



DIPARTIMENTO DI SCIENZE ECOLOGICHE E BIOLOGICHE  
CORSO DI LAUREA IN SCIENZE AMBIENTALI

*Tesi di laurea sperimentale*

**La nicchia ecologica di “*Planktothrix rubescens*”  
nel contesto trofico del lago di Vico:  
condizioni attuali e potenziale sviluppo**

**RELATORE**

Prof. Giuseppe Nascetti

**LAUREANDA**

Anna Rita Santini  
matr. 711

**CORRELATORE**

Dott. Fabrizio Scialanca

Anno Accademico 2011-2012

# INDICE

## 1. Introduzione

- 1.1 - L'ecosistema lacustre
- 1.2 - Il ciclo idrologico
- 1.3 - La zonazione
- 1.4 - I parametri fisico-chimici
- 1.5 - I parametri biologici
- 1.6 - La componente fitoplanctonica
- 1.7 - Lo stato di trofia

## 2. L'eutrofizzazione

- 2.1 - Definizione
- 2.2 - Origine: naturale e antropica
- 2.3 - Descrizione, cause ed alterazioni prodotte
  - 2.3.1 - Effetti tossici
  - 2.3.2 - Potenziali rischi

## 3. Il cianobatterio: "*Planktothrix rubescens*"

## 4. Obiettivi della ricerca

## 5. Area di studio

- 5.1 - Inquadramento generale
- 5.2 - Cenni storici
- 5.3 - Sintesi aspetti geologico, idrologico e pedologico
- 5.4 - Caratteristiche morfologiche
- 5.5 - Impatto attività antropiche nel bacino lacustre

## 6. Materiali e metodi

- 6.1 - Descrizione dei siti prescelti
  - 6.1.1 - Sito pelagico
  - 6.1.2 - Siti litorali

6.2. - Metodologia e tipologia delle analisi condotte

6.3 - Monitoraggio parametri fisico-chimici

6.3.1 - Monitoraggio sito pelagico E

6.3.2 - Monitoraggio siti litorali A, B, C e D

6.4 - Procedure applicate

## **7. Risultati della ricerca**

7.1 - Valutazione stato trofico

7.2 - Altri parametri fisico-chimici della stazione pelagica

7.3 - Parametri fisico-chimici dei siti litorali A, B, C e D

## **8. Discussione e conclusioni**

8.1 - Confronto e osservazione dati

8.2 - Caratterizzazione nicchia ecologica di *P. rubescens*

8.3 – Conclusioni e prospettive future

## **Ringraziamenti**

## **Bibliografia**

## **Appendice**

# Introduzione

## 1.1 L'ecosistema lacustre

Il termine *ecosistema* venne coniato dallo studioso inglese A.G. Tansley nel 1935 per indicare quei sistemi, porzioni di ambiente, in cui animali e piante vivono in associazione, interagendo sia tra loro che con l'ambiente fisico. Egli scrisse: “il concetto fondamentale è, secondo me, l'intero sistema, comprendente non soltanto il complesso degli organismi, ma anche l'intero complesso dei fattori fisici (...). Sebbene gli organismi possano richiamare il nostro interesse principale, pensando all'insieme, non possiamo distinguerli dal loro ambiente, con cui formano un unico sistema fisico (...)”. Tale sistema è quello che Tansley chiamò ecosistema.

L'idea di un insieme organismo-ambiente, può essere fatta risalire agli albori della storia: basti ricordare il medico greco Ippocrate di Cos, già aveva intuito nella sua opera “Sulla salubrità dell'aria e dell'acqua” il rapporto tra uomo-ambiente ed è stato definito per questo “il primo Ecologo dell'antichità” (Del Corno, 2005). Tuttavia solo sul finire del 1800, cominciarono ad apparire le prime definizioni formali contemporaneamente nella letteratura ecologica americana, europea e russa. Nel 1887 l'americano S. A. Forbes, ad esempio, scrisse il classico saggio sul lago come “microsomo”, e in seguito altri sottolinearono ripetutamente il concetto di Biocenosi. Così indipendentemente dal tipo di ambiente in studio (d'acqua dolce, marino o terrestre), i biologi della fine del secolo scorso iniziarono a considerare l'idea che la natura potesse funzionare come un sistema (Odum, 1988). Una delle accezioni più diffuse di *sistema ecologico*, è quella di un insieme che include tutti gli organismi che vivono in una data area, interagenti con l'ambiente fisico, che possiede un flusso di energia, una ben definita struttura biotica e una ciclizzazione dei materiali; l'ecosistema è l'unità funzionale di base in Ecologia, esso infatti include sia la componente abiotica che quella biotica (Odum, 1988). I laghi sono ampiamente citati in tutti i testi di Ecologia, perché sono gli ambienti più studiati tra gli ecosistemi (Odum, 1973; Colinviaux, 1986).



Foto 1 – Esempio di ecosistema lacustre: il lago di Vico

Le indagini previste nel presente studio, saranno sviluppate nell'ambiente acquatico, in particolare nelle "acque interne", anche dette "acque dolci", per il differente contenuto salino rispetto a quelle marine; queste ricoprono circa il 2% della superficie terrestre e sono prevalentemente contenute nei laghi (Ghirardelli, 1983); con maggior dettaglio, ci riferiremo all'*ecosistema lacustre*, senz'altro il più complesso e studiato tra gli ecosistemi, oltre ad essere il più rappresentativo delle acque lentiche. Infatti, in base alle caratteristiche dinamiche dei corpi d'acqua, le "acque interne" si distinguono in:

- acque lentiche: acque dotate di movimenti orizzontali di modesta entità, quali *laghi naturali* (laghi e stagni), laghi naturali regolati, laghi artificiali (invasi e dighe);
- acque lotiche: acque caratterizzate da movimenti più o meno rapidi, con velocità variabile nel tempo e nello spazio, come corsi d'acqua naturali (fiumi, torrenti, ruscelli), corsi d'acqua artificiali.

L'ecosistema lacustre è definito come una massa d'acqua raccolta in una depressione naturale della superficie terrestre (Tonolli, 1964).

L'origine di un lago è dovuta ad eventi che determinano un'interruzione nella continuità del pendio idrografico e la formazione di una contropendenza. (Tonolli, 1964).

Tale depressione può essere originata attraverso diversi processi formativi:

- Costruttivo, quando la conca viene effettivamente edificata,
- Distruttivo, quando il bacino lacustre viene scavato,
- Ostruttivo, quando una valle preesistente viene sbarrata.

