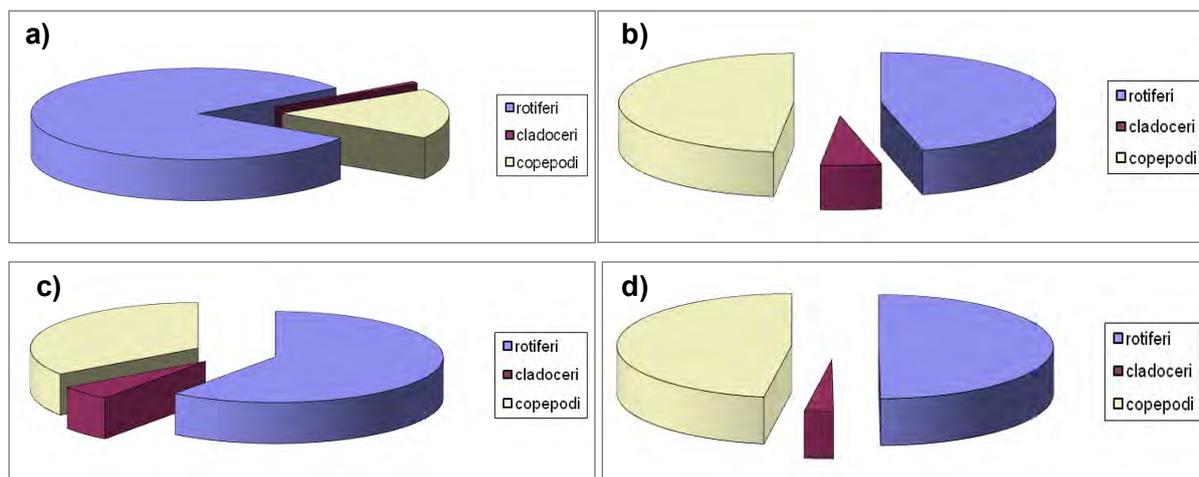


Figura 2.2.12. Composizione della comunità zooplanctonica nei mesi di marzo (a), giugno (b), settembre (c) e dicembre (d).

Per quanto riguarda i copepodi invece le buone densità raggiunte sono legate principalmente agli stadi giovanili. Nel mese di giugno il numero di specie aumenta di un'unità rispetto al mese di marzo e si nota inoltre una diversificazione a livello qualitativo. Per quanto riguarda i rotiferi notiamo che scompare *Filinia longiseta* e compare una nuova specie: *Ascomorpha saltans*. Anche nel gruppo dei cladoceri c'è la comparsa di un nuovo taxon, infatti è proprio in questo mese che compare per la prima volta *Leptodora kindtii*. Nello stesso periodo si nota l'assenza di *Chydorus sphaericus*. Da marzo a giugno cambia notevolmente la composizione della comunità, come mostrato in Figura 2.2.12. Infatti non sono più i rotiferi a rappresentare la percentuale più alta ma bensì i copepodi; quest'ultimi hanno una percentuale pari al 48% mentre i rotiferi rappresentano il 46%, di conseguenza i cladoceri rappresentano il 6%. Anche in questo caso le alte percentuali raggiunte dai copepodi sono da imputarsi agli stadi giovanili, che presentano delle densità molto elevate.

Nei mesi di settembre e dicembre il numero delle specie tende ad aumentare, troviamo rispettivamente 24 e 22 taxa. A settembre il gruppo dominante è quello dei rotiferi (con una percentuale del 60%), che raggiunge le densità maggiori a circa 5 m di profondità (58468 ind/m<sup>3</sup>).

All'interno di questo gruppo si nota la notevole riduzione del genere *Filinia*, che risulta presente solo con *F.longiseta* ed esclusivamente alle massime profondità. Inoltre da notare la comparsa di tre nuove specie, *Trichocerca chattoni*, *Lecane sp.* e *Platyas quadricornis*, con densità minime. Tra i cladoceri è da segnalare la comparsa, sempre nel mese di settembre di *Diaphanosoma brachyurum*, specie

euplanctonica di medie dimensioni (0,75-0,86 mm le femmine, 0,65-0,75 mm i maschi) che appare diafana e trasparente. In letteratura viene riportata come una specie presente dalla primavera avanzata all'autunno, con temperature comprese tra i 26°C e i 18°C, ma durante il nostro periodo di studio è risultata presente solo durante il campionamento di settembre, infatti a dicembre la sua densità all'interno del campione era di nuovo nulla. Questa presenza, limitata al solo mese di settembre, è da imputare alla competizione alimentare con *Daphnia hyalina*. Nel mese di settembre i cladoceri mantengono delle buone densità, infatti la loro percentuale è pari al 5%. Mentre il gruppo dei copepodi si riduce notevolmente, passando dal 48% del campionamento precedente al 35% di questo mese.

Passando al gruppo dei ditteri notiamo in questo mese un forte aumento di densità di *Chaoborus flavicans*, che risulta presente lungo tutta la colonna d'acqua, situazione questa che avviene raramente. Non vengono riportate le percentuali dei Dipteri in quanto la loro osservazione è stata principalmente qualitativa, con osservazione quantitative solo di carattere generale. Da segnalare inoltre la scomparsa, temporanea, di *Cyclops abyssorum*, che si ripresenterà con delle buone densità già dal mese di dicembre. Quest'ultimo mese è caratterizzato principalmente dalla presenza di due nuove specie di cladoceri: *Alona affinis* e *Pleuroxus truncatus*. A dire il vero queste due specie erano già presenti nel lago ma la loro distribuzione era limitata alla zona litorale. La presenza a centro lago può essere spiegata dal forte vento presente sull'intera area la sera precedente al nostro campionamento, che ha sicuramente comportato lo "spostamento" di parte degli individui zooplanctonici. Tra i copepoda si nota la scomparsa di *T. crassus* ad elevate profondità, questo rispecchia le caratteristiche di questa specie, che in letteratura viene riportata come una specie principalmente termofila. Nel mese di dicembre notiamo di nuovo un cambiamento della comunità zooplanctonica, che tende ad assumere caratteristiche simili a quelle del periodo estivo, solo che in questo caso predominano i rotiferi, con una percentuale del 50%. I copepodi invece rappresentano il 47% e i cladoceri il 3%.

Paragonando i nostri dati con quelli precedenti si nota un notevole aumento nel numero di taxa, dalle 21 specie segnalate nel 2004 si arriva alle 28 specie osservate durante questa campagna di campionamento. Le specie presenti precedentemente sono tutte riconfermate, in aggiunta troviamo 3 nuove specie di rotiferi, *F. longiseta*, *P. quadricornis* e *Lecane sp.*, 2 specie di cladoceri, *A. affinis* e *P. truncatus*. Da segnalare la ricomparsa di taxa segnalati solo in tempi piuttosto lontani, come *Brachionus sp.* e *Eubosmina longispina* (segnalati rispettivamente dal 1967 al 1989, e nel 1977).

Il completamento del conteggio degli individui nei campioni prelevati nel lago di Pusiano ha permesso di osservare un andamento stagionale della comunità zooplanctonica complesso e apparentemente legato ai principali fattori chimico-fisici. I vari gruppi, come già visto in precedenza, variano notevolmente non solo nelle loro percentuali di abbondanza ma anche nel numero di specie.

Va ricordato che durante questa fase di campionamento sono stati osservati in totale 28 taxa (elencate in Tabella 2.2.5), un numero piuttosto elevato se si tiene conto del fatto che durante il campionamento del 2002-2003 le specie trovate furono solo 21.

Tabella 2.2.5. Taxa della comunità zooplanctonica osservati durante il campionamento.

**Rotiferi**

*Asplanchna priodonta* Gosse, 1850  
*Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)  
*K. quadrata* (O.F.M. 1786)  
*Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879)  
*Polyarthra vulgaris-dolichoptera* Ruttner-Kolisko, 1974  
*Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832  
*Filinia terminalis* (Plate, 1886)  
*F. longiseti* (Ehrb. 1834)  
*Conochilus unicornis* (Rousselet, 1892)  
*Brachionus* sp.  
*Lecane* sp.  
*Platylas quadricornis* (Ehrenberg, 1832)  
*Ascomorpha saltans* Bartsch, 1870  
*Trichocerca chattoni* (de Beauchamp, 1907)

**Cladoceri**

*Daphnia hyalina* Leydig, 1860  
*Ceriodaphnia quadrangula-hamata* (O.F.M. 1890)  
*Eubosmina longispina* (Leydig, 1860)  
*Bosmina longirostris* (O.F.M., 1785)  
*Chydorus sphaericus* (O.F.M., 1785)  
*Leptodora kindtii* (Focke, 1844)  
*Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848)  
*Alona affinis* (Leydig, 1860)  
*Pleuroxus truncatus* (O.F.M., 1785)

**Copepodi**

*Mesocyclops leuckarti* (Klaus, 1857)  
*Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853)  
*Cyclops abyssorum* Sars, 1863  
*Eudiaptomus gracilis* (Kiefer, 1978)

**Ditteri**

*Chaoborus flavicans* (Meigen, 1830)

Se si considerano i dati nell'insieme, si nota una distribuzione delle specie fortemente variabile, sia in relazione alla profondità sia in relazione al tempo; ciò è visibile soprattutto andando ad osservare i dati quantitativi (Figura 2.2.13).

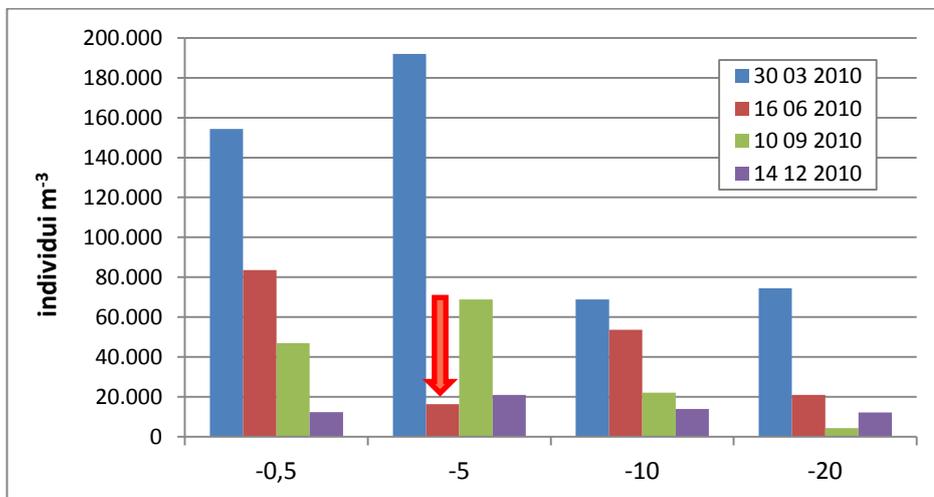


Figura 2.2.13. Densità totali dello zooplancton (esprese in ind·m<sup>-3</sup>) in relazione al tempo, per profondità di prelievo.

I rotiferi presentano delle buone densità durante tutto il periodo di studio. Come si può osservare dal grafico sottostante (Figura 2.2.14), questo gruppo tende a raggiungere le massime densità a circa 5 m di profondità, solo nel mese di giugno notiamo il picco di densità spostato di quota, cioè a circa -10 m. All'interno di questo gruppo, possiamo subito osservare la distribuzione di *K. quadrata*; quest'ultima presenta densità elevate nei primi 10 m, durante le stagioni invernale e primaverile, durante l'estate invece la sua densità nei primi metri d'acqua è nulla, a profondità elevate è ancora presente ma con

densità minime (Figura 2.2.15). Questa specie entra di nuovo a far parte della comunità zooplanctonica del bacino durante la stagione autunnale. *K. cochlearis* invece presenta delle buone densità durante tutto il periodo di studio e lungo tutta la colonna d'acqua, ma nel campionamento del settembre 2010 si nota una diminuzione netta nell'ipolimnio. Le due specie, appartenenti allo stesso gruppo, sembrano coesistere tranquillamente nello stesso ambiente, anche se al diminuire di una specie (legata principalmente a fattori fisico-chimici) l'altra tende ad aumentare di densità.

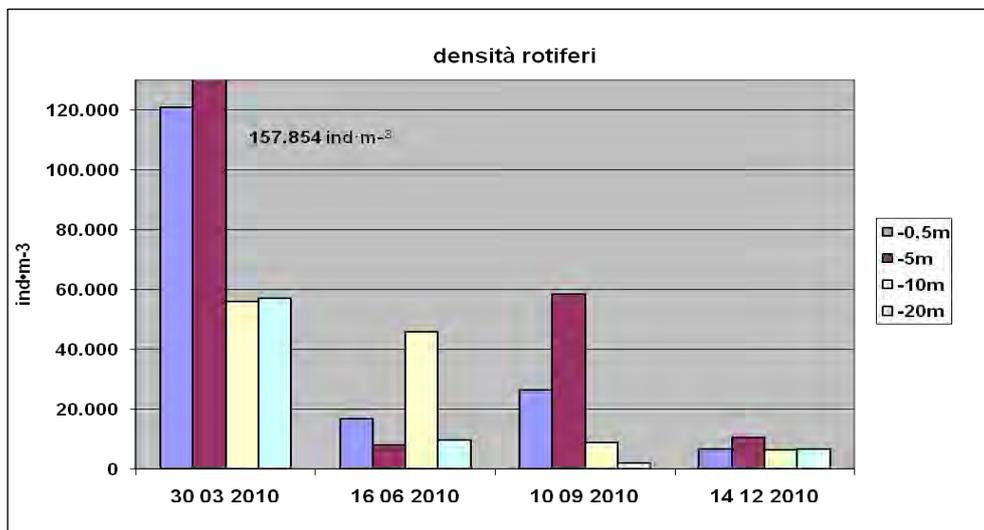


Figura 2.2.14. Densità dei rotiferi (esprese in ind·m<sup>-3</sup>) in relazione al tempo, per profondità di prelievo.

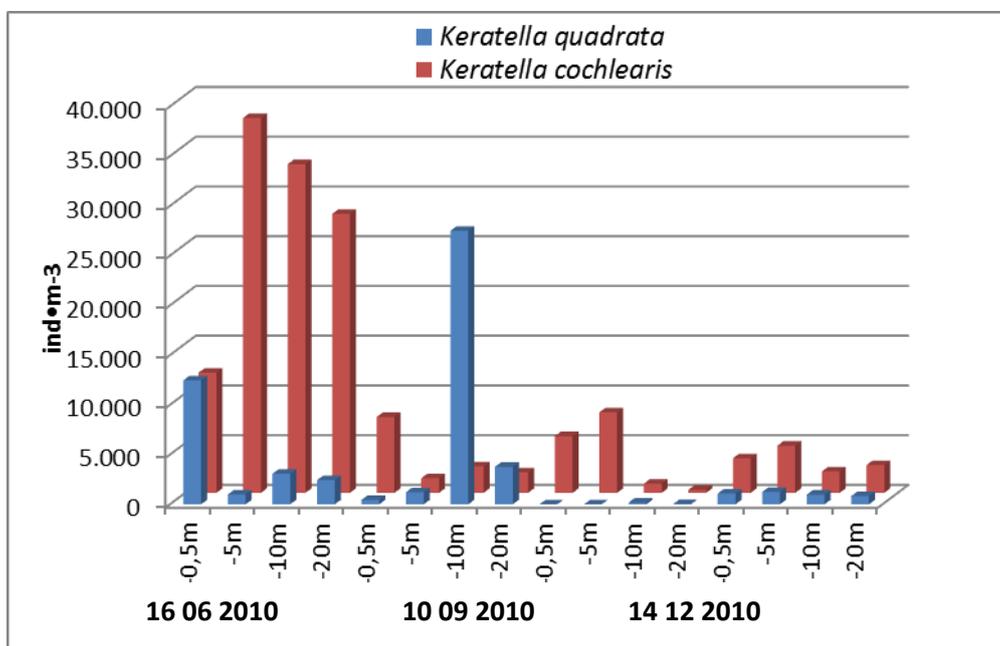


Figura 2.2.15. Densità stagionale di *K. quadrata* e *K. cochlearis* alle varie profondità.

Sempre all'interno del gruppo dei rotiferi sono da segnalare le due specie di *Filinia*, queste infatti sono presenti principalmente negli strati più profondi, con una concomitanza delle due specie legata al periodo che va dalla stagione invernale a quella primaverile (Figura 2.16). Nei due campionamenti

successivi invece permane una sola specie, *F. longiseta* (a settembre in realtà era presente con un numero molto esiguo di individui solo alla massima profondità). Le altre specie, appartenenti al gruppo dei rotiferi, sono presenti con delle densità inferiori rispetto alle specie precedentemente citate, alcune addirittura si presentano solo in determinati periodi dell'anno e con densità minime (es. *Trichocerca* sp. *Lecane* sp. *Brachionus* sp.).

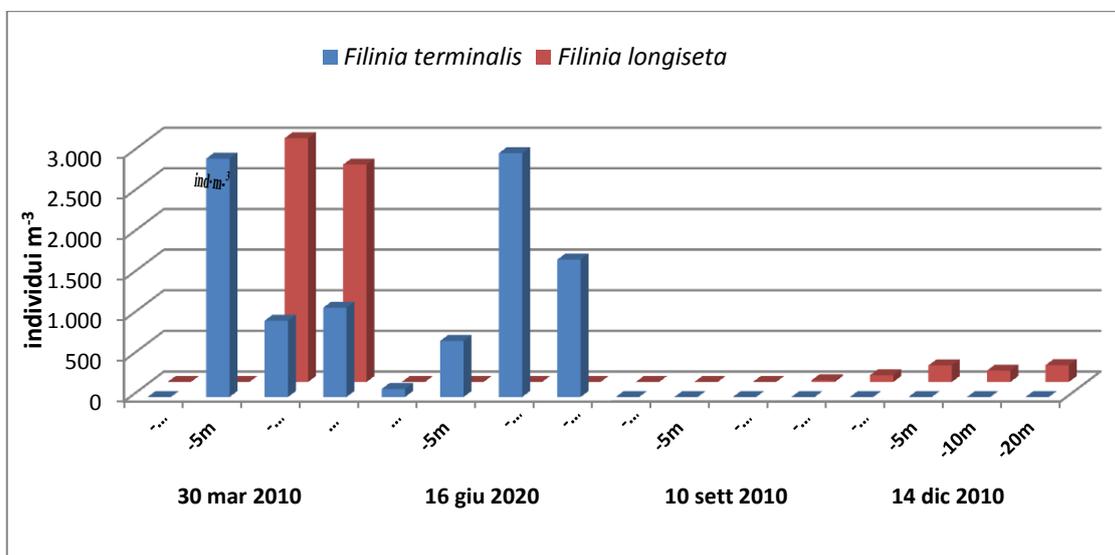


Figura 2.2.16. Densità stagionale di *F. terminalis* e *F. longiseta* alle varie profondità

Insieme ai rotiferi, l'altro gruppo che presenta densità elevate durante tutto il periodo di studio è quello dei copepodi. Le elevate densità sono legate principalmente agli stadi giovanili (Figura 2.2.17), che rappresentano sempre una notevole percentuale di individui nel popolamento. All'interno di questo gruppo sono state identificate 4 specie: 1 Calanoide e 3 Ciclopoidi. Il loro andamento è molto diversificato, infatti troviamo specie principalmente termofile come *Thermocyclops crassus* e specie invece che preferiscono temperature più fresche, come *Cyclops abyssorum* (Figura 2.2.18)

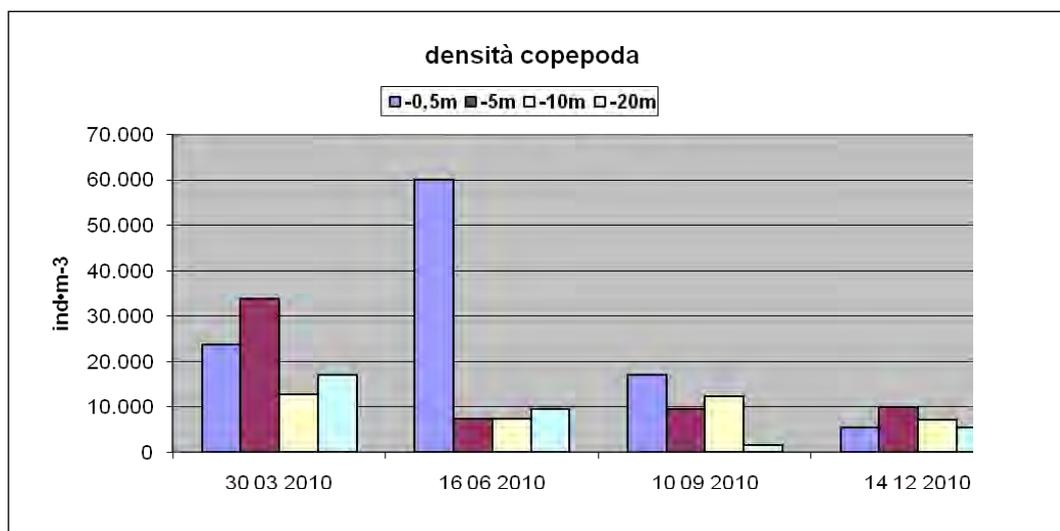


Figura 2.2.17. Densità dei copepodi (esprese in ind·m<sup>-3</sup>) in relazione al tempo, per profondità di prelievo.

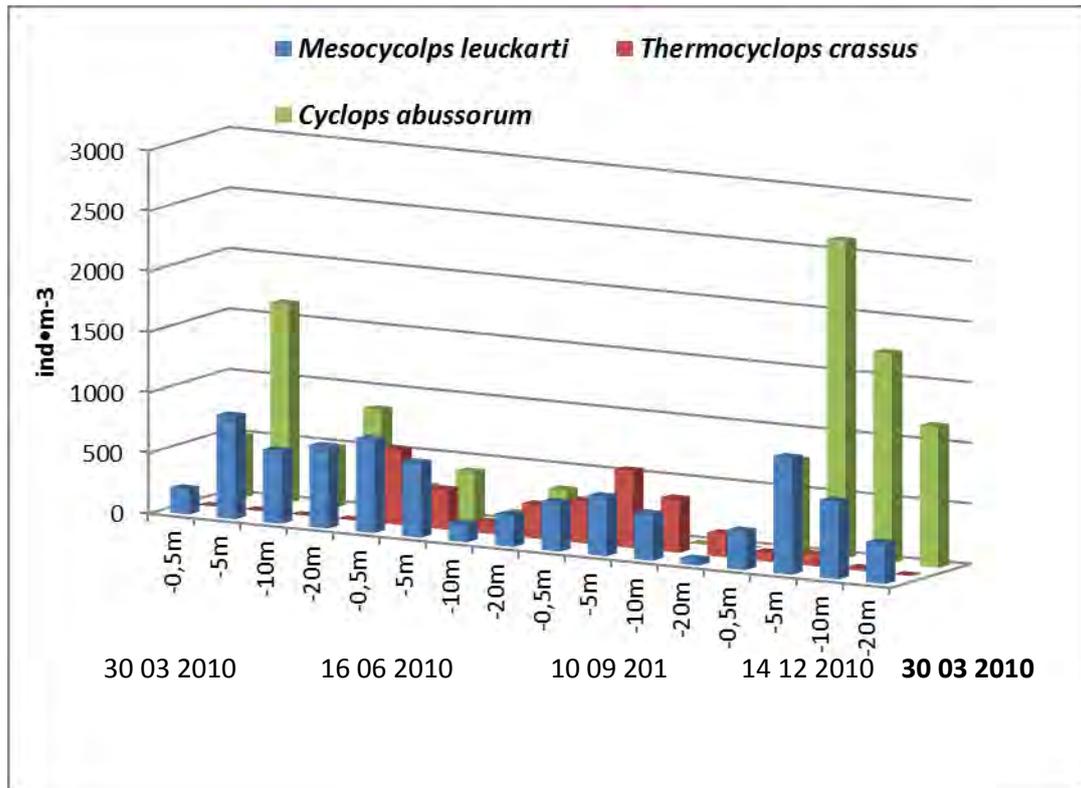


Figura 2.2.18. Andamento stagionale di Mesocyclops leuckarti, Thermocyclops crassus e Cyclops abyssorum (sono riportate le densità degli individui adulti, ♀ e ♂).

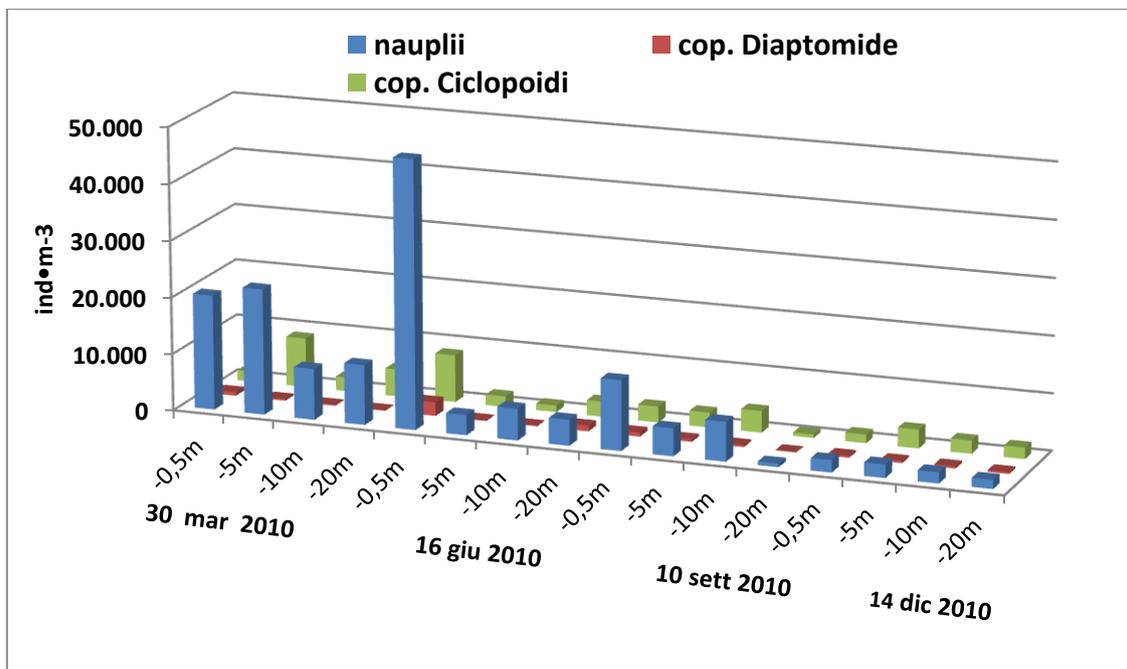


Figura 2.2.19. Andamento stagionale delle densità di nauplii (la distinzione specifica è impossibile), copepoditi di diaptomide e copepoditi di ciclopoide.

Il gruppo che presenta le percentuali inferiori sul totale dello zooplancton è quello dei Cladoceri (Figura 2.2.20), questo è da imputarsi ad una diversa strategia adattativa rispetto ai gruppi precedenti. Anche se le densità sono minime il numero di specie riscontrato è buono, infatti sono presenti 9 specie. Anche in questo gruppo sono stati conteggiati gli individui adulti ed i giovani. All'interno di questo gruppo ci sono alcune specie che presentano un andamento più significativo rispetto ad altre (Figura 2.2.21): la specie che raggiunge le densità maggiori è *Daphnia hyalina* (picco massimo raggiunto il 16/06/2010, nel campione superficiale, con 6.457 ind·m<sup>-3</sup>), inoltre è l'unica specie ad essere sempre presente ed in tutte le profondità. *Eubosmina longispina* invece è stata osservata durante tutto il periodo di studio ma con densità molto inferiori rispetto a *D. hyalina* e inoltre è risultata assente in alcuni campioni (16/06/2010, -10m; 10/09/2010 -5m). Da ricordare inoltre che questa specie era già presente nella comunità zooplanctonica del lago ma in tempi piuttosto lontani, infatti era stata segnalata nel 1977. Strettamente legata all'andamento di *D. hyalina* è *Ceriodaphnia quadrangula hamata*, che mantiene delle densità minime (spesso anche nulle) quando *D. hyalina* è presente con delle buone densità, al diminuire di quest'ultima specie invece *C. quadrangula hamata* tende ad aumentare notevolmente. Ciò avviene principalmente nel mese di dicembre e depone a favore dell'esistenza di un processo di competizione alimentare diretta tra queste due specie.

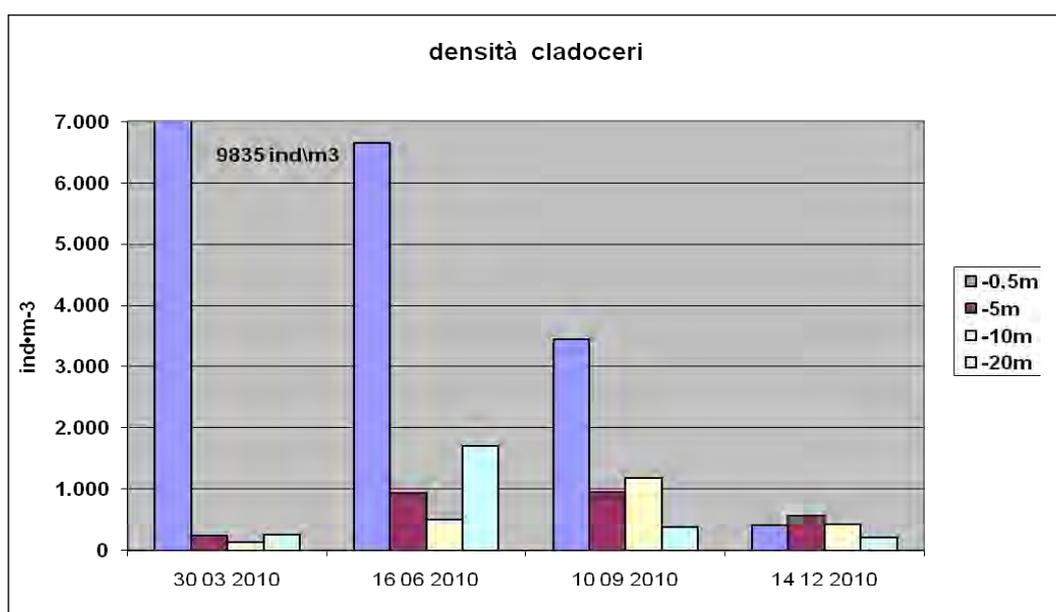


Figura 2.2.20. Densità dei cladoceri (esprese in ind·m<sup>-3</sup>) in relazione al tempo, per profondità di prelievo.

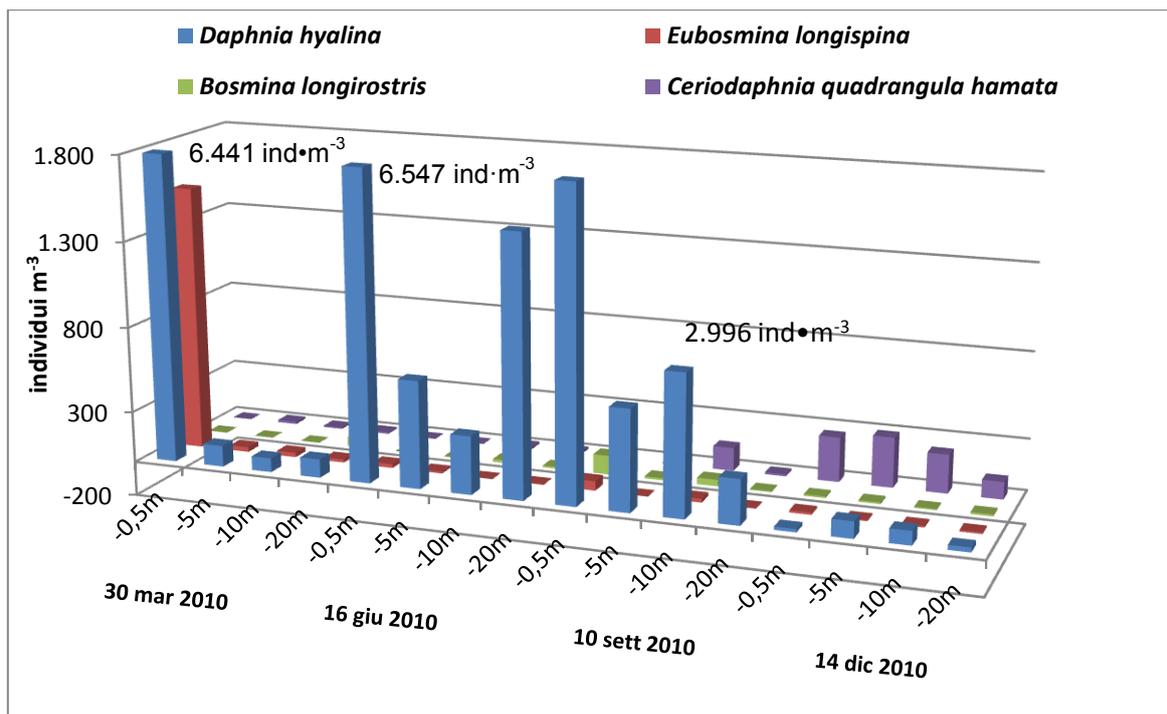


Figura 2.2.21. Andamento stagionale di *Daphnia hyalina*, *Eubosmina longispina*, *Bosmina longirostris* e *Ceriodaphnia quadrangula hamata*.

Da notare la spiccata stagionalità di *Leptodora kindtii* (Figura 2.2.22), presente solo nei campioni di giugno e settembre e *Diaphanosoma brachyurum*, presente solo nel campione estivo, con densità buone lungo tutta la colonna d'acqua, eccetto che alla massima profondità, dove presenta valori molto bassi.

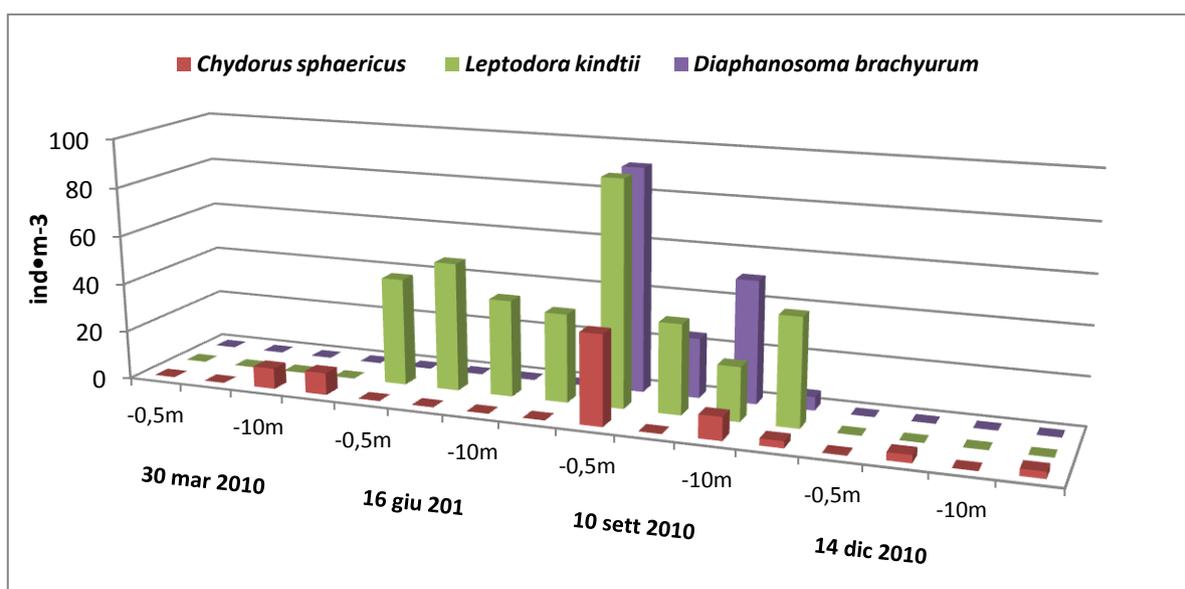


Figura 2.2.22. Andamento stagionale di *Chydorus sphaericus*, *Leptodora kindtii* e *Diaphanosoma brachyurum*.

Come riportato nella Tabella 2.2.5, durante il campionamento di dicembre sono state osservate anche altre due specie di cladoceri, *Alona affinis* e *Pleuroxus truncatus*. Queste specie normalmente fanno parte della comunità zooplanctonica litorale (infatti erano già state riscontrate nei campioni di riva). La presenza a centro lago può essere spiegata grazie al forte vento presente la sera prima del campionamento sull'intero bacino lacustre.

L'elevato numero di specie riscontrato nei campioni del 2010, evidenzia sicuramente un miglioramento delle condizioni ecologiche del lago. Questo è facilmente intuibile anche grazie alla "ri-comparsa", nel bacino di alcune specie che erano state osservate solo in tempi passati, quando ancora non era così forte il fenomeno dell'inquinamento organico nel bacino (*E. longispina* viene riportata in letteratura come una specie che predilige ambienti oligotrofi o mesotrofi).

L'osservazione dei dati quantitativi ci permette anche di comprendere meglio le interazioni esistenti tra le varie specie e la loro dipendenza con alcuni fattori fisico-chimici. Osservando i dati appare evidente la presenza di un "fattore" che va a regolare le densità dei cladoceri, che risultano essere basse durante tutto il periodo di studio. Sicuramente in parte ciò è legato ad una diversa strategia adattativa rispetto agli altri gruppi, ma l'altro fattore che entra in gioco è la forte presenza di *Chaoborus flavicans*. In realtà, durante l'analisi quantitativa, gli individui conteggiati non sono stati molti, ma durante l'osservazione qualitativa la loro percentuale di abbondanza si è dimostrata molto più alta. La scarsa presenza nei subcampioni è da imputarsi al metodo di prelievo degli stessi, dove vengono privilegiati gli individui di più piccole dimensioni rispetto a quelli più grandi (come *C. flavicans*), la cui dimensione li porta a sfuggire al subcampionamento. Lo studio del macrobenthos però ci conferma questa ipotesi, poichè vengono messe in luce densità elevate di *C. flavicans* sia a centro lago, sia nei due transetti A e B, soprattutto alle maggiori profondità. È opportuno precisare che l'attività predatoria di questo dittero si esplica prevalentemente nelle ore di penombra e oscurità, ma è noto come una scarsa trasparenza favorisca la presenza di *Chaoborus* in acque libere anche di giorno, preservandolo dal rischio di predazione da parte dei pesci. Ciò incrementa la pressione esercitata dalle larve sul popolamento planctonico, ed in particolare su quelle specie che per forma e dimensioni più si prestano ad essere consumate (ad es. giovani cladoceri).

Ricordiamo inoltre la stretta relazione esistente tra specie zooplanctoniche e disponibilità di fitoplancton: ad es. il forte aumento di alcuni rotiferi (come *K. cochlearis* e *P. vulgaris-dolichoptera*, nel campione di marzo) è da imputarsi sicuramente ad una maggiore disponibilità di pascolo, rappresentata dalle abbondanti Criptoficeae. Per maggiori chiarimenti su tali relazioni si rimanda al lavoro svolto sulla comunità fitoplanctonica..