Secondo invece la definizione classica di Forel, il lago naturale è "una massa d'acqua in una situazione idrodinamica di calma (o meglio, di quasi calma) che occupa una depressione del terreno senza connessione diretta col mare" (Guilizzoni *et al.*, 1998) e sebbene l'acqua dolce che costituisce i laghi, sia solamente lo 0,02% dell'intera quantità presente nell'intero pianeta, non può essere sottovalutata, sia per ragioni di interesse socio-economico e, soprattutto, per l'aspetto biologico, quale sede elettiva di sviluppo di gran parte degli organismi viventi, dai più semplici ai più complessi (Giussani e De Bernardi, 1984).

Nell'ambito della rete idrografica un lago rappresenta, in genere, un fenomeno relativamente transitorio in termini geologici, in quanto così come si è venuto a formare il contro pendio, può essere distrutto per erosione o altre cause. D'altra parte gli affluenti depositando nella conca i materiali da essi trasportati, determinano il suo progressivo interrimento, al quale concorre anche la produzione organica del lago stesso (Tonolli, 1964). Per cui alla formazione

della conca lacustre seguirà un processo di più trasformazioni del lago: dapprima in stagno, poi in palude ed infine in torbiera.

La definizione più attuale di *ecosistema lacustre* è quella, che comprende tutti gli organismi che vivono all'interno delle acque del lago e con esso interagiscono, in maniera tale che, il flusso di energia determini una ben definita struttura trofica, con scambi di materia e di energia. Tra la componente biotica e quella abiotica del sistema lacustre si instaura, attraverso la struttura trofica, un'autoregolazione del sistema stesso.

Per riuscire a comprendere come evolve un ecosistema lacustre, è necessario conoscere i delicati equilibri e meccanismi che determinano il suo funzionamento. Questi sono conosciuti a livello generale, ma presentano un'estrema complessità, data dalle multiple interazioni e dai cambiamenti nello spazio e nel tempo di ciascun corpo d'acqua; ciò obbliga ad eseguire studi specifici relativi alla storia di ciascun ecosistema e alle sue caratteristiche locali. Per descrivere, indagare, studiare e comprendere l'evoluzione di un lago, è necessario richiamare alcuni concetti fondamentali delle discipline che si occupano, in tutto o parte, di questo specifico e complesso ecosistema, che sono:

- La Limnologia: è la scienza che si occupa delle caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche dei laghi e studia le acque interne sotto tutti i possibili aspetti: chimico-fisici, botanico, zoologico, geografico, ecc.
- L'Ecologia: è la scienza che studia l'ambiente naturale ed, in particolare, le condizioni d'esistenza degli esseri viventi e le interazioni che intercorrono tra essi ed il loro ambiente.
- L'Ecologia delle acque interne: è la disciplina che si occupa dello studio specifico degli ecosistemi di acque dolci, delle relazioni funzionali e della produttività dell'intera comunità.
- L'Idrobiologia: è una branca della Biologia che si occupa degli organismi che popolano gli ambienti acquatici.

Dall'insieme delle nozioni di queste discipline, attraverso collegamenti e confronti, cercheremo di dare una visione generale del lago e del suo sistema di autoregolazione.

Le proprietà di un lago sono legate alle caratteristiche geomorfologiche del bacino lacustre, oltre che, al tipo di organismi vegetali ed animali che lo popolano. Tali caratteristiche morfologiche sono descritte attraverso:

- la planimetria, ottenuta dal rilevamento della linea di costa (aerofotogrammetria, topografia), da cui successivamente si sviluppa il perimetro, la larghezza media della superficie, la superficie, l'indice di sinuosità ecc.

- la batimetria, ottenuta dal rilevamento della forma della conca sommersa (ecoscandaglio), dalla quale poi si determina la profondità massima, la profondità media, il volume ecc.

## 1.2 Il ciclo idrologico

Il ciclo idrologico di un lago è determinato dall'equilibrio della quantità di acqua in Entrata, a sua volta diretta (precipitazioni, immissari) e indiretta (dilavamento, infiltrazione, sorgenti sotterranee) e quella in Uscita (perdita per evaporazione, traspirazione, emissari) (Fig.1).

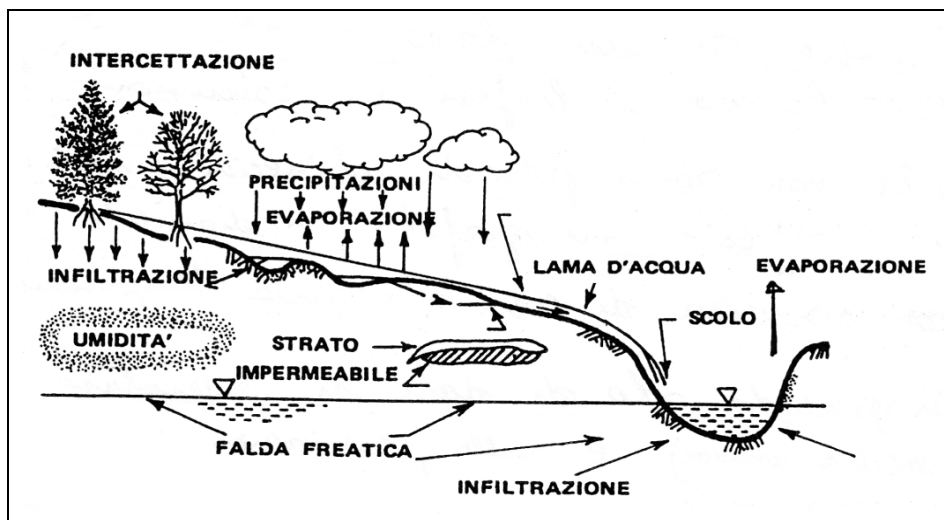


Fig.1 - Rappresentazione schematica principali fasi del ciclo idrologico di un lago (Wetzel, 1975)

Il ciclo idrologico influenza il volume d'acqua del lago e ciò si riflette sul "tempo di rinnovo" idrico, determinato dal numero teorico di anni necessari affinché, tutta l'acqua del lago sia totalmente ricambiata, ed è ottenuto secondo la formula

$$Tr = \text{Volume lago} / \text{Portata emissario} = V \text{ (m}^3\text{)} / U \text{ (m}^3\text{/anno)} = \text{anni}$$

ossia il tempo di residenza dell'acqua di un lago, espresso in anni. Si tratta di un dato puramente teorico, perché i tempi reali di totale ricambio delle acque lacustri sono molto superiori a quelli calcolati. Questo dato, seppur teorico, risulta molto utile nell'interpretazione dei processi di inquinamento, di eutrofizzazione e nella programmazione di interventi specifici.

### 1.3 La zonazione

Nei laghi profondi la radiazione solare penetra fin dove lo consente la trasparenza dell'acqua, determinando uno strato superficiale illuminato, chiamato **eufotico** (o trofogenico); la parte litorale e pelagica euphotica, dove perviene la radiazione solare in quantità e caratteristiche tali da sostenere i processi fotosintetici, è popolata da organismi autotrofi e fototrofi.

Lo strato sottostante senza luce è detto **afotico** (o trofolitico), la radiazione solare è assente o quasi, escludendo qualsiasi forma di vita vegetale; questa zona bentica afotica è sede dei processi di degradazione della sostanza organica (Fig.2). Nei laghi poco profondi invece, non vi sono zone oscure perché la radiazione solare raggiunge il fondo e lo illumina completamente (regime di stagno).

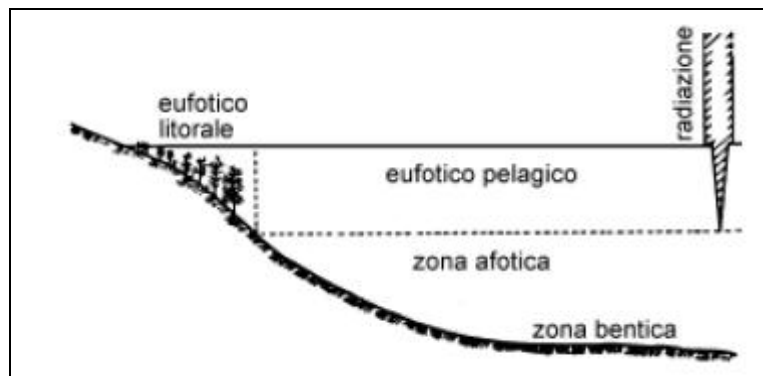


Fig. 2 - Sezione longitudinale di un lago e suddivisione zone

### 1.4 I parametri fisico-chimici

Le acque lentiche risultano molto particolari perché durante l'anno, con il susseguirsi delle stagioni, non mantengono una temperatura omogenea lungo tutta la colonna d'acqua. Infatti **la temperatura**, espressa in °C, che un lago assume in un determinato istante dipende dal suo bilancio termico, cioè dalla differenza fra gli apporti e le perdite di calore: la radiazione solare diretta è la principale fonte di calore per le acque dei laghi, ma vi possono essere anche trasferimenti di calore dall'atmosfera e dai sedimenti, specialmente nei laghi poco profondi, che però hanno una limitata influenza sul bilancio termico complessivo (Tonolli, 1964). Le perdite di calore sono dovute soprattutto all'irraggiamento verso l'atmosfera, all'evapotraspirazione ed agli emissari. Durante il periodo primaverile, soprattutto nei laghi profondi, il lavoro del vento non è sufficiente a rimescolare l'intera massa d'acqua e quindi a trasportare il calore fino al fondo. Tale difficoltà, tende ad accentuarsi con il progredire della stagione, perché man mano che le acque superficiali si riscaldano, la differenza di densità fra



queste e quelle profonde aumenta. Nelle regioni temperate, durante il periodo estivo fino ad arrivare all'autunno si verifica, per le suddette ragioni, il fenomeno della *stratificazione termica* (Fig.3), quando il lago è suddivisibile sulla verticale in tre zone o strati a diversa temperatura (Tonolli, 1964):

- uno superiore, l'*epilimnio*, più caldo e per lo più isoterma, di spessore variabile a seconda della stagione e delle condizioni locali;
- una zona intermedia, il *metalimnio* detto anche strato del salto termico o *termoclinio*, perché in corrispondenza di questo strato la temperatura varia rapidamente con la profondità;
- infine, uno strato più profondo, l'*ipolimnio*, caratterizzato da acque relativamente fredde e con temperatura pressoché uniforme fino al fondo.

In autunno, la diminuita temperatura dell'aria ed il minor irraggiamento fanno in modo che il calore ceduto dal lago superi quello ricevuto; di conseguenza, le acque dell'epilimnio si raffreddano, diventando progressivamente più dense e quindi più pesanti. In relazione a ciò, viene a cadere la barriera di densità tra i diversi strati del lago e, le correnti convettive, innescate dai venti, riescono a portare il rimescolamento della massa d'acqua sempre più in profondità.

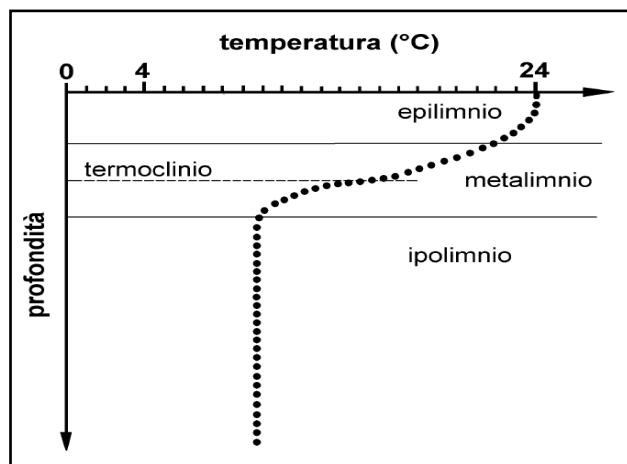


Fig.3 - Curva termica di un lago stratificato

Ad un certo punto, che in genere coincide con la fine dell'autunno o con i mesi invernali, si instaura una condizione di omotermia sull'intera colonna d'acqua con conseguente piena circolazione delle acque del lago (Tonolli, 1964; Ghirardelli, 1983; Provini A., Marchetti R & G. Tartari, 1992).

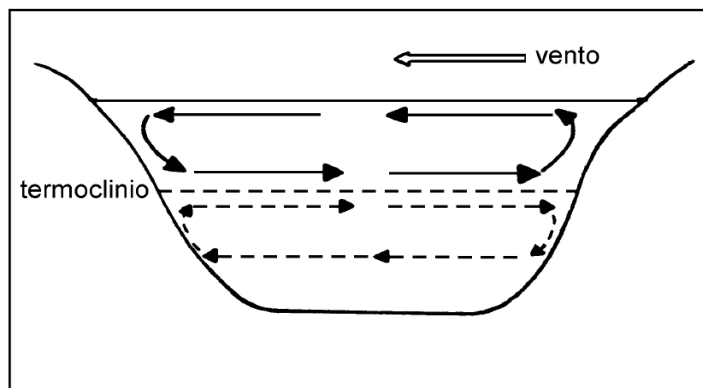


Fig. 4 - Schema teorico della circolazione delle acque di un lago stratificato

In base al tipo di circolazione interna (Fig.4) delle acque i laghi vengono classificati in:

- Amittici, stratificazione inversa permanente con  $T < 4^{\circ}\text{C}$  (laghi polari)
- Monomittici, un solo periodo di circolazione durante l'anno in estate o in inverno
- Dimittici, due periodi di circolazione all'anno in primavera e autunno (laghi temperati)
- Oligomittici, la piena circolazione non si verifica tutti gli anni, ma solo occasionalmente
- Polimittici, quando si hanno più di due circolazioni all'anno e la stratificazione è poco stabile