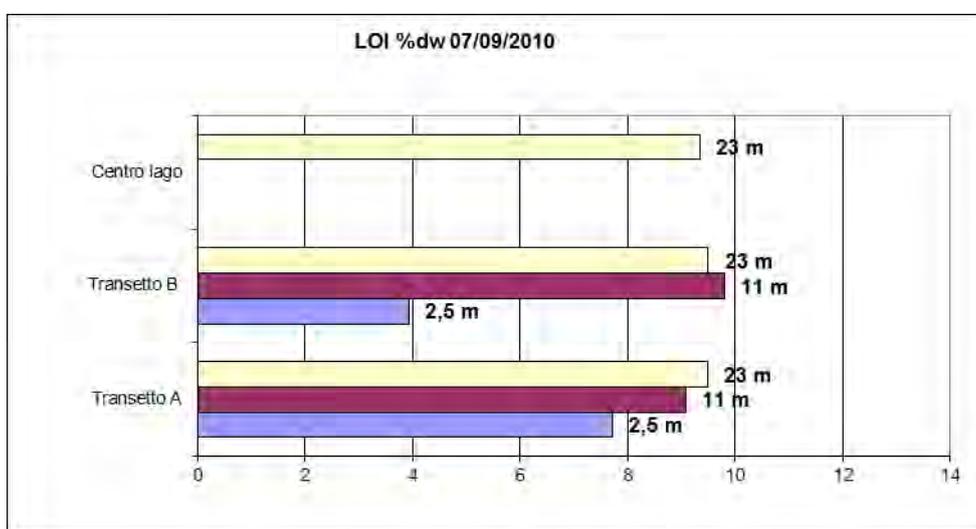
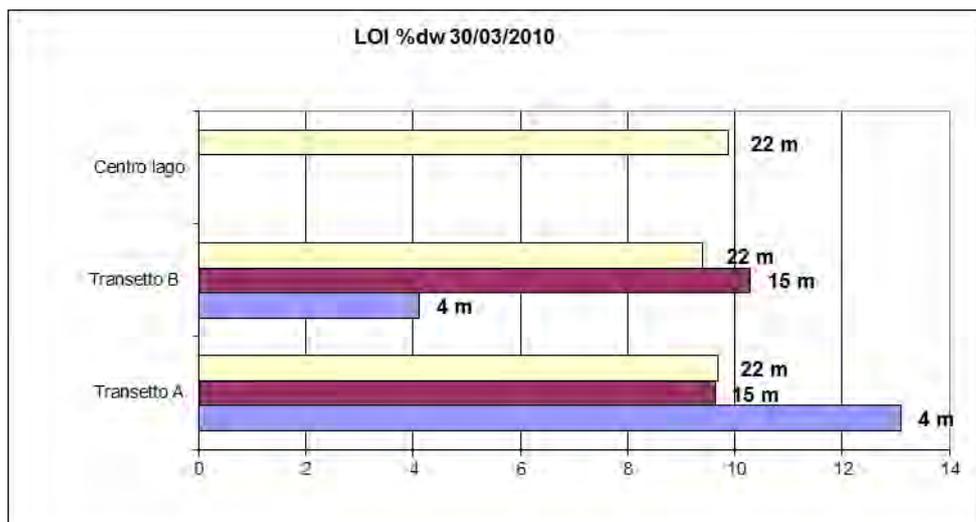
I fattori che influenzano maggiormente la comunità zooplanctonica sono sicuramente la temperatura, l'ossigeno disciolto e la trasparenza. Osservando i profili termici (CNR-ISE) si possono notare delle "anomalie" rispetto all'andamento classico; il profilo termico del mese di Novembre presenta delle oscillazioni di temperatura molto ampie. La prima anomalia si trova in superficie (dove sono stati riscontrati valori di circa 23 gradi) le altre due anomalie si riscontrano tra i 12m e i 15m e tra i 17m e la massima profondità (con diminuzione forti della temperatura dell'acqua). Per spiegare ciò si è

ipotizzato un flusso di acqua proveniente “dall'esterno”, con caratteristiche molto diverse dall'acqua del bacino. Purtroppo nel mese di novembre non sono stati prelevati campioni zooplanctonici quindi non si è potuta osservare una risposta diretta di questa comunità alla perturbazione. Osservando il campione successivo però si nota un andamento “classico”, questo è dovuto anche al fatto che il flusso di acqua si è verificato solo in un determinato lasso di tempo e non è stato continuo.

Complessivamente le caratteristiche della comunità zooplanctonica, presente attualmente nel Lago di Pusiano, si possono considerare come un segnale di miglioramento dello stato ecologico del bacino a livello di dominio planctonico. Una maggiore definizione di queste dinamiche sarebbe certamente apportata da indagini condotte con periodicità mensile, in particolare per meglio comprendere le interazioni competitive e preda-predatore esistenti nel lago.

#### Risultati relativi al macrobenthos

I replicati litorali e sublitorali mostrano una netta differenza di colore e tessitura rispetto ai replicati raccolti in zona profonda, essendo i primi costituiti da percentuali elevate di detrito vegetale che si mostra più grossolano in acque basse e via via più fine all'aumentare della profondità. I replicati della zona profonda sono invece, in qualsiasi periodo dell'anno, costituiti da substrato molto sottile, con prevalenza di limo che si elimina completamente con il setacciamento a 280 µm, lasciando una abbondantissima presenza di efippi di cladoceri ed exuvie di crostacei planctonici. Le percentuali di sostanza organica nei sedimenti del lago, espresse come % di peso secco LOI (Loss On Ignition), ottenute a cura del CNR-ISE dai campioni raccolti in marzo e settembre 2010, forniscono una indicazione abbastanza omogenea per i diversi settori del lago, con valori medio-bassi (Figura 2.2.23):



*Figura 2.2.23 – Percentuali di sostanza organica rilevate nei substrati alle varie profondità in due date di prelievo, a marzo (sopra) e settembre (sotto) 2010.*

Differenze evidenti (anche se non dimostrabili statisticamente) esistono però tra i transetti A e B, laddove quest'ultimo presenta nel bassofondo litorale valori decisamente più bassi e costanti (circa dimezzati) rispetto al transetto A, in cui oltretutto le oscillazioni ingenti di questo parametro producono in primavera un picco (circa 13,1% dw) che rappresenta anche il massimo valore riscontrato a tutte le profondità.

Le fasce sublitorale e profonda presentano invece in tutto il lago valori estremamente vicini, contenuti in 1-1,5 punti percentuali di dw. La variabilità del parametro nelle acque basse del transetto A potrebbe essere ricondotta al ciclico apporto di materiale vegetale in decadimento sicuramente più abbondante in questa parte del lago (presenza di un esteso canneto, etc.), ma tale ciclicità andrebbe confermata da analisi condotte con periodicità più intensa, ad esempio mensile. Certamente poi anche fattori idrologici (apporti di tributari, piene, forti precipitazioni) possono contribuire allo spostamento del

materiale organico depositato sui fondi, con risollevarimenti e redistribuzioni sensibili nei momenti di maggiore idrodinamismo.

Come atteso, i taxa rappresentati a livello del substrato sono in numero piuttosto limitato (Tabella 2.6, tutti usualmente tipici o diffusi in ambienti eutrofizzati, e la loro distribuzione con la profondità subisce una drastica riduzione nel passaggio dal dominio litorale a quello sublitorale e profondo. Ciò è vero sia a livello di taxa superiori (i gruppi tipicamente bentonici si riducono in zona profonda, fino alla esclusiva presenza di Chaoboridae), sia a livello di ricchezza specifica. Possiamo però senz'altro affermare che il numero di taxa bentonici presenti attualmente nei fondali del Lago di Pusiano si è complessivamente ridotto rispetto ai riferimenti precedenti (Bonomi et al., 1967; OLL, Osservatorio dei Laghi Lombardi, 2005), secondo cui la ricchezza specifica superava agevolmente le 15 unità. Va però precisato che le più recenti notizie si riferiscono a campioni prelevati tra i 2 e i 6 metri di profondità, cioè in una fascia solitamente più ricca di taxa in quanto non soggetta alle vicende di carenza di ossigeno tipiche dell'ipolimnio durante la stratificazione, e comunque con una maggiore mosaicità dell'habitat che inevitabilmente produce una maggiore biodiversità rispetto ai monotoni, piatti e granulometricamente omogenei substrati profondi.

Nel nostro studio, in cui tutti i sedimenti sono stati presi in considerazione, fino alle massime profondità, riportiamo dati relativi alle fasce bentoniche sublitorale e profonda, e dunque non abbiamo un termine di paragone completo per le nostre osservazioni.

Una migliore situazione della zona profonda sarebbe stata da aspettarsi, in considerazione della osservata riduzione (fino a stabilizzarsi sui 60-80  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  al rimescolamento invernale) nelle concentrazioni di fosforo totale disciolto (OLL, 2005) nel corso di tutti gli anni '90 fino ad oggi. Sembra però che questa riduzione non impedisca il verificarsi di una severa deossigenazione ipolimnica durante la stratificazione estiva. Secondo i dati fornitici (CNR-IRSA Brugherio) il deficit di ossigeno disciolto si protrae da tutto giugno a tutto settembre, raggiungendo nei mesi estivi una notevole estensione (dai 15 m alla massima profondità) ed intensità, trasformandosi nella parte centrale del periodo in vera e propria anossia ipolimnica.

Tabella 2.2.6. Lista dei taxa associati ai substrati incoerenti reperiti nel Lago di Pusiano nel corso dello studio.

Oligochaeta	Diptera
Tubificidae	Chironomidae
<i>Branchiura sowerbyi</i>	<i>Chironomus plumosus</i>
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Cryptochironomus</i> sp.
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i>
<i>Limnodrilus</i> immaturi	Chironomini indet. (cf. <i>Endochironomus</i> )
Tub. Indet. (1 sp.)	<i>Procladius</i> cf. <i>choreus</i>
Tub. limmaturi c.s.c.	<i>Tanypus kraatzi</i>
Naididae	Ceratopogonidae
<i>Stilaria lacustris</i>	<i>Palpomyia</i> sp.
	Chaoboridae
	<i>Chaoborus flavicans</i>

Quanto osservato dipinge una situazione ipolimnica fortemente compromessa, che vede la fascia più profonda (dai 15-16 m ai 25 m) subire un depauperamento qualitativo della fauna bentonica:

Tabella 2.2.7. Presenza-assenza dei taxa superiori associati ai substrati incoerenti reperiti nel Lago di Pusiano nel corso dello studio.

TAXA	30/03/2010				15/06/2010				10/09/2010				14/12/2010													
	Trans. A			CL																						
Profondità (m)	4	14	22		4	12	22		3	12	23		3	11	23		6	10	23		4	10	19		25	
Oligochaeta	*	*			*	*			*	*	*		*	*			*	*			*	*	*		*	*
Chironomidae	*				*	*			*	*	*		*	*			*				*	*	*		*	*
Ceratopogonidae	*				*				*								*	*			*	*		*	*	
Chaoboridae	*	*	*		*	*	*		*	*	*		*	*	*		*	*	*		*	*	*		*	*

Si nota infatti come alle massime profondità sia presente quasi esclusivamente *Chaoborus flavicans*, un dittero la cui larva (detta "phantom midge" dagli autori anglosassoni) è capace di ampie migrazioni verticali nictemerali a scopo trofico, caratteristica questa che gli conferisce un particolare strumento adattativo nella colonizzazione di bacini lacustri di medio-alta profondità in condizioni di eutrofia anche spinta. La presenza del *Chaoborus* non è stata precedentemente segnalata, ma si può ipotizzare che la sua affermazione nel Lago di Pusiano risalgia al periodo recente, probabilmente gli ultimi due decenni. Le condizioni di deossigenazione particolarmente severe dell'ipolimnio lacustre, estese come si è detto da circa 15 m di profondità al fondo, favoriscono la riduzione e/o l'eliminazione di altri taxa bentonici non migratori (in particolare chironomidi ed oligocheti) nei periodi di maggior stress, lasciando campo libero alla colonizzazione del *Chaoborus*, che infatti domina le massime profondità in ogni momento dell'anno, raggiungendo densità e biomasse anche rilevanti (v. più avanti).

In linea con la situazione descritta, la distribuzione della fauna bentonica con la profondità è fortemente influenzata dalle vicende termiche e chimiche del lago: osservando infatti la Tabella 2.2.7

si nota come, in termini generali, sia rispettata la classica riduzione della biodiversità con la profondità, e come questo sia più evidente nelle fasi maggiormente stressate (settembre, fine della stratificazione). Ancora, risulta evidente una differenziazione tra i due transetti A e B, laddove il transetto A non ospita mai nella stazione più profonda, per tutto l'anno, altro che larve di *Chaoborus flavicans*, denunciando in questo caso una condizione peggiorativa rispetto alla stessa fascia di profondità del transetto B, le cui biocenosi risultano più diversificate grazie alla presenza di chironomidi (reperiti peraltro in un'unica occasione, 15/06/2010) ed oligocheti.

Ancora, possiamo rilevare come il transetto A, oltre alla carenza qualitativa evidenziata a livello ipolimnico, presenti una condizione qualitativamente scadente anche a livello del litorale, dove in due delle quattro date di campionamento è totalmente assente il gruppo dei chironomidi. Questi ditteri rappresentano nei laghi un gruppo tassonomico diversificato e cosmopolita, che accoglie molti buoni indicatori legati a differenti gradi di trofia lacustre, compresa l'eutrofia spinta: la loro scomparsa totale dalla comunità bentonica per un lungo periodo nel corso dell'anno, mentre è fisiologica in acque profonde eutrofiche durante la stratificazione termica, non è però consueta nella fascia litorale, non esposta a prolungata deossigenazione, dove nemmeno gli sfarfallamenti stagionali (per lo più sincroni e specie-specifici) riescono a depauperare completamente le biocenosi a chironomidi, solitamente costituite da più specie. Riteniamo perciò che questo fenomeno rivesta nel Lago di Pusiano un carattere negativo che non possiamo legare alla generale condizione di trofia del lago, quanto piuttosto ad una specifica alterazione delle acque o più probabilmente dei sedimenti localizzati nell'area litorale del transetto A. Quanto appena riportato non si verifica nella corrispondente area del transetto B, a conferma della natura spaziale della alterazione ipotizzata.

*Tabella 2.2.8. Valori minimi, medi e massimi sia di densità (sopra) sia di biomassa (sotto) della fauna totale dei due transetti e della stazione di centro lago.*

<b>ind·m<sup>-2</sup></b>	Dens. F. Tot.	Trans. A	Trans. B	Centro lago
minimo	1244	1244	1842	1592
MEDIA	6740	6144,5	5887,75	10174
massimo	21393	14129	12587	21393

<b>g·m<sup>-2</sup></b>	Biom. F. Tot.	Trans. A	Trans. B	Centro lago
minimo	3,25	3,79	3,25	3,25
MEDIA	24,5	22,21	25,9	29,66
massimo	65,77	65,77	45,8	59,1

Questa differenza qualitativa tra transetti non si ripercuote apparentemente sui dati di densità e biomassa (Tabella 2.2.8): osservando infatti le tabelle sopra riportate, con i valori minimi, medi e massimi sia di densità sia di biomassa della fauna totale dei due transetti e della stazione di centro lago, vediamo come questi parametri presentano ordini di grandezza assolutamente comparabili, e più

elevati alla stazione di massima profondità, dove biomasse e densità sono interamente ascrivibili a *Chaoborus flavicans*, visto che in questa stazione non è mai stato reperito alcun altro taxon. È dunque solo il *Chaoborus flavicans* a rendere conto delle densità (la più alta mai riscontrata nel lago, 21393 ind·m<sup>-2</sup>, circa il doppio di quelle riscontrate in zona profonda dei transetti A e B), e delle biomasse (la media più alta rispetto a tutte le stazioni/profondità, 29,66 gr·m<sup>-2</sup>).

Osservando invece gli istogrammi di densità (ind·m<sup>-2</sup>) e di biomassa (gr·m<sup>-2</sup>) della fauna macrobentonica totale (Figure 2.2.24 e 2.2.25), si può notare come gli andamenti stagionali dei parametri nei due transetti presentino delle difformità, sulle quali vale la pena di fare delle considerazioni: in data 30/03/2010 alla profondità di 4 m si osserva nel transetto A un valore di biomassa piuttosto elevato, corrispondente a densità non eccessive, ad attestare la presenza nella comunità di individui di grandi dimensioni, che vedremo poi essere soprattutto oligocheti; ricordiamo qui la concomitanza con un già citato picco nel contenuto di sostanza organica del substrato, probabile causa dell'incremento ponderale di grandi detritivori quali appunto gli oligocheti tubificidi. Il transetto B mostra parallelamente un picco di densità (la più alta raggiunta a questa profondità, 4479 ind·m<sup>-2</sup>) dovuto principalmente ad oligocheti e chironomidi in egual misura, non equivalenti a biomasse particolarmente elevate, indizio di una comunità in forte recupero (grazie alla omeotermia invernale).

Considerando le modificazioni che i due parametri densità e biomassa subiscono al passare delle stagioni si può notare come questo andamento, sia pure verificato su sole quattro date annue, si aggiri più costantemente intorno alla media per il transetto B, diversamente dal transetto A che presenta oscillazioni molto marcate: anche questo comportamento può essere considerato indicativo di maggiore instabilità ecologica, cioè di limitate capacità omeostatiche della comunità. In ultimo, vanno sottolineati gli elevati o elevatissimi valori di densità e biomassa sempre riscontrabili alle massime profondità dei transetti (19-23 m) e al centro lago (24-25 m) legati alla costante presenza di migliaia di larve di *Chaoborus flavicans*: in questo caso, trattandosi di larve che poi metamorfosano per sfarfallare in modo per lo più sincrono come insetti adulti, le loro oscillazioni sono piuttosto drastiche e connesse soprattutto a questo fenomeno, che sembra verificarsi in estate in modo massiccio.

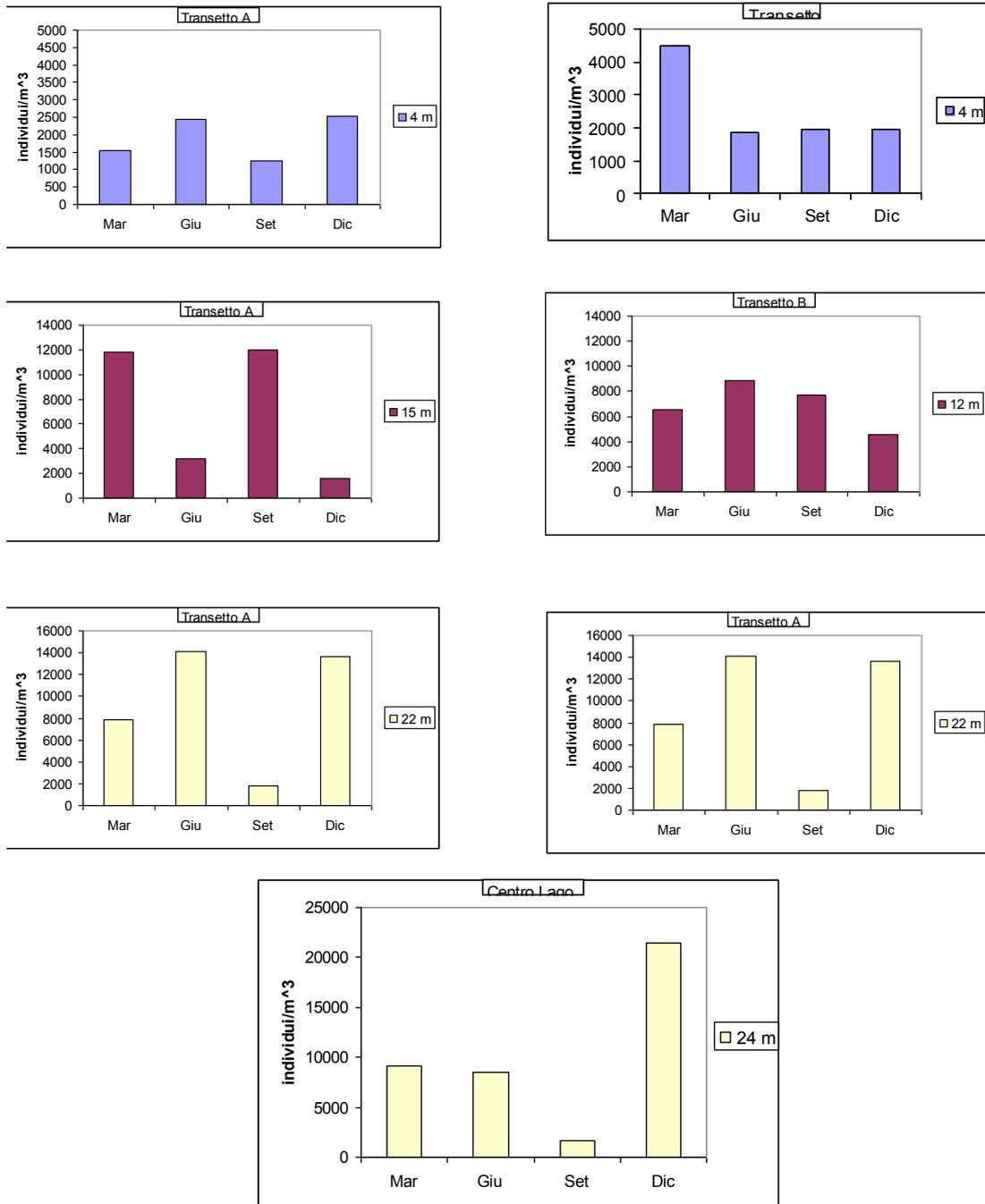


Figura 2.2.24. Densità della fauna macrobentonica totale ( $\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ) nelle 4 date di campionamento del 2010 (marzo=1, giugno=2, settembre=3, dicembre=4).

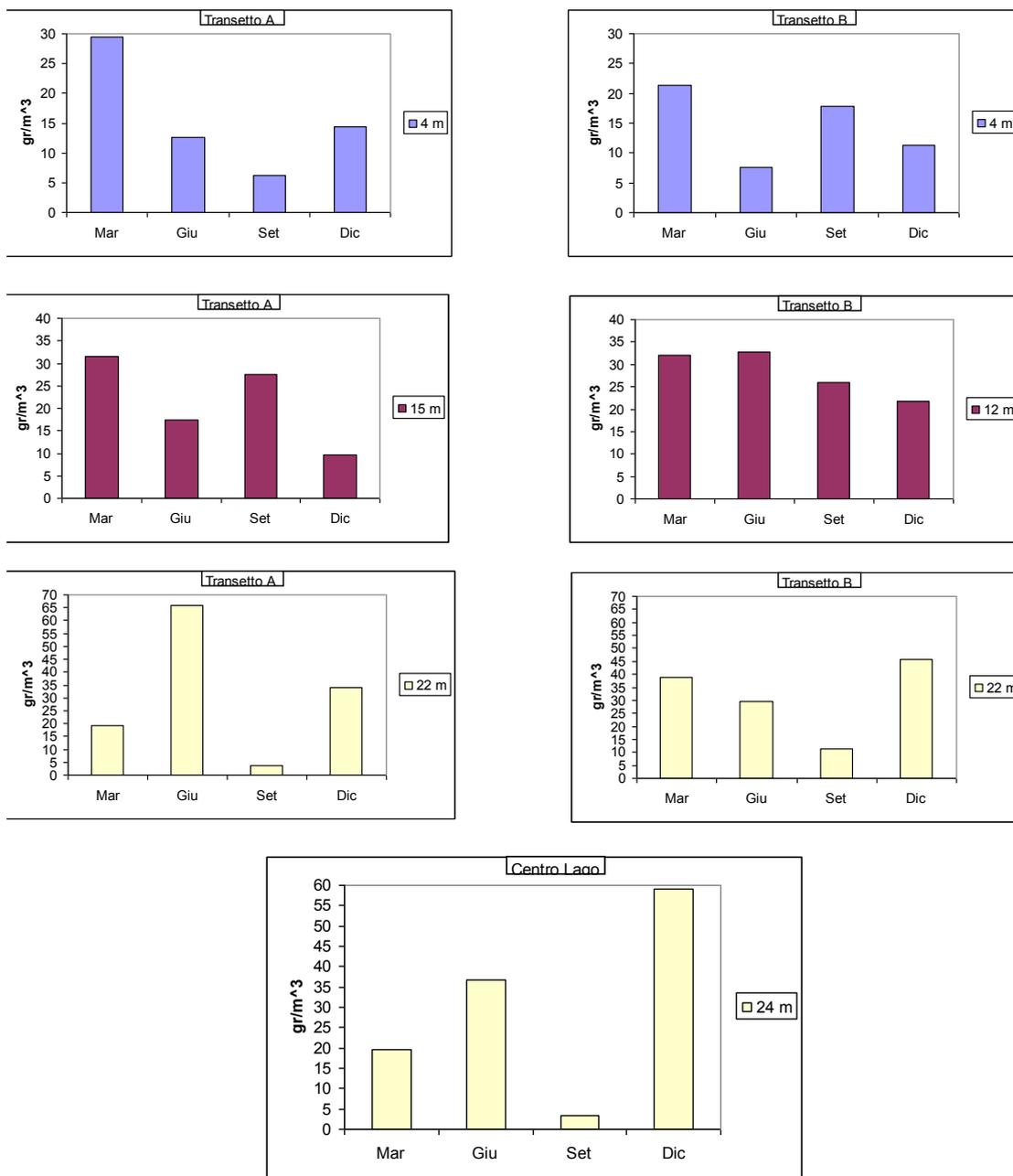


Figura 2.2.25. Biomassa della fauna macrobentonica totale ( $gr \cdot m^{-2}$ ) nelle 4 date di campionamento del 2010 (marzo=1, giugno=2, settembre=3, dicembre=4).

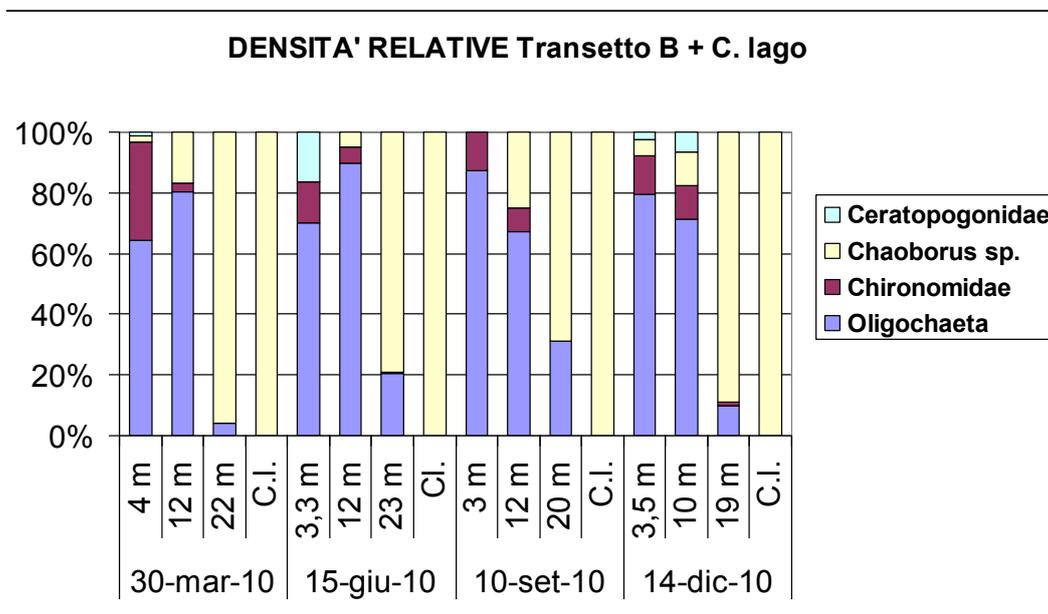
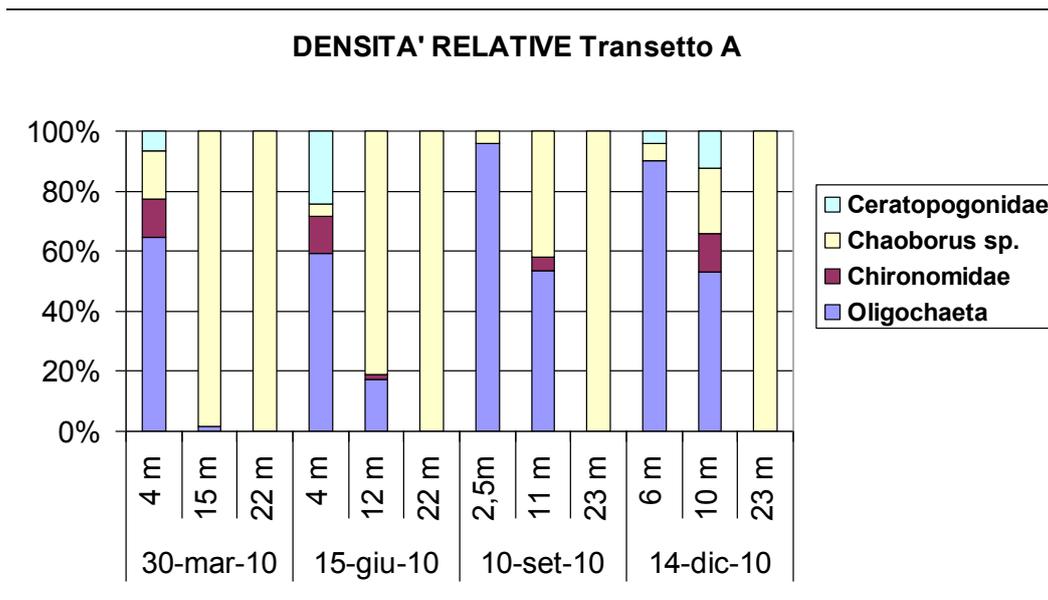


Figura 2.2.26. – Densità relative dei principali gruppi componenti la fauna macrobentonica nelle varie stazioni/profondità indagate nel 2010.

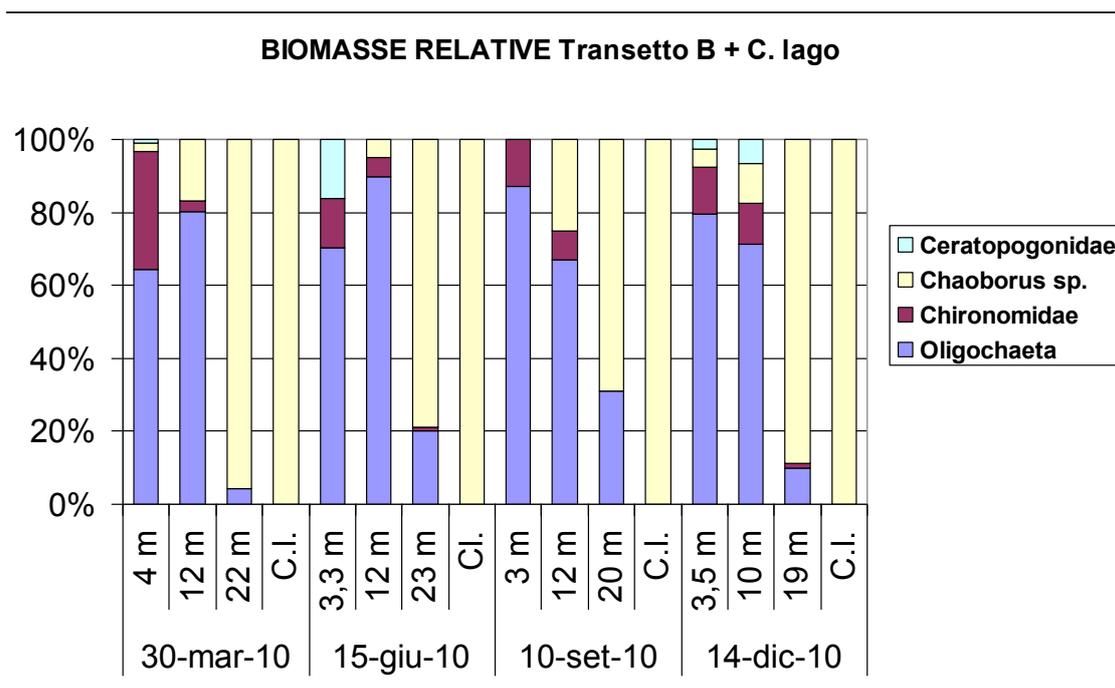
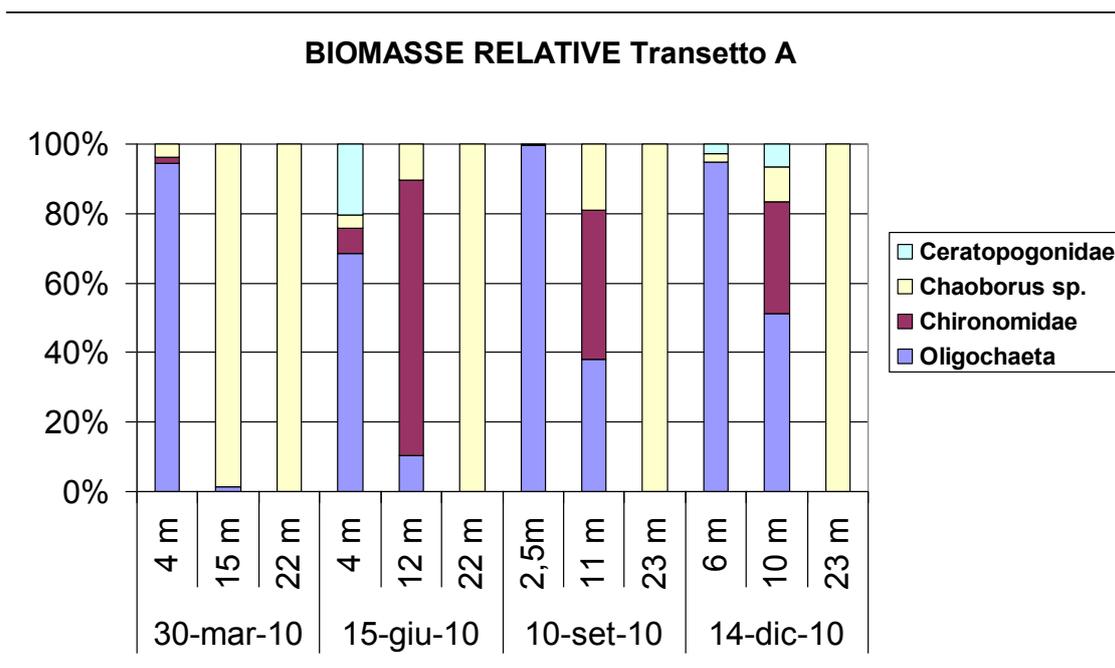


Figura 2.2.27. Biomasse relative dei principali gruppi componenti la fauna macrobentonica nelle varie stazioni/profondità indagate nel 2010.

Le Figure 2.2.26 e 2.2.27, riportanti le densità e le biomasse relative nei due transetti A e B e in centro lago, sintetizzano efficacemente alcuni dei punti enunciati precedentemente:

- la dominanza degli strati profondi da parte di *Chaoborus*, estesa dai 19 ai 25 metri nel transetto B, ma ancor più nel transetto A, in cui nel mese di marzo (ancora piena circolazione,

condizioni di eccellente ossigenazione) questa specie costituisce quasi il 100% della densità e della biomassa presente anche a 15 metri;

- la maggiore diversificazione in termini di gruppi del transetto B rispetto al transetto A, con nel primo una significativa presenza di oligocheti anche a 20-23 metri;
- l'irregolare andamento nel transetto A sia delle densità e biomasse con la profondità, sia con le stagioni.

In conclusione, si ritiene che i seguenti aspetti possano costituire dei validi criteri diagnostici provenienti dalla fauna macrobentonica nel monitoraggio delle future condizioni del Lago di Pusiano: 1) presenza (densità e biomasse) e distribuzione con la profondità di *Chaoborus flavicans*, il cui persistere nelle quantità registrate deve essere considerato un sintomo del permanere di condizioni severe a livello ipolimnico, senza un cospicuo miglioramento nella fase di recupero del lago (omeotermia); 2) recupero di una maggior ricchezza specifica alle massime profondità, come sintomo di miglioramento delle condizioni dei sedimenti, almeno in fase di omeotermia; 3) presenza e distribuzione dei chironomidi dal litorale alla zona profonda, almeno in fase di omeotermia; 4) approfondimento delle condizioni attualmente vigenti sui fondali del transetto A, le cui caratteristiche attuali suggeriscono l'esistenza di alterazioni più specifiche di quelle riconducibili allo stato trofico generale.

#### 2.2.1.6 Indagine conoscitiva sui metalli in traccia

È stata condotta un'indagine conoscitiva per verificare l'ipotesi di un rischio potenziale di contaminazione da cromo nel lago, dal momento che entro il bacino sono presenti possibili sorgenti puntuali di questo metallo tossico, e, nel caso sussista, avere una prima stima della sua entità. Per una prima valutazione di rischio potenziale di contaminazione da cromo nel lago si è effettuata una campagna di prelievo di campioni acquosi di falda e la successiva analisi per i contenuti di Cr totale, ed eventualmente Cr(VI).

In data 26/11/2009 si è proceduto al prelievo di aliquote di 1 l di campioni acquosi da 5 diversi pozzi situati entro il Comune di Erba, a cavallo del Fiume Lambrone in prossimità del Lago di Pusiano (pozzi Lambrone, Meroni, Mercato 1, Mercato 2, Trieste), e dalle Cave Geretta Nord e Sud situate a ovest del lago. Successivamente, entro le 24 ore, è stata filtrata un' aliquota di 25 ml mediante siringhe complete di unità filtranti (0,45 µm) per la determinazione del Cr totale disciolto. Tali campioni filtrati sono stati dunque acidificati con HNO<sub>3</sub> concentrato (1% v/v) e conservati in contenitori di polietilene in ambiente refrigerato fino al momento della determinazione del Cr totale che è stata condotta mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico combinato fiamma e forno a grafite GF ASS (Graphite Furnace Atomic Absorbition Spetrometry). La restante aliquota dei campioni è stata filtrata su filtri a membrana (0,45 µm) prepesati per l'eventuale analisi di Cr(VI) qualora si fossero trovate concentrazioni elevate di Cr totale.

L'analisi condotta non ha evidenziato livelli preoccupanti di Cr totale nei campioni analizzati (valori compresi tra 1,2–1,9 µg/L Cr totale). Pertanto, su tali campioni, non si è ritenuto necessario procedere all'analisi di Cr(VI) e per tale motivo non si è proseguito con le analisi nelle acque del Lago.

#### 2.2.1.7 Caratterizzazione dello stato dei sedimenti e del macrobentos

Allo scopo di descrivere i parametri quantitativi della comunità bentonica del lago (densità e biomasse dei gruppi raccolti), nonché alcune caratteristiche legate alla trofia lacustre e perciò valide per la definizione degli obiettivi di qualità ecologica del bacino oggetto di studio, la raccolta di campioni zoobentonici è stata effettuata nell'arco di un anno con periodicità stagionale lungo due transetti, ciascuno con tre-quattro stazioni di prelievo, estesi dal litorale all'area di massima profondità del lago (Figura 2.2.28). I campioni (3-5 replicati per stazione) sono stati raccolti in zona litorale (0-5 m di profondità), sublitorale (area metalimnica, o comunque al di sotto del limite inferiore delle macrofite sommerse), in zona profonda (ipolimnio afotico, sedimento fine) per mezzo di benna modello Ekman laddove i sedimenti lo consentano, e di rete a slitta, draga o retino immanicato nei diversi mesohabitat del litorale. Le procedure di conservazione e successiva analisi dei campioni sono quelle suggerite dall'apposito manuale APAT (2008).

#### Determinazioni chimico-fisiche

Al fine anche di inquadrare i dati relativi al popolamento bentonico correttamente sono stati raccolti anche alcuni campioni di sedimento per una caratterizzazione chimica e strutturale. I sedimenti rappresentano, infatti, il deposito nei sistemi acquatici di materiale vivente e non vivente, di natura organica e di natura inorganica, avente composizione fisica, chimica e biologica variabile. Tale materiale trae origine da fenomeni di erosione naturali come fenomeni biologici (resti cellulari, ecc.) e chimico-fisici (precipitazioni). L'analisi dei sedimenti permette di valutare la presenza, l'abbondanza e la distribuzione di costituenti chimici in acque superficiali. La caratterizzazione chimica è un importante elemento negli studi di monitoraggio condotti con molteplici finalità: monitoraggio di sorveglianza, stima dei carichi che interessano un corpo idrico, valutazione dell'efficacia di interventi di risanamento, verifica della presenza o assenza di contaminanti sia in termini spaziali che temporali.