Oltre alla temperatura vi sono molti altri parametri fisico-chimici fondamentali, ad esempio **la trasparenza** dell'acqua: la radiazione luminosa che riesce a penetrare nell'acqua, si spinge fino ad una certa profondità e, varia a seconda della quantità di biomassa fitoplanctonica che risiede nei primi metri d'acqua, oltre la presenza di soluti, di particelle in sospensione e di organismi zooplanctonici (Tonolli, 1964; Stella E., 1984; Ruggiu D. & C Saraceni, 1997). Per dare un valore a questa grandezza fisica si ricorre ad una misura empirica ottenuta dalla profondità, espressa in m, alla quale un disco bianco di 20 o 30 cm di diametro (disco di Secchi) diviene invisibile dalla superficie. Naturalmente la profondità alla quale il disco scompare varia con la stagione: generalmente la trasparenza è massima per lo più in estate, quando la biomassa fitoplanctonica è scarsa; si registra invece, un minimo di trasparenza in primavera, a causa delle massicce fioriture algali (Barbanti *et al.*, 1993).

Per quanto riguarda la composizione chimica delle acque dei laghi, i sali disciolti come i bicarbonati (in particolare il bicarbonato di calcio) prevalgono sugli altri composti in soluzione. I bicarbonati ed i carbonati contribuiscono alla formazione del più importante sistema tampone che regola **il pH** delle acque continentali e sono anche una fonte di carbonio per gli organismi fotosintetici (Ghirardelli, 1983). La concentrazione idrogenionica delle

acque lacustri, misurata in termini di pH, ed è la risultante di processi che sono essenzialmente riconducibili a reazioni acido base e reazioni di ossido-riduzione. Tra i processi biologici che determinano variazioni di pH, rivestono particolare importanza il metabolismo microbico e l'attività fotosintetica dei produttori primari (Barbanti *et al.*, 1993). Di norma il pH aumenta nello strato epilimnico, a causa delle perdite di anidride carbonica, che si verificano nel processo di fotosintesi e diminuisce invece, nell'ipolimnio in rapporto alle maggiori quantità di CO<sub>2</sub> derivanti dalla respirazione biotica. Tuttavia nell'ipolimnio di laghi molto produttivi, se l'intensità dei processi di ossidazione è tale da consumare tutto l'ossigeno disponibile, la demolizione della sostanza organica prosegue in ambiente anaerobico attraverso una serie di reazioni di riduzione, con tendenza ad innalzare il pH (Marchetti, 1993).

A seguire tra i parametri chimici troviamo **la durezza totale** che è il contenuto dell'acqua in ioni calcio (Ca) e magnesio (Mg), le cui concentrazioni sono espresse come carbonato di calcio (CaCO<sub>3</sub>) e, corrisponde alla somma della "durezza permanente" e della "durezza temporanea" (Standard Methods, 1981).

Non meno importante è **la conducibilità** dell'acqua, che viene espressa in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ed è la capacità di una soluzione di far passare corrente: la quantità di corrente che passa è proporzionale al numero di ioni presenti in soluzione; quindi, la misura della conducibilità fornisce una lettura diretta della concentrazione della soluzione.

Rilevante per il chimismo dell'acqua è **l'Ossigeno disciolto** essenziale per il metabolismo respiratorio della maggior parte degli organismi acquatici. Le dinamiche della distribuzione dell'ossigeno nei laghi sono la risultante di processi di input, solubilizzazione di O<sub>2</sub> atmosferico e produzione di O<sub>2</sub> da parte della fotosintesi, e di output respirazione e ossidazioni abiotiche (Tonolli, 1964). La quantità di ossigeno che passa in soluzione dall'atmosfera è inversamente proporzionale alla temperatura dell'acqua. In linea teorica quindi, in un lago stratificato la quantità di ossigeno disciolto dovrebbe essere maggiore nell'ipolimnio, più freddo, che nell'epilimnio, più caldo; questa distribuzione verticale dell'O<sub>2</sub>, che si verifica in realtà soltanto nei laghi molto poveri di sostanza organica e di nutrienti, prende il nome di *profilo di ossigeno ortogrado* (Wetzel, 1975; Ghirardelli, 1983) (Fig.5). Con il progredire della stratificazione termica, il rifornimento di ossigeno in profondità diviene via via più scarso fino ad arrestarsi. Nella zona eufotica del lago, invece, all'O<sub>2</sub> che passa in soluzione si aggiunge l'ossigeno prodotto dal fitoplancton e dalle macrofite costiere; durante le ore di forte illuminazione la concentrazione di O<sub>2</sub> nelle acque superficiali può essere tale da superare il 100% di saturazione (Tonolli, 1964). Nei laghi molto produttivi, durante il periodo di

stratificazione termica il contenuto di ossigeno nell'ipolimnio si riduce via via, in generale più rapidamente nelle parti più profonde del bacino, dove la concentrazione di sostanza organica è sicuramente più alta. Si ha in questo caso un *profilo verticale di ossigeno di tipo clinogrado* (Wetzel, 1975). Il contenuto di O<sub>2</sub> in acqua dipende dunque dalla temperatura, ma anche dal contenuto di sostanza organica che consuma ossigeno.

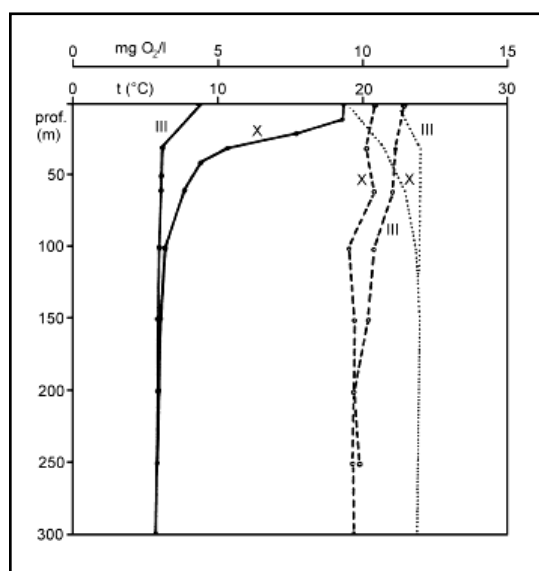


Fig.5 - Profilo dell'ossigeno ortogrado. Lago Maggiore. (Tonolli, 1964)