Allo scopo di caratterizzare il tipo di sedimento, in relazione alle indagini sulla fauna macrobentonica, si è proceduto prelevando con draga di Ekman tre bennate per ogni stazione prevista lungo i due transetti descritti nella Figura 2.2.28. I campioni sono stati poi omogeneizzati in un'apposita vasca direttamente sulla barca e successivamente sigillati in appositi sacchetti di plastica. Su tali campioni sono state effettuate le seguenti analisi: LOI (Loss On Ignition), carbonio inorganico e organico. La caratterizzazione così descritta è stata effettuata due volte nel corso dell'anno in concomitanza con due tra le uscite previste per il macrobentos, nel periodo invernale e nel periodo estivo.

Una misura di particolare interesse, non solo per l'interpretazioni dei dati macrobentonici, e quella ottenuta attraverso le estrazioni sequenziali secondo lo schema proposto da Psenner nel 1984 e successivamente modificato da Hupfer (1995). Tale metodo permette di capire in che modo il fosforo tenda a legarsi alla fase solida. Per questo tipo di analisi sono state prelevate due carote intatte di

sedimento. La prima è stata prelevata in prossimità del punto di immissione del Fiume Lambrone e l'altra in prossimità della stazione di massima profondità. I campioni si sono svolti nel mese di ottobre 2010.

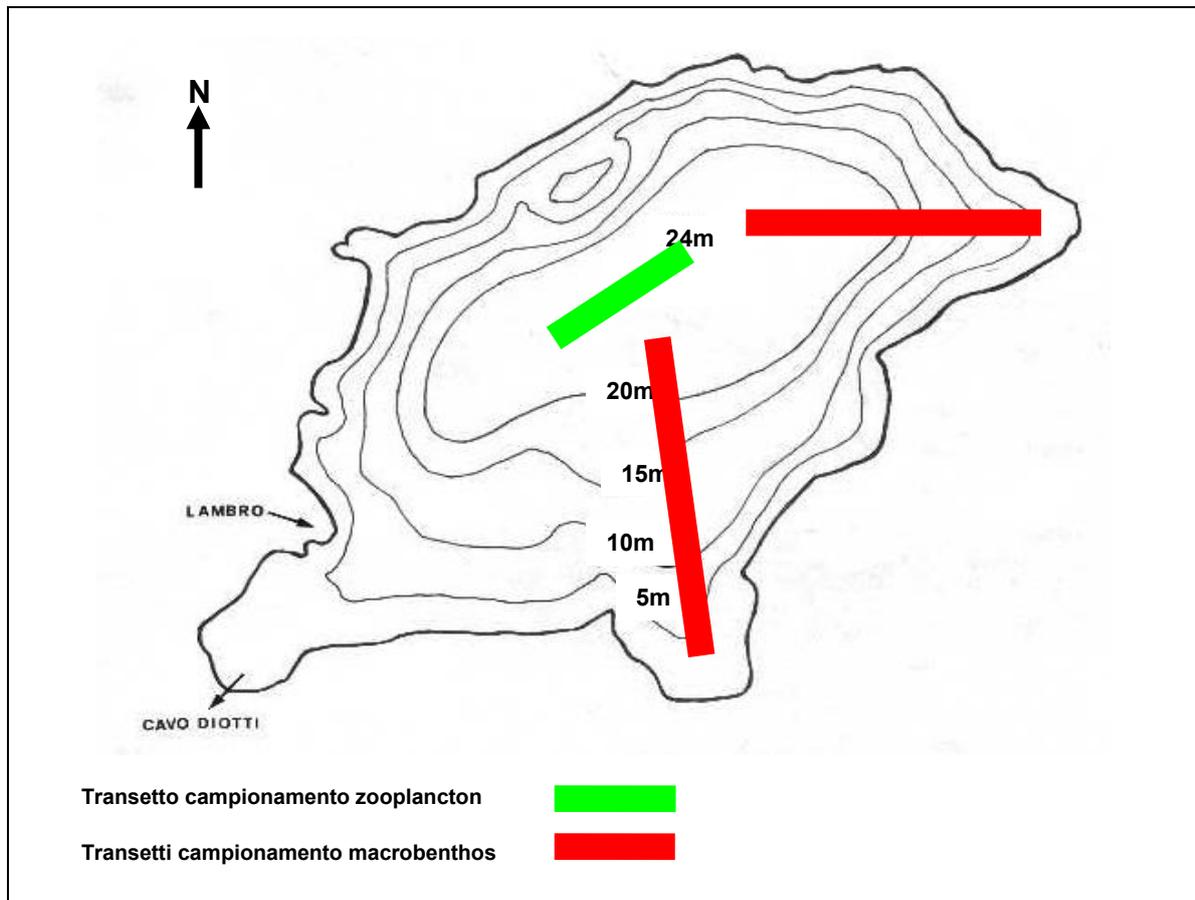


Figura 2.2.28. Mappa di campionamento dello zooplancton (transetto verde) e del macrobenthos (transetto rosso).

Lungo i transetti descritti nella mappa in Figura 2.2.28 sono state condotte le analisi per la caratterizzazione del sedimento. Il contenuto di sostanza organica (LOI, Tabella 2.2.9) presenta valori relativamente variabili nei campioni prelevati a basse profondità, sottolineando anche da questa prospettiva, come nel lago (se pur si tratta di un lago medio-piccolo) vi siano zone più produttive di altre. D'altro canto nelle zone profonde i valori sono abbastanza costanti, anche nel tempo, in momenti ben distinti del ciclo limnologico. Anche il carbonato di calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) presenta un comportamento simile, con una variabilità alta nelle zone poco profonde ma differenze stagionali poco significative.

Tabella 2.2.9. Valori di contenuto di sostanza organica (LOI) e di carbonati nei sedimenti prelevati dai transetti del Lago di Pusiano in due momenti distinti del ciclo limnologico

Data	posizione	profondità m	H <sub>2</sub> O %ww	Dry wt. %dw	LOI %dw	CaCO <sub>3</sub> %dw	CO <sub>3</sub> %dw
30/03/10	Trans A	4.0	78.11	21.89	13.09	59.33	35.55
30/03/10	Trans A	15.0	72.49	27.51	9.63	56.41	33.80
30/03/10	Trans A	22.0	69.32	30.68	9.68	56.89	34.08
30/03/10	Trans B	4.0	46.49	53.51	4.12	33.31	19.96
30/03/10	Trans B	12.0	85.37	14.63	10.29	50.65	30.34
30/03/10	Trans B	20.0	74.73	25.27	9.40	56.52	33.86
30/03/10	Centro lago	24.0	70.09	29.91	9.87	57.70	34.57
07/09/10	Trans A	2.5	72.56	27.44	7.72	74.60	44.69
07/09/10	Trans A	11.0	69.82	30.18	9.09	62.38	37.37
07/09/10	Trans A	23.0	71.68	28.32	9.49	57.25	34.30
07/09/10	Trans B	3.0	47.76	52.24	3.93	31.19	18.69
07/09/10	Trans B	12.0	68.10	31.90	9.81	50.07	30.00
07/09/10	Trans B	20.0	75.55	24.45	9.50	56.19	33.66
07/09/10	Centro lago	24.0	71.87	28.13	9.35	57.52	34.46

Nell'ottobre 2010 sono stati prelevati altri due campioni di sedimenti del lago, uno a centro lago (Pusiano II) e l'altro nelle vicinanze del punto di immissione del Fiume Lambrone (Pusiano I). Il prelievo è stato effettuato tramite l'uso di una benna, il sedimento così raccolto è stato poi trasferito in siringhe da 100 ml che permettono di individuare diversi strati di sedimento e analizzato nei laboratori tedeschi di Phoslock<sup>TM</sup>. Sono stati individuati, per ogni campione, tre strati (0-3 m, 3-6 m e 6-9 m) su cui è stato possibile analizzare in che modo il fosforo risulti chimicamente legato a diversi stati del sedimento, come rappresentato in Figura 2.2.29. In generale la quantità maggiore si trova nella forma stabile soprattutto di apatite (23-30% del fosforo totale); la forma organica è presente in forma refrattaria o legata a materia vivente e detrito organico (20-25%). Appare meno rilevante la quantità di fosforo immediatamente disponibile (al di sotto del 5-9%) mentre la forma legata a ferro ed magnesio è risultata significativa. Da una prima considerazione generale emerge che la stazione a centro lago presenta una quantità totale di fosforo più elevate rispetto alla stazione vicino al fiume (940 mg/kg DW contro 665 mg/kg DW), ma nessuna differenza significativa in termini di composizione.

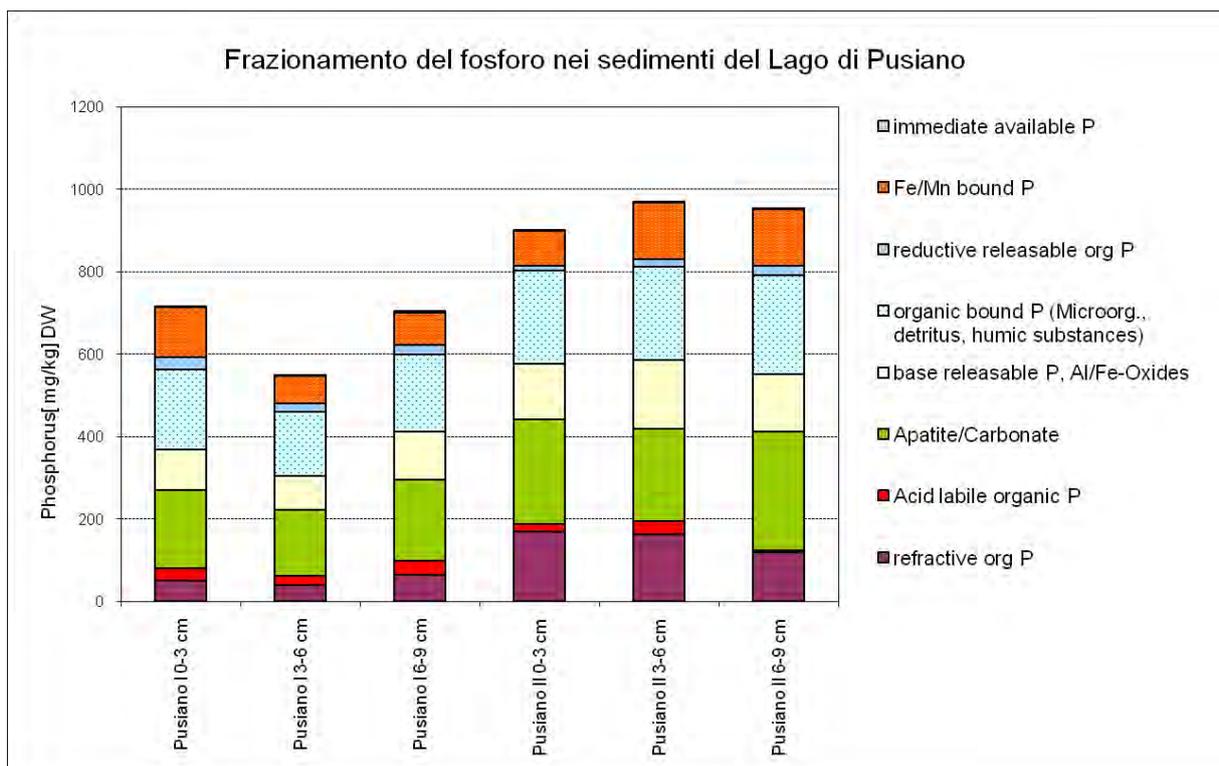


Figura 2.2.29. *Quantità delle diverse forme chimiche di fosforo nel sedimento, relative al peso secco del sedimento stesso (DW) nelle stazioni Pusiano II (centro lago) e Pusiano I (immissione del fiume Lambro). Analisi e dati concessi dal laboratorio Dr Novak (Ottersberg GERMANY).*

I campioni di sedimento raccolti per l'analisi della comunità macrobentonica sono tuttora in corso di smistamento, tuttavia è possibile fornire una prima immagine della situazione basata sui risultati derivanti dai campionamenti relativi al periodo di piena circolazione. Come atteso, i taxa rappresentati a livello del substrato (elencati in Tabella 2.2.10 come presenza/assenza) sono in numero limitato, e tutti usualmente diffusi in ambienti eutrofizzati.

Tabella 2.2.10. Tabella di presenza/assenza delle specie macrobentoniche rilevate nei sedimenti del Lago di Pusiano.

TAXA	Transetto A			Transetto B			Centro Lago
	-4m	-15m	-22m	-4m	-15m	-22m	-24m
Oligochaeta							
<i>Branchiura sowerbyi</i>	+	+		+	+	+	
Tubificidae indet.							
Chironomidae							
<i>Chironomus plumosus</i>	+			+	+		
<i>Procladius cf. choreus</i>							
Chaoboridae							
<i>Chaoborus flavicans</i>	+	+	+	+	+	+	+
Ceratopogonidae							
<i>Palpomyia</i> sp.	+			+			

In sintonia con l'abituale peggioramento delle condizioni ambientali riscontrabile in laghi eutrofi nel passaggio dalle minori alle maggiori profondità, nel Pusiano il numero di taxa bentonici si riduce passando dai 4 metri ai 22 dei transetti A e B, come anche in centro lago. Anche considerando l'incompletezza dei dati prodotti ad oggi, appare inoltre probabile una significativa riduzione della ricchezza specifica rispetto a studi pregressi, in cui il numero di taxa bentonici superava agevolmente la quindicina (Bonomi et al., 1967; OLL, Osservatorio dei Laghi Lombardi, 2005). La riduzione appare più drastica nel transetto A, dove già a 15 m di profondità gli unici due gruppi rappresentati sono oligocheti e chaoboridi, e raggiunte le massime profondità solo questi ultimi sono presenti, con densità di molte migliaia di ind/m<sup>2</sup> (> 7500). In termini generali, e sulla base dei numeri al momento disponibili, la densità complessiva della fauna va aumentando con la profondità, riducendosi nel complesso la sua diversità. Abbiamo quindi una drastica semplificazione qualitativa corrispondente all'instaurarsi, in profondità, di associazioni monospecifiche. Come già ricordato per l'aspetto qualitativo, questo dato è più evidente nel transetto A, le cui connotazioni saranno ulteriormente approfondite nel seguito del progetto. Da sottolineare come nel transetto B, sia pure con densità molto contenute (< 200 ind/m<sup>2</sup>), sono ancora presenti i chironomidi nella stazione-profondità di 15m, mentre gli oligocheti ancora sono presenti ai 22m. Alla massima profondità (circa -24m) l'unico organismo macrobentonico presente rimane il *Chaoborus flavicans*, sicuramente favorito dalle sue capacità di migrazione verticale, che gli consentono di evitare situazioni di deficit di ossigeno o addirittura anossiche spostandosi a quote inferiori per il tempo necessario.

## 2.2.2 Studio paleolimnologico del Lago di Pusiano

Lo stato ecologico originario del lago verrà valutato attraverso l'analisi di una carota di sedimenti sufficientemente lunga per consentire di stabilire il livello trofico e individuare la tipologia di popolamento algale di riferimento relativo all'epoca preindustriale, quando il lago si trovava in condizioni prossime alla naturalità (circa 200 anni fa).

L'evoluzione della composizione del popolamento algale è stata valutata sia attraverso l'analisi al microscopio dei frustoli di diatomee sia tramite l'analisi con HPLC dei carotenoidi algali in una carota di sedimento. Lo studio paleolimnologico è stato integrato anche con una descrizione della struttura litologica delle carote prelevate e alcune analisi geochimiche, quali contenuto in acqua, sostanza organica e carbonati; analisi di carbonio organico, azoto e zolfo con analizzatore elementare (Fisons 1500). Si è provveduto ad effettuare la datazione di una carota mediante metodi radiometrici con  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{137}\text{Cs}$  per definire la cronologia relativa agli ultimi 200 anni.

In aggiunta alle attività previste nel progetto sono state svolte anche le seguenti attività di ricerca utilizzando altre carote prelevate nel corso del progetto PIROGA:

- un'indagine sul mercurio tesa a verificare se esiste per questo elemento un rischio effettivo di contaminazione nel lago e nel suo bacino, condotta dal Dott. Davide Vignati (CNR-IRSA). L'interesse per il mercurio risiede nella presenza di un cementificio (possibile fonte di immissioni di Hg in atmosfera) in prossimità del lago.
- la ricostruzione nel tempo della tassocenosi a chironomidi conservati nei sedimenti del lago. Questa indagine ha contribuito a ricostruire l'evoluzione dello stato trofico ed è stata condotta dalla Dott.ssa Laura Marziali (CNR-IRSA) e dal Prof. Bruno Rossaro (Università degli Studi di Milano).

In data 22 aprile 2010 sono state prelevate con un carotatore a gravità complessivamente 6 carote in 2 punti di campionamento nella zona profonda del lago; il primo in prossimità dell'immissario proveniente dal Fiume Lambrone, il secondo di fronte a Pusiano (Figura 2.2.30).

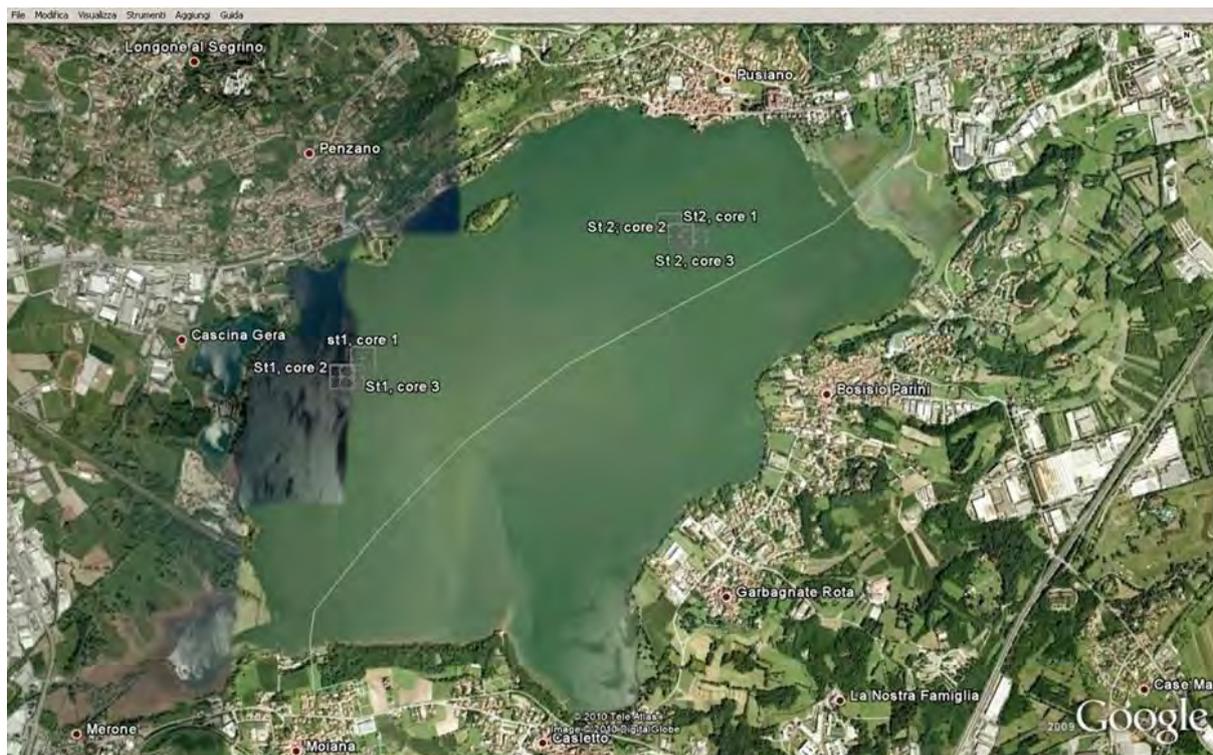


Figura 2.2.30. Foto del Lago di Pusiano e dei punti di campionamento.

Nella Tabella 2.2.11 vengono riportate le coordinate GPS e le profondità dei singoli carotaggi.

Tabella 2.2.11: Punti di prelievo delle carote di sedimento

		Coordinate UTM: Datum: WGS-84, Zona 32T		Profondità di prelievo (m)
Stazione 1	Carota 1	E 0520343m	N 5072247m	22
	Carota 2	E 0520249m	N 5072164m	20
	Carota 3	E 0520293m	N 5072161m	22
Stazione 2	Carota 1	E 0521729m	N 5072857m	25
	Carota 2	E 0521781m	N 5072809m	25
	Carota 3	E 0521845m	N 5072782m	24

La carote PUS10/1/3 e PUS10/2/3 sono state tagliate in senso longitudinale, fotografate e descritte dal punto di vista litostratigrafico, quindi sono stati prelevati dei sub-campioni lungo la carota sui quali sono state effettuate le diverse analisi; il dettaglio è riportato in Tabella 2.2.12.

Tabella 2.2.12. Dettaglio delle analisi condotte nelle due stazioni campionate per i sedimenti lacustri.

carota	quantità di sedimento	analisi
PUS10/1/3	½ carota. Sezioni di 1 cm lungo tutta la carota	LOI, Pigmenti algali
	½ carota. Sezioni di 1 cm lungo tutta la carota	Chironomidi, metalli
PUS10/2/3 master core	½ carota. Sezioni di 1 cm in continuo da 0 a 40 cm e una ogni 5 cm da 40 fino alla fine della carota	Datazione con <sup>210</sup> Pb
	½ carota. Sezioni di 1 cm lungo tutta la carota	LOI, Pigmenti algali, Diatomee, CNS

### 2.2.2.1 Analisi della suscettività magnetica

Su tutte le carote prelevate e ancora sigillate è stata eseguita in laboratorio la misura della suscettività magnetica volumetrica utilizzando un sensore ad anello e un apparecchio Bartington MS IB. Questo parametro permette di correlare tra loro le carote di comune provenienza e di verificare la presenza di torbiditi o di irregolarità nella sedimentazione.

Come si osserva dalla Figura 2.2.31 le carote risultano ben correlate all'interno della singola stazione ma sono sufficientemente correlabili tra le due stazioni di campionamento.

Pertanto per la correlazione tra le carote PUS 10/1/3 e 10/2/3 si è fatto riferimento anche ai profili stratigrafici di altri parametri (litologia, LOI, CO<sub>3</sub>).

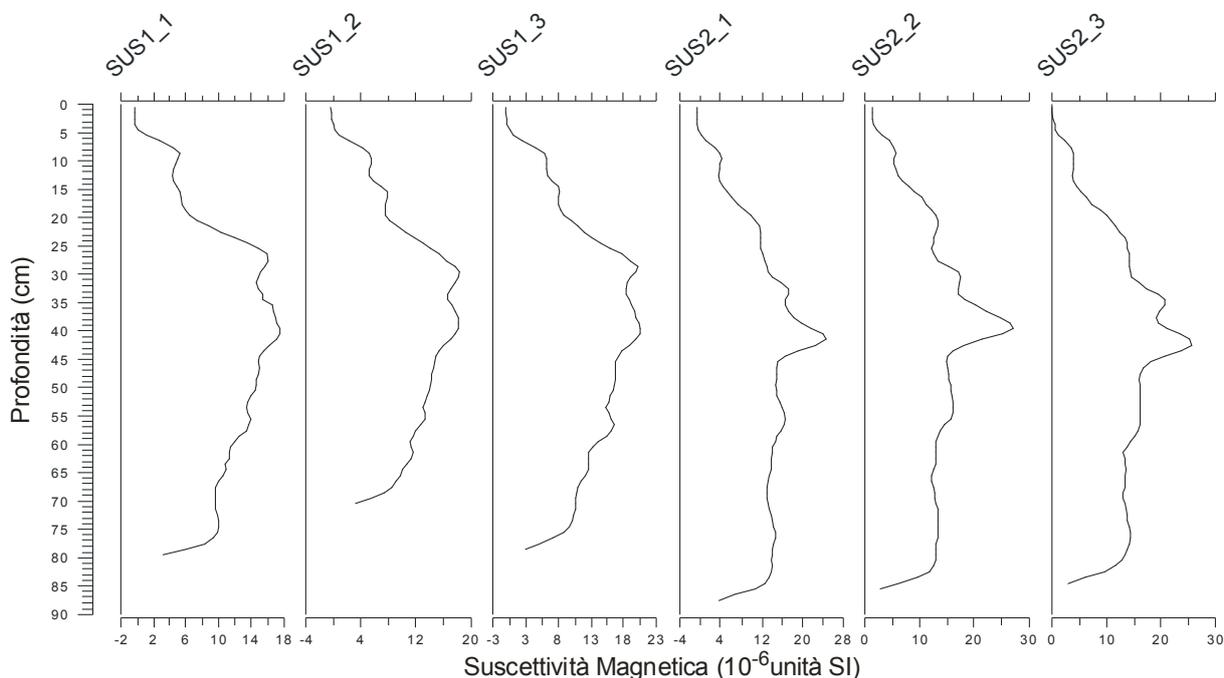


Figura 2.2.31. Profili di suscettività magnetica delle carote prelevate nel Lago di Pusiano.

#### 2.2.2.2 Descrizione delle carote di sedimento e datazione

I sedimenti del Lago Pusiano (Figura 2.2.32) in entrambe le stazioni presentano una porzione più recente con laminazioni fini bene evidenti, una zona di transizione intermedia con laminazioni irregolari e una zona profonda più chiara in cui non sono presenti laminazioni ma bande di matrice differente.

Nella descrizione che seguirà riguardante la master core PUS10/2/3, le profondità sono state già corrette rispetto a quelle riportate in foto, con l'esclusione della spugna posta durante il campionamento.

I primi 12 centimetri presentano varve ben visibili dello spessore di 3-4 mm. Segue una zona scura ed uniforme spessa 2 cm, e la ricomparsa di laminazioni fino a 19 cm. A questa profondità si osserva il primo cambiamento dovuto alla scomparsa delle varve e alla presenza di bande molto chiare dovute a torbiditi, e il sedimento mantiene quest'aspetto fino alla profondità di 31 cm dove si osserva un altro cambiamento. Tra i 31 e 46 cm i sedimenti appaiono grigio scuro con lamine irregolari dopodiché divengono grigio più chiaro con lamine scure fino a 56 cm per poi ripresentarsi grigio scuro con lamine irregolari fino alla base della carota.

Bisogna segnalare inoltre la presenza a 27-29 cm e a 35-37 cm di bande marrone.

# Pus10/2/3 Pus10/1/3

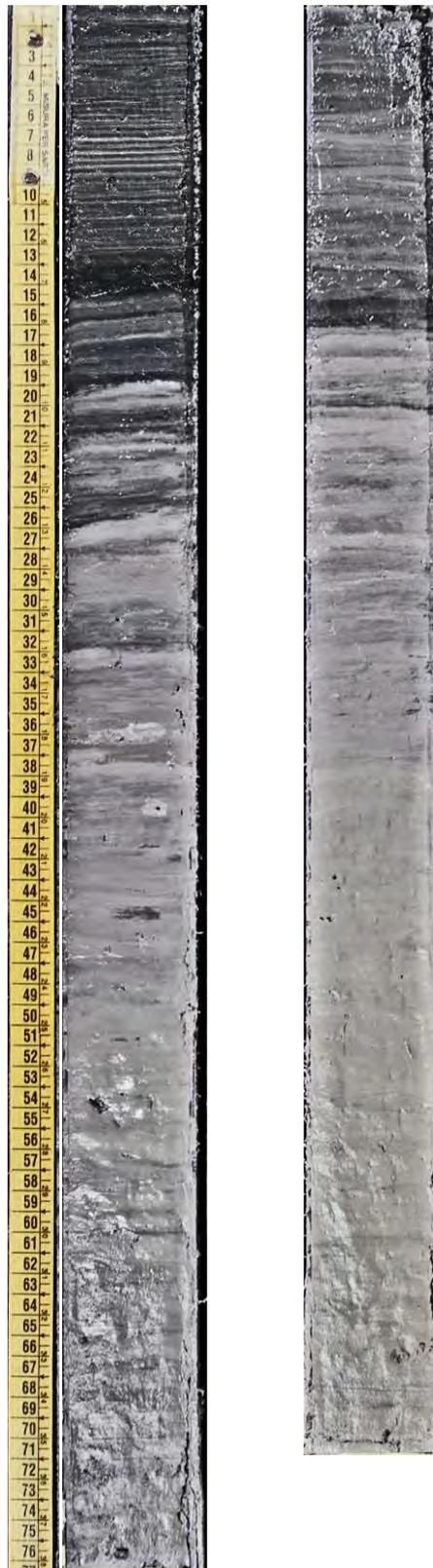


Figura 2.2.32. Foto delle carote di sedimento PUS 10/2/3 e PUS10/1/3 prelevate nel Lago di Pusiano

Per la datazione mediante analisi radiochimica dei radionuclidi a vita breve  $^{210}\text{Pb}$  ( $t_{1/2} = 22.26$  yr) e  $^{137}\text{Cs}$  ( $t_{1/2} = 30.2$  yr), e dei radionuclidi  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{241}\text{Am}$  i campioni essiccati provenienti dalla carota PUS10/2/3 sono stati inviati presso l'Environmental Radioactivity Laboratory dell'Università di Liverpool.

Le misure dei suddetti isotopi, sono state ottenute in spettrometria gamma utilizzando 2 detector coassiali al germanio intrinseco (Ortec HPGe GWL) con un'ottima risoluzione anche sotto 100 keV (Appleby et al. 1986).

Il  $^{210}\text{Pb}$  è stato determinato attraverso le sue emissioni gamma a 46.5 keV, e il  $^{226}\text{Ra}$  attraverso le emissioni a 295 keV e 352 keV di raggi  $\gamma$  dal suo radionuclide figlio  $^{214}\text{Pb}$ , dopo uno stoccaggio di tre settimane in contenitori sigillati, al fine di consentire il raggiungimento di un equilibrio radioattivo. Il  $^{137}\text{Cs}$  e il  $^{241}\text{Am}$  sono stati misurati attraverso le loro emissioni rispettivamente a 662 keV e 59.5 keV. L'assoluta efficienza dei rivelatori è stata raggiunta mediante l'impiego di sorgenti calibrate e campioni di sedimento con attività nota. Sono poi state fatte correzioni per l'effetto dovuto all'autoassorbimento di raggi  $\gamma$  a bassa energia all'interno del campione (Appleby et al. 1992).

Per il calcolo della velocità di sedimentazione attraverso i profili di  $^{210}\text{Pb}$  è stato utilizzato il modello CRS (Appleby & Oldfield, 1978).

La Tabella 2.2.13 riporta i risultati delle analisi radiometriche che sono graficamente illustrati in Figura 2.2.34.

Tabella 2.2.13. Concentrazioni dei radionuclidi a vita breve nella carota PUS10-2-3

Profondità		$^{210}\text{Pb}$						$^{137}\text{Cs}$	
cm	g cm <sup>-2</sup>	Totale		Non supportato		Supportato		Bq kg <sup>-1</sup>	±
		Bq kg <sup>-1</sup>	±	Bq kg <sup>-1</sup>	±	Bq kg <sup>-1</sup>	±		
0.5	0.2	222.9	9.3	205.2	9.4	17.7	1.4	69.4	2.1
2.5	0.9	249.5	8.7	225.6	8.8	23.9	1.4	120.4	2.0
4.5	1.6	199.0	8.4	172.9	8.6	26.1	1.5	167.2	2.3
6.5	2.3	92.3	14.2	75.6	14.4	16.7	2.4	329.9	6.2
8.5	3.0	114.5	6.4	89.5	6.5	24.9	1.1	105.1	1.6
12.5	4.3	101.6	6.4	77.2	6.5	24.4	1.2	26.3	1.0
14.5	4.8	80.2	8.4	48.3	8.6	31.8	2.0	53.2	2.2
16.5	5.4	89.1	5.9	57.2	6.0	31.8	1.2	86.3	1.6
18.5	6.0	84.1	8.4	54.8	8.5	29.2	1.6	186.4	2.7
20.5	6.7	63.9	6.9	24.8	7.1	39.2	1.6	46.9	1.5
22.5	7.5	66.0	7.6	37.2	7.8	28.8	1.7	14.8	1.1
24.5	8.4	61.9	8.3	37.9	8.4	24.0	1.5	1.2	1.0
26.5	9.3	66.6	6.4	29.0	6.6	37.6	1.4	1.6	0.7
28.5	10.5	50.4	5.0	10.9	5.2	39.4	1.2	0.0	0.0
30.5	11.7	41.4	5.6	5.8	5.7	35.6	1.4	0.2	0.8
32.5	12.8	49.7	5.6	12.7	5.8	37.0	1.5	1.8	0.7
34.5	14.0	41.2	4.6	1.1	4.8	40.2	1.1	0.3	0.6
36.5	15.4	39.2	4.7	-4.6	4.9	43.8	1.3	0.5	0.7

#### Attività del $^{210}\text{Pb}$

L'attività totale del  $^{210}\text{Pb}$  raggiunge l'equilibrio con quella del  $^{226}\text{Ra}$  supportato nei primi 35 cm di profondità (Figure 2.2.33 a). Le concentrazioni di  $^{210}\text{Pb}$  non supportato, calcolate sottraendo alla concentrazione di  $^{210}\text{Pb}$  totale l'attività del  $^{226}\text{Ra}$ , variano in modo irregolare con la profondità (Fig.

2.2.33 b), suggerendo l'esistenza di fluttuazioni significative nel tasso di sedimentazione durante il secolo scorso. Comunque, poiché l'andamento generale del profilo approssima bene quello di una curva esponenziale, sembra che non ci siano stati cambiamenti sistematici in questo periodo.

### Radionuclidi artificiali

Il profilo di attività del  $^{137}\text{Cs}$  (Figura 2.2.33 c) lungo la carota mostra due picchi ben distinti rispettivamente a 6.5 cm e 18.5 cm. La presenza di tracce di  $^{241}\text{Am}$  in corrispondenza del picco di  $^{137}\text{Cs}$  a 18.5 cm indica che questa sezione di sedimento corrisponde al 1963 anno in cui si raggiunge la massima deposizione globale ed entrò in vigore il bando degli esperimenti nucleari in atmosfera. Il picco più superficiale, situato a 6,5 cm quasi certamente è dovuto all'incidente di Chernobyl del 1986.

### Cronologia

La datazione al  $^{210}\text{Pb}$  basata sul modello CRS (Appleby & Oldfield 1978) situa il 1986 alla profondità di 7.5 cm e il 1963 alla profondità di 16.5 cm, con buona approssimazione paragonabili alle profondità suggerite dall'analisi  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{241}\text{Am}$ . La discrepanza appare dovuta alla leggera riduzione nel flusso di sedimentazione degli ultimi 20 anni associate con un leggero aumento del flusso di  $^{210}\text{Pb}$ , causato probabilmente da una variazione nella sedimentazione nella zona di prelievo della carota.

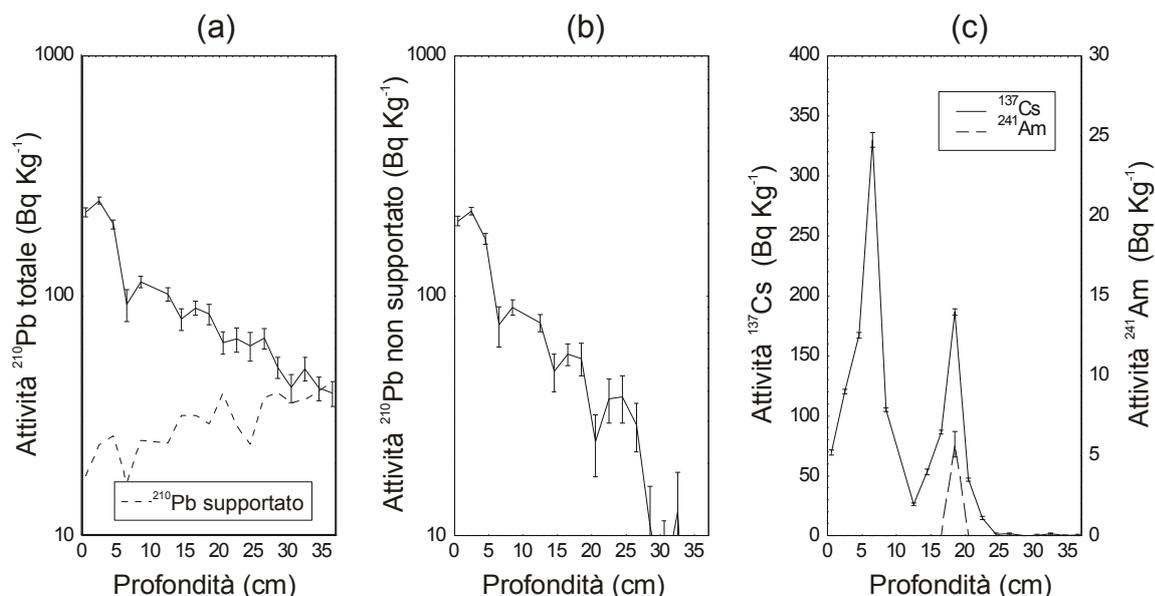


Figura 2.2.33. Profilo delle concentrazioni dei radionuclidi a vita breve nella carota PUS10-2-3. (a)  $^{210}\text{Pb}$  totale e supportato, (b)  $^{210}\text{Pb}$  non supportato, (c)  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{241}\text{Am}$ .

Dal profilo stratigrafico di attività del  $^{210}\text{Pb}$  non supportato, il flusso medio di sedimentazione degli ultimi 100 anni risulta essere  $0,12 \pm 0,02 \text{ g cm}^{-2} \text{ anno}^{-1}$  ( $0,31 \text{ cm anno}^{-1}$ ). Basandosi sulla datazione col  $^{137}\text{Cs}$  che posiziona il 1963 a 18.5 cm, il flusso medio di sedimentazione degli ultimi 50 anni presenta un valore pressoché identico di  $0,13 \pm 0,01 \text{ g cm}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ , avvalorando l'idea che non vi siano stati cambiamenti significativi nel periodo rappresentato dal  $^{210}\text{Pb}$ . Come indicato in Appleby (2001), al modello CRS sono state apportate piccole correzioni utilizzando le date al  $^{137}\text{Cs}$  come punti di riferimento. I risultati così ottenuti sono mostrati in Figura 2.2.34 ed espressi in dettaglio in Tabella

2.2.14. Il limite, situato a 20 cm di profondità, tra sedimenti più superficiali caratterizzati da una densità relativamente bassa e sedimenti sottostanti più compatti è stato datato fine anni '50. A seguito di questa transizione sembra ci sia stato un periodo, fino alla metà degli anni '80, in cui sono avvenuti diversi episodi di sedimentazione più veloce. Poiché il  $^{210}\text{Pb}$  permette di datare solo gli ultimi 200 anni, per datare la base della carota abbiamo inizialmente estrapolato una datazione fino alla fine della carota, mantenendo costante la rata di sedimentazione, anche se si tratta di una approssimazione. Con questo procedimento la base della carota PUS10/2/3 corrisponderebbe al 1714.

Dalle immagini delle carote appare evidente una variazione litologica a 55,5 cm (Figura 2.2.32) che verosimilmente può essere attribuita all'immissione diretta del Lambro nel Pusiano con la costruzione del Lambrone (1815). Tuttavia sulla base delle date estrapolate questo evento si posizionerebbe a 53 cm.

Abbiamo ipotizzato quindi di collocare il 1815 secondo quanto emerso dalle immagini, di attribuire un tasso di sedimentazione più alto (di  $0,28 \text{ cm anno}^{-1}$ ) durante il periodo descritto da questo cambiamento litologico (fino a circa 44,5 cm) e di mantenere il flusso di  $0,22 \text{ cm anno}^{-1}$  per le altre sezioni della carota.

Con questa nuova datazione la sezione più profonda della carota PUS10/2/3 corrisponderebbe al 1729.

Tabella 2.2.14. Cronologia della carota PUS10-2-3 ottenuta con il  $^{210}\text{Pb}$ .

Profondità cm	Cronologia Anni Età	Tasso di sedimentazione					
		g cm <sup>-2</sup>	AD	y	±	g cm <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup>	cm y <sup>-1</sup>
0.0	0.0	2010	0	0			
0.5	0.2	2008	2	2	0.11	0.28	6.0
2.5	0.9	2001	9	2	0.08	0.24	6.0
4.5	1.6	1992	18	2	0.09	0.27	7.4
6.5	2.3	1986	24	3	0.18	0.39	19.9
8.5	3.0	1981	29	3	0.16	0.47	9.9
12.5	4.3	1973	37	4	0.14	0.53	12.3
14.5	4.8	1970	40	4	0.20	0.64	20.2
16.5	5.4	1967	43	5	0.16	0.55	15.2
18.5	6.0	1963	47	5	0.13	0.40	19.9
20.5	6.7	1957	53	6	0.20	0.33	31.9
22.5	7.5	1950	60	7	0.12	0.30	12.7
24.5	8.4	1944	66	8	0.12	0.27	12.7
26.5	9.3	1936	74	9	0.12	0.23	12.7
28.5	10.5	1926	84	10	0.12	0.21	12.7
30.5	11.7	1917	93	12	0.12	0.22	12.7
32.5	12.8	1908	102	13	0.12	0.22	12.7

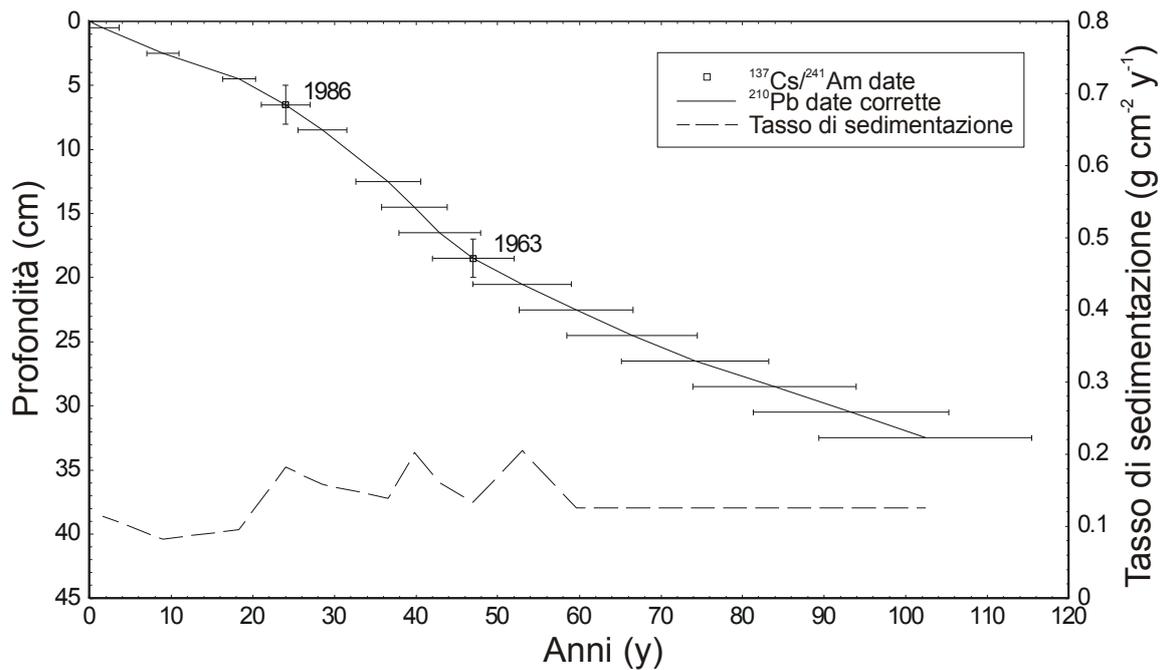
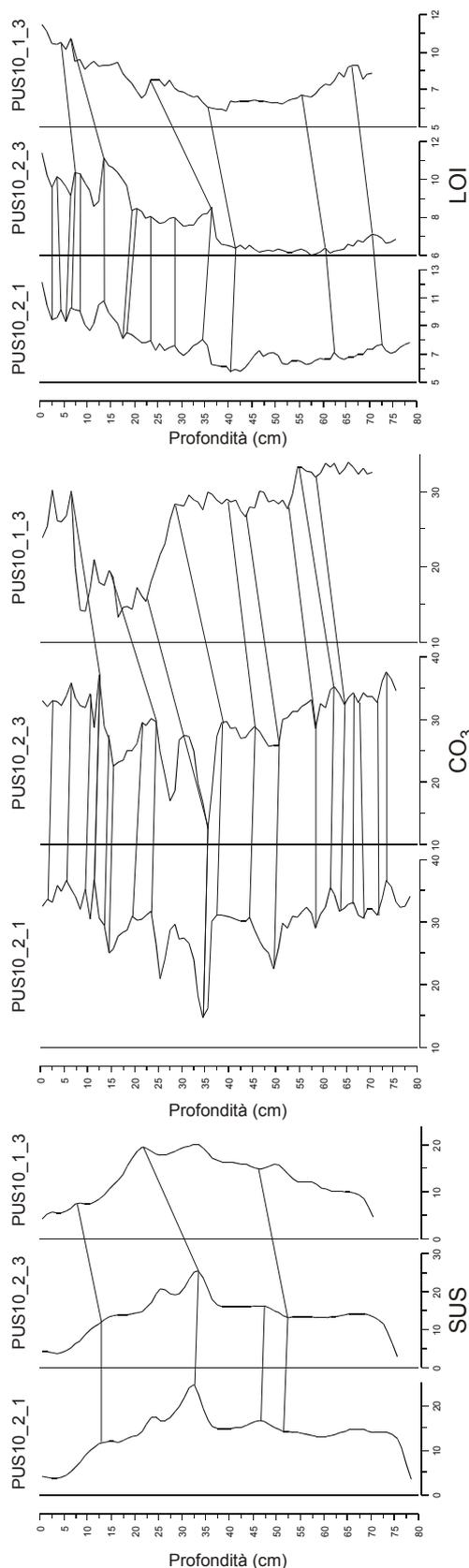


Figura 2.2.34. Cronologia radiometrica del Lago di Pusiano, carota PUS10-2-3, ottenuta con il modello CRS basato sul <sup>210</sup>Pb. Sono evidenziate le date 1963 e 1986 identificate con l'analisi del <sup>137</sup>Cs/<sup>241</sup>Am ed utilizzate come riferimento per correggere il modello CRS.



PUS10_2_1 cm	profondità equivalente nella master core	Cronologia derivata anni	PUS10_2_3 master core		PUS10_1_3		profondità equivalente nella master core	Cronologia derivata anni
	cm		cm	anni	cm	cm		
0	0.0	2010	0	2010	0	0.0	2010	
0.5	0.5	2008	0.5	2008	0.5	2.2	1995	
1.5	1.0	2006	1.5	2004	1.5	4.3	1991	
2.5	1.5	2004	2.5	2001	2.5	6.5	1986	
3.5	2.5	2001	3.5	1996	3.5	7.0	1984	
4.5	3.5	1996	4.5	1992	4.5	7.5	1983	
5.5	6.5	1986	5.5	1989	5.5	10.0	1978	
6.5	7.5	1983	6.5	1986	6.5	12.5	1973	
7.5	7.0	1982	7.5	1983	7.5	13.5	1971	
8.5	8.5	1981	8.5	1981	8.5	15.1	1967	
9.5	10.5	1977	9.5	1979	9.5	16.6	1963	
10.5	11.5	1975	10.5	1977	10.5	18.2	1959	
11.5	12.5	1973	11.5	1975	11.5	19.8	1956	
12.5	12.0	1973	12.5	1973	12.5	21.4	1951	
13.5	13.5	1971	13.5	1971	13.5	22.9	1948	
14.5	15.5	1968	14.5	1970	14.5	24.5	1944	
15.5	16.5	1967	15.5	1968	15.5	25.8	1983	
16.5	18.5	1963	16.5	1967	16.5	27.1	1932	
17.5	19.5	1960	17.5	1965	17.5	28.4	1926	
18.5	20.5	1957	18.5	1963	18.5	29.6	1921	
19.5	21.5	1953	19.5	1960	19.5	30.9	1914	
20.5	22.3	1951	20.5	1957	20.5	32.2	1909	
21.5	23.0	1958	21.5	1953	21.5	33.5	1903	
22.5	23.8	1946	22.5	1950	22.5	35.5	1894	
23.5	24.5	1944	23.5	1947	23.5	36.5	1890	
24.5	25.5	1940	24.5	1944	24.5	36.9	1888	
25.5	26.3	1937	25.5	1940	25.5	37.3	1886	
26.5	27.0	1933	26.5	1936	26.5	37.7	1885	
27.5	27.8	1930	27.5	1931	27.5	38.1	1883	
28.5	28.5	1926	28.5	1926	28.5	38.5	1881	
29.5	29.8	1920	29.5	1921	29.5	39.1	1878	
30.5	31.0	1914	30.5	1917	30.5	39.7	1875	
31.5	32.3	1909	31.5	1912	31.5	40.3	1873	
32.5	33.5	1903	32.5	1908	32.5	40.9	1870	
33.5	34.5	1898	33.5	1903	33.5	41.5	1867	
34.5	35.5	1894	34.5	1899	34.5	42.2	1864	
35.5	36.5	1889	35.5	1894	35.5	42.8	1861	
36.5	37.5	1885	36.5	1890	36.5	43.5	1858	
37.5	38.5	1881	37.5	1885	37.5	44.2	1855	
38.5	39.5	1876	38.5	1881	38.5	44.8	1852	
39.5	40.5	1872	39.5	1876	39.5	45.5	1846	
40.5	41.5	1867	40.5	1872	40.5	46.8	1842	
41.5	42.5	1863	41.5	1867	41.5	48.0	1839	
42.5	43.5	1858	42.5	1863	42.5	49.3	1835	
43.5	44.5	1854	43.5	1858	43.5	50.5	1831	
44.5	45.5	1846	44.5	1854	44.5	51.5	1828	
45.5	46.3	1844	45.5	1846	45.5	52.5	1825	
46.5	47.0	1842	46.5	1843	46.5	53.4	1821	
47.5	47.8	1839	47.5	1840	47.5	54.2	1818	
48.5	48.5	1837	48.5	1837	48.5	55.1	1815	
49.5	50.5	1831	49.5	1834	49.5	55.9	1813	
50.5	51.5	1828	50.5	1831	50.5	56.8	1810	
51.5	52.5	1825	51.5	1828	51.5	57.6	1808	
52.5	53.4	1822	52.5	1825	52.5	58.5	1805	
53.5	54.2	1819	53.5	1822	53.5	59.8	1799	
54.5	55.1	1816	54.5	1819	54.5	61.2	1793	
55.5	55.9	1814	55.5	1815	55.5	62.5	1787	
56.5	56.8	1811	56.5	1813	56.5	63.3	1783	
57.5	57.6	1808	57.5	1809	57.5	64.1	1780	
58.5	58.5	1805	58.5	1805	58.5	65.0	1776	
59.5	59.8	1800	59.5	1800	59.5	65.8	1772	
60.5	61.2	1796	60.5	1796	60.5	66.6	1769	
61.5	62.5	1791	61.5	1791	61.5	67.4	1765	
62.5	60.5	1796	62.5	1787	62.5	68.2	1762	
63.5	64.5	1778	63.5	1782	63.5	69.0	1758	
64.5	65.2	1775	64.5	1778	64.5	69.9	1754	
65.5	65.8	1772	65.5	1773	65.5	70.7	1751	
66.5	66.5	1769	66.5	1769	66.5	71.5	1747	
67.5	67.0	1767	67.5	1765	67.5	71.7	1742	
68.5	67.5	1765	68.5	1760	68.5	71.9	1738	
69.5	68.8	1759	69.5	1756	69.5	72.2	1733	
70.5	70.2	1753	70.5	1751	70.5	72.4	1729	
71.5	71.5	1747	71.5	1747				
72.5	72.5	1742	72.5	1742				
73.5	73.5	1738	73.5	1738				
74.5		1733	74.5	1733				
75.5		1729	75.5	1729				
76.5		1724						
77.5		1720						
78.5		1715						

Figura 2.2.35. Diagrammi stratigrafici di SUS, CO<sub>3</sub>, LOI con punti di correlazione tra le carote PUS10/2/1 PUS10/2/3 e PUS10/1/3 (sinistra) e tabella con profondità e cronologia da essi derivate (destra).

### 2.2.2.3 Correlazione tra differenti carote di sedimento

In Figura 2.2.35 vengono mostrati i punti di correlazione tra le carote sezionate identificati nei profili stratigrafici di diversi parametri analizzati in tutte le carote: suscettività magnetica, carbonati e sostanza organica. Tali punti sono stati utilizzati per estrapolare la datazione delle carote PUS10/2/1 e PUS10/1/3 da quella ottenuta per la carota PUS10/2/3 come viene riportato nella tabella accanto ai diagrammi.

### 2.2.2.4 Analisi geochimiche: determinazione del contenuto di acqua, di sostanza organica, di carbonati, di carbonio, di azoto e di zolfo

Per calcolare le quantità in percentuali di sostanza organica e carbonati, si è utilizzata la tecnica denominata "Loss On Ignition" (LOI).

La percentuale d'acqua è stata calcolata dopo essiccazione a 80°C del sedimento umido per 48 h dopodiché sono stati determinati i valori di peso secco. Si è proceduto quindi a omogeneizzare i campioni con l'utilizzo di un pestello e un mortaio di porcellana; coi sedimenti polverizzati si sono riempiti dei crogioli cilindrici di nichel aventi un diametro di 7 mm e una lunghezza di 16 mm pesati prima e dopo l'aggiunta di sedimento secco. Questi sono stati poi posti in muffola a 550°C per 8 h circa; la combustione provoca il rilascio della sostanza organica dai campioni di sedimento.

Per determinare la quantità di carbonati, i crogiolini contenenti le ceneri sono stati nuovamente messi in muffola, sempre per circa 8 h, ma a temperatura di 950°C. I valori così ottenuti sono stati poi corretti per il fattore 2,27 (rapporto tra il peso molecolare di  $\text{CaCO}_3$  e  $\text{CO}_2$ ) al fine di esprimere le perdite di  $\text{CO}_2$  come  $\text{CaCO}_3$  (Dean, 1974; Lewis & Weiberahn, 1981).

La determinazione di C, N e S è stata effettuata per gas-cromatografia utilizzando un analizzatore elementare CNS NA 1500 Fision.

Una quantità di circa 15-20 mg di sedimento, preventivamente essiccato a 60°C, è stato introdotto in un capsulino di stagno (8 x 5,5 mm) e quindi pesato con una micro-bilancia. Ogni capsulino viene compresso fino a formare sfere di dimensioni compatibili con quelle del campionatore automatico dello strumento. La stessa procedura viene poi effettuata con le ceneri dei campioni, ottenute essiccando a 550°C in muffola il sedimento. Dal sedimento essiccato si ottiene il C, N e S totali, dall'analisi delle ceneri si ricavano le quantità di C e N inorganici, mentre risulta assente lo zolfo, legato alla matrice organica e quindi perso durante il passaggio in muffola a 550°C. Dalla differenza tra le due misure in campioni essiccati a 60°C e a 550°C, si ottengono C, N e S organici.

L'andamento della sostanza organica (LOI, Figura 2.2.36) presenta un profilo costante con valori intorno a 6-7% p.s. dalla base della carota fino alla profondità di circa 36 cm (ca. 1890 AD), a questa profondità si osserva un primo aumento evidenziato da un picco del 10% p.s. dopo il quale i valori rimangono più mediamente attorno al 8-9% p.s. A circa 20 cm (1960 AD) si osserva un secondo aumento con valori di LOI di circa 10-11% p.s. che si mantengono fino alla sezione superficiale. Questa fase oltre che dai valori più elevati è anche caratterizzata da una maggiore variabilità del profilo con punti di minimo rispettivamente a 12, 6 e 3 cm e di massimo a 14, 7 e 4 e alla superficie del sedimento.

Il profilo dei carbonati (Figura 2.2.36) si presenta alquanto costante con valori intorno a 35% p.s., sono da segnalare due minimi pronunciati in corrispondenza delle sezioni a 35 e 28 cm e, anche se meno evidente, a circa 15 cm (1970). In corrispondenza dei valori minimi di carbonati si osservano valori elevati di LOI.

L'andamento di questi due parametri suggerisce una forte componente a carbonati derivante dal bacino imbrifero che "diluisce" la sostanza organica prodotta all'interno del lago ed è probabilmente la ragione per cui in questo lago, nonostante l'elevata produttività, i valori di sostanza organica sono piuttosto bassi a confronto con altri laghi italiani che pur hanno livelli di trofia inferiori.

Dal confronto dei profili delle diverse frazioni del carbonio (Figura 2.2.37) si nota come il carbonio totale ( $C_{tot}$ ) ed inorganico ( $C_{inorg}$ ) siano strettamente correlati, confermando quindi la forte origine alloctona di questi composti, e come i due minimi (già descritti nel profilo dei carbonati) siano da associare ad un minor apporto dal bacino imbrifero più che da una maggiore produttività in quanto non si osservano incrementi né di carbonio organico né di azoto. Il profilo del carbonio organico presenta invece un profilo alquanto diverso da quello delle altre due forme di carbonio e più assimilabile a quello dell'azoto, indicando quindi un'origine prevalentemente autoctona della frazione organica.

L'andamento del carbonio organico ( $C_{org}$ ), strettamente correlato con quello dell'azoto, presenta valori abbastanza costanti intorno al 2% p.s. dalla base della carota fino a 20 cm (1960). Da questa sezione fino alla superficie del sedimento si osserva quasi un raddoppio della concentrazione con valori intorno al 3-4% p.s. ed una maggiore variabilità con valori relativamente bassi a 12, 6 e 3 cm. Nella parte più antica della carota (76-20 cm) sono da segnalare due fasi a 56-50 cm e a 37-30 cm con valori leggermente più elevati che sembrerebbero associati ad un maggiore apporto alloctono dal momento che non si riscontrano analoghi aumenti nel profilo dell'azoto.

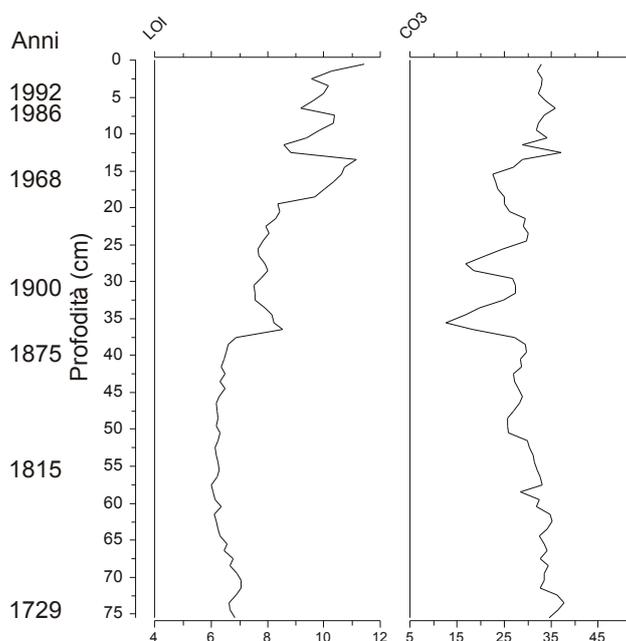


Figura 2.2.36. Carota PUS10/2/3: profilo della sostanza organica (LOI, % del p.s.) e dei carbonati ( $CO_3$ , % del p.s.).

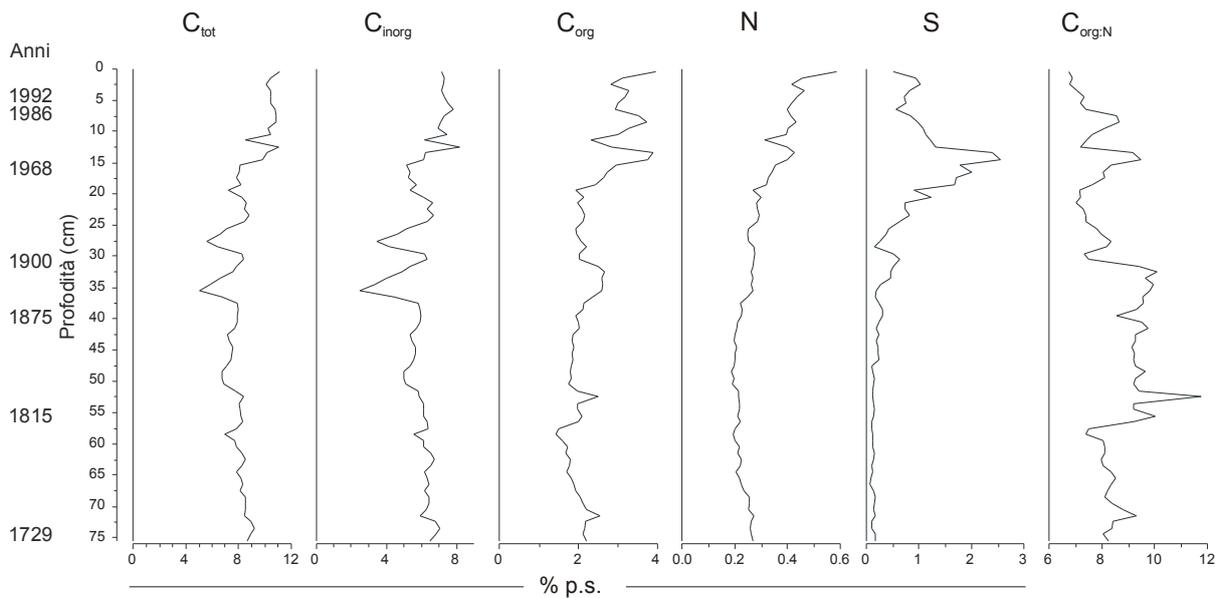


Figura 2.2.37. Carota PUS10/2/3: profilo del carbonio totale ( $C_{tot}$ ), inorganico ( $C_{inorg}$ ), organico ( $C_{org}$ ), dell'azoto totale (N), delle zolfo (S), dati in % p.s., e del rapporto C org:N.

Il profilo dello zolfo (S) appare in linea generale simile a quelli di carbonio organico e azoto ma con alcune peculiarità; analogamente agli altri 2 elementi presenta valori bassi dalla base della carota fino ai 20 cm (1960 AD) e valori decisamente più alti nella sezione più recente (20-0 cm). Tuttavia, a differenza di carbonio organico e azoto, nella sezione 20-0 cm mostra un aumento costante fino a raggiungere il valore massimo a 15 cm (1970 AD) per poi decrescere nelle sezioni più recenti fino a valori comunque più elevati, rispetto al periodo precedente il 1960 (20 cm).

Il rapporto C org:N è generalmente utilizzato per discriminare l'origine della sostanza organica tra autoctona ed alloctona; il valore soglia è generalmente posto a 10. Valori inferiori indicano un apporto prevalentemente autoctono, mentre valori maggiori sono indice di apporti alloctoni. Dal profilo di questo parametro si può osservare come la frazione organica presente nel Lago di Pusiano sia prevalentemente autoctona nell'intervallo temporale rappresentato dalla carota. Tuttavia, si evidenziano 3 fasi: a 55-32, 15 e 8 cm in cui gli apporti alloctoni sono stati più importanti.

#### 2.2.2.5 Analisi dei pigmenti algali

I pigmenti algali e batterici presenti in 0,5-0,9 g di sedimento umido di ciascun campione sono stati estratti con circa 5 ml di acetone al 90%, in atmosfera di azoto per 10-12 h a temperatura ambiente e al buio (Lami et al. 2000). L'estratto acetone così ottenuto è stato quindi centrifugato a 4000 giri al min. per 10 minuti e filtrato effettuando poi eventualmente altri due lavaggi in acetone per far sì che venga completata l'estrazione.

L'estratto ottenuto è stato utilizzato sia per la determinazione del contenuto totale in derivati della clorofilla (Cholorphill Derivatives, CD, Adams et al., 1978) e carotenoidi totali (TC) tramite spettrofotometro (Lami et al. 1994) sia per la misura dei singoli carotenoidi mediante tecniche cromatografiche (High Performance Liquid Cromatographi, HPLC).

Per quanto riguarda la misura dei pigmenti totali (in unità di assorbanza) è stato utilizzato uno spettrofotometro a doppio raggio (UVmc, SAFAS), controllato da un computer per l'acquisizione degli spettri di assorbimento nel visibile. Le concentrazioni dei derivati della clorofilla (CD) e dei carotenoidi totali (TC) sono state rispettivamente calcolate come in Guilizzoni et al. (1982).

L'identificazione e la quantificazione dei singoli carotenoidi sono state effettuate con la tecnica HPLC in fase inversa (RP-HPLC; Lami et al., 2000b). La strumentazione utilizzata (Summit, Dionex) consiste in un sistema di pompa a gradiente e un rivelatore UV-VIS, con due canali di registrazione e a lunghezza d'onda variabile (rispettivamente impostato per la lettura a 460 nm e a 650 nm per l'identificazione rispettivamente dei carotenoidi e delle clorofille). La colonna cromatografia utilizzata è composta di gel di silice legato a catene ottadeciliche. Il diametro delle particelle è di 5  $\mu\text{m}$ ; la colonna è lunga 25 cm ed ha un diametro interno di 4,6 mm. L'identificazione dei singoli pigmenti algali è basata sulle loro proprietà spettrali; i dati relativi allo spettro di assorbimento tipiche di ciascun pigmento sono state ricavate dalla bibliografia (Foppen 1971, Davies 1976, Mantoura & Llewellyn 1983). Le concentrazioni dei carotenoidi sono state espresse in nanomoli per grammo di sostanza organica ( $\text{nmol gOM}^{-1}$ ), per evitare il problema della diluizione con materiale clastico proveniente dal bacino imbrifero mentre clorofilla e derivati sono stati espressi come unità per grammo di sostanza organica ( $\text{U gOM}^{-1}$ ).

I profili dei derivati della clorofilla (CD) e dei carotenoidi totali (TC), riportati nella Figura 2.2.38, sono rappresentativi della produzione primaria del Lago di Pusiano. Dal loro andamento si evidenziano valori bassi e costanti di circa 50  $\text{U g LOI}^{-1}$  per CD e ca. 1  $\text{mg g LOI}^{-1}$  per TC a partire dalla base della carota fino a circa 40 cm (circa 1880). Nella porzione di carota compresa tra 45 e 25 cm i valori sono ancora bassi ma si distinguono due periodi con valori leggermente più elevati a 38 cm e a 32 cm. Dai 25 cm fino a 15 cm infine è evidente un deciso incremento con valori quasi raddoppiati. Nella porzione più recente (15-0 cm) si riscontrano infine i valori più elevati sebbene nei primi 5 cm vi sia una leggera diminuzione. Il rapporto 430 nm:410 nm, riportato nella figura 9 dà una indicazione del grado di preservazione della clorofilla. I valori si presentano costanti lungo quasi tutta la carota e sono prossimi a 1, indicando un buon grado di conservazione. Solo nella sezione tra 20 e 15 cm si riscontrano valori leggermente più bassi.

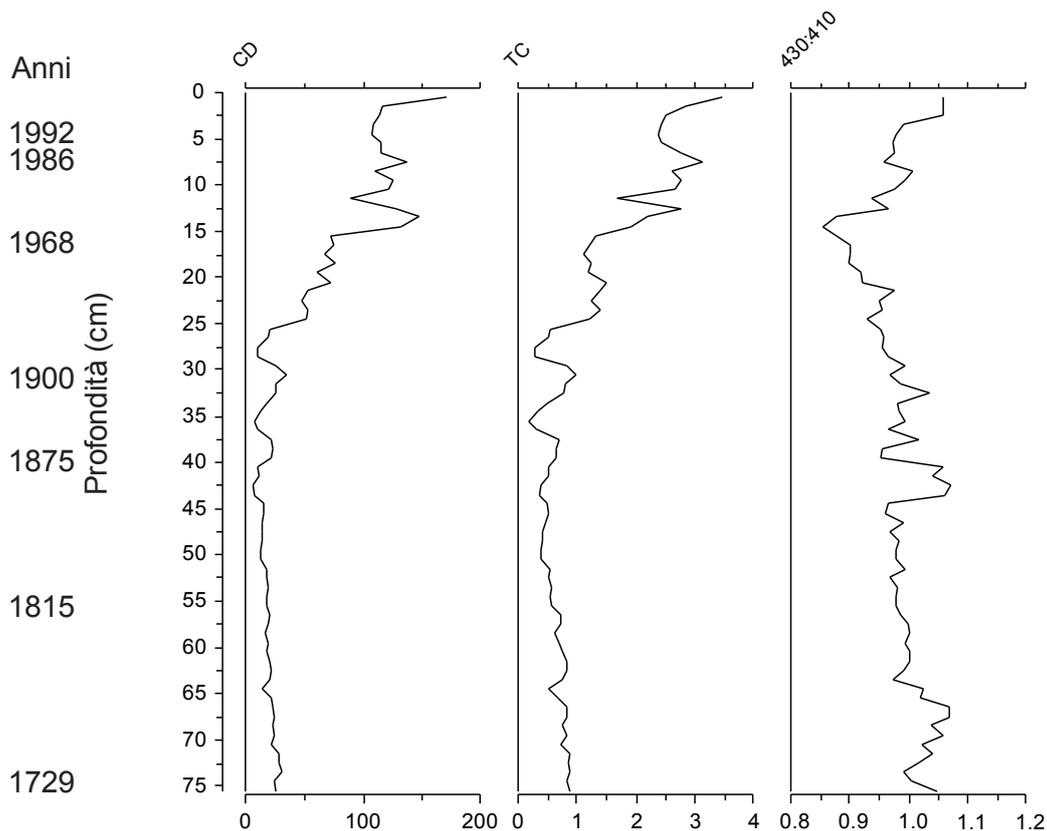


Figura 2.2.38. Carota PUS10/2/3: profilo dei derivati della clorofilla (CD; U g LOI<sup>-1</sup>), dei carotenoidi totali (TC; mg g LOI<sup>-1</sup>), e del rapporto 430 nm:410 nm.

Al fine di ricostruire l'andamento del popolamento algale e dell'evoluzione dello stato di ossigenazione nella colonna d'acqua, è stata eseguita un'analisi dei singoli carotenoidi mediante HPLC.

Come illustrato nel diagramma stratigrafico di Figura 2.2.39, le variazioni di concentrazione dei pigmenti algali evidenziano il succedersi di quattro distinti periodi nell'evoluzione dell'ambiente lacustre. Dalla base della carota sino a una profondità di circa 55 cm (1815) il popolamento algale è dominato da solfo batteri rossi, identificati dal carotenoide Okenone, le altre specie algali sono presenti ma in modeste quantità. Probabilmente in questo periodo il lago si presentava come poco profondo, ricco di sostanze organiche, derivate dall'abbondante vegetazione a macrofite e con poco ricambio idrico, condizioni tali da generare condizioni anossiche prolungate, tali da favorire lo sviluppo dei solfo batteri rossi. Con l'immissione del Lambrone è seguita una fase in cui tutti i principali gruppi algali erano ben rappresentati ma con valori indicanti un ambiente oligotrofo e ossigenato. Da 40 cm (circa 1880) fino alla superficie della carota si osserva invece un progressivo arricchimento di nutrienti nelle acque fino a livelli ipereutrofi, indicato dall'incremento nelle concentrazioni dei pigmenti algali. Dalla seconda metà degli anni settanta del XX secolo si osserva infine non solo la comparsa di solfo batteri verdi, identificati dal carotenoide Isorenieratene, indicanti nuovamente condizioni di anossia spinta, conseguenti all'elevato grado di eutrofizzazione, ma soprattutto si evidenzia un forte cambiamento nella composizione specifica del fitoplancton dominato ora dai Cianobatteri. Questa

situazione tende a migliorare leggermente solo nei centimetri più superficiali con una diminuzione dei Cianobatteri, che tuttavia restano la componente dominante del fitoplancton.

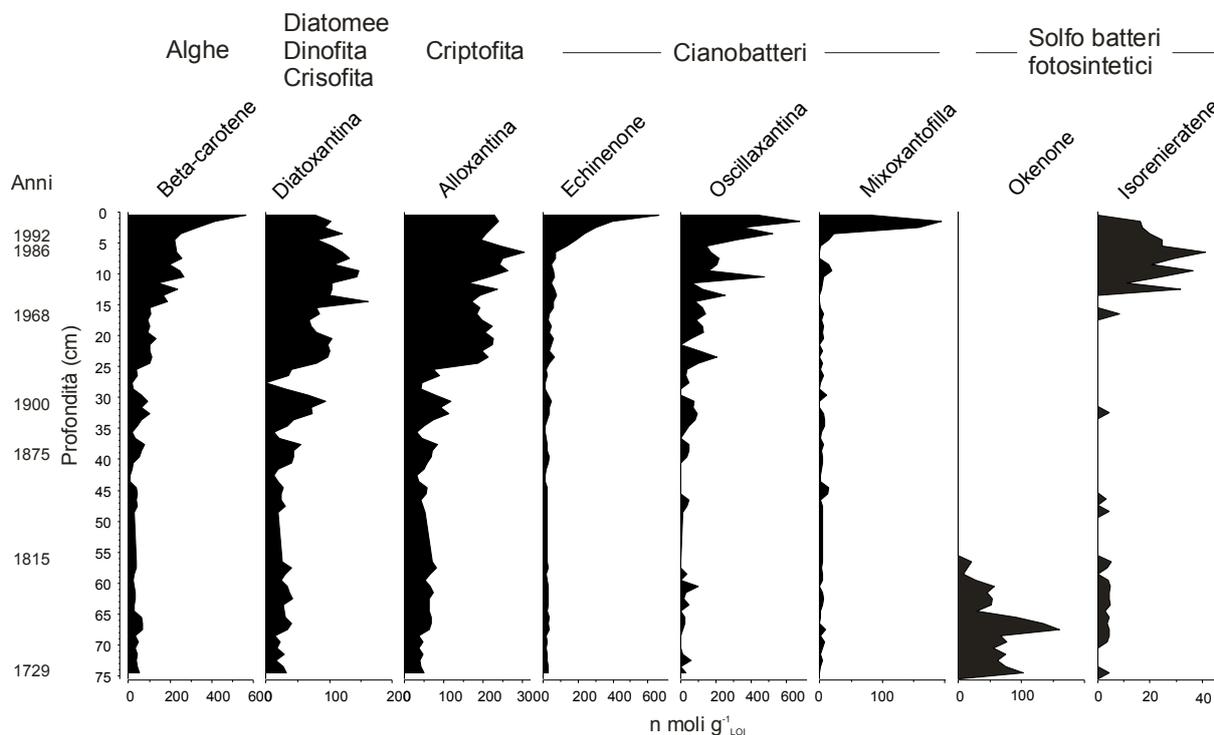


Figura 2.2.39. Carota PUS10/2/3: profilo dei carotenoidi più abbondanti analizzati mediante HPLC.

Di seguito si riportano (tabella 3) alcuni carotenoidi e i gruppi algali di cui sono indicatori

Tabella 2.2.14. Alcuni carotenoidi e i gruppi algali di cui sono rappresentativi da Guilizzoni e Lami (2001).

Pigmento	Taxa
<u>Clorofilla</u>	
Clorofilla a	Comune a tutte le piante
Clorofilla b	Clorofite, Euglenofite, Tracheofite
Clorofilla c	Crisofite, Pirrofite
<u>Derivati della Clorofilla</u>	
Feoforbide a	Clorofilla a derivative (grazing)
Feofitina a	Derivato della Clorofilla a comune a tutte le piante
Feofitina b	Derivato della Clorofilla b comune a tutte le piante
Feofitina c	Derivato della Clorofilla c comune a tutte le piante (Crisofite, Pirrofite)
<u>Caroteni</u>	
α-carotene	Criptofite, Clorofite, Tracheofite
β-carotene	comune a tutte le piante e alcuni batteri
<u>Xantofille</u>	
Alloxantina	Criptofite
Astaxantina	Invertebrati erbivori, alcune clorofite
Cantaxantina	Invertebrati erbivori, alcune cianobatteri filamentosi

Echinenone	Cianobatteri
Fucoxantina	Alghe silicee
Luteina	Clorofite, Euglenofite, Tracheofite
Mixoxantophilla	Cianobatteri coloniali e filamentosi
Oscillaxantina	Oscillatoriacee
Peridinina	Dinophicee
Zeaxantina	Cianobatteri
Diadinoxantina	Euglenofite
Dinoxantina	Pirrofitte, Crisoficee
Mixol-2"-o-metil-metilpentoside	Plantotrix limosa
4-keto-mixol-2"-metilpentoside	Anabaena flos-aquae
<b><u>Batteri sulfurei fotosintetici</u></b>	
Isorenieratene	Batteri sulfurei verdi ( <i>Chlorobium</i> sp.)
Okenone	Batteri sulfurei rossi ( <i>Chromatium</i> sp.)
Licopene	<i>Rhodospirillum</i> sp.
Spheroidene, spheroidenone	<i>Rhodopseudomonas sphaeroides</i>
Rhodopinal	<i>Lamprocistis</i> , <i>Rhodospirillum tenue</i>

#### 2.2.2.6 Analisi dei resti fossili di diatomee

Per facilitare l'osservazione dei frustoli silicei al microscopio ottico o elettronico, i campioni sono stati sottoposti a trattamenti che eliminano la maggior parte del sedimento lasciando inalterati i resti silicei seguendo le procedure standard (Rendberg, 1990). Il preparato è stato quindi osservato al microscopio ottico a contrasto di fase con un ingrandimento finale di 1000 volte. Per ciascun campione sono state osservate, determinate e conteggiate almeno 250 valve, osservando in successione campi adiacenti. Per non dover tener conto della variabilità del tasso di sedimentazione tra una sezione e l'altra della stessa carota l'abbondanza dei taxa è stata espressa come percentuale relativa. Per la determinazione delle diatomee è stata seguita la nomenclatura proposta dall'ultima riedizione della "Flora centroeuropea d'acqua dolce" (Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991), successivamente riveduta e aggiornata secondo la letteratura più recente.

Sono stati analizzati i resti fossili di diatomee di 76 campioni appartenenti alla carota PUS10/2/3 e sono stati identificati 150 taxa, appartenenti a 32 generi (Tabella 2.2.15) 26 dei quali presentano un'abbondanza maggiore del 3% in almeno un campione.

Tabella 2.2.15. Taxa ritrovati nei sedimenti del Lago Pusiano; carota PUS10/2/3.