Tra i principali **nutrienti**, troviamo il *fosforo*, fondamentale per il metabolismo biologico; rispetto ai nutrienti richiesti dagli organismi vegetali è quello meno abbondante e quindi in molti casi è il principale fattore che limita la produttività biologica (Vollenweider, 1976 e 1979). Il fosforo è presente nelle acque in varie forme: ortofosfato solubile, polifosfati e come ortofosfato contenuto in composti organici solubili e in quelli particellati presenti in sospensione (Wetzel, 1975; Ormaza-Gonzalez & Statham, 1991). Non meno rilevante è l'*azoto*, un nutriente molto importante per la produttività lacustre; presenta un ciclo molto complesso legato al chimismo e alla biologia del lago preso in esame (Tonolli, 1964; Wetzel, 1975). Nelle acque sono presenti infatti numerose forme chimiche di azoto, che fanno parte del ciclo di questo elemento e sono biochimicamente interconvertibili; le più importanti, in ordine di numero di ossidazione decrescente, sono: l'azoto molecolare (N<sub>2</sub>), l'ossido di di azoto (N<sub>2</sub>O), lo ione nitrito (-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e lo ione ammonio (-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Nelle acque dei laghi inoltre, sono disciolti numerosi gas, dei quali i più importanti sono l'ossigeno (O<sub>2</sub>), l'anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) e l'azoto molecolare (N<sub>2</sub>) (Tonolli, 1964; Wetzel, 1975; Stella E., 1984). Oltre i già citati nutrienti (fosforo e azoto), per la crescita algale sono indispensabili: sorgenti

di carbonio, come  $\text{CO}_2$  in soluzione e come  $\text{HCO}_3^-$ , silice, ferro, cobalto, magnesio e vitamine (cianocobalamina, tionina e biotina) (Colinvaux, 1986). I nutrienti vengono assorbiti dal fitoplancton direttamente, attraverso la parete cellulare, con l'ausilio del movimento dell'acqua; l'attività fotosintetica, più intensa si verifica quando le alghe sono fortemente illuminate, ma le varie specie hanno esigenze diverse, rispetto all'intensità della luce (Ghirardelli, 1983).

### 1.5 I parametri biologici



Fig.6: schema della comunità biologica di un lago

Di grande influenza nel determinare la funzionalità dell'ecosistema, oltre la componente abiotica, è la componente biotica (Fig.6) che comprende due gruppi di organismi: *i produttori primari* ed *i consumatori*. I produttori primari sono i vegetali, che si sviluppano e si

mantengono in vita utilizzando l'energia solare e le sostanze chimiche presenti nell'ambiente. Essi possono vivere solo nello strato illuminato, mentre nella zona oscura non esiste vegetazione alcuna (afotica). Si deve ai “produttori primari” e alla loro funzione clorofilliana la straordinaria capacità di trasformare alcune sostanze chimiche, prive di vita, in materia biologica vivente che, direttamente o indirettamente, alimenterà tutti gli organismi animali che vivono nel lago. I vegetali più noti, solo perché visibili, sono le piante macrofite, ossia quelle piante parzialmente o totalmente sommerse, generalmente con radici fisse sul fondo, che si sviluppano nella zona litorale, in prossimità della riva, fin dove la luce solare raggiunge i fondali. Meno noto, ma di maggiore importanza, è il *fitoplancton*, che è un insieme molto vario di organismi vegetali di dimensione piccolissima o microscopica, che vivono sospesi nello strato illuminato dell'acqua. Costituisce una sorta di immensa prateria che, si estende su tutto il lago, per uno spessore di alcuni metri, fin dove arriva la luce solare, e la cui presenza risulta appena percettibile a causa del colore verdognolo, che la moltitudine delle piccole alghe conferisce all'acqua. I “consumatori” sono costituiti da organismi animali. Ve ne sono di piccoli o microscopici che formano lo zooplancton ed altri più grandi e più noti, come i pesci e gli uccelli acquatici. Alcuni consumatori sono vegetariani, altri invece carnivori, ossia predatori. Un'altra comunità importante è quella del benthos, costituita da animali batteri e funghi che vivono sul fondo del lago, dove demoliscono e decompongono le spoglie dei vegetali e degli animali che cadono a pioggia dopo aver concluso il loro ciclo vitale. La funzione della comunità bentonica è quella di trasformare dette spoglie di natura biologica in sostanze chimiche semplici che, nel ciclo stagionale successivo, torneranno ad essere in parte riutilizzate dai produttori primari. E così “il ciclo delle trasformazioni della materia”, attivato secondo ritmi stagionali dall'energia solare, continua e si ripete.

Uno dei parametri biologici più utilizzato è la **biomassa** con la quale si può rappresentare un ecosistema. Con questo termine s'intende il peso di tutti gli individui o degli individui appartenenti a singole specie o gruppi, presenti in una certa unità spaziale di un ecosistema. Per esempio si potrà parlare di biomassa dei produttori, degli erbivori, dei crostacei, intendendo appunto il peso complessivo degli organismi che in un ecosistema occupano una determinata posizione o svolgono un particolare ruolo.

Oltre la biomassa, la componente biotica può essere determinata in termini di **Clorofilla “a”**, espressa in µg/l. Le clorofille sono molecole a struttura tetrapirrolica, che legano al centro un atomo di magnesio, a funzione di accezione fotonica durante la sintesi fotochimica. Questa reazione consente agli organismi vegetali acquatici e non di avere un metabolismo autotrofo.

La clorofilla *a*, contenuta in tutti i phyla algali, permette di valutare la presenza complessiva di tutte le alghe che compongono il *fitoplancton* (Ottavini & Bonadonna, 2000).

### 1.6 La componente fitoplanctonica

Alla base del ciclo delle trasformazioni della materia, in un sistema lacustre, si colloca il *fitoplancton*, i cui organismi sostengono la componente animale, grazie alla loro capacità di convertire, attraverso il processo di fotosintesi, l'energia solare in energia utilizzabile nei processi metabolici del mondo vivente. Tali organismi sono generalmente di piccole dimensioni, di forma spesso allungata e frequentemente uniti a formare colonie a catena. Il loro peso specifico non si discosta molto dall'unità, ed inoltre spine ed ornamentazioni aumentano spesso la superficie portante. Tutti questi caratteri contribuiscono a favorire il galleggiamento, la locomozione essendo scarsa o nulla (Tonolli, 1964). Il fitoplancton è costituito da organismi unicellulari o coloniali con dimensioni di pochi millesimi di millimetro; esso è presente nello strato eutrofico e si estende su tutto il lago, come una grande prateria: è la prateria di sostanze nutritive che, attraverso i passaggi della catena alimentare, permette il sostentamento del mondo animale. La biomassa del fitoplancton, proprio per il suo ruolo di produttore primario nel sistema lacustre, si colloca alla base della *piramide energetica* (Fig.7).