<i>Achnanthes curtissima</i> J.R. Carter 1963	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt 1950
<i>Achnanthes exigua</i> Grun. in Cleve & Grun. 1880	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenh.) Rabenh. 1864"
<i>Achnanthes grana</i> Hohn & Hellerman 1963	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grun.) L-B. 1991
<i>Achnanthes kranzii</i> Lange-Bertalot & Krammer 1989	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kutz.) Lange-Bertalot 1991
<i>Achnanthes levanderi</i> Hustedt 1933	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton 1869
<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot 1989	<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) Williams & Round 1988
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kutz.) Czarnecki 1994	<i>Fragilaria zeilleri</i> Heribaud 1902
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kutz.) Kutz. 1844	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. 1832

- Amphora aequalis* Krammer 1980  
*Amphora fogediana* Krammer 1985  
*Amphora inariensis* Krammer 1980  
*Amphora libyca* Ehrenb. 1840  
*Amphora ovalis* (Kutz.) Kutz. 1844  
*Amphora pediculus* (Kutz.) Grun. 1880  
*Amphora thumensis* (Mayer) A. Cleve 1932  
*Aneumastus tuscula* (Ehrenb.) Mann & Stickle 1990  
*Asterionella formosa* Hassall 1850  
*Aulacoseira ambigua* (Grun. in Van Heurck) Simonsen 1979  
*Caloneis bacillum* (Grun.) Cleve 1894  
*Caloneis silicula* (Ehrenb.) Cleve 1894  
*Cocconeis neothumensis* Krammer 1991  
*Cocconeis placentula* Ehrenb. 1838  
*Cocconeis placentula* var. *clynoraphis* Geitler 1927  
*Cyclostephanos dubius* (Fricke in A. Schmidt) Round 1982  
*Cyclostephanos invisitatus* Theriot, Stoermer & Hakansson, comb. nov. 1987  
*Cyclostephanos tholiformis* Stoermer, Hakansson & Theriot 1987  
*Cyclotella* aff. *gordonensis* Kling & Hakansson 1988  
*Cyclotella cyclopuncta* Hakansson & Carter 1990  
*Cyclotella distinguenda* Hust. 1927  
*Cyclotella distinguenda* var. *unipunctata* (Hustedt) Hakansson & Carter 1990  
*Cyclotella glabriuscula* (Grunow) Hakansson 1988  
*Cyclotella krammeri* Hakansson 1990  
*Cyclotella ocellata* Pant. 1902  
*Cyclotella planktonica/socialis* Brunthaler 1901  
*Cyclotella pseudostelligera* Hust. 1939  
*Cyclotella radiosa* (Grunow) Lemmerman 1900  
*Cyclotella rossii* Hakansson 1990  
*Cyclotella stelligera* (Cleve & Grun. in Cleve) Van Heurck 1882  
*Cyclotella stelligeroides* Hust. 1945  
*Cymatopleura solea* (Breb. & Godey) W. Sm. 1851  
*Cymbella affinis* Kutz. 1844  
*Cymbella cistula* (Ehrenb. in Hempr. & Ehrenb.) Kirchner 1878  
*Cymbella cuspidate* Kutz. 1844  
*Cymbella descripta* (Hust.) Krammer & Lange-Bertalot 1985  
*Cymbella prostrata* var. *auerswaldii* (Rabenh.) Reimer in Patr. & Reimer 1975  
*Cymbella subcuspidata* Krammer 1982  
*Denticula kuetzingii* Grun. 1862  
*Denticula tenuis* Kützing 1844  
*Diatoma ehrenbergii* Kützing 1844  
*Diatoma hyemale* var. *mesodon* (Ehrenb.) Kirchner 1878  
*Diatoma vulgaris* Bory 1824  
*Diploneis elliptica* (Kutz.) Cleve 1894  
*Diploneis maulerii* (Brun) Cleve 1894  
*Diploneis minuta* J.B. Petersen 1928  
*Diploneis modica* Hustedt 1945  
*Diploneis oculata* (Breb.) Cleve 1894  
*Diploneis petersenii* Hust. 1937  
*Gomphonema angustum* Agardh 1831  
*Gomphonema bipunctatum* Krasske 1943  
*Gomphonema gracile* Ehrenb. 1838  
*Gomphonema minutum* (Ag.) Ag. 1831  
*Gomphonema parvulum* (Kutz.) Kutz. 1849  
*Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. 1853  
*Hantzschia amphioxys* (Ehrenb.) Grun. 1877  
*Mastogloia elliptica* (Ag.) Cleve ex A. Schmidt 1893  
*Mastogloia smithii* Thwaites ex W. Sm. 1856  
*Meridion circulare* (Grev.) Ag. 1831  
*Navicula absoluta* Hust. 1950  
*Navicula* cf. *laevissima* Kutz. 1844  
*Navicula* cf. *viridula* (Kutz.) Ehrenb. 1836  
*Navicula clementioides* Hust. 1944  
*Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot 1985  
*Navicula decussis* Ostr. 1910  
*Navicula menisculus* Schum. 1867  
*Navicula meniscus* Schum. 1867  
*Navicula pseudotuscula* Hust. 1943  
*Navicula radiosa* Kutz. 1844  
*Navicula rhynchocephala* Kutz. 1844  
*Navicula schmassmannii* Hust. 1937  
*Navicula subplacentula* Hust. in A. Schmidt et. al. 1930  
*Navicula tripunctata* (O.F. Mull.) Bory 1822  
*Neidium binodis* (Ehrenb.) Hust. 1945  
*Neidium bisulcatum* (Lagerst.) Cleve 1894  
*Neidium dubium* (Ehrenb.) Cleve 1894  
*Neidium maximum* (Cleve) Meister 1912  
*Nitzschia dissipata* (Kutz.) Grun. 1862  
*Nitzschia palea* (Kutz.) W. Sm. 1856  
*Nitzschia solita* Hustedt 1953  
*Pinnularia* cf. *lapponica* Hust. 1942  
*Pinnularia cuneola* Reichardt 1981  
*Pinnularia interrupta* W. Smith 1853  
*Planothidium lanceolaum* (Bréb.) Round & Bukhtiyarova 1996  
*Psammothidium marginulatum* (Grun.) Round & Bukhtiyarova 1996  
*Pseudostaurosira brevistriata* (Grun. in Van Heurck) Williams & Round 1987  
*Pseudostaurosira pseudoconstruens* (Marciniak) Williams & Round 1987  
*Reimeria sinuata* (Greg.) Kociolek & Stoermer 1987  
*Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) Ehrenb. 1843  
*Rhopalodia gibberula* var. *rupestris* (W. Sm.) O. Mull. 1899  
*Sellaphora pupula* (Kutz.) Mereschkowsky 1902  
*Stauroforma exiguiiformis* (Lange-Bertalot) Flower, Jones & Round 1996  
*Stauroneis phoenicenteron* (Nitzsch) Ehrenb. 1943  
*Stauroneis smithii* Grun. 1860  
*Stauroneis tackei* (Hust.) Krammer & Lange-Bertalot 1985  
*Staurosira construens* Ehrenb. 1843  
*Staurosira construens* var. *venter* (Grun.) Williams & Round 1987  
*Staurosira elliptica* (Schumann) Williams & Round 1987

<i>Diploneis pseudovalis</i> Hust. 1930	<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehrenb.) Williams & Round 1987
<i>Diploneis puella</i> (Schum.) Cleve 1894	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenb.) Williams & Round 1987
<i>Diploneis subovalis</i> Cleve 1894	<i>Stephanocostis chantaicus</i> Genkal & Kuzmina 1985
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabenhorst) Mann 1990	<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hust. 1942
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) Mann 1990	<i>Stephanodiscus</i> cf. <i>neoastrea</i> Hakansson & Hicel 1986
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grun.) Krammer 1997	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. in Cleve & Grun. 1880
<i>Ephithemia smithii</i> Carruthers 1864	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kutz.) Cleve & Moller 1878
<i>Ephithemia sores</i> Kutz. 1844	<i>Stephanodiscus parvus</i> Stoermer & Hakansson 1984
<i>Ephithemia adnata</i> (Kutz.) Rabenh. 1853	<i>Surirella bifrons</i> Ehrenb. 1843
<i>Ephithemia goeppertiana</i> Hilse 1860	<i>Surirella constricta</i> Ehrenb. 1854
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenb.) F.W. Mills 1934	<i>Surirella linearis</i> W. Sm. 1853
<i>Eunotia exigua</i> (Breb. ex Kutz.) Rabenh. 1864	<i>Synedra acus</i> Kutz. 1844
<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenb. 1843	<i>Synedra delicatissima</i> var. <i>angustissima</i> Grun. in Van Heurck 1881
<i>Fallacia cryptolyra</i> (Brockmann) Stickle & Mann 1990	<i>Synedra nana</i> Meister 1912
<i>Fallacia helensis</i> (Schulz) Mann 1990	<i>Synedra parasitica</i> (W. Sm.) Hust. 1930
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kutz.) Stickle & Mann 1990	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb. 1836
<i>Fragilaria capucina</i> Desm. 1825	<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i> (Kutz.) Van Heurck 1885
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>amphicephala</i> (Grun) L-B 1991	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kutz. 1844

Nella Figura 2.2.40 è presentato il profilo dell'abbondanza lungo la carota delle specie più comuni espressa come percentuale. E' inoltre riportato il diagramma stratigrafico delle specie perfitiche, tipiche di ambienti paludosi.

Esaminando l'andamento del popolamento a diatomee lungo la carota si possono riconoscere quattro distinti periodi: negli strati più profondi, dalla base della carota fino a 40 cm (1880 circa), la comunità è caratterizzata da specie tipiche di acque oligotrofe quali *Stephanodiscus alpinus* ed è dominata dal genere *Cyclotella* e principalmente dalle specie *C. distinguenda* var. *unipunctata*, e *C. cyclopuncta*. Sono presenti in questa fase anche piccole fragilariaceae bentoniche quali *Staurosirella pinnata* e *Pseudostaurosira brevistriata* e, sebbene in percentuale assai ridotta, anche specie perfitiche, tipiche di ambienti paludosi, poco profondi, caratterizzati dalla presenza di macrofite.

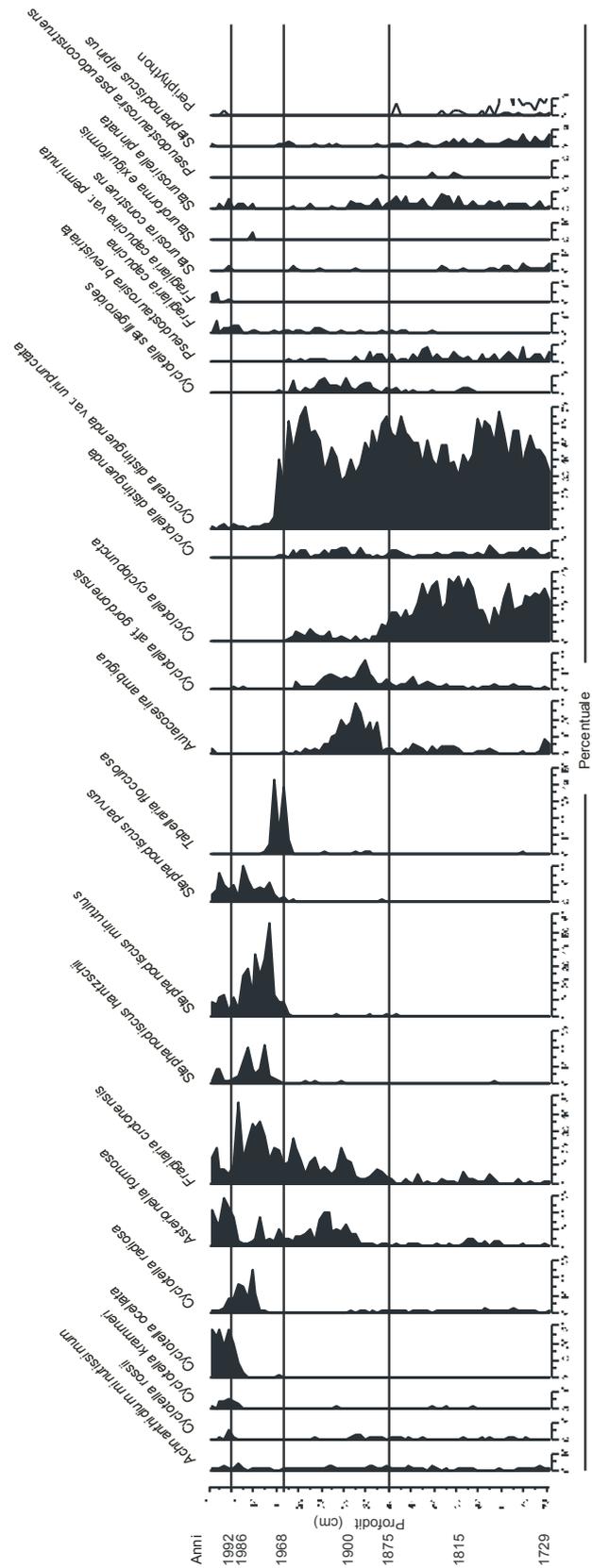


Figura 2.2.40. Diagrammi stratigrafici dell'abbondanza relativa delle specie più comuni di diatomee nella carota PUS10/2/3 prelevata nel Lago Pusiano. Il grafico senza riempimento rappresenta lo stesso profilo con una scala espansa 10 volte.

Queste ultime scompaiono quasi completamente in concomitanza con l'intervento di deviazione del Lambrone, forse a causa di un innalzamento delle acque del Lago. Tra 40 e 16 cm (ca.1880 – 1970) si riduce di molto la presenza di *C. cyclopuncta* e si osserva una maggior diversificazione della comunità. *C. distinguenda* var. *unipunctata* è ancora specie dominante ma aumenta l'abbondanza di altre specie appartenenti al genere *Cyclotella* e di specie tipiche di acque mesotrofe ed eutrofe, che presentano le massime abbondanze in successione. Cominciando da *Aulacoseira ambigua*, seguono *Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa* e si ha un primo aumento di *Fragilaria crotonensis*, che mantiene poi un'elevata abbondanza relativa per tutto il periodo successivo. Da 16 cm compaiono infine *Stephanodiscus minutulus*, *S. hantzschii* e *S. parvus* che diventano dominanti fino alla profondità di 5 cm (1992). Negli strati più superficiali della carota si osservano infine un progressivo ritorno verso una comunità algale caratteristica di ambienti mesotrofi con un'iniziale abbondanza di *A. formosa* e *F. crotonensis* e un ritorno del genere *Cyclotella*; dapprima con le specie *C. radiosa*, *C. krammeri*, *C. bodanica* var. *affinis* e negli ultimi 10 anni con *C. ocellata*.

#### 2.2.2.7 Ricostruzione quantitativa del fosforo totale

I dati ricavati dal conteggio dei frustoli di diatomee e dall'analisi dei pigmenti fotosintetici sono stati inoltre utilizzati per dedurre in modo quantitativo la concentrazione di P totale mediante diversi modelli matematici. Il fosforo totale (TP) ricostruito dalla distribuzione specifica dei frustoli di diatomee lungo la carota è stato stimato mediante tecniche numeriche di calibrazione che utilizzano il metodo delle medie ponderate corretto con una regressione inversa (Braak & Prentice, 1988; Birks et al., 1990; Anderson, 1993) e calibrato sul training set pan-Europeo EDDI-TP (Battarbee et al. 2000) comprendente 345 laghi, con un errore della stima di (RMSEP) di  $2,2 \mu\text{g P L}^{-1}$ . Tale metodo assume che le specie rispondano ad un gradiente ambientale (ad esempio la concentrazione di fosforo) secondo una distribuzione unimodale gaussiana e pertanto in un lago si troveranno con maggiore abbondanza i taxa con un TP ottimale vicino a quello del lago. La distribuzione delle diatomee nei sedimenti superficiali dei laghi del training set viene utilizzata per definire le preferenze ecologiche delle singole specie. Il TP del Lago di Pusiano è stato quindi stimato dalla media dei TP ottimali dei taxa in esso presenti, ponderata sulle abbondanze percentuali di tali specie trasformate in scala logaritmica in tutti i laghi del training set di riferimento. Per la ricostruzione del TP dalla concentrazione dei pigmenti sedimentari (TC), si è utilizzato il modello di regressione lineare tra questi due parametri proposto da Guilizzoni et al. (2011) basato su un training set di 28 laghi italiani caratterizzati da diverse condizioni climatiche, morfologia e origini ma per la maggior parte limitati dal fosforo. I dati di idrochimica utilizzati per la costruzione del training set, provengono dal Progetto LIMNO (Tartari et al. 2004). Il modello di regressione è stato validato con il metodo "leave-one-out" (Efron 1981) e presenta uno scarto quadratico medio (RMSEP) della previsione di  $8,6 \mu\text{g P L}^{-1}$ .

I valori di TP ricostruiti con i due modelli sono stati confrontati tra loro e con i valori annuali misurati, disponibili sin dai primi studi sull'ambiente lacustre del Pusiano risalenti all'inizio degli anni '70. Come si osserva in Figura 2.2.41, i due modelli matematici (Pigmenti-TP e Diatomee-TP) sono sovrapponibili per la parte più antica della carota e concordano con una stima media della concentrazione di fosforo

di  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Dal 1881 al 1944 i modelli divergono leggermente nei valori, ma mostrano lo stesso andamento; i valori stimati di fosforo sono leggermente più alti pur restando al di sotto dei  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ . Dal 1971 invece, quando è possibile un confronto coi dati misurati, i due modelli differiscono assai. Entrambi registrano un incremento nelle concentrazioni di TP, ma mentre dall'analisi dei pigmenti esso risulta assai modesto, l'analisi diatomologica ha evidenziato un aumento delle concentrazioni di fosforo verso condizioni di eutrofia in accordo con i valori misurati. Secondo quanto riportato da Guilizzoni et al. (2011), il modello di regressione lineare tra TP e TC mostra una significatività scarsa se applicato a laghi ipereutrofi ( $\text{TP} > 150 \mu\text{g L}^{-1}$ ), poco profondi e con un'estesa presenza di macrofite acquatiche o in generale a laghi non limitati dal fosforo. Si può pertanto ipotizzare che la divergenza nei modelli in questo periodo sia dovuta a una variazione nell'idrochimica lacustre tale che la produttività dell'ecosistema non sia più regolata dal fosforo, ma vi siano altri fattori quali ad esempio l'azoto inorganico, come evidenziato dal rapporto tra N:P misurato nella colonna d'acqua, che almeno nel periodo 1970-1990, risulta essere l'elemento limitante. Infine dal 2000 fino ai giorni nostri l'andamento del TP ricostruito con le diatomee è nuovamente paragonabile con i dati osservati e nei centimetri più superficiali anche i valori di TP misurati e ricostruiti sono molto simili e pari a circa  $40 \mu\text{g L}^{-1}$ .

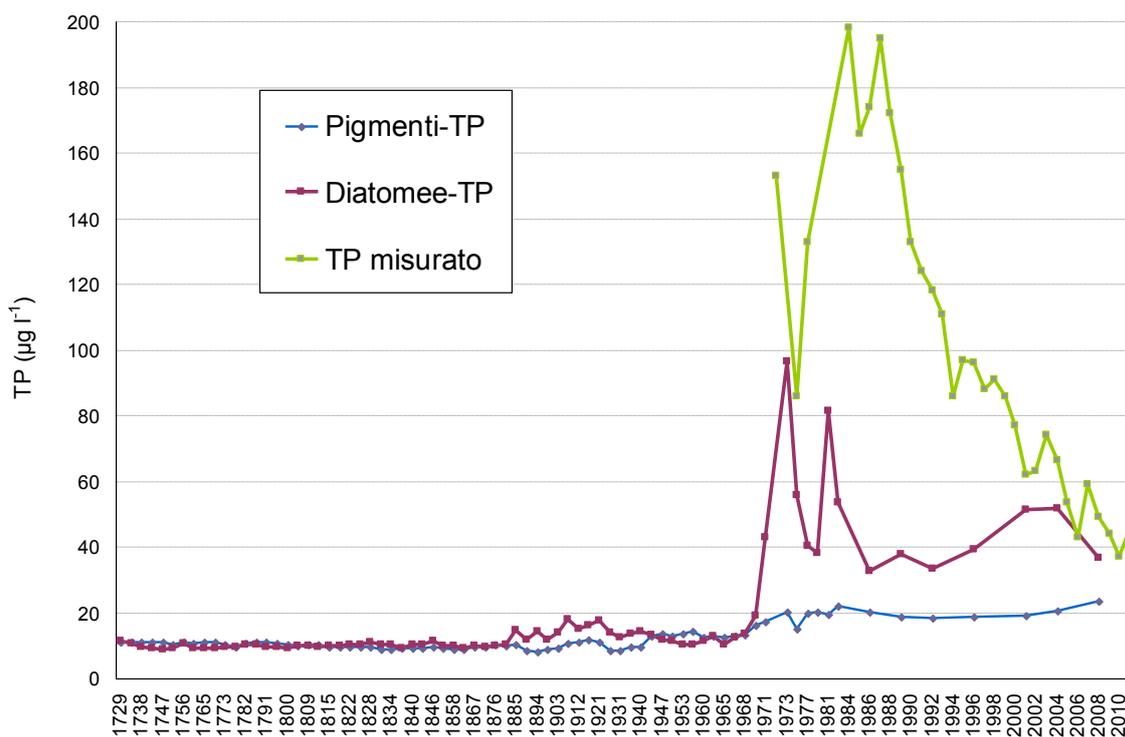


Figura 2.2.41. Confronto tra i valori di fosforo totale ricostruiti col metodo delle medie ponderate basato sui resti di diatomee (Diatomee-TP) con quelli ottenuti col modello di regressione lineare basato sui pigmenti sedimentari (Pigmenti-TP) e con i valori misurati nella colonna d'acqua (TP misurato).

#### 2.2.2.8 Analisi di resti fossili di chironomidi

Le analisi dei resti fossili di chironomidi sono state condotte sulla carota PUS10/1/3, prelevata nel Lago di Pusiano ad una profondità 22 m, su sub-campioni dello spessore di 1 cm.

Il sedimento fresco dei singoli strati è stato pesato e quindi defloccolato in KOH al 10% su piastra a 75°C per circa 20 minuti, per sciogliere i granuli di carbonati. La soluzione così ottenuta è stata filtrata con un setaccio a maglie da 100 µm, per separare i resti subfossili dal sedimento grossolano. Le capsule cefaliche di Chironomidi sono state separate dal sedimento mediante esame visivo allo stereomicroscopio a 50 ingrandimenti. Le capsule sono state poi montate in preparati per microscopia finalizzati all'identificazione delle specie: dopo disidratazione in acido acetico e alcool butilico, i resti sono stati fissati in Balsamo del Canada. L'identificazione è stata effettuata utilizzando apposite chiavi dicotomiche, mediante analisi dei caratteri morfologici (Brooks et al., 2007).

Per ogni sezione, è stata calcolata l'abbondanza relativa di ogni specie e sono state esaminate le tassocenosi così ottenute.

Per un esame preliminare sono stati esaminati alcuni strati della carota PUS10/1/3, in particolare, sono state analizzate sezioni di 2 cm ogni 10 cm.

Da tale esame sono emerse 90 capsule cefaliche, appartenenti a 10 specie.

Per aumentare il dataset, è stata considerata anche la carota PUS10/2/1, prelevata in centro lago a profondità 25 m. Sono stati esaminati 2 strati di 1 cm, che tuttavia hanno fornito gli stessi risultati della prima carota: sono state ottenute circa 1 capsula per grammo di sedimento fresco e non sono state trovate ulteriori specie rispetto a quelle riscontrate nella prima carota. È stata dunque sospesa l'analisi. I risultati di seguito esposti si riferiscono pertanto solo alla carota PUS10/1/3.

In totale, sono state ottenute 145 capsule cefaliche, appartenenti a 11 specie: 2 appartengono alla sottofamiglia delle Tanypodinae, 1 alle Diamesinae, 2 alle Orthoclaadiinae, 1 alla tribù dei Tanytarsini e 5 ai Chironomini (Figura 2.2.42. e 2.2.43).

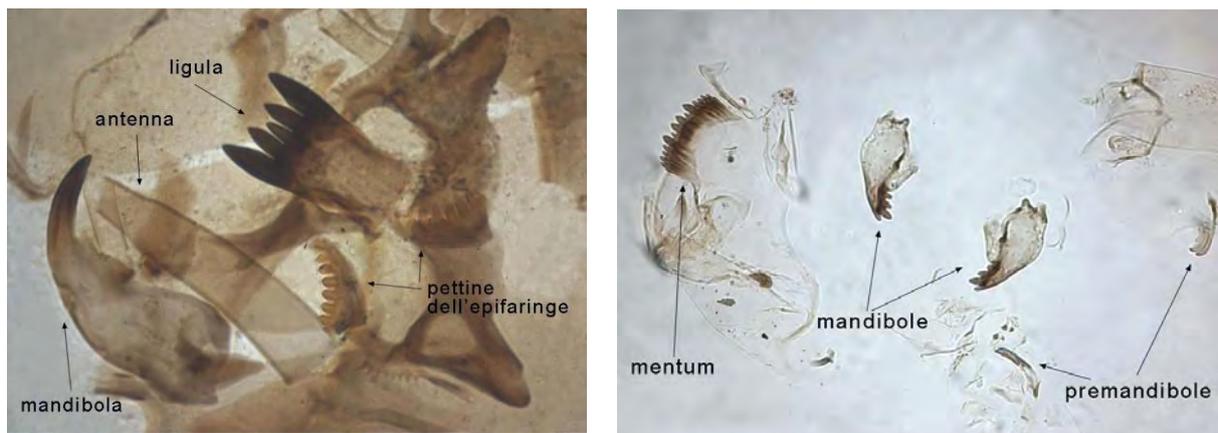


Figura 2.2.42. Preparati microscopici di resti subfossili di *Procladius choreus* (40x) (sinistra) e *Polypedilum nubeculosum* (20x) (destra). Sono indicati i caratteri morfologici che permettono la determinazione delle specie.



Figura 2.2.43. Preparati microscopici di resti subfossili di *Zavrelimyia* sp. (60x) (sinistra: mandibola, ligula) e *Chironomus plumosus* (40x) (destra: mentum).

In media sono state trovate 20 capsule cefaliche per strato, da un minimo di 0 nello strato 18-19 ad un massimo di 55 nello strato 68-69; in particolare, il numero di capsule per strato decresce andando verso la superficie (Figura 2.2.44). La ricchezza media è di 3 specie per strato, da un minimo di 0 nello strato 18-19 ad un massimo di 6 nello strato 68-69, con un andamento che riflette quello dell'abbondanza delle capsule. La densità è risultata molto bassa, con una media di 1 capsula per grammo di sedimento fresco.

La specie dominante è *Chironomus plumosus*, che rappresenta in tutti gli strati almeno il 40% del numero totale di capsule, seguita da *Procladius choreus* (Figura 2.2.44). Le altre specie compaiono in singoli strati: i Chironomini *Polypedilum nubeculosum*, *Cladopelma viridula* e *Dicrotendipes lobiger* sono presenti in piccole percentuali nello strato più profondo (68-69); *Endochironomus tendens* compare solo nello strato 58-59; *Diamesa tonsa* (Diamesinae) e *Allopsectrocladius obivus* (Orthoclaadiinae) sono presenti nello strato 48-49; il Tanytarsino *Tanytarsus gregarius* è stato trovato con percentuali basse (2%) nello strato 68-69 e con abbondanze maggiori (23%) nello strato 38-39, per poi scomparire negli strati superiori; *Zavrelimyia marmorata* (Tanypodinae) e *Isoclaadius sylvestris* (Orthoclaadiinae) sono presenti solo nello strato 8-9, dove rappresentano il 20% degli individui.

La fauna profonda riscontrata nella carota è costituita esclusivamente dalle specie opportuniste *P. choreus* e *C. plumosus*, una condizione probabilmente dovuta a bassi livelli di ossigeno ipolimnico (es. Quinlan e Smol, 2001). I due taxa, infatti, sono caratterizzati dalla presenza di emoglobina ad alta affinità per l'ossigeno, che determina la loro elevata resistenza all'ipossia e a periodi anche prolungati di anossia. Le altre specie rilevate sono invece organismi litorali, spesso associati alla vegetazione della fascia eufotica, che colonizzano come rifugio o che utilizzano come risorsa trofica.

L'analisi delle variazioni temporali della tassocenosi ha permesso di ipotizzare l'esistenza di 3 diverse associazioni di specie (Figura 2.2.44). La parte più profonda della carota (dal fondo allo strato 38-39; zona 3) presenta i valori maggiori di abbondanza e ricchezza, con la presenza di taxa litorali quali *P. nubeculosum*, *E. tendens*, *C. viridula* e *D. lobiger* (Chironomini), e *A. obivus* (Orthoclaadiinae), che indicano condizioni di meso-eutrofia. Tuttavia la presenza di *T. gregarius* (Tanytarsini), meno tollerante verso elevati livelli di trofia, porterebbe ad interpretare la comunità come mesotrofa. La

presenza del Diamesino *D. tonsa* portebbe invece essere imputabile all'influenza dell'immissario, in quanto si tratta di una specie generalmente reofila, colonizzatrice del tratto pianiziale dei fiumi: lo strato 48-49 corrisponde infatti ai primi dell'800 (1815 circa), quando fu canalizzato l'immissario con la costruzione del Lambrone.

Nella parte centrale della carota (zona 2), lo strato 28-29 è caratterizzato da densità minori di capsule, appartenenti per il 90% degli individui alla specie *C. plumosus*, il taxon più tollerante in assoluto, fino all'assenza totale di capsule nello strato 18-19. Questa situazione potrebbe rappresentare un calo drastico dei livelli di ossigenazione ipolimnica, come conseguenza di fenomeni intensi di decomposizione al fondo. I resti di Chironomidi sembrerebbero pertanto evidenziare una situazione di ipereutrofia del lago.

Nella parte più superficiale della carota (strato 8-9; zona 1) ricompaiono alcune capsule, sebbene con basse densità, appartenenti alle specie *P. choreus* e *C. plumosus*, ma anche a taxa litorali quali *Z. marmorata* e *I. sylvestris*. Questa tassocenosi potrebbe rappresentare una ripresa della comunità in seguito ad una leggera diminuzione delle condizioni trofiche del lago, che, tuttavia, sembrano permanere a livelli di eutrofia.

I risultati preliminari risultano in linea con studi precedenti (Brooks et al., 2007), che hanno dimostrato come condizioni di estrema eutrofizzazione possano portare ad un drastico calo delle densità delle capsule nel sedimento e ad uno shift della comunità, con la diminuzione delle abbondanze dei Tanytarsini e l'aumento delle percentuali di Chironomini, quali *Chironomus* sp., ed altri taxa litorali, come *Dicortendipes*, *Polypedilum* e *Allopsectrocladius*. Gli organismi litorali, infatti, in condizioni estreme costituiscono gli unici abitanti del lago, mentre i taxa più profondi vengono progressivamente eliminati.

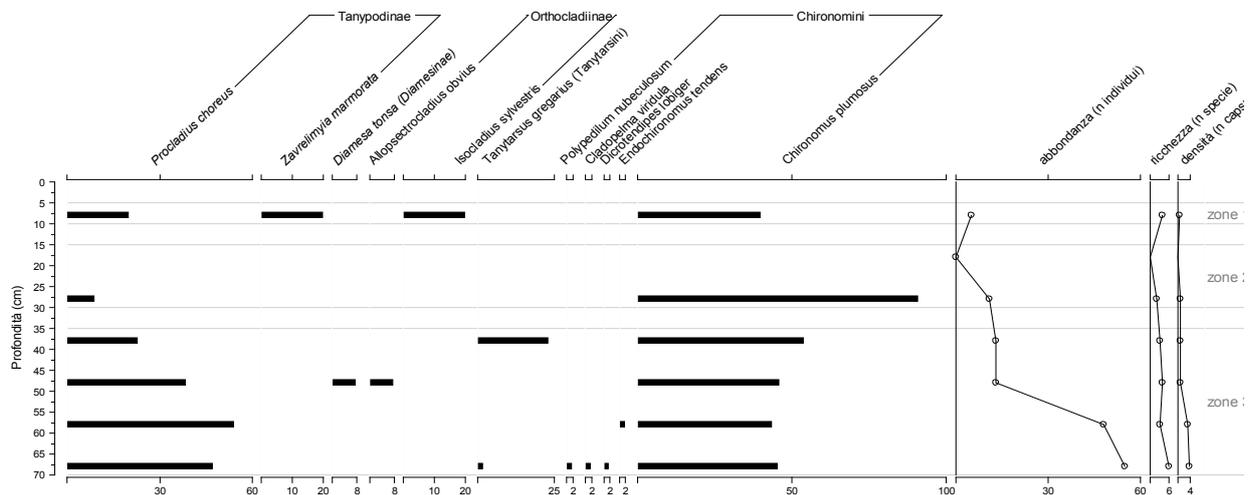


Figura 2.2.44. Analisi paleolimnologica dei resti subfossili di Chironomidi in alcuni strati selezionati della carota di sedimento PUS10/1/3 proveniente dalla zona profonda del Lago di Pusiano. Le abbondanze delle specie nei singoli strati sono espresse in %.

### 2.2.2.9 Contaminazione da mercurio

Le concentrazioni di mercurio sono state determinate tramite spettroscopia di assorbimento atomico preceduta da ossidazione catalitica a 750 °C tramite un analizzatore dedicato. Le analisi sono state svolte direttamente sui campioni solidi previa liofilizzazione ed omogeneizzazione. Ogni sezione della carota PUS10/1/3 (lunghezza totale 71 cm) è stata analizzata in triplo. In caso di coefficienti di variazione percentuale (CV %) superiore al 10%, sono state effettuate repliche supplementari (fino ad un massimo di 5) e si sono poi scelti i tre risultati che davano il CV% più basso per la presentazione dei risultati.

L'accuratezza delle misure è stata verificata utilizzando i materiali di riferimento BCR 280 del Bureau Communautaire de Référence (livello certificato:  $0,670 \pm 0,019 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e il GBW07305 del National Standard Centre of China ( $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

I livelli di mercurio (Figura 2.2.45) misurati nelle parti profonde della carota PUS10/1/3 (dalla base fino a 50,5 cm) sono di  $0,033 \pm 0,005 \text{ mg kg}^{-1}$  (media  $\pm 1$  deviazione standard delle concentrazioni misurate nei 20 strati più profondi). In base alle informazioni disponibili, queste sezioni sono rappresentative di un periodo pre-industriale (1729–1808), cioè indicative dei livelli di fondo di Hg nei sedimenti del Lago di Pusiano. L'intervento antropico di diversione del Lambrone nel Pusiano (1815) ha causato solo un lieve aumento negli apporti di mercurio nei sedimenti del Lago poiché la concentrazione di Hg dal 1813 (profondità 49,5) al 1839 (profondità 41,5) rimane intorno agli  $0,050 \text{ mg kg}^{-1}$ . Dal 1839 (profondità 41,5) al 1855 (profondità 37,5) si ha invece un aumento di circa un fattore 3 rispetto alla concentrazione misurata a 41,5 cm. Questo periodo non corrisponde ancora alla fase di eutrofizzazione (paragrafo 2.2.2.7) e un ritardo di oltre 20 anni tra la deviazione del Lambrone nel Pusiano e l'aumento delle concentrazioni di Hg nei sedimenti non è ragionevole data la modesta profondità del lago e il relativamente elevato tasso di sedimentazione. L'ipotesi più plausibile resta perciò quella di una risposta ai cambiamenti nelle emissioni globali di Hg dovute al massiccio aumento della combustione del carbone nelle prime fasi della rivoluzione industriale. Questi apporti derivanti da fonti atmosferiche hanno mantenuto i livelli di Hg nell'intervallo  $0,15 - 0,20 \text{ mg kg}^{-1}$  fino al 1878 (profondità 29,5 cm). Tra il 1878 e il 1885 (profondità 26,5 cm) le concentrazioni di Hg raddoppiano e raggiungono il massimo valore registrato ( $0,369 \pm 0,037$ ;  $n=3$ ). A questo picco segue una fase di rapida diminuzione che, dal 1894 (profondità 22,5 cm), stabilizza i livelli di Hg nell'intervallo  $0,1-0,15 \text{ mg kg}^{-1}$  misurati anche negli strati superficiali della carota. Sebbene il massimo livello di Hg sia stato raggiunto durante una fase di aumento della trofia nel lago (si veda il paragrafo 2.2.2.7), la rapida diminuzione e la stabilità delle concentrazioni di Hg durante il periodo di massima eutrofizzazione suggeriscono che il picco di Hg del 1885 sia indipendente dall'aumento degli apporti di sostanze trofiche. Questo marcato, ma temporalmente circoscritto picco indica chiaramente un rapido rilascio di Hg accumulatosi in precedenza, ma gli elementi a disposizione non permettono di formulare ipotesi più precise.

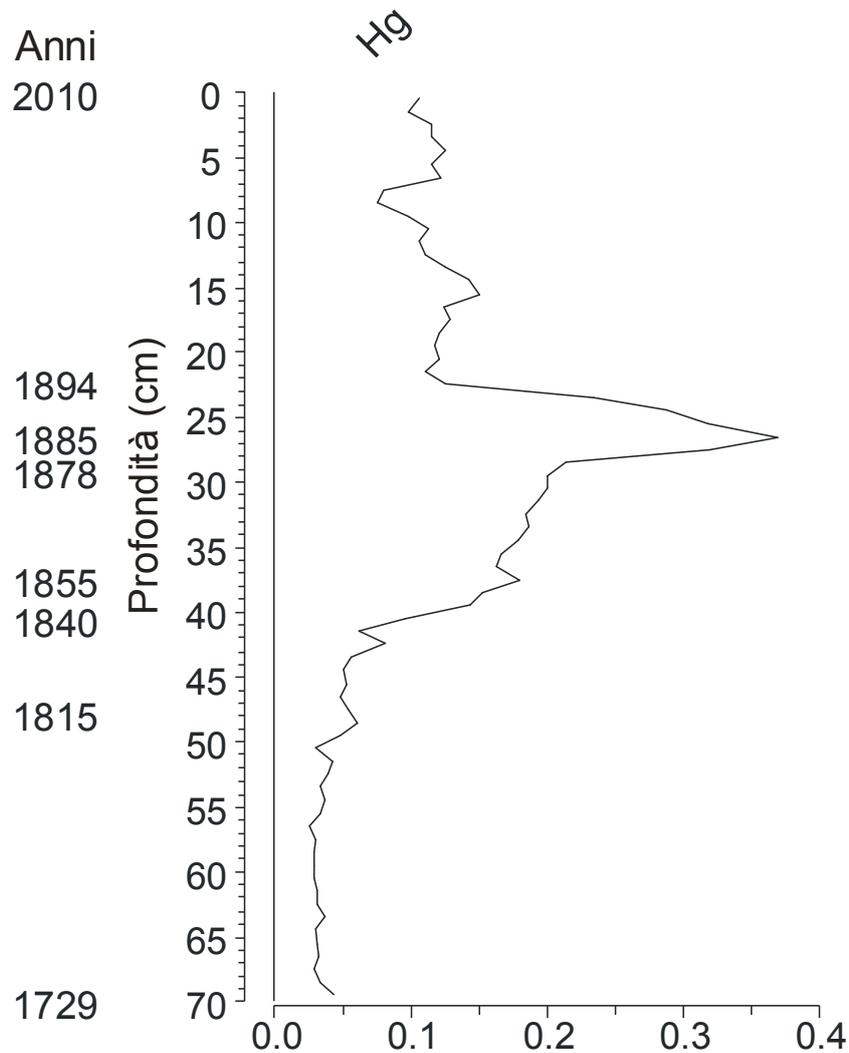


Figura 2.2.45 Carota Pusiano 10/1/3: profilo del mercurio espresso in concentrazione ( $\text{mg kg}^{-1}$  p.s.).

La concentrazione media di Hg ( $\pm 1$  deviazione standard) nelle 10 sezioni più superficiali della carota è di  $0,105 \pm 0,017 \text{ mg kg}^{-1}$ . Si tratta di un livello di circa 3 volte superiore ai livelli di fondo; in linea con il generale aumento di apporti atmosferici di Hg su scala globale rispetto al periodo pre-industriale, ma inferiore a quanto osservato tra il 1878 e il 1885 grazie alle migliorate tecnologie energetiche ed industriali. Da notare che l'entrata in funzione del cementificio Holcim di Merone (anni 20) non è stata accompagnata da incrementi della concentrazione di Hg totale nel lago. Dal punto di vista gestionale, la contaminazione da Hg nei sedimenti del Lago di Pusiano è limitata. Tuttavia, si raccomandano indagini future per verificare lo stato di contaminazione delle componenti biotiche del lago (molluschi e pesci destinati al consumo umano, anche da pesca amatoriale). I rischi ecologici e sanitari della contaminazione da Hg sono, infatti, connessi alla sintesi di metilmercurio, forma organica che si accumula preferenzialmente negli organismi viventi. Tale sintesi è generalmente eseguita da batteri presenti nei sedimenti, ma la quantità di metilmercurio presente in un dato ecosistema non è assolutamente deducibile dalla misura di Hg totale.

## 2.2.3 Applicazione di un approccio modellistico integrato lago/bacino

### 2.2.3.1 Descrizione dei modelli utilizzati

Dopo un'attenta analisi dei modelli ecologici disponibili per la simulazione dei cicli biogeochimici in ambiente lacustre, la scelta è ricaduta sull'utilizzo dei modelli sviluppati dal Centre for Water Research di Perth (Western Australia, <http://www.cwr.uwa.edu.au/index.php>) ampiamente testati in diversi casi di studio distribuiti su tutto il globo.

L'approccio modellistico utilizzato prevede la simulazione esplicita dei processi idrodinamici che guidano i processi ecologici che avvengono nel lago. I driver fisici utilizzati sono stati il modello monodimensionale DYRESM (*DYnamic REServoir Simulation Model*) e il modello tridimensionale ELCOM (*Estuary and Lake COmputer Model*). A questi modelli fisici è stato accoppiato il modello ecologico CAEDYM (*Computational Aquatic Ecosystem DYnamics Model*). In questo modo è stata ottenuta una descrizione completa delle dinamiche fisiche e dei processi biogeochimici che avvengono nel lago.

#### Il modello DYRESM

DYRESM (Antenucci & Imerito, 2002) è un modello idrodinamico monodimensionale per la previsione della distribuzione verticale di temperatura, salinità e densità in laghi e serbatoi per i quali valga l'approssimazione monodimensionale, cioè l'assunzione che le variabili esterne che tendono a destabilizzare la colonna d'acqua (vento, raffreddamento della superficie) agiscano per periodi di tempo limitati rispetto al periodo di simulazione.

DYRESM parametrizza i principali processi fisici responsabili delle variazioni di temperatura, salinità e densità, sulla base delle esperienze acquisite in campo ed in laboratorio, ed è basato su una rappresentazione a strati del corpo idrico che non ammette alcuna variazione orizzontale dei parametri. Il profilo verticale è ottenuto dalla combinazione dei valori dei parametri di ogni strato. Questi strati possono essere di spessore differente, in funzione dei flussi in ingresso e in uscita dal corpo idrico, possono cioè espandersi o contrarsi, per assecondare le variazioni di volume indotte dai flussi entranti e uscenti. Il rimescolamento del corpo idrico è simulato mediante l'omogeneizzazione di strati contigui. L'ipotesi monodimensionale verticale si basa sull'osservazione che la stratificazione in densità, tipica dei laghi, inibisce il moto verticale, mentre i gradienti orizzontali di densità sono velocemente annullati (per scale spaziali dell'ordine di chilometri il tempo necessario è generalmente minore di un giorno) per effetto di meccanismi avvevativi e convettivi. Il modello si basa su uno schema lagrangiano a strati (gli strati sono concepiti per rimanere entro i limiti definiti dall'utente) in base al quale il lago è modellato mediante una serie di strati orizzontali omogenei dal punto di vista delle proprietà, ma a spessore variabile. La posizione e lo spessore degli strati varia in base ai termini in ingresso ed uscita (immissari, emissari, evaporazione, precipitazione meteorica) per adattarsi alle variazioni di volume. I limiti superiori e inferiori sono determinati con l'obiettivo di assicurare un'adeguata risoluzione evitando un numero eccessivo di strati. Ogni strato il cui volume ecceda quello consentito è suddiviso in strati di volume inferiore aventi le stesse proprietà. Gli strati sono rinumerati e le aree delle superfici ricalcolate. In modo analogo gli strati di volume inferiore al volume

minimo consentito sono amalgamati agli strati adiacenti. L'equazione per la densità in ogni strato è quella dell' UNESCO (1981) e il rimescolamento del corpo idrico è simulato mediante l'omogeneizzazione di strati contigui.

La stabilità della struttura a strati è verificata confrontando la densità di ognuno degli strati, a partire da quello superficiale. Se la densità di questo è maggiore rispetto alla densità dello strato sottostante, i due strati sono amalgamati in uno strato unico, le cui proprietà sono determinate in accordo alle equazioni di conservazione dei costituenti. A seguire, la densità di questo nuovo strato è confrontata alla densità dello strato sottostante, e così via, fino al raggiungimento dello strato inferiore. Questo processo garantisce che il profilo di densità sia sempre stabile (Figura 2.2.46).

Il riscaldamento della superficie insieme agli scambi di massa e momento, costituisce il principale meccanismo forzante. Sono questi scambi superficiali che consentono l'ingresso della maggior parte dell'energia per il riscaldamento, il rimescolamento e la stratificazione del lago. Il riscaldamento dello strato superficiale dipende dall'intensità della radiazione solare, suddivisa radiazione a onda corta: (da 280nm a 2800nm) e a onda lunga (> 2800nm), dal flusso di calore legato all'evaporazione, dal flusso di calore sensibile (convezione di calore dalla superficie dell'acqua all'atmosfera) dall'irraggiamento nell'infrarosso della superficie e dall'azione meccanica del vento.

DYRESM richiede come input dati meteorologici giornalieri o subgiornalieri di:

- radiazione solare a onda corta e lunga ( $W m^{-2}$ );
- pressione atmosferica (Pa);
- velocità del vento ( $m s^{-1}$ );
- temperatura atmosferica ( $^{\circ}C$ );
- precipitazioni (m).

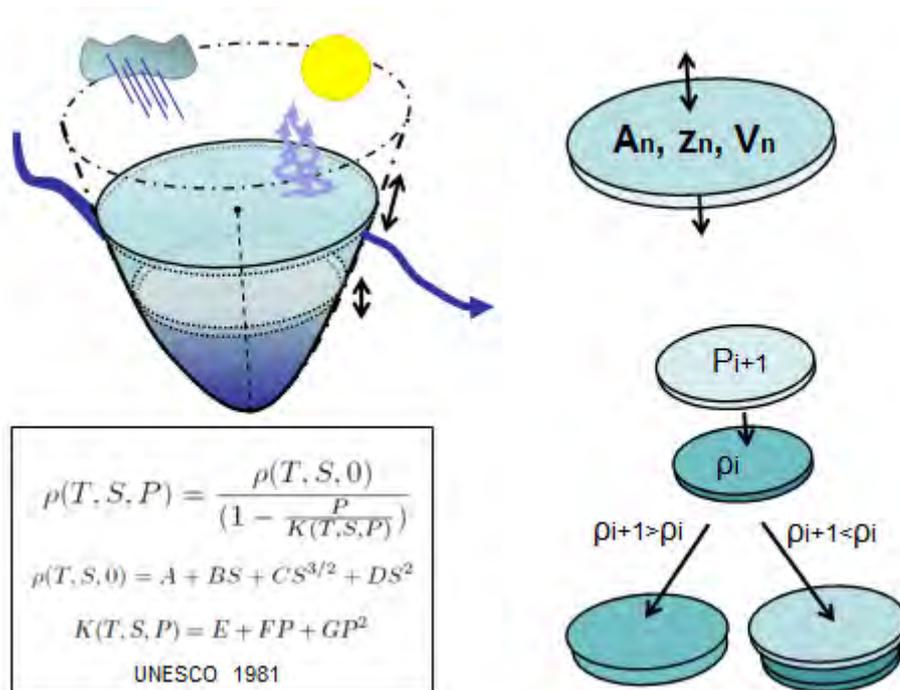


Figura 2.2.46. Rappresentazione schematica del funzionamento di DYRESM.

### Il modello ELCOM

ELCOM (Hodges & Dallimore, 2006) è un modello tridimensionale per laghi ed estuari utilizzato per il calcolo delle variazioni spazio-temporali di temperatura e salinità. Il modello risolve le equazioni di Navier-Stokes non stazionarie, idrostatiche, mediate secondo Reynolds (RANS), utilizzando un metodo semi implicito e le equazioni di trasporto degli scalari con l'approssimazione di Boussinesq, quindi ignorando il termine di pressione non idrostatica.

Ogni passo temporale di ELCOM si articola in base alla sequenza di seguito riportata (Figura 2.2.47):

1. introduzione del riscaldamento/raffreddamento dello strato superficiale;
2. mescolamento degli scalari e del momento utilizzando un modello a strati rimescolati;
3. introduzione dell'energia del vento come sorgente di momento nello strato rimescolato dal vento;
4. soluzione dell'evoluzione della superficie libera e del campo di moto;
5. diffusione orizzontale del momento;
6. avvezione degli scalari;
7. diffusione orizzontale degli scalari.

Lo schema computazionale di ELCOM è derivato dall'approccio adottato da Casulli e Cheng (1992) nel codice TRIM, con modifiche relative ad accuratezza, conservazione degli scalari, diffusione numerica ed implementazione di una chiusura turbolenta dello strato rimescolato.

La griglia per la soluzione numerica adotta celle cartesiane rettangolari con passo fisso nel piano orizzontale (x, y) e variabile sulla verticale (z). Le velocità sono definite in corrispondenza delle facce delle celle mentre l'altezza della superficie libera e la concentrazione degli scalari sono definite in corrispondenza del centro delle celle. L'altezza della superficie libera in ogni colonna di celle del grigliato si muove verticalmente attraverso gli strati come definito dalla relativa equazione di evoluzione. La sostituzione dell'equazione di diffusione turbolenta verticale con un modello a strati rimescolati elimina l'inversione della matrice tridiagonale per ogni componente orizzontale della velocità e per ogni scalare, come richiesto nell'originale schema di TRIM, permettendo una maggior efficienza computazionale ed il mantenimento di gradienti più definiti. Per quanto riguarda i vincoli computazionali e i metodi numerici è opportuno fare riferimento al manuale scientifico del modello.

ELCOM richiede come input dati meteorologici orari o suborari di:

- radiazione solare a onda corta e onda lunga ( $W m^{-2}$ );
- pressione atmosferica (Pa);
- velocità del vento ( $m s^{-1}$ );
- direzione del vento ( $^{\circ}$ );
- temperatura atmosferica ( $^{\circ}C$ );
- precipitazioni (m).

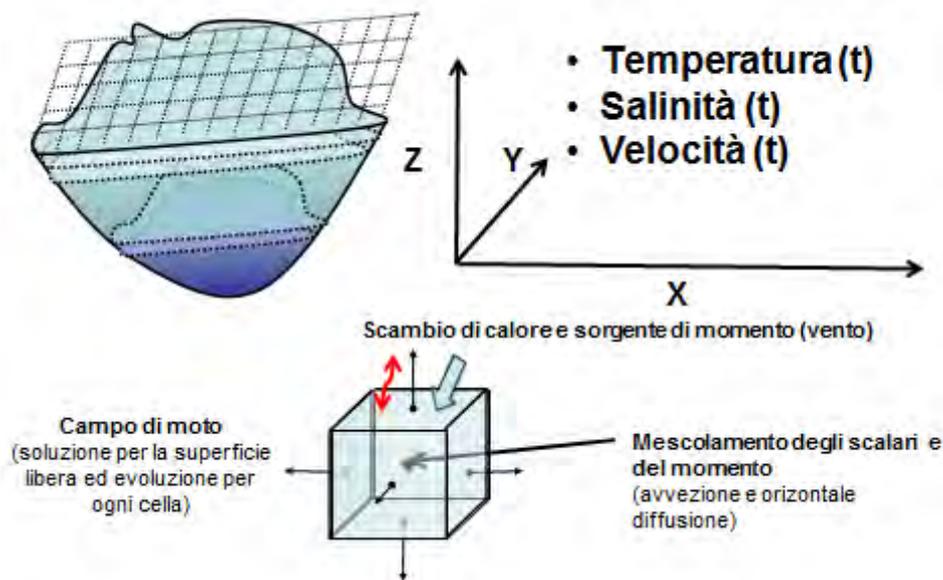


Figura 2.2.47. Rappresentazione schematica del funzionamento di ELCOM.

#### Il modello CAEDYM

CAEDYM (Hamilton & Schladow, 1997; Hipsey, 2008) è un modello ecologico concepito per la simulazione matematica dei principali processi biogeochimici che avvengono in un lago quali: produzione algale, ciclo dei nutrienti e dei metalli, dinamica dell'ossigeno disciolto in acqua e nel sedimento. Si tratta di un tipico modello „N-P-Z” (nutrients-phytoplankton-zooplankton), cioè basato sui processi che regolano le relazioni trofiche e include gli algoritmi necessari per la risoluzione delle trasformazioni chimico-fisiche di: ossigeno, pH, nutrienti disciolti, particolato inorganico e organico e i processi legati alla penetrazione della luce in acqua. In Figura 2.2.48 sono schematizzate le principali variabili di stato biogeochimiche per CAEDYM mentre in Tabella 2.2.16 sono riportate le variabili biologiche considerate dal modello.

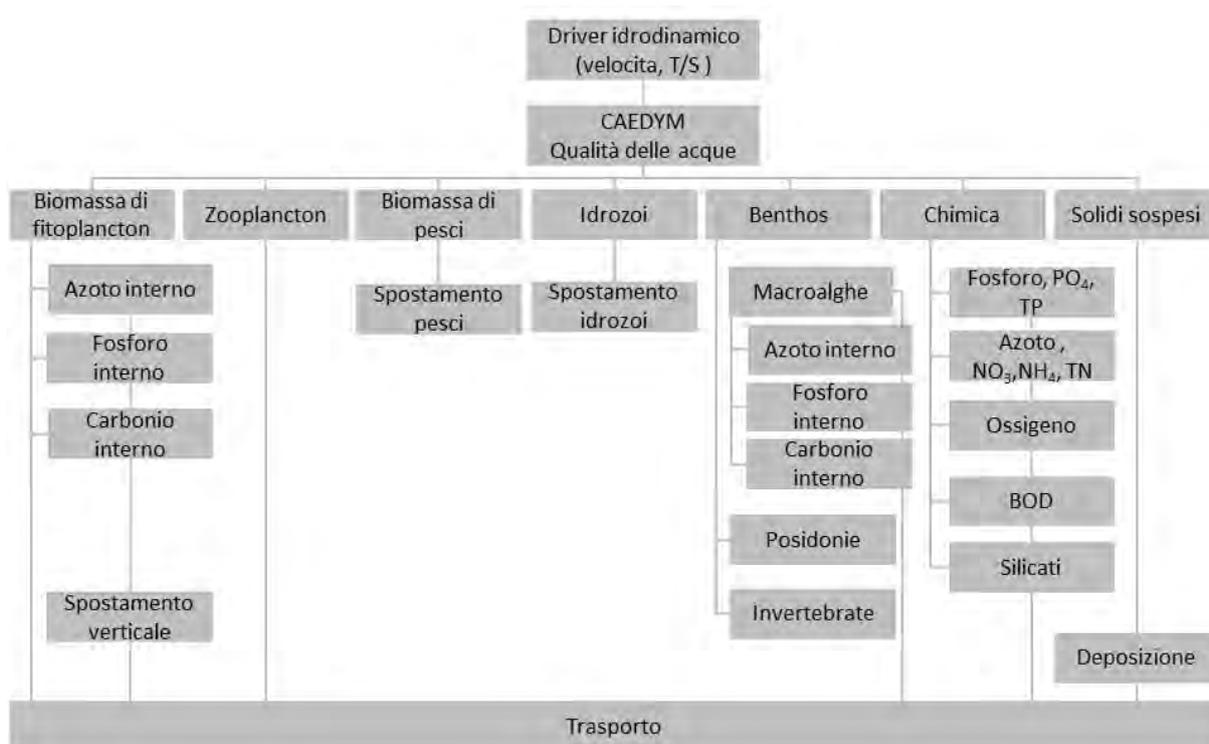


Figura 2.2.48. Rappresentazione delle principali variabili di stato di CAEDYM (fonte [http://www.cwr.uwa.edu.au/software1/models/caedym/documentation/caedym\\_science/section01.htm](http://www.cwr.uwa.edu.au/software1/models/caedym/documentation/caedym_science/section01.htm))

Tabella 2.2.16. Descrizione delle le variabili biologiche del modello.

Specie							
Gruppi	Fitoplancton	Zooplancton	Pesci	Macroalghe	Invertebrati	Posidonie	Idrozoi
1	Dinoflagellate	44 - 100 mm	Hardyheads	<i>Gracillaria</i>	Bivalves	<i>Halophila ovali</i>	<i>Phyllorhiza punctata</i>
2	Cianobatterie d'acqua dolce	100 - 300 mm	Perth Herring	<i>Cystosira</i>	Polychetes		
3	Cianobatterie marine	> 300 mm (Cladioferens)	Yellow Tail Trumpeter	<i>Chaetomorpha</i>	Crustacean Grazers		
4	Clorofite	> 300 mm (Sulcanus)	Black Bream	<i>Ulva</i>			
5	Criptofite	> 300 mm (Acartiura)	Sea Mullet				
6	Diatome marine						
7	Diatome d'acqua dolce						

Le variabili obbligatorie necessarie per simulare almeno un gruppo algale sono presentate in Tabella 2.2.17. Un elevato numero di variabili accessorie può essere, inoltre, configurato a seconda delle esigenze dell'utente o dello specifico caso di studio. Sono inoltre disponibili diverse opzioni per

definire la risposta dei popolamenti biologici a diverse variabili di stato fisiche e chimiche (quali risposta del popolamento algale alla disponibilità di luce o nutrienti) conferendo al modello una certa flessibilità e capacità di adattamento al caso di studio.

*Tabella 2.2.17. Lista delle variabili obbligatorie (minime) e dei relativi simboli nel modello.*

<b>Variabile</b>	<b>Simbolo</b>
Ossigeno disciolto	DO
Coefficiente di estinzione	EXTC
Radiazione fotosinteticamente attiva	PAR
Fosforo organico particolato	POPL
Azoto organico particolato	PONL
Fosforo organico disciolto	DOPL
Azoto organico disciolto	DONL
Carbonio organico particolato	POCL
Carbonio organico disciolto	DOCL
Fosforo reattivo	PO4
Ammoniaca	NH4
Nitrati	NO3

Per una descrizione dettagliata delle equazioni che costituiscono tutti i processi si rimanda ai manuali disponibili on line.

### Il modello SWAT

Il modello idrodinamico-ecologico per simulare i processi interni al lago richiede input esterni relativi alle portate e alle concentrazioni medie giornaliere delle principali variabili biogeochimiche. Tali informazioni sono state ottenute installando nel bacino strumentazione in continuo, che ha consentito di caratterizzare il regime idrologico e la qualità delle acque in entrata al lago. Le informazioni raccolte sono servite quindi per calibrare e validare un modello idrologico e di trasporto dei nutrienti che ha consentito di ricostruire le portate in entrata e le concentrazioni delle principali variabili biogeochimiche sull'intero periodo di simulazione.

Il modello da bacino utilizzato è stato SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) sviluppato dall'Agricultural Research Service USDA (*United States Department of Agriculture*), Temple, Texas (Srinivasan & Arnold, 1994) per predire l'impatto delle diverse pratiche nella gestione del suolo, come i cambi di vegetazione, la gestione di bacini artificiali, trasferimenti d'acqua e il rilascio di sedimenti e nutrienti in bacini idrologici di medie e grandi dimensioni. SWAT è un modello deterministico che richiede specifiche informazioni riguardanti la meteorologia, la pedologia, la topografia, la vegetazione e le pratiche di gestione del terreno, aggregate in unità idrologiche e sottobacini (Figura 2.2.49). Di conseguenza, i processi fisici associati al movimento dell'acqua, al movimento delle particelle terrose, alla crescita delle colture e al ciclo dei nutrienti sono modellati direttamente utilizzando i dati in ingresso. I processi vengono simulati con passo giornaliero elaborando in continuo output da 1 a 100

anni. È uno strumento di pubblico dominio scaricabile al sito web: <http://www.brc.tamus.edu/swat/> dove si trova anche il manuale.

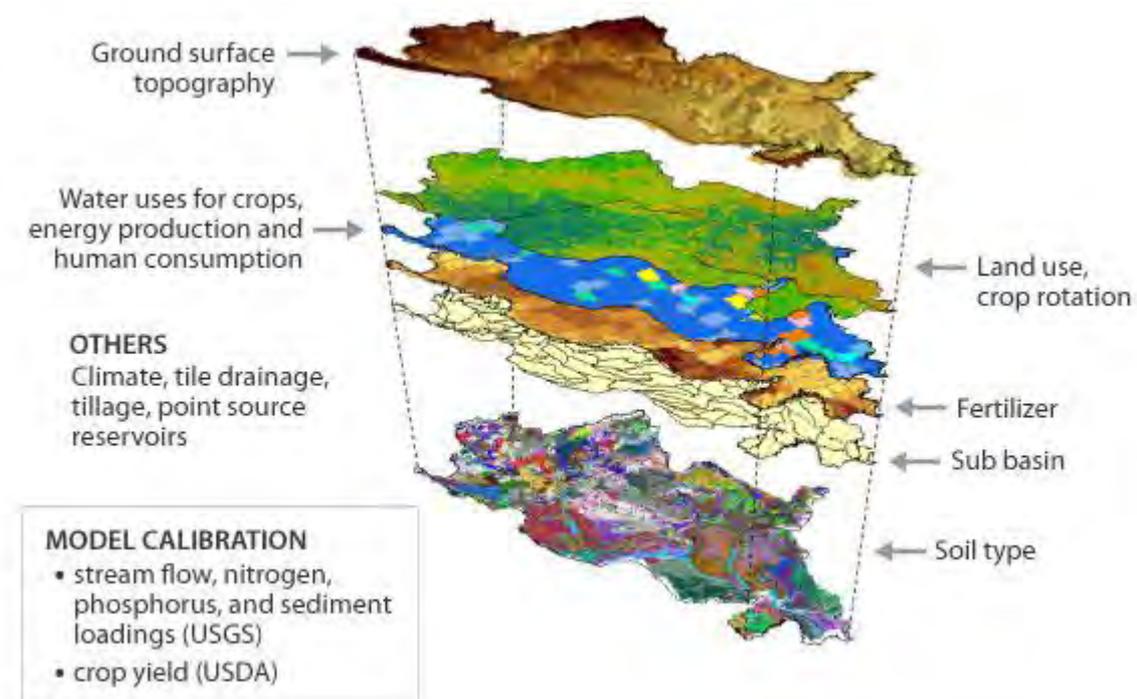


Figura 2.2.49. Rappresentazione schematica della struttura e del funzionamento del modello SWAT.

Le tre maggiori forme di fosforo nel suolo sono: il fosforo organico associato con l'humus, le forme insolubili di fosforo minerale e il fosforo in soluzione disponibile per le piante. Rispetto all'azoto la solubilità del fosforo è limitata; il fosforo combinato con gli altri ioni forma un numero di componenti insolubili che precipitano. Queste sue caratteristiche fanno sì che il fosforo venga rimosso dalla superficie del suolo dal runoff. SWAT schematizza per il fosforo 6 differenti pools nel suolo (Figura 2.2.50). L'utente deve definire la quantità di fosforo solubile e la quantità di fosforo organico contenuta nel humus attraverso un processo di calibrazione e validazione con i dati sperimentali misurati nel corso d'acqua in chiusura con il sottobacino in questione. Il fosforo organico (orgP) e minerale (minP) attaccato alle particelle di suolo viene trasportato dal runoff in associazione con il carico di sedimento. Cambiamenti nella quantità di sedimento trasportato si riflettono con sensibili cambiamenti nella quantità di fosforo trasportato. Le equazioni utilizzate dal modello per i processi di mineralizzazione, trasformazione, decomposizione e trasporto si trovano descritte nel manuale di teoria.

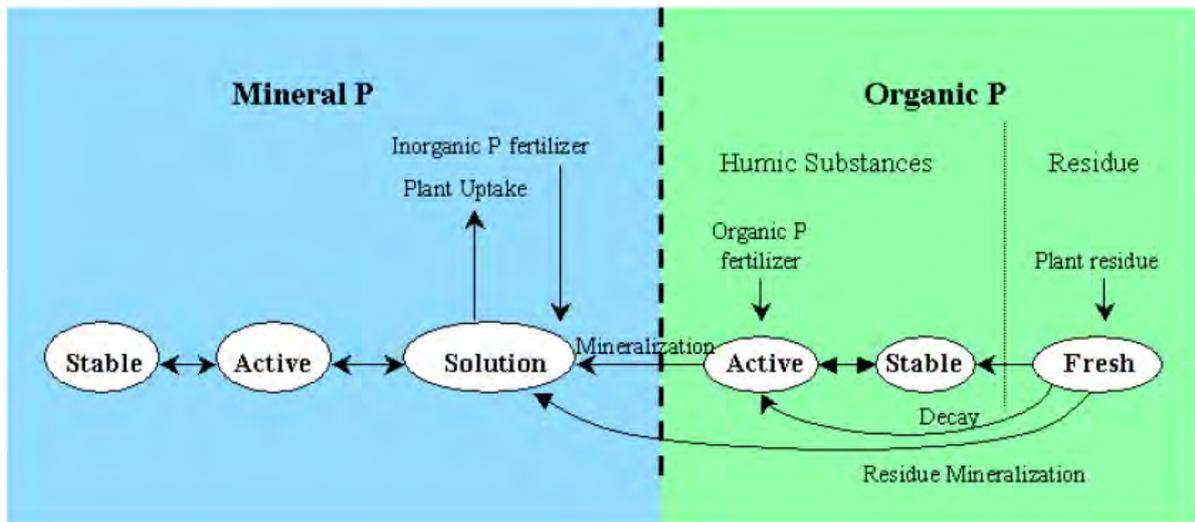


Figura 2.2.50. Schematizzazione del fosforo nel suolo

Per una descrizione dettagliata delle equazioni che costituiscono tutti i processi si rimanda ai manuali disponibili on line.

### 2.2.3.2 Simulazioni di lungo termine

Le attività condotte dall'CNIR-IRSA sul Lago di Pusiano negli anni 2002-2004 avevano consentito di ottenere una prima parametrizzazione del modello DYRESM-CAEDYM ottenendo alcuni risultati di rilievo pubblicati su rivista internazionale (Copetti et al., 2006).

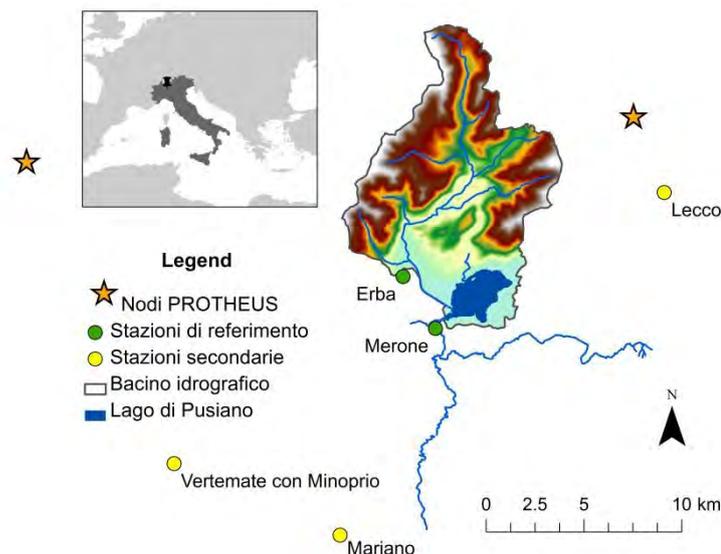
Gli obiettivi dell'attività modellistica per le simulazioni a lungo termine nell'ambito del progetto PIRoGA si proponevano di:

1. arrivare ad un modello integrato lago/bacino che, partendo dallo studio e dalla simulazione del ciclo dei nutrienti nel bacino, ne simuli gli effetti nell'ecosistema lacustre;
2. ricostruire attraverso le simulazioni di un modello calibrato e validato una serie storica continua e il più possibile lunga di dati limnologici per lo studio degli effetti sulla qualità ecologica del lago dovuti agli impatti antropici nel lungo termine;
3. sviluppare scenari modellistici per la valutazione dei diversi impatti antropici.

Pertanto il modello DYRESM-CAEDYM (denominato d'ora in poi *dycd*) è stato utilizzato per simulare giornalmente l'evoluzione della temperatura, dell'ossigeno, delle principali variabili biogeochimiche e del popolamento algale durante l'ultimo cinquantennio (1960-2010), periodo in cui è stato possibile ricostruire le informazioni necessarie alla sua implementazione. Gli ultimi decenni hanno influito particolarmente sugli equilibri naturali degli ecosistemi acquatici in quanto sono stati caratterizzati da un crescente aumento della pressione antropica sia a scala locale (inquinamento) sia a scala globale (aumento delle concentrazioni di gas serra in atmosfera).

### Ricostruzione della serie di dati meteorologici

La fase preliminare per l'implementazione dei modelli è consistita nell'individuazione e nella raccolta dei dati meteorologici registrati sul territorio. Come discusso in precedenza, infatti, le variabili meteorologiche sono alla base sia dei processi idrodinamici che avvengono nel lago sia dei processi di generazione dei carichi che avvengono nel bacino. Nella fase iniziale di questo studio, si è avviata una ricerca approfondita delle stazioni di misurazione, storiche ed attuali, posizionate all'interno del bacino idrologico del Lago di Pusiano. Una difficoltà da tenere in considerazione è derivata dalle dimensioni ridotte dell'area di interesse (<100 km<sup>2</sup>) e dal grado di dettaglio che si è voluto raggiungere. La frammentazione della rete di monitoraggio meteorologico ha anche comportato difficoltà aggiuntive nell'individuazione di differenti metodologie di archiviazione e di elaborazione dei dati; infine non è stato possibile individuare una stazione di riferimento che avesse in archivio tutti i parametri necessari misurati contemporaneamente e per 50 anni. Pertanto si è deciso di considerare come riferimento a lungo termine (dal 1950) il modello climatico regionale PROTHEUS per la fascia mediterranea (Artale et al., 2010) forzato con dati reali (ERA40) nel nodo più vicino a Lecco. I dati prodotti da PROTHEUS (ottenuti nell'ambito del Progetto Europeo VI PQ CIRCE: <http://www.circeproject.eu/>) e si è proceduto ad effettuare un „downscaling satistico“ che ha consentito di modulare i dati del modello climatico con quelli misurati localmente. I dati meteorologici di riferimento sono stati ottenuti dalle stazioni di misura della rete metereologica di ARPA Lombardia di Erba e Merone e dalla stazione IRSA posta sul lago (in località La Geretta), mentre altre stazioni secondarie all'interno del bacino sono state utilizzate per colmare i dati mancanti nella serie (Figura 2.2.51). Tale procedura ha consentito di ottenere una serie continua e completa di dati di precipitazione, temperatura, radiazione solare, velocità di vento e pressione dal 1960 al 2010 (Carraro et al., accepted). I dati di copertura nuvolosa (usati come indicatore della radiazione incidente a onda lunga nei modelli lacustri) invece erano disponibili dal 1960 sul sito web dell'agenzia americana di oceanografia e fisica atmosferica (NOAA) che utilizza un modello atmosferico basato sulle coordinate geografiche.



*Figura 2.2.51. Stazioni meteorologiche individuate nel bacino del Lago di Pusiano e nelle zone limitrofe e posizione del nodo per il modello climatico PROTHEUS.*

### Analisi dell'aumento delle temperature atmosferiche

Per descrivere l'andamento di una serie storica di dati e comprendere se vi sia una reale tendenza positiva (incremento) o negativa (diminuzione) è necessario effettuare un'analisi delle tendenze, o „trend analysis“. In questo caso si volevano indagare gli effetti prodotti dal riscaldamento globale sugli equilibri lacustri, per cui è stata scelta la temperature atmosferica come descrittore diretto del fenomeno, nonostante ci siano molteplici variazioni concomitanti da dover approfondire (ad esempio la distribuzione delle piogge). L'approccio statistico utilizzato per verificare l'aumento della temperature dell'aria si basa su una particolare analisi spettrale „Singular Spectrum Analysis (SSA)“ secondo il metodo proposto da Broomhead & King (1986) per cui è stato valutato che una finestra temporale di 20 anni fosse il periodo necessario per individuare le oscillazioni climatiche interdecali e interannuali dovute principalmente alle grandi oscillazioni oceaniche e alla variabilità naturale così da ricalcolare la tendenza esclusivamente sulla base di un aumento netto avvenuto negli ultimi 50 anni, causato evidentemente da altri fattori tra cui principalmente l'aumento dei gas serra (Ghil & Vautard, 1991). Una volta determinato, il coefficiente di incremento annuale è stato rimosso dalla serie originale ottenendo infine una seconda serie di dati di temperature che non mostrano un aumento netto annuale nel tempo ovvero „detrended“ (Figura 2.2.52).

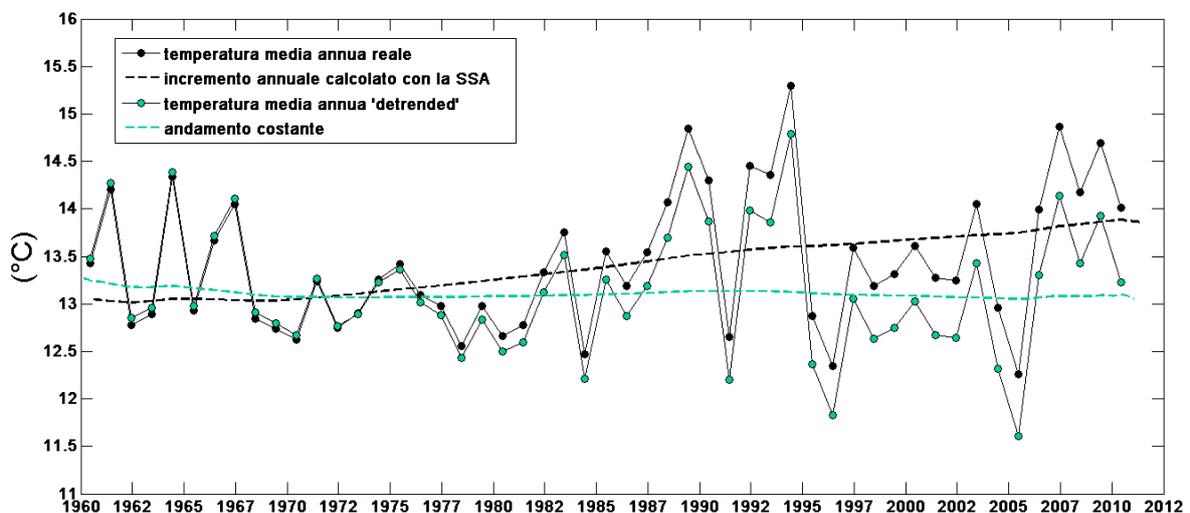


Figura 2.2.52. Temperature medie e incremento annuo (in nero) calcolati dalla serie storica delle temperature giornaliere registrate nelle stazioni meteorologiche presenti nei pressi del Lago di Pusiano e nel suo bacino associate alle temperature medie ottenute sottraendo il coefficiente di incremento annuo dalla serie originale (in blu). Fonte: Carraro et al., accepted.

### Ricostruzione dell'idrologia e dei carichi di fosforo dal bacino

Il carico di nutrienti, cioè la massa di elementi utili alla crescita algale che raggiunge un corpo idrico in un determinato intervallo di tempo, è uno dei fattori principali nel determinare la concentrazione di tali sostanze negli ambienti acquatici e quindi anche il loro stato trofico, in funzione di alcune

caratteristiche morfometriche ed idrografiche, quindi alla capacità di ricambio delle acque. La stima del bilancio di nutrienti è pertanto un'informazione prioritaria nella gestione di un corpo idrico e nell'impostazione di politiche di intervento al fine di poter prevedere e calcolare quanta parte del carico debba essere abbattuta per riportare la qualità delle acque a condizioni accettabili e quale successo possano avere gli interventi di rimozione. L'elevato grado di trofia di un lago porta a squilibri ecologici dovuti essenzialmente ad una sovrapproduzione algale e anossia sul fondo, spesso a causa all'inquinamento di fosforo generato dalle aree urbane. Dopo decenni di accumulo per la mancanza di un depuratore sul Lago di Pusiano il problema è duplice: a determinare il carico di fosforo del lago contribuiscono il bacino imbrifero, con le attività che in esso si svolgono, e i sedimenti del lago stesso, durante il periodo di anossia. Nel primo caso si parla di carico esterno di fosforo, comprendente anche gli apporti di origine naturale ma in larga parte costituito dagli scolmi fognari prevalentemente in tempo di pioggia, nel secondo caso di carico interno. La pressione maggiore è data ancora oggi dal carico esterno, a causa della presenza nel bacino di un numero elevato di scolmatori di piena.

SWAT è stato utilizzato per stimare e simulare i carichi naturali che si generano nel bacino. Il modello è stato in precedenza calibrato e validato nella sua componente idrologica in diverse sezioni del bacino, con dati raccolti dall'IRSA negli anni 1974-1982 e 1998-2004 (Salerno & Tartari, 2009). In questo studio un'ulteriore validazione ha consentito di completare il calcolo del bilancio idrico considerando tutte le entrate al lago e utilizzando la serie storica dei livelli del lago, recuperate per il periodo di studio dall'archivio cartaceo e digitale più recente. Le uscite sono state determinate per differenza e confrontate con i dati di portata disponibili registrati per il Cavo Diotti.

Il carico naturale di fosforo è stato calibrato (2003-2004) e validato (2010) su una sezione del bacino completamente naturale (sottobacino del Gajum), a copertura boschiva, che idrologicamente si chiude sul Fiume Ravella dove è stata posta la stazione di monitoraggio. Le concentrazioni di fosforo misurate in campioni acquosi prelevati dalla stazione sono risultate significativamente minori rispetto alle concentrazioni medie rilevate in altri sottobacini del Lago di Pusiano. Tali concentrazioni sono state quindi imputate ai soli apporti causati dall'erosione di suolo, tipici di un ambiente naturale. La parametrizzazione del modello effettuata per il sottobacino del Gajum è stata poi estesa all'intero bacino, supponendo di riprodurre idealmente una condizione naturale, o „pristine“, in relazione ai carichi di fosforo che raggiungerebbero il lago se non ci fosse l'uomo. Le medie annuali calcolate dai dati giornalieri simulati dal 1960 al 2010 sono state confrontate con i valori medi annuali ottenuti utilizzando altri metodi consolidati per la valutazione delle condizioni „pristine“, quali il metodo basato sui coefficienti di asporto applicato a suoli boschivi (Johnes, 1996) e il metodo basato sull'equazione di Vollenweider (OECD, 1982) che ricostruisce il carico esterno a partire dalle concentrazioni di fosforo nel lago. Per questo studio si è potuto disporre delle informazioni sulle concentrazioni dei secoli passati (XVIII e XIX sec), ricostruite grazie alle indagini paleolimnologiche.

Il carico reale di fosforo è quindi costituito dalla quota naturale cui va sommata la quota di origine antropica, quest'ultima stimata utilizzando le informazioni disponibili e la metodologia per il calcolo dei carichi teorici descritta da Barbiero et al. (1991):

- coefficiente di crescita demografica annuale ricostruito dai dati di censimento ISTAT (1961-2001) per la popolazione residente nel bacino del Lago di Pusiano;

- coefficiente di produzione di fosforo per abitante, equivalente a  $0,67 \text{ kg P ab}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ ;
- percentuale di popolazione non-collettata dalla linea consortile fognaria (fino al 1984 era il 100%);
- carichi industriali, equivalenti al 10% dei carichi civili;
- stima del carico proveniente dagli allevamenti;
- perdite stimate in funzione della lontananza dall'asta fluviale e degradazione fluviale;
- stima del carico interno (sulla base dei dati storici misurati all'IRSA).