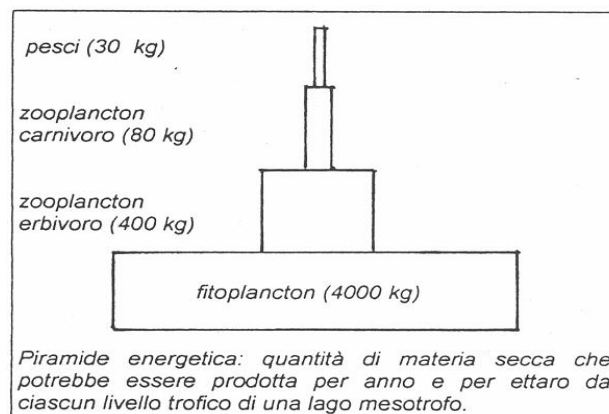


Fig.7 – La Piramide energetica

Dalla “piramide dei numeri” risulta evidente il ruolo ecologico della componente vegetale del Plancton, di fondamentale importanza nel sistema lacustre perché rappresenta il “produttore primario”, che sostiene l’intera parte animale (consumatori). Durante l'anno la biomassa fitoplanctonica (Fig.8) subisce delle variazioni ricorrenti, così come le successioni stagionali dei gruppi e delle specie, sono il risultato dell'interazione di diversi fattori fisici e chimici

(luce, temperatura, sali nutrienti, turbolenza dell'acqua), cui si aggiungono fattori biologici come la predazione da parte dello zooplancton e le interazioni competitive tra le diverse componenti algali (Brooks & Dodson, 1965; Goldman & Gerletti, 1968; Stella, 1984; Bergquist & Carpenter, 1986). La periodicità con cui si manifestano le fioriture algali varia dal grado di trofia dei laghi. Nei laghi molto produttivi il picco massimo di biomassa algale tende a manifestarsi all'inizio dell'estate, un secondo picco si verifica in autunno, mentre le fioriture algali sono minime durante i mesi invernali. I massimi primaverile ed autunnale coincidono con i periodi di piena circolazione sulla verticale, durante i quali vi è una distribuzione quasi omogenea di O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e sali nutritivi nell'intera massa d'acqua. Alle nostre latitudini, nei laghi temperati a media produttività, già verso la fine dell'inverno si verificano di norma fioriture di Diatomee, alghe che richiedono basse temperature. Le Diatomee hanno però il loro massimo sviluppo in primavera, in concomitanza con la più ampia circolazione attiva dei nutrienti ed in particolare dei silicati. Allo sviluppo primaverile delle Diatomee si sovrappone e segue, anche se in misura minore, quello delle Crisoficee (De Marchi, 1984; Colinvaux, 1986; Jirillo R., 1988). In estate i cicli più rapidi dell'azoto e del fosforo, le modificazioni nelle percentuali di anidride carbonica e nei valori del pH, inducono una imponente modificazione nella comunità algale: prevalgono le Cloroficee, i Dinoflagellati e le Peridinee. In autunno subentrano le *Cianoficee*, più tolleranti i bassi valori di O<sub>2</sub> e capaci di fissare l'azoto atmosferico (Goldman & Gerletti, 1968).

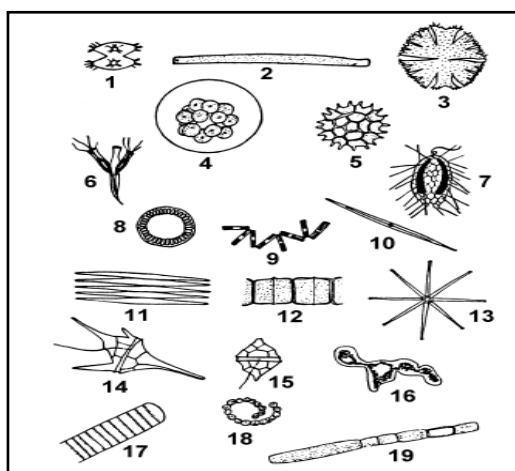


Fig.8 – Principali classi del fitoplancton:

Desmidiacee 1, *Staurastrum*; 2, *Gonatozygon*; 3, *Micrasterias*.

Cloroficee: 4, *Sphaerocystis*; 5, *Pediastrum*

Crisoficee 6, *Dinobryon*; 7, *Mallomonas*

Diatomee: 8, *Cyclotella*; 9, *Tabellaria*; 10, *Synedra*; 11, *Fragilaria*; 12, *Melosira*; 13, *Asterionella*.

Dinoflagellati: 14, *Ceratium*; 15, *Peridinium*.

Cianoficee: 16, *Microcystis*; 17, *Oscillatoria*; 18, *Anabaena*; 19, *Aphanizomenon*.



Benché non siano da considerarsi organismi "indicatori" di inquinamento organico, spesso in tale condizione manifestano un lussureggiamento, come è il caso per *Lyngbya* ed *Oscillatoria*: ad esempio, nei laghi di Lugano, di Zurigo, ecc. (Tonolli, 1964).

### **1.7 Lo stato di trofia**

In sintesi il monitoraggio dei parametri fisico-chimici e di quelli biologici, descritti nei paragrafi precedenti, ci consente di valutare la condizione di un lago. Detta condizione, definita anche come “stato ecologico” del lago, può essere espressa in funzione della quantità dei nutrienti algali in esso contenuti, ottenendo così lo “stato di trofia”. La necessità di classificare i corpi idrici in categorie trofiche ha portato, oltre 60 anni fa, all’introduzione dei termini di oligotrofia e di eutrofia (Naumann, 1917, Thienemann, 1925; citati in Stella, 1984).

Generalmente, in un sistema lacustre, si distinguono tre stati:

- *Oligotrofia*, quando si ha scarsità di nutrienti e conseguentemente un contenuto sviluppo algale;
- *Eutrofia*, in presenza di un eccesso di nutrienti, che comporta una elevata proliferazione di fitoplancton (blooms algali);
- *Mesotrofia*, si tratta di uno stato intermedio tra i precedenti, caratterizzato da un contenuto medio di nutrienti ed uno sviluppo normale di biomassa algale.

Molti laghi hanno subito aumenti sostanziali della loro trofia, a causa dell’impatto del carico umano nel bacino idrografico che, a sua volta comportata un significativo aumento della biomassa algale. Di conseguenza, a catena, avremo un aumentato della consistenza animale. Le spoglie vegetali ed animali, che al termine del ciclo vitale cadono per gravità verso il fondo del lago, consumano ossigeno durante il processo di decomposizione. Quando le spoglie diventano eccessive rispetto all’ambiente lacustre che le ospita, l’ossigeno al fondo si esaurisce, evidenziando in tal modo uno squilibrio nell’ecosistema; ne consegue che, un eccessivo carico di nutrienti è spesso associato ad un fenomeno di inquinamento ed un cattivo stato di salute delle acque chiamato *eutrofizzazione*.

# L'eutrofizzazione

## 2.1 Definizione

Il termine “eutrofizzazione” deriva dal greco “eutrophia” (“eu” = buona, “trophòs” = nutrimento) ed in origine indicava una ricchezza di sostanza organica, poi sostituito dal concetto più ampio che vede interessato tutto il processo biologico, conseguente a tale arricchimento, ossia l’abnorme sviluppo di alghe con conseguenze deleterie per l’ambiente (Chiaudiani *et al.*, 1978) (Fig.9). Viene descritta anche come: “Arricchimento delle acque in sali nutritivi che provoca cambiamenti tipici quali l’incremento della produzione delle alghe e di piante acquatiche, l’impoverimento delle risorse ittiche, la generale degradazione della qualità dell’acqua ed altri effetti che ne riducono o precludono l’uso” (OECD, 1982). Definizioni più recenti considerano l’eutrofizzazione come un’evoluzione verso uno stato di squilibrio della biomassa (Odum 1988). E’ un arricchimento eccessivo dell’acqua di nutrienti inorganici ed è, di conseguenza, una risposta biologica che si traduce in un incremento della biomassa algale (Volterra, 1997).

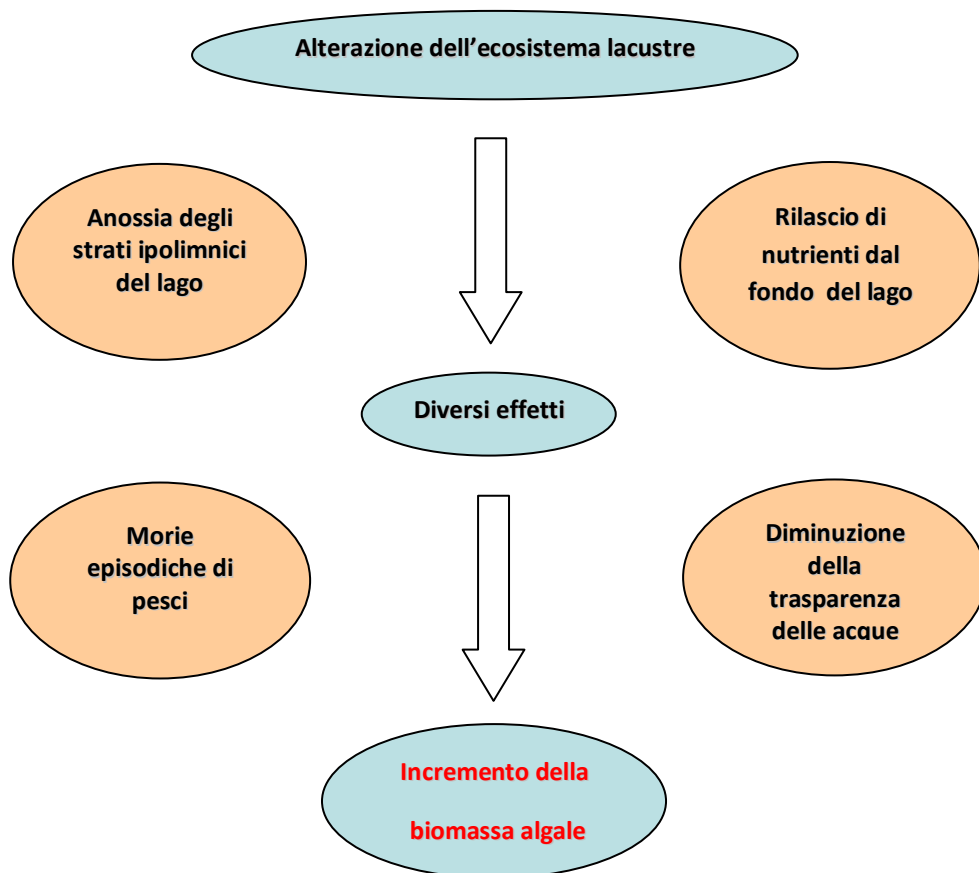


Fig.9 – Rappresentazione schematica del processo di “eutrofizzazione”

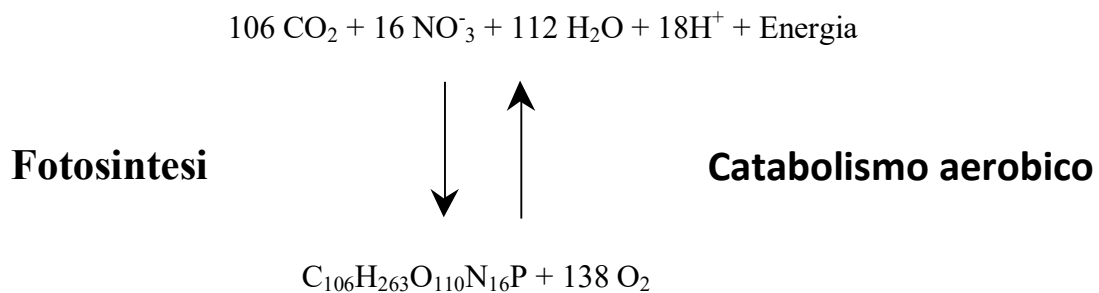
## **2.2 Origine naturale e antropica**

Oggi la maggior parte dei nostri laghi, purtroppo, presenta un livello di eutrofizzazione notevole, a volte preoccupante, anche se è importante ricordare che, in realtà, esistono due tipi di eutrofizzazione: quella di origine antropica e quella di origine naturale. In questo ultimo caso si parla di un processo spontaneo ossia, il naturale invecchiamento del lago causato dall'arricchimento di sostanze nutrienti provenienti dal bacino imbrifero (carico di nutrienti esterno). Diversi sono evidentemente i tempi entro i quali questa evoluzione si realizza, in dipendenza prima di tutto dalle dimensioni del lago (superficie, profondità media e massima), dalla natura geologica e chimica del bacino imbrifero, dal regime climatico e dal contesto antropico nel quale il lago è inserito (De Marchi, 1984). In genere però richiede tempi molto lunghi (migliaia di anni) ed è irreversibile, per cui, nel caso di un lago, si avrà un accumulo di materiali solidi e fini che gradualmente diminuiranno la profondità delle acque. In seguito aumenterà la vegetazione acquatica e, di conseguenza, la presenza di sostanza organica; alle canne palustri succederanno dicotiledoni terrestri (es. graminaceae), e si avrà il passaggio da lago a palude fino ad un completo interrimento (Ghirardelli, 1983). Le acque però conserveranno sempre un'elevata diversità biologica, sintomo di un buono stato di salute; in questo caso, quindi si parla del percorso naturale di un corpo idrico, e non deve destare preoccupazioni. E' l'eutrofizzazione indotta dalle attività antropiche che deve richiamare l'attenzione di tutti, in quanto non è un processo governato dalla natura; in questo caso è un fenomeno reversibile e più rapido. E' una forma di inquinamento dovuta ad un eccesso di nutrienti in invasi di non adeguata ampiezza, profondità e ricambio idrico (Ravera, 2002). Le attività umane ubicate nel bacino imbrifero forniscono un apporto supplementare di nutrienti (principalmente fosforo e azoto), accelerando così il processo naturale di invecchiamento del lago (Marchetti, 1993).