Dai dati provenienti dall'indagine paleolimnologica si è infine calcolato il tasso di sedimentazione del materiale in sospensione nel lago dal 1890 ad oggi che, con le informazioni storiche sulle concentrazioni di fosforo nel lago, hanno permesso di convalidare i carichi esterni reali annuali dal 1960 al 2010, attraverso il metodo di Vollenweider (Figura 2.2.53).

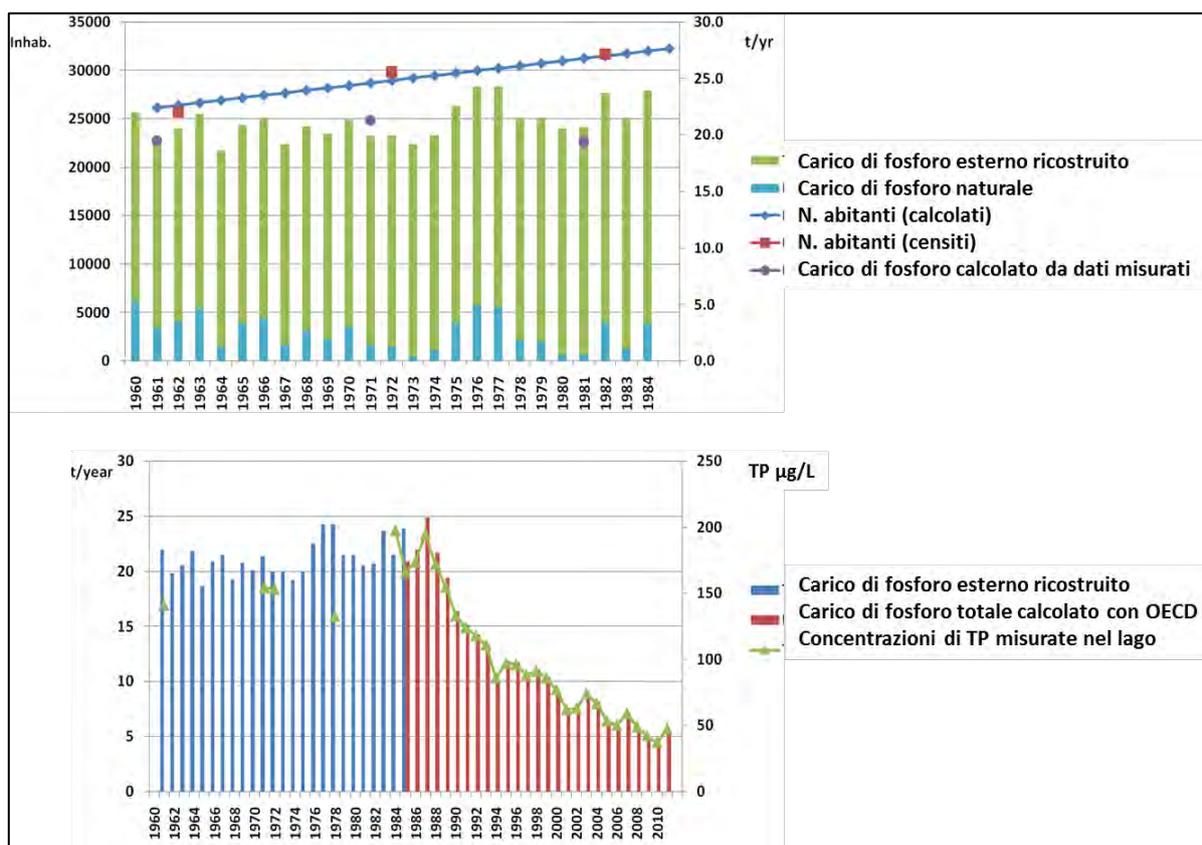


Figura 2.2.53. Ricostruzione dei carichi di fosforo reali provenienti dal bacino, costituiti dall'apporto della quota naturale e di quella antropica.

I carichi di fosforo reali giornalieri sono stati stimati a partire dai carichi naturali simulati giornalmente da SWAT e moltiplicati ogni anno per il relativo coefficiente ottenuto dal rapporto tra carico reale e naturale.

### Implementazione del modello dycd

La preparazione dell'input per DYRESM prevede la costruzione di un insieme di file di testo (formato ASCII) che contengono tutte le informazioni necessarie al codice di calcolo per eseguire la simulazione. Di seguito si descrive il contenuto di ognuno dei file utilizzati per la simulazione di prova. Per ulteriori approfondimenti sulla compilazione si rimanda ai manuale d'uso.

### File di configurazione generale (\*.cfg)

Il file di configurazione generale, utilizzato per le simulazioni di lungo periodo contiene le informazioni generali sul sistema oggetto della simulazione (inizio e lunghezza della simulazione, opzioni sui moduli da attivare, lista degli output etc).

### File di batimetria (\*.stg)

Questo file contiene le informazioni sulla geometria del sistema. Tra l'altro, descrive numericamente l'andamento della funzione che lega il livello del lago alla superficie dello specchio d'acqua : Elev\_[m] ~ SurfArea\_[m<sup>2</sup>] (Figura 2.2.54).

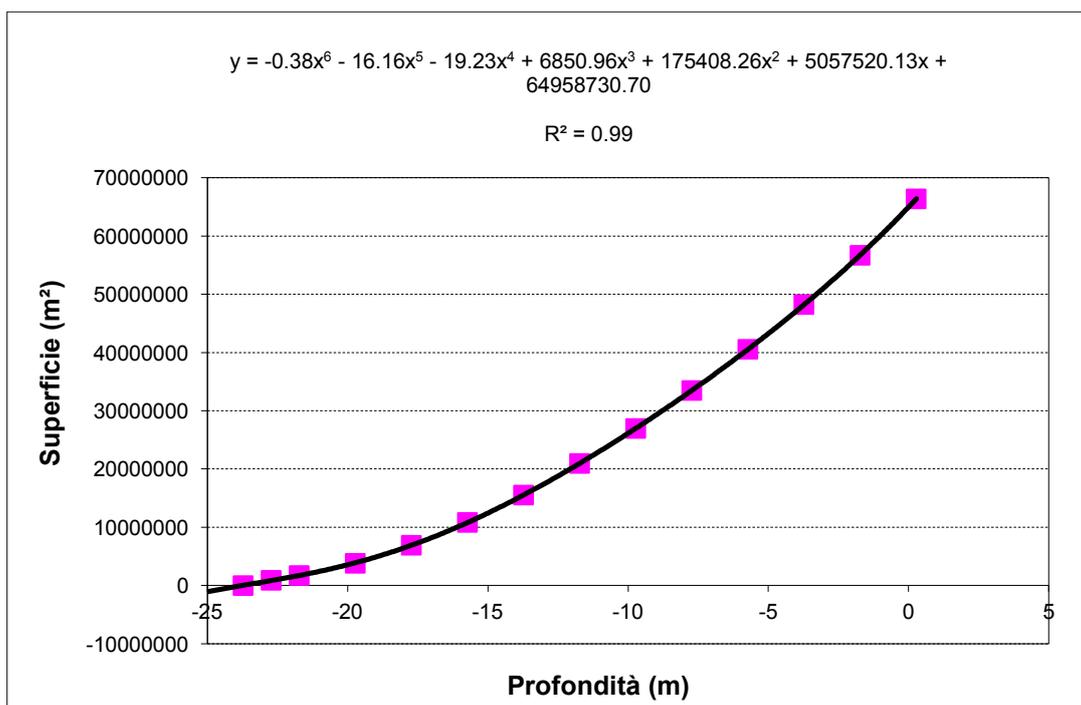


Figura 2.2.54. Curva ipsografica dei volumi d'acqua rispetto al Cavo Diotti.

### File delle forzanti meteorologiche (\*.met)

Questo file descrive numericamente l'andamento delle forzanti meteorologiche che agiscono sul sistema in esame. I dati sono stati forniti con la procedura descritta in nel paragrafo 2.2.3.1

### File degli apporti idrici (\*.inf)

Gli apporti idrici che interessano il sistema in esame sono stati ottenuti indirettamente in base al bilancio idrico descritto nel paragrafo 2.1.3 sulla base della relazione:

$$\text{Volume}_{\text{in}} = \Delta\text{Volume}_{\text{lago}} + \text{Volume}_{\text{out}}$$

Il volume giornaliero in ingresso è stato ottenuto dalle simulazioni di SWAT, le variazioni di volume del lago sono state calcolate dai livelli misurati raccolti nei registri depositati all'IRSA, in base alla curva dei volumi.

Per quanto riguarda le variabili di stato relative alla qualità del corpo idrico sono stati utilizzati i dati, opportunamente elaborati, derivanti dalla simulazione giornaliera dei carichi di fosforo, dalle campagne sperimentali periodiche effettuate nei decenni da IRSA, da valori medi su base storica o ricavati in bibliografia e infine dalle informazioni derivate dalle analisi sulla carota datata di sedimento. Le variabili di stato elaborate per essere input e poi simulate nel sistema sono riassunte in Tabella 2.2.18.

Tabella 2.2.18. Formato e tipo di input richiesto dal modello dycd.

<i>Model</i>	<i>Variable</i>	<i>Unit</i>	<i>Source</i>
DYRESM	Portate	m <sup>3</sup> /s	SWAT output
DYRESM	Temperatura dell'acqua	°C	Regressione da temperature atmosferica
DYRESM	Salinità	ppt	Valore medio misurato
CAEDYM	Ossigeno disciolto	mg/L	Valore alla saturazione
CAEDYM	Carbonio organico (particolato e disciolto)	mg C/L	Valore medio misurato e dati paleolimnologici
CAEDYM	Azoto nitrico e ammoniacale	mg N/L	Valore medio misurato e dati paleolimnologici
CAEDYM	Azoto particolato e organico	mg N/L	Valore medio misurato e dati paleolimnologici
CAEDYM	Fosforo particolato, organico e disciolto inorganico	mg P/L	SWAT output e stime

La preparazione dei file di input per CAEDYM richiedono, oltre alla disponibilità di dati sperimentali per la descrizione delle condizioni iniziali di qualità delle acque, l'analisi dell'ecologia complessiva del sistema in esame e dei comparti di interesse, al fine di:

- selezionare le variabili biologiche e biogeochimiche da simulare;
- selezionare le funzioni che le regolano, laddove siano previste più opzioni di calcolo;
- calibrare i parametri utilizzati dal modello per il calcolo delle variabili selezionate;

I problemi ecologici del Lago di Pusiano sono riferibili alla mancanza di un depuratore fino a metà degli anni '80, quindi in particolare a problemi di ipertrofia causati da alte concentrazioni di fosforo nel lago proveniente dal bacino, alla conseguente alta produttività e i relativi problemi di anossia, alle

fioriture cianobatteriche a partire dalla fine anni '90, la cui presenza provoca limitazioni d'uso della risorsa idrica a causa della possibile presenza di tossine e infine alle potenziali conseguenze del riscaldamento delle temperature a scala globale. I dati pregressi, confermati dalle verifiche sperimentali del presente studio, testimoniano lo sviluppo massivo della specie cianobatterica *P. rubescens* a partire dai primi anni del nuovo millennio, in colonie con densità fino a 50 milioni di cellule per litro che conferiscono al lago il tipico colore rossastro. A seconda della fase stagionale, la successione algale del lago vede lo sviluppo anche di altri gruppi fitoplanctonici, anche se in concomitanza della comparsa di *P. rubescens* si è verificato un generale impoverimento di specie negli ultimi dieci anni: in termini di biomassa i gruppi dominanti sono le Criptofitee, le Diatomee e le Clorofitee.

Nel modello la situazione descritta è stata tradotta parametrizzando il generale gruppo dei Cyanobacteria con le caratteristiche fisiologiche e autoecologiche proprie della specie *P. rubescens*, in contrapposizione ad un generale gruppo con caratteristiche medie denominato G2 e parametrizzato per svilupparsi in condizioni opposte (Tabella 2.2.19).

*Tabella 2.2.19. Sintesi delle caratteristiche autoecologiche e fisiologiche principali proprie della specie P. rubescens e delle caratteristiche contrapposte per una generale specie antagonista (G2).*

<i>P. rubescens</i>		G2	
Temperatura ottimale fredda	10-22,5°C (Dukulil and Teubner 2000)	Temperatura ottimale calda	20-35°C
Tasso di crescita basso	0,12 d <sup>-1</sup> (Wasby et al. 2001; Omlin et al. 2001)	Tasso di crescita alto	0,9 d <sup>-1</sup>
Tasso di respirazione basso	0,0128 d <sup>-1</sup> (Omlin et al. 2001)	Tasso di respirazione alto	0,1 d <sup>-1</sup>
Fotoinibita	10 μE m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> (Bright and Walsby 2001)	Non fotoinibita	90 μE m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>
Tollerante a basse concentrazioni di P	k <sub>p</sub> =0,004 mg P-PO <sub>4</sub> l <sup>-1</sup> (Reynolds 2006)	Non tollerante a basse concentrazioni di P	K <sub>p</sub> =0,030 mg P-PO <sub>4</sub> L <sup>-1</sup>
Con regolazione verticale	0,1-0,8 m d <sup>-1</sup> (Walsby 2001)	Senza regolazione verticale	-
Non pascolata	(Kurmayer and Gütter 2001)	Pascolata	-

A valle dell'analisi ecologica si può procedere quindi alla compilazione dei file di configurazione (.con), dei coefficienti di funzione (lakename.dat) e delle condizioni iniziali delle variabili di stato (.int). Il modello è stato inizializzato con i dati storici e le informazioni paleolimnologiche o bibliografiche disponibili per l'anno 1960. Il passo di simulazione è stato fissato in 1 ora mentre l'output è la media giornaliera delle variabili simulate che sono state utilizzate per il confronto con i dati storici di livello, temperatura, fosforo (TP), azoto (TN) e clorofilla misurati nel lago (Figura 2.2.55).

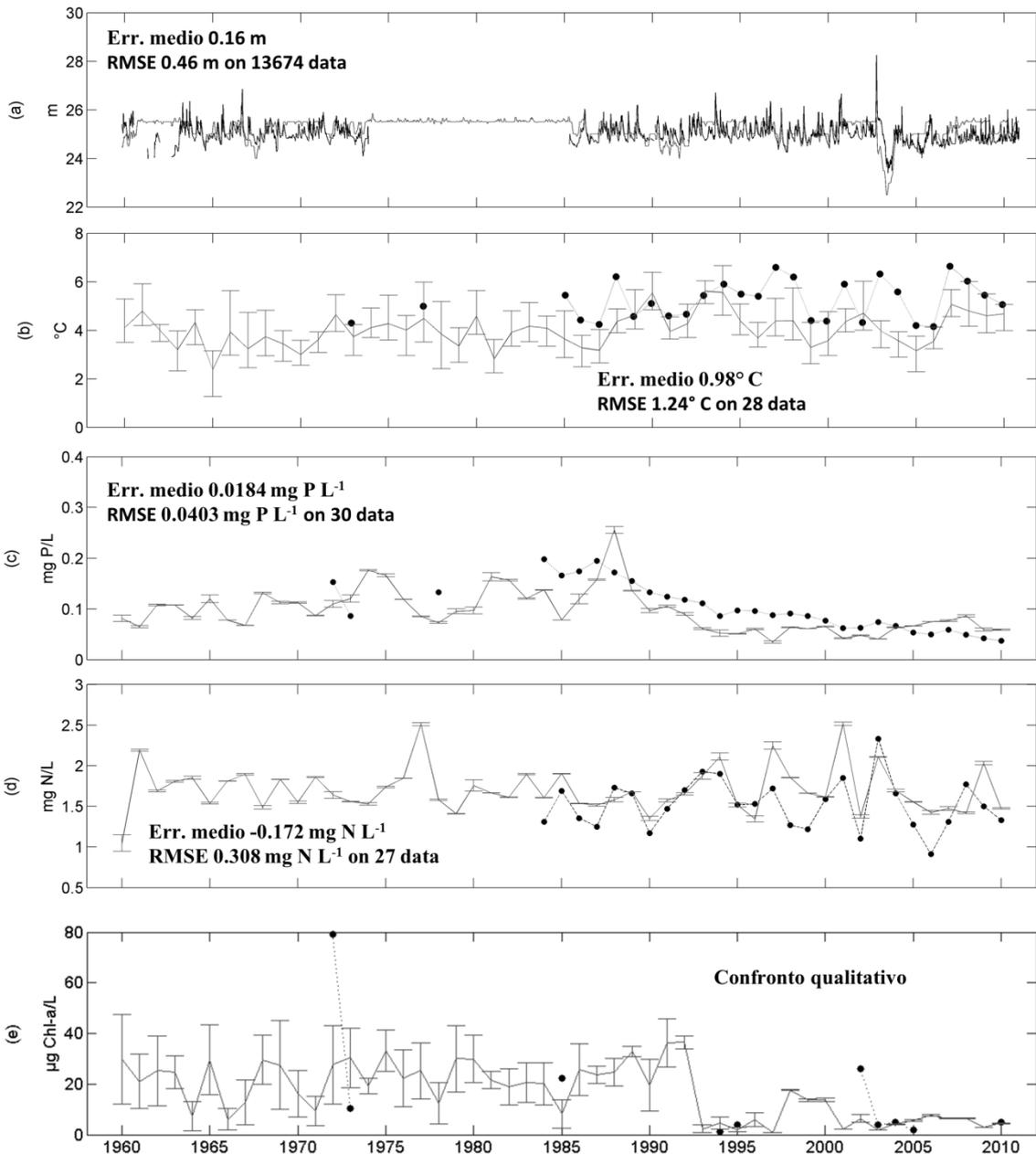


Figura 2.2.55. Valori giornalieri di dati storici misurati (in nero) e simulati (in grigio) per: livelli del lago (a), temperatura invernale (b), TP (c), TN (d) e clorofilla-a in primavera (e). Le barre di errore poste sui valori medi simulati rappresentano il minimo e il massimo mensile. (fonte: Carraro et al., accepted)

### Sviluppo degli scenari

Per quantificare gli effetti del riscaldamento globale e dell'inquinamento di fosforo sull'ecologia del Lago di Pusiano, sono stati differenziati i file di input (.inf e .met) separando i carichi naturali dai carichi reali e le temperature detrendizzate dalle temperature reali, ricombinandoli in modo da ottenere quattro diversi scenari nello stesso periodo (1960-2010). La Tabella 2.2.20 riassume le possibili combinazioni dei driver. Lo scenario attuale (CUR, CUrrent) rappresenta il mondo reale, utilizzato per la valutazione dell'aderenza del modello ai dati misurati, e comprende sia l'impatto antropico locale che quello globale. Lo scenario GPS (Global Pressure Scenario) mantiene l'impatto a scala globale

(aumento della temperatura) ma viene alimentato dai soli carichi di fosforo naturali. Al contrario lo scenario LPS (Local Pressure Scenario) è stato costruito con la serie di temperature detrendizzate mentre mantiene la pressione locale con i carichi di fosforo reali. Infine lo scenario UND (UNDisturbed) è stato implementato con i carichi naturali e con le temperature detrendizzate e quindi rappresenta una condizione naturale, indisturbata dall'impatto dell'uomo.

*Tabella 2.2.20. Rappresentazione degli scenari implementati con il modello dycd. CUR=CURrent,(attuale) GPS= Global Pressure Scenario (solo pressione globale); LPS= Local Pressure Scenario (solo pressione locale); UND=UNDisturbed Scenario (,pristine"). + pressione antropica; - assenza dell'uomo.*

Scenario sigla	Pressione Globale	Pressione Locale	Distanza dalla realità
CUR	+	+	0
GPS	+	-	1
LPS	-	+	1
UND	-	-	2

Sono stati analizzati gli scenari per tutte le variabili che descrivono lo stato ecologico di un lago. I descrittori dei cambiamenti a lungo termine più significativi sono risultati essere: il tasso di crescita annuo di *P. rubescens* ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1} \text{a}^{-1}$ ), le concentrazioni di azoto totale ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) e di fosforo totale ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) durante la circolazione invernale e la concentrazione di clorofilla totale in primavera ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ ) mostrati in Figura 2.2.56.

Come ci si aspettava, gli scenari caratterizzati da elevate pressioni locali (inquinamento di fosforo dal bacino) hanno prodotto effetti più marcati in relazione allo stato di qualità delle acque.

L'andamento delle concentrazioni di fosforo totale (TP) alla circolazione è rimasto costante per 50 anni negli scenari che non hanno l'impatto dell'inquinamento locale (GPS e UND), attorno ad un valore medio rispettivamente di  $0,0136 \text{ mg P L}^{-1}$  (SD  $\pm 25\%$ ) e  $0,0127 \text{ mg P L}^{-1}$  (SD  $\pm 23\%$ ), un valore simile a quello che risulta dalle indagini paleolimnologiche e dai metodi per la determinazione delle concentrazioni di riferimento. Non emerge nessun effetto evidente dovuto all'azione del riscaldamento globale. Gli scenari con impatto locale (CUR e LPS) riflettono invece chiaramente la pressione antropica nel bacino, cioè un aumento fino al 1988 (pendenza:  $0,0025 \text{ mg P L}^{-1}$  p-value:  $<0,001$ ) e il calo in seguito alla costruzione del depuratore (pendenza:  $-0,0015 \text{ mg P L}^{-1}$  p-value =  $0,005$ ). Anche in questo caso non emergono differenze dovute all'aumento delle temperature, ovvero il ciclo annuo di fosforo non risulta essere stato modificato dai cambiamenti della temperatura.

Sotto pressione locale (CUR e LPS) l'andamento delle concentrazioni primaverili di clorofilla totale (Chl-a) riflette l'evoluzione dello stato trofico del lago, legato alla quantità di fosforo disponibile alla crescita algale che è notevolmente diminuito nell'ultimo decennio. La produttività primaria totale primaverile subisce un brusco calo a metà degli anni '90, quando si passa da un livello elevato (valore medio in colonna:  $27,4 \text{ mg Chl-a L}^{-1}$  SD  $\pm 49\%$ ) ad un livello inferiore (valore medio in colonna:  $5,8 \text{ mg Chl-a L}^{-1}$  SD  $\pm 56\%$ ) non molto distante da un livello considerato naturale, risultato dalle simulazioni

degli scenari con bacino naturale (GPS e UND) che presentano una produttività bassa e costante nel tempo. L'effetto dei cambiamenti della temperatura si manifesta in una certa variabilità interannuale visibile soltanto nell'accoppiamento CUR-LPS, ovvero probabilmente dovuta alle interazioni tra inquinamento da fosforo e cambiamenti climatici.

Il tasso di crescita della specie infestante *P. rubescens* è mediamente più controllato negli scenari che non hanno l'impatto dell'inquinamento locale (GPS e UND), nonostante riesca a svilupparsi comunque in virtù della sua capacità di crescere anche in acque con basse concentrazioni di fosforo, ma non mostra tendenza all'aumento o fenomeni di fioritura massiccia. Negli scenari che simulano l'inquinamento dal bacino si nota un'inerzia iniziale a svilupparsi in quanto con le alte concentrazioni di fosforo iniziali l'altro gruppo algale risulta più competitivo, ma a partire dagli anni '90 inizia un brusco aumento che culmina negli ultimi dieci anni con tassi di crescita ben più alti („bloom”), una situazione evidentemente favorita da un primo periodo di forte squilibrio dovuto ad un elevato grado di trofia nel lago. Si nota infine con evidenza che la pressione dei cambiamenti globali ne ha accelerato la crescita sia nel caso di un bacino naturale sia nel caso di un bacino antropizzato.

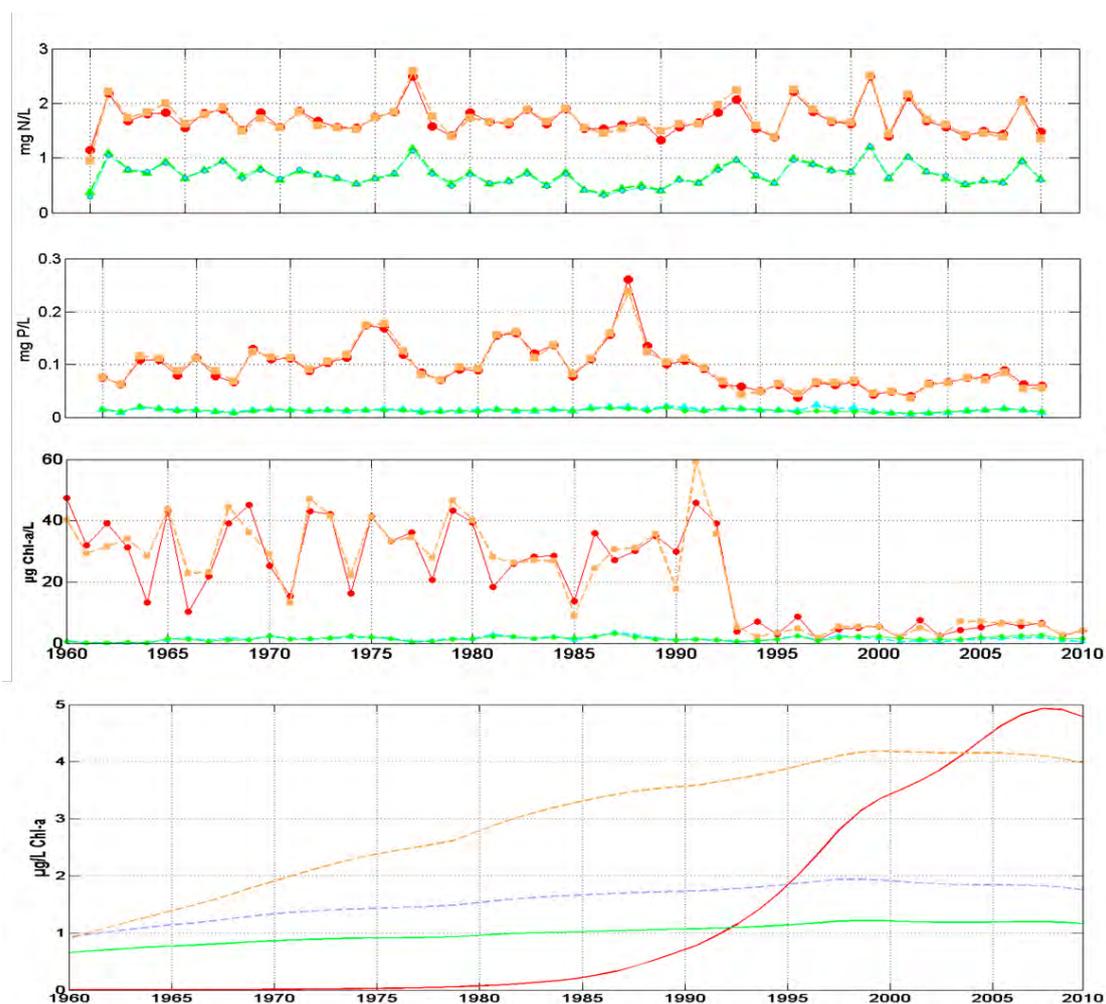


Figura 2.2.56. Confronto degli scenari simulati per (dall'alto verso il basso): tasso di crescita annuale di *P. rubescens*, azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) alla circolazione invernale e clorofilla totale primaverile. CUR=rosso; LPS=arancione; GPS=azzurro; UND=verde.

### 2.2.3.3 Simulazione di breve termine

Le attività sperimentali condotte dal CNR-IRSA sul Lago di Pusiano nel 2010 hanno consentito di implementare il modello tridimensionale ELCOM-CAEDYM per simulare e studiare i fattori che regolano la distribuzione spaziale di *P. rubescens*, in relazione ai principali processi idrodinamici e i meccanismi di competizione con le altre specie algali quando nel lago scarseggiano i nutrienti, in coincidenza con la massima fioritura. Lo studio è stato pubblicato su una rivista internazionale (Carraro et al., 2012). Gli obiettivi specifici si proponevano di:

1. utilizzare un modello tridimensionale per simulazioni ad alta frequenza (per un arco temporale ridotto) in grado di riprodurre le variabili idrochimiche e biologiche misurate mensilmente in tutte le stazioni del Lago di Pusiano;
2. dedurre il comportamento dello sviluppo nel metalimnio di *P. rubescens* e della successiva invasione su tutta la colonna d'acqua;
3. studiare i fattori che limitano la crescita algale (luce, nutrienti, temperatura) e l'influenza dell'idrodinamica nello sviluppo delle fioriture.

Il modello ELCOM-CAEDYM (denominato d'ora in poi *elcd*) è stato utilizzato per simulare ogni minuto l'evoluzione stagionale della temperatura, dell'ossigeno, delle principali variabili biogeochimiche e del popolamento algale dal 23 febbraio 2010 al 12 gennaio 2011. Gli output (orari) delle simulazioni sono stati confrontati con le misure prese durante la campagna sperimentale.

#### Preparazione degli input

In questo studio è stato possibile fornire le portate in entrata al lago direttamente da misure sub-orarie di portata per i tre principali affluenti mentre i deflussi sono stati stimati per differenza risolvendo l'equazione del bilancio idrologico nell'anno 2010. Grazie al sistema di misurazioni in continuo e all'uso di un autocampionatore per prelievi automatizzati e ad alta frequenza sviluppato nel 2010-2011 da CNR-IRSA sul bacino in corrispondenza dei principali corsi d'acqua, è stato possibile utilizzare, per gli input delle variabili di qualità richieste, un modello di statistica multivariata basato su portata, conducibilità e torbidità misurate ogni 15 minuti e correlate con le rispettive determinazioni di azoto e fosforo. Gli input delle forme di carbonio e silice sono stati derivati invece dai dati storici e da medie mensili. I dati meteorologici sono stati forniti a frequenza oraria dalla stazione meteorologica di CNR-IRSA posta sul lago, in località La Geretta.

Il modello tridimensionale *elcd* segue lo stesso schema di preparazione degli input e gestione dei file descritto per il modello unidimensionale *dycd*, ad eccezione del file utilizzato per la batimetria, la localizzazione degli inflow e degli outflow, la risoluzione delle equazioni idrodinamiche in 3D e la richiesta di un file meteo più dettagliato (vengono richiesti anche i dati di direzione del vento). Le condizioni iniziali del lago sono state fornite mediante i profili idrochimici e biologici misurati il 23 febbraio 2010 su tutte le stazioni per una simulazione di 322 giorni (fino al 12 gennaio 2011) con un passo temporale 1 minuto per ogni variabile fisica ed ecologica in tutte le celle. La dimensione della griglia impostata (100 x 100 x 1 m) è un buon compromesso, considerando la risoluzione spaziale

stabilita nella griglia di misure sul lago, il gradienti termico stagionale, il tempo di calcolo (che dipende dalla CPU) e i problemi di diffusione numerica.

#### Individuazione delle specie algali

Dai dati di conteggio delle cellule algali è emersa una prevalenza netta del gruppo tassonomico dei Cyanobacteria (cianobatteri) che per il 2010 ha rappresentato il 64% del biovolume annuale totale, sulla base di 13 campionamenti. Il fenomeno è da imputare quasi esclusivamente alla sola specie *P. rubescens* che riesce a fiorire massivamente da ottobre a gennaio come unica specie dominante nel lago; l'unica eccezione per l'anno 2010 si è verificata in occasione di un'unica fioritura isolata di un'altra specie cianobatterica potenzialmente tossica (*Aphanizomenon flos-aquae*) nel mese di maggio. Nei mesi in cui *P. rubescens* è quiescente i gruppi algali più rappresentati sono costituiti dalle Cryptophyceae (15% del biovolume totale annuo), dalle Dinophyceae (7%) e dalle Bacillariophyceae (3%). La biomassa fitoplanctonica è risultata prevalente nell'epilimnio in autunno e nel metalimnio durante la stratificazione estiva. In tutto sono state identificate 109 specie diverse, con una maggiore biodiversità nella stagione estiva, come già osservato in Legnani et al. (2005). Tuttavia il biovolume totale è costituito per la maggior parte dell'anno dalla somma di cinque specie che rappresentano l'intero ciclo stagionale del lago (Figura 2.2.58): *Aphanizomenon flos-aquae* (Aph-flos), *Asterionella formosa* (Ast-f), *Cryptomonas erosa* (Cry-er), *Cryptomonas rostriformis* (Cry -rostr), *Cryptomonas sp.* (Cry-sp) e *P. rubescens* (P-rub). Tra queste, P-rub ha superato da sola il 90% del biovolume totale in autunno e in inverno (Figura 2.2.57 a), dominando la nicchia metalimnetica (profondità > 8 m) già alla fine dell'estate.

La relazione statistica che meglio lega il biovolume totale direttamente alle misure di clorofilla-a totale istantaneamente misurate con la sonda FluoroProbe è risultata essere una regressione di tipo log-log, cioè con trasformazione su scala logaritmica (Figura 2.2.57b), applicata anche alle risposte spettrali dei gruppi tassonomici principali e del fingerprint impostato per *P. rubescens* (si veda il capitolo 2.2.1.4) rilevati dalla sonda ed espressi in termini di clorofilla-a associata.

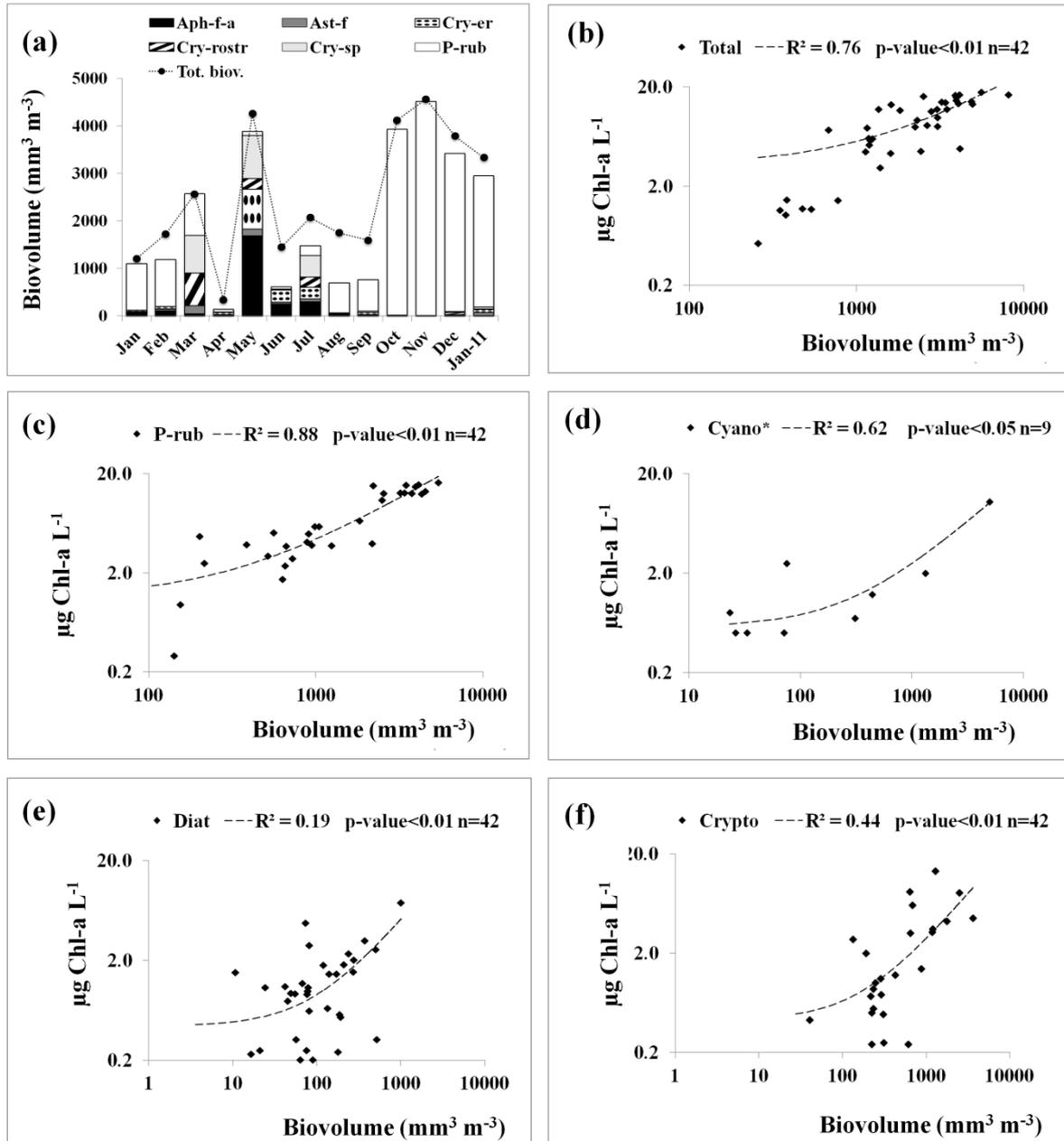


Figura 2.2.57. *a* Specie dominanti del popolamento fitoplanctonico in termini di biovolume medio (mm<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) sulla colonna d'acqua identificati mensilmente con il conteggio algale. Il biovolume totale è riportato dai cerchi pieni (in nero) per ogni data di campionamento. Regressioni logaritmiche tra biovolume (mm<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) e relativa concentrazione di clorofilla (µg Chl-a L<sup>-1</sup>) misurata con la sonda FluoroProbe per ogni profondità e data di campionamento per: *b* totale; *c* P-rub; *d* Cianobacteria; *e* Diatomee; *f* Cryptophyta. Fonte: Carraro et al., 2012.

#### Parametrizzazione del modello elcd

Una prima calibrazione del modello tridimensionale *elcd* è stata ottenuta utilizzando i parametri per le variabili idrochimiche già validati nel precedente studio con il modello unidimensionale *dycd* (Copetti et al., 2006) e alcune informazioni disponibili dalla letteratura.

Il modello CAEDYM è in grado di simulare fino a sette gruppi che possono essere parametrizzati in base alle specifiche assegnate per specie, genere, classi o gruppi. In questo studio sono stati caratterizzati tre gruppi di fitoplancton (Crypto, Diat e P-rub) sulla base della fisiologia e del comportamento delle rispettive specie chiave che ne fanno parte (*Cryptomonas sp.*, *Asterionella formosa* e *Planktothrix rubescens*) e che hanno avuto un ruolo determinante nell'evoluzione stagionale dei cicli biogeochimici e della qualità ecologica per il lago. Tale scelta ha rappresentato inoltre un buon compromesso tra i tempi di computazione, lo sforzo di calibrazione e l'aderenza del modello ai dati reali misurati nel 2010.

I parametri per la crescita (tasso giornaliero, luce, temperatura e nutrienti), per la migrazione verticale e la mortalità sono stati ottenuti sia grazie alle misure disponibili in letteratura (Tabella 2.2.21) sia a ripetute prove di calibrazione del modello. Per la limitazione da carbonio, azoto e silice (quest'ultimo impostato solo per le Diatomee) è stata utilizzata la generale relazione di Michaelis-Menten mentre per il fosforo, che rappresenta il nutriente limitante la crescita algale in questo lago, è stata scelta l'opzione di stoccaggio intracellulare (per una spiegazione dettagliata si veda il manuale on line di CAEDYM). La funzione di limitazione del fosforo è stata analizzata matematicamente e calibrata per rendere *P-rub* più competitiva rispetto alle altre specie, in condizioni di scarse concentrazioni di fosforo ortofosfato.

Tabella 2.2.21. Elenco dei parametri selezionati per la differenziazione dei gruppi algali nel modello elcd.

Parametri del fitoplancton	Simboli	Unità	Valore assegnato		
			Diat	Crypto	P-rub
Potenziale di crescita massima del fitoplancton	Pmax	day <sup>-1</sup>	1	1	0.14
Rapporto medio tra C e clorofilla a	Ycc	mg C mg Chl-a <sup>-1</sup>	40	40	90
Costante di saturazione luminosa media per la limitazione algale	IK	μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	60		
Saturazione luminosa per produzione massima	Ist	μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>		80	10
Costante di saturazione media per l'assorbimento di fosforo	KP	mg L <sup>-1</sup>	0,03	0,03	0,002
Costante di saturazione media per l'assorbimento di silicati	Ksi	mg L <sup>-1</sup>	0,24		
Concentrazione interna massima di fosforo	IPmax	mg P mg Chl-a <sup>-1</sup>	0,085	0,085	0,1
Concentrazione interna minima di fosforo	IPmin	mg P mg Chl-a <sup>-1</sup>	0,02	0,02	0,0003
Ratio massimo di assorbimento di fosforo	UPmax	mg P mg Chl-a <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup>	0,11	0,04	0,1
Temperatura di crescita standard	Tsta	°C	8	15	10
Temperatura ottima per fitoplancton	Topt	°C	12	18	13
Temperatura massima per fitoplancton	Tmax	°C	33	25	20
Funzione "moltiplicazione di temperatura" per fitoplancton	vT	-	1,01	1,08	1,06
Velocità di deposizione	ws	m d <sup>-1</sup>	-0,086	-0,035	0,004

<sup>a</sup> Bright & Walsby (2000), <sup>b</sup> Bruce et al. (2006), <sup>c</sup> Rigosi et al. (2011), <sup>d</sup> Rinke et al. (2010), <sup>e</sup> Copetti et al. (2010), (Walsby et al. 2006).

\* I valori negativi indicano una migrazione verso il basso, mentre il valore positivo per *P-rub* indica una capacità di migrazione verso l'alto che simula la capacità di questa specie di regolare la propria posizione in funzione della luce e della disponibilità di fosforo per mezzo dei gas-vacuoli

Il coefficiente per il rilascio di fosforo dei sedimenti è stato impostato secondo le misure storiche in archivio presso CNR-IRSA, mentre i coefficienti per il rilascio di azoto e silice sono stati calibrati. Lo zooplancton è stato implementato in base al conteggio effettuato nel lago come un generale gruppo erbivoro che predilige il gruppo Crypto (preferenza al 60%) e il gruppo Diat (preferenza al 40%), mentre la specie *P. rub* è stata considerata ineditabile da parte dello zooplankton.

#### Valutazione dei risultati modellistici

Il confronto tra i risultati sperimentali e quelli prodotti dal modello elcd è stato valutato utilizzando appositi indici statistici (Errore medio MB, Radice dell'errore quadratico medio RMSE, Indice di Nash–Sutcliffe ENS) su tre livelli spazio-temporali (Carraro et al., 2012):

- analisi dell'evoluzione temporale nella stazione di massima profondità (ST6), in funzione della profondità;
- analisi dell'evoluzione spaziale in tutte le stazioni monitorate, in funzione della posizione rispetto al Fiume Lambro;
- analisi generale mediante il confronto dei dati simulati in tutte le stazioni, profondità e date di campionamento per ogni variabile.

Di seguito si riporta in forma grafica (dati osservati sovrapposti ai dati simulati) e con l'ausilio degli indici statistici (MB e RMSE) il confronto al primo livello per le seguenti variabili:

- Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )
- Ossigeno disciolto ( $\text{mg DO L}^{-1}$ )
- Silice ( $\text{mg Si-SiO}_4 \text{ L}^{-1}$ )
- Fosforo ortofosfato ( $\text{mg P-PO}_4 \text{ L}^{-1}$ )
- Azoto ammoniacale ( $\text{mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ )
- Azoto nitrico ( $\text{mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ )
- Diatomee ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ )
- Cryptophyta ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ )
- *P. rubescens* ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ )

Il confronto relativo alla temperatura mostra una buona aderenza dei risultati modellistici ai dati misurati durante l'intero corso dell'anno: l'errore associato (RMSE) aumenta significativamente solo durante la stratificazione estiva quando le temperature simulate dal modello sul fondo risultano leggermente inferiori rispetto a quelle misurate sperimentalmente. Ciò è probabilmente dovuto a una leggera sottostima degli scambi termici tra la superficie e il fondo durante il periodo di massima stratificazione delle acque (si veda anche Copetti et al., 2006). Anche l'evoluzione dell'ossigeno disciolto è risultata in linea con i dati sperimentali. Il modello in particolare è risultato in grado di riprodurre perfettamente l'evoluzione della zona anossica in profondità. Gli errori associati alla simulazione aumentano solo in maggio nel comparto superficiale in corrispondenza del picco di ossigeno misurato durante la fioritura isolata del cianobatterio *Aphanizomenon flos-aquae* (specie non considerata nel modello). Il rilascio dai sedimenti lacustri delle specie  $\text{Si-SiO}_2$ ,  $\text{N-NH}_4$  e  $\text{P-PO}_4$  sono

stati simulati perfettamente durante l'estate così come la riduzione della specie  $N-NO_3$  per il metabolismo anaerobico batterico, durante l'anossia sul fondo. Alcuni problemi possono essere notati, invece, negli strati più superficiali. In particolare le concentrazioni di  $Si-SiO_2$  risultano sottostimate durante la primavera e sovrastimate durante l'estate, probabilmente a causa di un approccio troppo semplificato nella stima dei carichi di silice dal bacino; le concentrazioni  $N-NO_3$  è risultata generalmente sovrastimata a partire dalla primavera, in parte per una sovrastima dei carichi esterni e in parte per una sottostima dei processi di assorbimento biologico nella colonna d'acqua del lago; le concentrazioni di  $P-PO_4$  risultano generalmente in linea con quelle misurate nel lago eccetto durante la circolazione invernale del 2011 (gennaio 2011) quando le concentrazioni simulate risultano più alte di quelle misurate, probabilmente a causa di un eccessivo rilascio dei sedimenti nel modello. Infine la simulazione delle concentrazioni di  $N-NH_4$  è risultata la più performante. In definitiva i risultati delle simulazioni relative ai nutrienti risultano soddisfacenti, con errori tra simulato e osservato dello stesso ordine di grandezza di analoghe applicazioni modellistiche (Carraro et al., 2012). La bontà delle simulazioni delle variabili fisiche e chimiche si riflette nelle simulazioni relative al popolamento fitoplanctonico. Tutti i gruppi algali simulati, infatti, seguono, infatti, le dinamiche stagionali misurate sul campo, anche la posizione lungo la colonna d'acqua risulta ben rappresentata dal modello. L'errore associato all'evoluzione di P-rub è risultato relativamente più alto a causa dei picchi di concentrazione che si sviluppano nel metalimnio in estate e che il modello sovrastima abbondantemente, mentre è probabile che nella realtà vi siano fattori di controllo non contemplati dal modello (Figura 2.2.58).

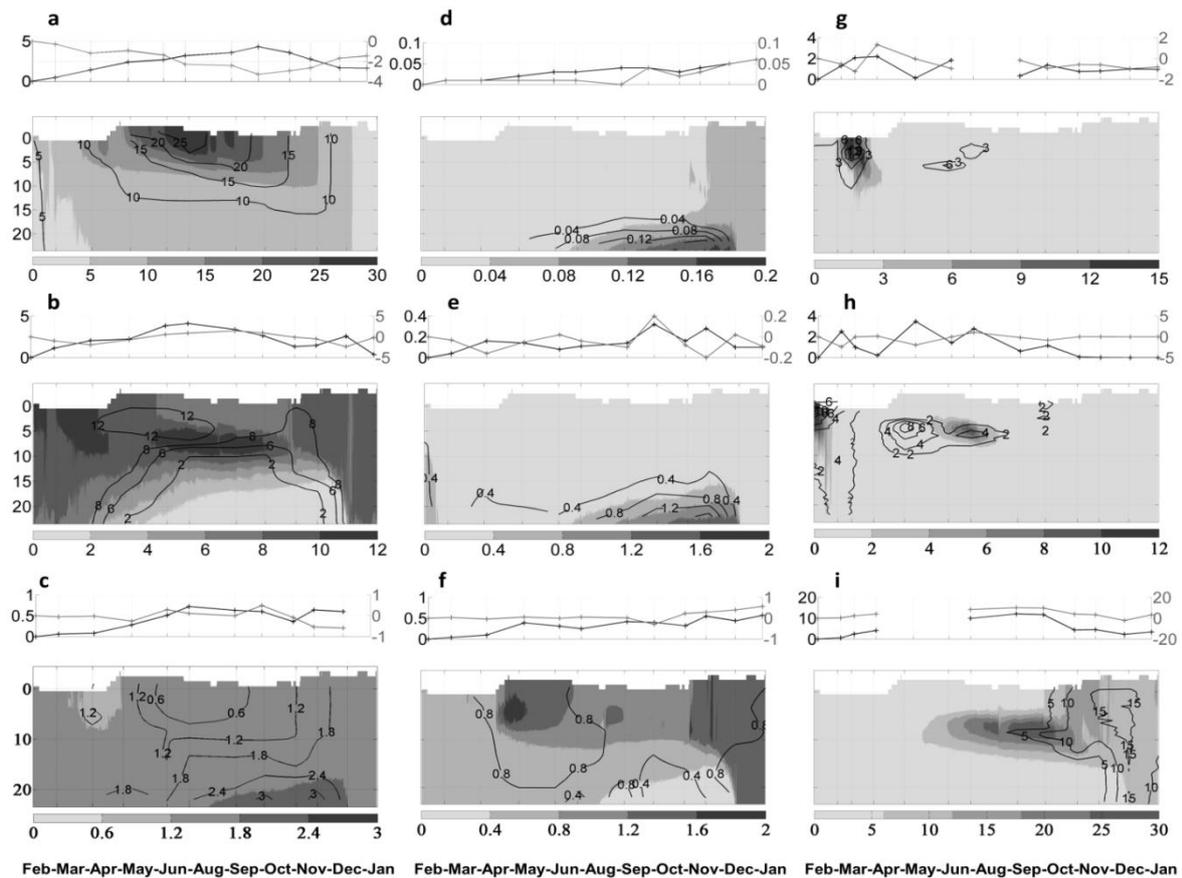


Figura 2.2.58. Confronto dei dati simulati ogni ora (in scala di grigio) e dei dati misurati mensilmente (linea nera) nel tempo (asse X) e lungo la profondità massima (ST6) del lago (asse Y) per: **a** temperatura °C **b** mg DO L<sup>-1</sup> **c** mg Si-SiO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, **d** mg P-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, **e** N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, **f** mg N-NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, **g** „Diat“, µg Chl-a L<sup>-1</sup> **h** „Crypto“ µg Chl-a L<sup>-1</sup> e **i** „P-rub“ µg Chl-a L<sup>-1</sup>. Sopra ad ogni plot si riportano gli indici statistici RMSE (nero) e MB (grigio) per la bontà del modello. (Fonte: Carraro et al., 2012)

### Simulazione del comportamento di *P. rubescens* nel Lago di Pusiano

La crescita algale, che comprende la produzione lorda, la mortalità, i cambiamenti in colonna a causa dell'idrodinamica lacustre, la sedimentazione per gravità e la migrazione verso l'alto, è stata esaminata per mezzo di variabili specifiche che si trovano nei file di output del modello. La fisiologia di ogni gruppo simulato è stata analizzata alla profondità di 5 metri e rappresentata graficamente attraverso i poligoni di funzione nei cui vertici sono riportate le singole funzioni di limitazione della crescita e la mortalità (dovute alle perdite metaboliche R e al pascolo da parte dello zooplancton Gr). La produzione è massima quando tutti i valori delle funzioni sono vicini a 1 e quindi l'area di produzione è prossima all'area dell'eptagono (Figura 2.2.59).

$f(p,n,si) \rightarrow$  nutrienti;  
 $f(t,l) \rightarrow$  temperatura & luce;  
 Gr  $\rightarrow$  pascolo;  
 R  $\rightarrow$  perdite metaboliche

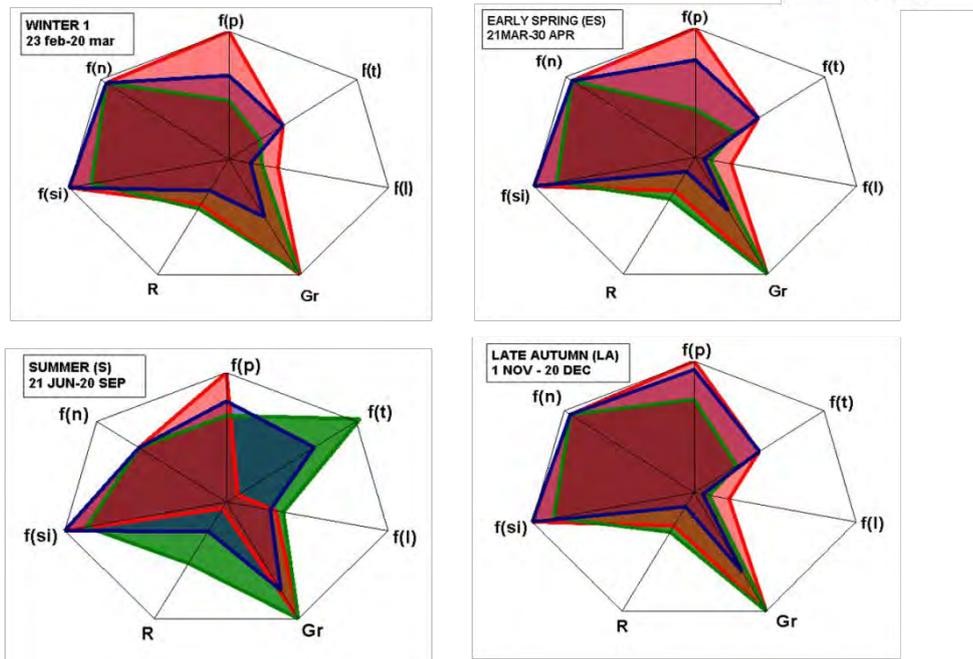


Figura 2.2.59. Studio delle funzioni di limitazione (poligoni di limitazione) per la crescita dei tre gruppi algali simulati dal modello, durante quattro particolari momenti del loro ciclo stagionale alla profondità di 5 metri.

Nei primi mesi (in inverno e all'inizio della primavera) e negli ultimi mesi (tardo autunno e inizio dell'inverno) dell'anno la specie *P. rubescens* risulta decisamente favorita rispetto ai gruppi delle Diatomee e delle Criptofite perché riesce a crescere in condizioni di temperatura normalmente rigide per le alghe più evolute, sfruttando al massimo un tasso metabolico più basso, la poca luce disponibile e la capacità di assimilare fosforo anche in condizioni di forte limitazione. Ciò non avviene per esempio nella stagione estiva quando la competizione aumenta grazie a temperature favorevoli e luce abbondante, fino al momento in cui si esaurisce la disponibilità di fosforo per la comunità algale. Le caratteristiche fisiologiche e i meccanismi adattativi specifici di *P. rubescens* inclusi nel modello, come ad esempio un metabolismo molto basso, intolleranza a livelli di irraggiamento alti, capacità di regolare la propria posizione, le conferiscono una particolare sensibilità ad eventi turbolenti che si verificano sia durante la circolazione invernale sia durante la stratificazione estiva, quando l'intensità del vento è elevata o durante le piene del Fiume Lambro in periodi di forti piogge. Tali eventi sono stati in grado di causare temporanee diminuzioni della durata di 2-3 giorni lungo la colonna d'acqua anche durante il periodo di massima fioritura autunnale, consentendo all'ecosistema lacustre di trarne un temporaneo se pur breve beneficio (Figura 2.2.60).

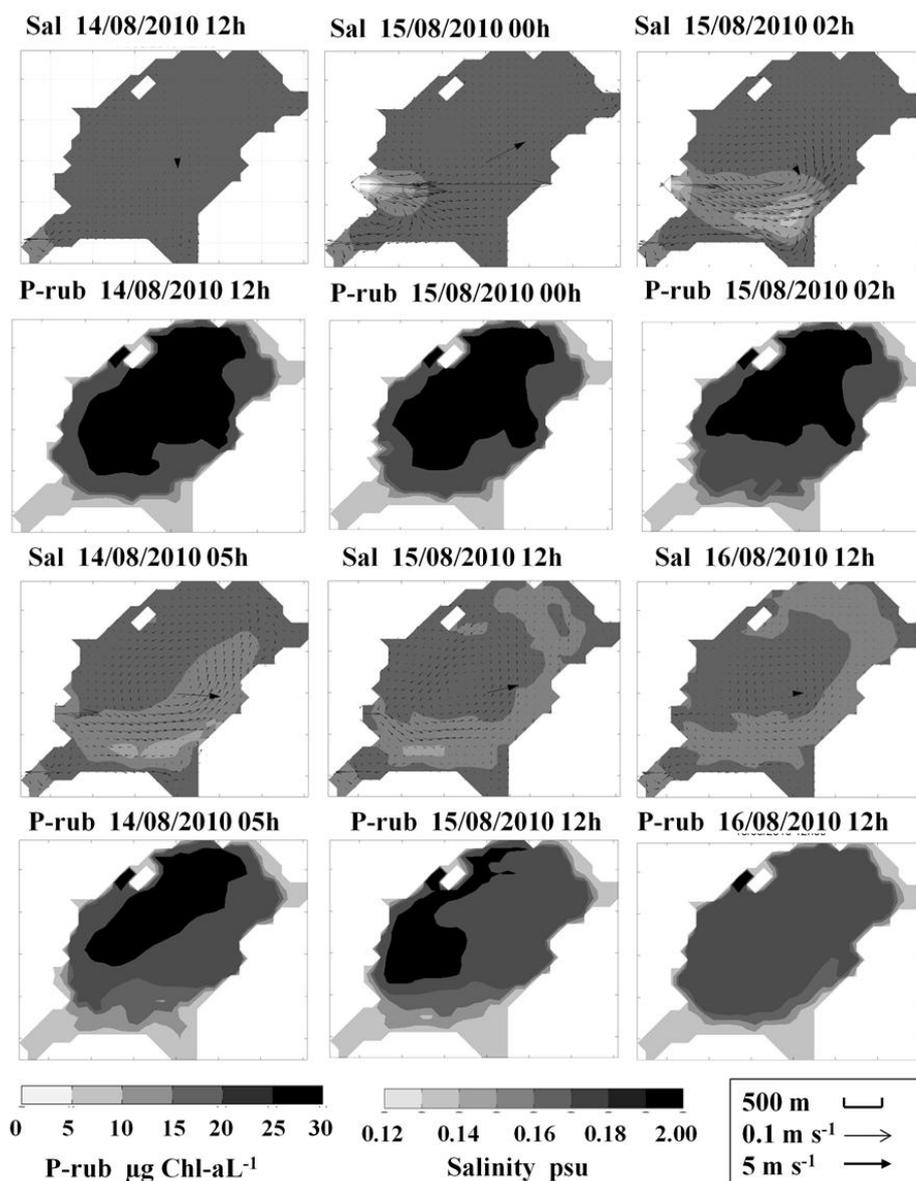


Figura 2.2.60. Rappresentazione grafica in sezione trasversale di una simulazione durante il periodo di formazione della fioritura nel metalimnio (profondità 8 m) prima, durante e dopo un evento alluvionale. I valori medi di salinità (Sal) sono stati utilizzati per tracciare l'entrata del Fiume Lambro e analizzati contemporaneamente ai valori massimi in colonna di P-rub ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ ). Le frecce sottili indicano la velocità e la direzione delle correnti nel lago e la freccia spessa posta al centro del lago indica l'intensità e la direzione del vento. (Fonte: Carraro et al., 2012).

#### 2.2.4 Determinazione delle condizioni di riferimento del Lago di Pusiano

La conoscenza delle condizioni originarie o "pristine" di un corpo lacustre è molto importante in relazione alle misure di recupero, contenimento dell'inquinamento (carichi ammissibili) e miglioramento della qualità. Conoscere le condizioni "pristine" dei laghi consente infatti di evitare di porre obiettivi di qualità migliori rispetto alle condizioni naturali, destinati a rivelarsi irraggiungibili. Un lago può infatti presentare caratteri di elevata trofia anche per cause naturali, determinate sia dalla

conformazione della cuvetta lacustre sia dalle caratteristiche morfometriche e geochimiche del bacino di drenaggio.

Negli ultimi decenni, diversi modelli matematici sono stati sviluppati per comprendere le risposte degli ecosistemi alle singole pressioni ambientali e per migliorare il rapporto costo-benefici delle proposte gestionali (Blenckner, 2008). Qualsiasi programma gestionale e di ricerca scientifica deve avere come obiettivo principale la definizione delle condizioni di riferimento, alle quali è stato attribuito un peso importante dalla Direttiva Europea 2000/60/CE (Water Framework Directive, WFD). Le condizioni di riferimento rappresentano uno stato corrispondente a pressioni molto basse e con modificazioni molto lievi degli elementi di qualità biologica, idro-morfologica e chimico-fisica. Esse sono tipo-specifiche e non coincidono necessariamente con le condizioni originarie indisturbate; infatti, la presenza di pressioni antropiche è ammessa purché non siano rilevabili alterazioni a carico degli elementi di qualità o queste risultino molto lievi. Forniscono la base per determinare i cambiamenti indotti dall'uomo sull'ambiente circostante, e quindi permettono di trarre delle conclusioni riguardo il grado di attuale o futuro impatto umano.

Negli ambienti lacustri italiani una delle principali pressioni è rappresentata dagli inquinanti di diversa natura che si riversano nei bacini idrografici, tra cui rivestono un ruolo di primaria importanza le sostanze nutrienti ed in particolare il fosforo che, nel caso del Lago di Pusiano come nella maggior parte dei laghi nazionali, è il nutriente limitante la produzione algale (Chiaudani e Vighi, 1974; Tartari et al., 2004).

Le informazioni ritenute indispensabili per condurre uno studio delle condizioni di riferimento di un corpo lacustre sono:

- la stima del carico di inquinanti;
- la stima dei prelievi di acqua, che possono influenzare il corpo recettore;
- la valutazione del carico naturale ed attuale di fosforo;
- l'identificazione delle pressioni alle comunità biologiche (fitoplancton, macrobenthos, fauna ittica, ecc.).

La conoscenza delle condizioni originarie di un corpo lacustre è molto importante in relazione alle misure di recupero, contenimento dell'inquinamento (carichi ammissibili) e miglioramento della qualità. Conoscere le condizioni "pristine" dei laghi consente infatti di evitare di porre obiettivi di qualità migliori rispetto alle condizioni naturali, destinati a rivelarsi irraggiungibili. Un lago può infatti presentare caratteri di elevata trofia anche per cause naturali, determinate sia dalla conformazione della cuvetta lacustre sia dalle caratteristiche morfometriche e geochimiche del bacino di drenaggio. Per definire le condizioni di riferimento sono stati delineati diversi approcci metodologici proposti dal progetto REBECCA (2005).

La WFD cita la **paleolimnologia** come uno dei metodi che permette di definire le condizioni di riferimento dei laghi e valutarne la qualità delle acque e lo stato ecologico sulla base delle condizioni limnologiche (Kauppila, Moisis & Salonen 2002). Questa disciplina permette di definire lo stato ecologico dei laghi valutandone le condizioni limnologiche; in particolare, attraverso l'analisi di fossili di

Diatomee, è possibile ricostruire le variazioni del carico di nutrienti nel tempo, soprattutto il carico di fosforo interno al lago. In letteratura è nota la difficoltà nell'individuare corpi idrici minimamente impattati come siti di riferimento, perciò l'approccio paleolimnologico è stato largamente utilizzato a questo scopo (Pollard & Huxham 1998; European Union 2000). Le Diatomee (Bacillariophyceae) sono organismi unicellulari, alghe silicee, e rappresentano uno dei gruppi biologici più usati negli studi di paleolimnologia (Stoermer & Smol 1999; Battarbee et al. 2001). Essendo molto sensibili ai cambiamenti della qualità delle acque sono considerate buoni indicatori delle condizioni chimico-fisiche passate dei laghi, come il pH (Battarbee et al. 1999) e la concentrazione del fosforo totale (Hall & Smol 1999). Inoltre indicano la risposta ecologica all'impatto antropico, in particolare per quanto riguarda lo stato di arricchimento in nutrienti dei laghi, processo noto in letteratura come eutrofizzazione (Bennion et al. 2004). Perciò possono essere utilizzate sia dal punto di vista chimico sia ecologico per definire le condizioni di riferimento dei laghi e valutarne la qualità delle acque (Kauppila, Moisiö & Salonen 2002).

Le indagini paleolimnologiche condotte parallelamente a questa tesi nell'ambito del progetto PIRoGA, hanno riguardato lo studio dei sedimenti del Lago di Pusiano. I risultati paleolimnologici hanno permesso la ricostruzione dell'evoluzione trofica del lago stesso e, più in generale, l'individuazione delle condizioni dell'ecosistema lacustre in un periodo in cui la pressione antropica era sicuramente più bassa, contribuendo così alla definizione degli obiettivi di qualità per una corretta gestione di questo ecosistema. Lo stato ecologico originario del lago è stato valutato attraverso l'analisi di una carota di sedimenti sufficientemente lunga per consentire di stabilire il livello trofico e individuare la tipologia di popolamento algale di riferimento relativo all'epoca preindustriale, quando il lago si trovava in condizioni prossime alla naturalità (circa 200 anni fa). L'evoluzione della composizione del popolamento algale è stata valutata sia attraverso l'analisi al microscopio dei frustoli di diatomee sia tramite l'analisi con HPLC dei carotenoidi algali in una carota di sedimento. Lo studio paleolimnologico è stato integrato anche con una descrizione della struttura litologica delle carote prelevate e alcune analisi geochimiche quali contenuto in acqua, sostanza organica e carbonati; analisi di carbonio organico, azoto e zolfo con analizzatore elementare (Fisons 1500). Si è provveduto ad effettuare la datazione di una carota mediante metodi radiometrici con  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{137}\text{Cs}$  per definire la cronologia relativa agli ultimi 200 anni. Con un carotatore a gravità sono state prelevate complessivamente 6 carote in 2 punti di campionamento nella zona profonda del lago; il primo in prossimità dell'immissario proveniente dal Fiume Lambrone, il secondo di fronte al Comune di Pusiano. In particolare l'analisi dell'andamento delle comunità di diatomee lungo la carota ha permesso di riconoscere quattro distinti periodi: negli strati più profondi, dalla base della carota fino a 40 cm (1875 ca.), la comunità è caratterizzata da specie tipiche di acque oligotrofe e specie perifitiche, tipiche di ambienti paludosi, poco profondi, caratterizzati dalla presenza di macrofite. Tra 40 e 16 cm (1875 – 1968) scompaiono completamente le specie perifitiche, e si osserva una maggior diversificazione della comunità, con un aumento di specie tipiche di acque mesotrofe ed eutrofe, che presentano le massime abbondanze in successione. Negli strati più superficiali della carota si osserva infine un progressivo ritorno verso una comunità algale caratteristica di ambienti mesotrofici, condizione in cui si trova attualmente il Lago di Pusiano. Un altro metodo paleolimnologico per definire le concentrazioni di fosforo pristino del lago

sono state condotte attraverso misurazioni spettrofotometriche di pigmenti presenti nei sedimenti, quali i carotenoidi, ottenendo una concentrazione di fosforo pari a  $10 \mu\text{gP L}^{-1}$  (Gulizzoni et al., 2011), confermando gli studi paleolimnologici sui fossili di Diatomee dei sedimenti del Lago di Pusiano condotte durante il Progetto PIRoGA (Lami et al., 2011).

Oltre alla paleolimnologia, un semplice metodo per stimare la presunta concentrazione di fosforo naturale di un lago è costituito dall'**indice Morfoedafico** (MEI) proposto nel 1985 da Vighi e Chiaudani. È basato sull'utilizzo di fattori morfometrici ed edafici, che dipendono dalle caratteristiche naturali del bacino di drenaggio e sembrano non essere influenzati dall'attività antropica: l'indice MEI si calcola considerando il rapporto tra l'alcalinità totale attuale (TAlk, meq l<sup>-1</sup>) o la conducibilità attuale (Cond, in  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 20° C) di un lago e la profondità media del lago stesso (z, in metri).

Le relazioni individuate da Vighi e Chiaudani (1985) per l'indice MEI sono espresse dalle seguenti equazioni ( $P < 0,001$ ):

$$\text{Log}_{10} [P] = 1,48 + 0,33 (\pm 0,09) \text{Log}_{10} (\text{TAlk}/z) \quad r = 0,83$$

$$\text{Log}_{10} [P] = 0,75 + 0,27 (\pm 0,11) \text{Log}_{10} (\text{Cond}/z) \quad r = 0,71$$

dove P è la concentrazione media di fosforo totale nel lago ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Poiché l'alcalinità e la conducibilità sono correlate da una relazione lineare ( $P < 0,001$ ) (Vighi e Chiaudani, 1985), le due variabili possono essere più o meno intercambiabili per il calcolo del MEI. Questo è stato confermato nello studio di Malara (2009) dall'applicazione dell'indice MEI ad un campione di (71) laghi LIMNO (oligotrofi) (Figura 2.2.61 a), in cui si può notare una buona relazione tra  $\text{MEI}_{\text{alk}}$  e  $\text{MEI}_{\text{cond}}$ , come mostrato in Figura 2.2.61 b, dove sono riportati i valori di entrambi gli indici: l'indice MEI calcolato in base all'alcalinità risulta tuttavia maggiore rispetto all'indice MEI calcolato rispetto alla conducibilità. Si può infatti vedere come le concentrazioni di TP calcolate rispetto all'indice  $\text{MEI}_{\text{alk}}$  presentino valori più alti rispetto a quelli ottenuti calcolando le concentrazioni rispetto al  $\text{MEI}_{\text{cond}}$ . Per il Lago di Pusiano, considerando i dati sperimentali dal 1985 al 2011, la concentrazione media di TP calcolata in base all'indice  $\text{MEI}_{\text{alk}}$  è risultata di  $17,9 \pm 0,6 \mu\text{gP L}^{-1}$ , mentre è  $12,9 \pm 0,2 \mu\text{gP L}^{-1}$  in base all'indice  $\text{MEI}_{\text{cond}}$  (Figura 2.2.61 a).

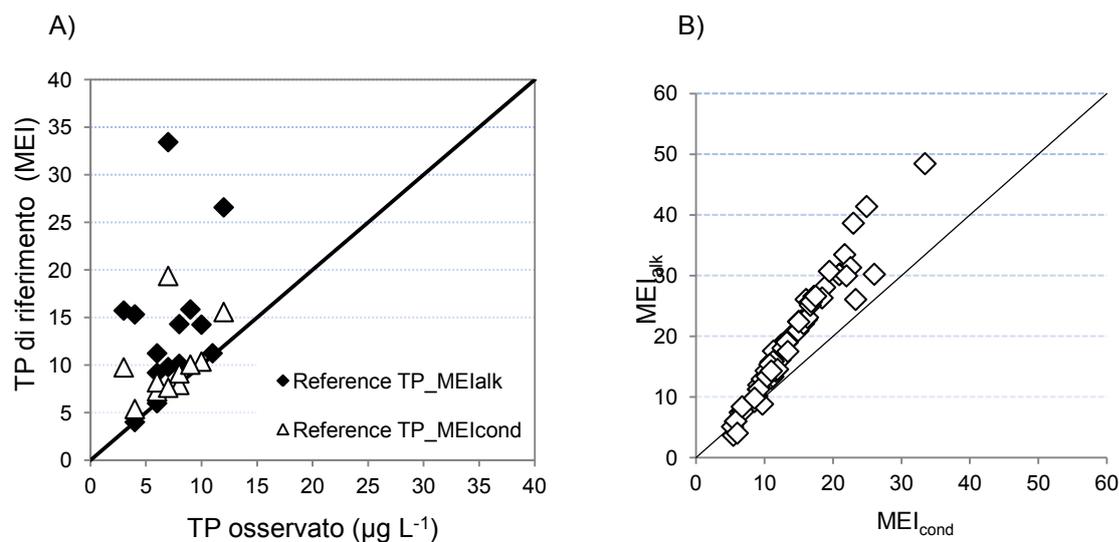


Figura 2.2.61. A) Confronto tra le concentrazioni di TP osservate in un campione di 71 laghi oligotrofi (LIMNO) rispetto alle concentrazioni di riferimento stimate mediante l'indice  $MEI_{alk}$  e  $MEI_{cond}$ . B) Relazione tra le stime delle concentrazioni di TP "pristine" calcolate dal  $MEI_{alk}$  e  $MEI_{cond}$ . (In entrambe i grafici è disegnata la bisettrice 1:1).

Oltre all'utilizzo di metodi inferenziali, quali l'Indice MEI e metodi paleolimnologici basati sull'utilizzo delle diatomee e dei pigmenti, si può seguire un **approccio modellistico basato sull'utilizzo del coefficiente di esportazione** che calcola il carico totale di fosforo come somma dei carichi di ogni sorgente di nutrienti facenti parte di un bacino (Beaulac & Reckhow, 1982; Johnes, 1996). Il coefficiente di esportazione è un semplice approccio che può essere applicato per quantificare il cambiamento dei carichi di nutrienti da sorgenti puntiformi e diffuse nel corso degli anni e identificare così le condizioni di pristine dei laghi. Una volta che il modello è calibrato utilizzando concentrazioni di fosforo totale attuali del lago analizzato, i coefficienti vengono applicati alle informazioni storiche riguardo le sorgenti di nutrienti come la densità della popolazione che insisteva sul bacino, l'uso del suolo, ecc., con l'obiettivo di stimare le concentrazioni di TP nel passato (Johnes et al., 1996).

In un precedente lavoro di tesi condotto da Malara (2009), è stato applicato il **modello basato sul coefficiente di esportazione areale in base alla quota combinato con il modello Volleweider** (OECD, 1982). Considerando la superficie emersa del bacino pari a 62,28 km<sup>2</sup> moltiplicata per il coefficiente di esportazione pari a 10 kg/km<sup>2</sup> (Gruppo di lavoro Lago di Como, 2006. Progetto PLINIUS) è stato calcolato il carico di fosforo pari a 622,8 kgP anno<sup>-1</sup>. Applicandolo al modello di Vollenweider è stato ottenuto un valore di concentrazione di fosforo di **5,47 µgP L<sup>-1</sup>**.

In questo studio, invece, mediante il **modello SWAT** è stato stimato un carico medio di fosforo naturale nel bacino per il periodo 1998-2011 pari a 1,1 tP anno<sup>-1</sup>. Utilizzando questo risultato modellistico ottenuto con **SWAT** e inserendolo nel **modello di Vollenweider** (OECD, 82), è stato ottenuta una concentrazione pristine di fosforo totale nel Lago di Pusiano di **10 µgP L<sup>-1</sup>**.

Accoppiando invece i risultati di **SWAT con il modello idro-dinamico ed ecologico del lago** descritto in Carraro et al. (2012), si è ottenuta un stima della concentrazione pristine di fosforo totale nel lago compresa tra **12 e 14 µgP L<sup>-1</sup>**.

In Figura 2.2.62 sono presentate le concentrazioni di fosforo pristino stimate tramite le diverse metodologie illustrate sopra. Riepilogando, i risultati ottenuti dai metodi inferenziali che utilizzando l'indice MEI hanno indicato una concentrazione di fosforo di  $13 \mu\text{gP L}^{-1}$  ( $\text{MEI}_{\text{cond}}$ ) e di  $17 \mu\text{gP L}^{-1}$  ( $\text{MEI}_{\text{alk}}$ ), confermati dalle analisi del contenuto di carotenoidi e fossili di diatomee nei sedimenti del lago mediante gli studi paleolimnologici ( $10 \mu\text{gP L}^{-1}$ ). Applicando il modello OECD-Vollenweider combinato con il modello basato sul coefficiente di esportazione si è ottenuta una concentrazione di  $5,47 \mu\text{gP L}^{-1}$ . Eccetto per il metodo  $\text{MEI}_{\text{alk}}$ , che tende a sovrastimare i valori, **la convergenza dei risultati dei diversi metodi illustrati, individua una concentrazione di riferimento di TP di circa  $10 \mu\text{gP L}^{-1}$ , similmente a quanto ottenuto tramite la metodologia seguita nell'ambito del Progetto PIRoGA accoppiando i risultati del modello SWAT con il modello OECD-Vollenweider.** Alla luce di questi risultati si può quindi affermare che l'utilizzo integrato delle varie metodologie permette di avere un'informazione di maggiore dettaglio, necessaria per comprendere le condizioni pristino del lago sia dal punto di vista chimico che ecologico e individuare l'obiettivo di qualità che deve essere raggiunto per ripristinare la qualità delle acque del lago.

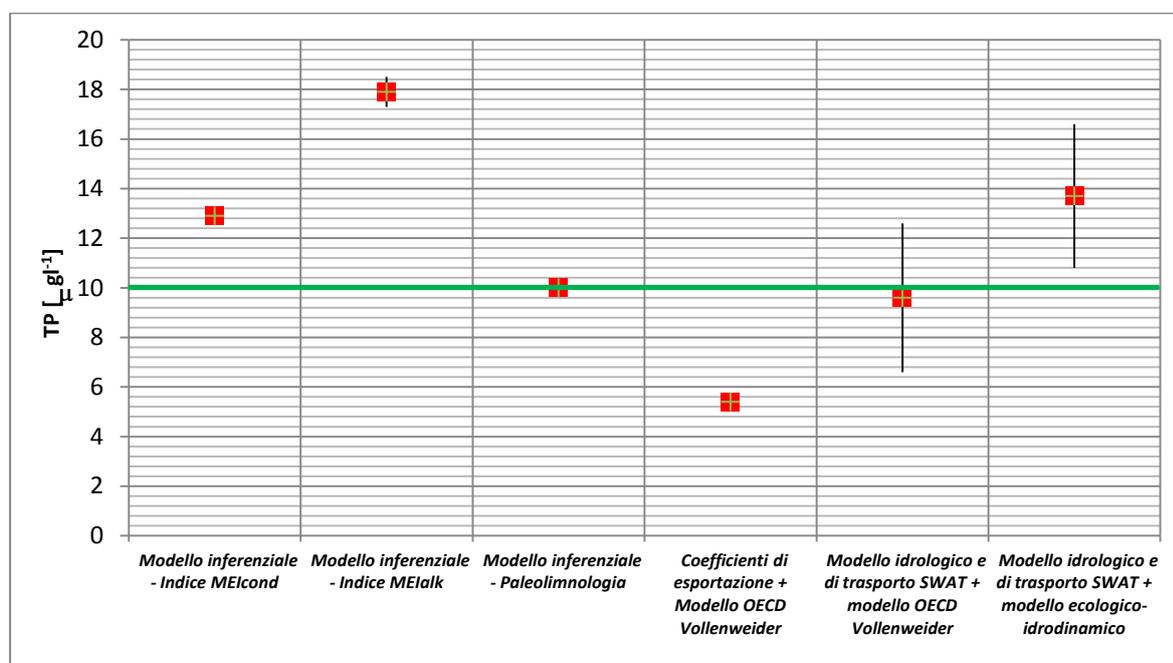


Figura 2.2.62. Confronto delle concentrazioni di riferimento (“pristine”) di fosforo determinate attraverso diverse metodologie. La linea verde indica invece il valore medio a cui convergono i risultati dei diversi metodi.

Sottolineiamo inoltre l'importanza dell'accoppiamento dei risultati del modello idrologico e di trasporto dei nutrienti SWAT con il modello ecologico e idrodinamico per la stima in continuo, a scala giornaliera, della concentrazione di fosforo nel lago. Tale metodologia permette infatti la possibilità di discriminare in continuo la componente naturale di fosforo dagli altri apporti valutandone le variazioni intrannuali e permettendo così una più accurata stima delle criticità.