## **2.3 Descrizione, cause ed alterazioni prodotte**

L'eutrofizzazione va a colpire tutti gli anelli della catena trofica e quindi tutti gli organismi che popolano il lago; si verifica in primo luogo un aumento della produzione di materiale vegetale costituito da piante sommerse (macrofite) e da alghe microscopiche in sospensione (fitoplancton). In condizioni favorevoli di luce e temperatura ed in presenza di sali nutritivi disciolti nelle acque, le alghe possono riprodursi molto velocemente e costituire banchi di enormi dimensioni, si verificano allora improvvise e temporanee manifestazioni di crescita algale, chiamate "fioriture algali", che generalmente prorompono in primavera ed in autunno,

quando i fattori indispensabili per la crescita risultano concomitanti (Bucci, 1991). All'inizio di questo fenomeno si registra un aumento del contenuto di ossigeno dell'acqua, a causa della fotosintesi innescata dalle alghe vive. Successivamente alla loro morte, invece, si verifica il processo inverso: rapidamente la biomassa algale forma una necromassa che tende a sedimentare verso il fondo (De Marchi, 1984). A questo punto si instaurano processi putrefattivi: i batteri della biodegradazione, in presenza di abbondante nutrimento, si moltiplicano, consumando rapidamente l'ossigeno presente nell'acqua; si verifica quindi una condizione di anossia con conseguente alterazione delle condizioni idonee alla vita degli organismi acquatici aerobici. Qui sotto viene riportata l'equazione chimica che sintetizza il processo di eutrofizzazione che consiste nella fotosintesi algale, seguita dal catabolismo aerobico ( $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ , formula empirica del fitoplancton):



Ulteriori conseguenze della mancanza di ossigeno, sono la formazione di composti provenienti dalla degradazione anaerobica (fermentazione) delle sostanze organiche e la riduzione di materiali inorganici presenti nell'acqua e nei sedimenti (Jirillo, 1988). Una prolungata situazione di anossia, può determinare la riduzione del ferro e del magnesio, con la conseguente solubilizzazione dei sali di fosforo di questi elementi. Si ha così la liberazione dei composti del fosforo dai sedimenti anossici ed il loro trasporto verso la zona eufotica, durante il periodo di piena circolazione, provoca la fioritura algale (Jirillo, 1988). Questo processo fa, ulteriormente aumentare, la quantità di sostanza organica che precipita verso il fondo, sommandosi al carico di nutrienti già presente nei sedimenti (carico interno), con una azione di feedback positivo (Ravera, 2002). Il cambiamento della struttura della comunità fitoplanctonica si esplica in una perdita di biodiversità, le specie che eccedono in biomassa sono poche; inoltre l'eccesso di produzione, non più controllato dalla catena del pascolo, fa sì che l'energia fissata venga trasferita, lungo la catena alimentare, alla catena del detrito in maniera meno efficiente, con un meccanismo che ripropone gli inconvenienti tipici da

inquinamento da sostanze organiche (Marchetti, 1987). Ai fini del risanamento e della gestione dei corpi idrici, interessati dal fenomeno dell'eutrofizzazione, sono di notevole importanza l'individuazione del "fattore limitante" e la definizione del "livello trofico" in cui il bacino lacustre in esame si trova (IRSA, 1980; OECD, 1982). Nel fitoplancton il rapporto medio esistente tra fosforo e azoto é di 1 atomo di P ogni 16 di N e la normale crescita delle alghe richiede, che in acqua i due elementi siano presenti, nelle stesse proporzioni. In termini ponderali il rapporto diventa:

$$1 \text{ P} : 7,2 \text{ N}$$

valori che si discostano da questo rapporto, danno utili informazioni sull'esistenza di una "condizione limitante" e sull'elemento che la determina:

- con rapporti ponderali  $N/P < 7$ , il fattore limitante potenziale é l'azoto;
- con  $N/P > 7 < 12$ , entrambi i nutrienti sono limitanti;
- con  $N/P > 12$ , il principale fattore limitante diventa il fosforo (Jorgensen & Vollenweider, 1989; Marchetti, 1993).

Le acque cloacali di norma presentano  $N:P = 3:1$ , mentre le sorgenti di sali nutritivi di tipo diffuso, per esempio quella agricola, presentano valori assai più elevati di questo rapporto (Marchetti, 1987 e 1993; Provini *et al.*, 1992).

Poiché le possibilità di assunzione dei nutrienti, da parte delle alghe, sono in genere assicurate dalla presenza dei composti del fosforo e dell'azoto, nella loro forma minerale, numerosi ricercatori ritengono più opportuno esprimere il rapporto  $N/P$  facendo riferimento a tale forma. In questo caso il rapporto si valuta dal totale delle forme minerali dell'azoto rispetto al fosforo ortofosfato:

$$\frac{N-NH_4 + N-NO_2 + N-NO_3}{P-PO_4}$$

con valori inferiori a 7 si ha azoto-limitazione e con valori maggiori di 15 fosforo-limitazione (OECD, 1982; Gaggino *et al.*, 1983).

A parità di altre condizioni, il processo di eutrofizzazione assume diversa importanza a seconda delle concentrazioni del fattore limitante che, per la maggior parte dei laghi, é identificabile con il fosforo (Lee, 1971; OECD, 1982; Provini *et al.*, 1992), anche se i casi di azoto-limitazione sembrano essere molto più frequenti di quanto ritenuto in passato (James *et al.*, 1990). Infatti, in laghi fortemente contaminati da scarichi civili può essere l'azoto a svolgere il ruolo di principale fattore limitante la produzione primaria (Marchetti, 1993).

Generalmente è alla concentrazione di fosforo che viene fatto soprattutto riferimento per valutare il livello trofico di un bacino lacustre (IRSA, 1980; Gaggino *et al.*, 1983; Provini *et al.*, 1992). In sintesi, le alterazioni dell'ambiente dovute al processo di eutrofizzazione, si manifestano con l'insorgere dei seguenti fenomeni:

- Riduzione della trasparenza, dovuta all'aumento di biomassa del fitoplancton e dal suo addensamento nei primi metri d'acqua.
- Instaurazione, nelle acque profonde, di condizioni anossiche tali da determinare la riduzione di alcuni composti ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_2$ ), con formazione di composti tossici e maleodoranti ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$ ); tali sostanze, nei periodi di omotermia e di rimescolamento delle acque, possono essere trasportate nell'intero volume del bacino, determinando gravi scompensi per gli organismi viventi.
- Modificazione delle biocenosi ittiche con la progressiva scomparsa delle specie più importanti ai fini della pesca (salmonidi e percidi) (Fig.10).

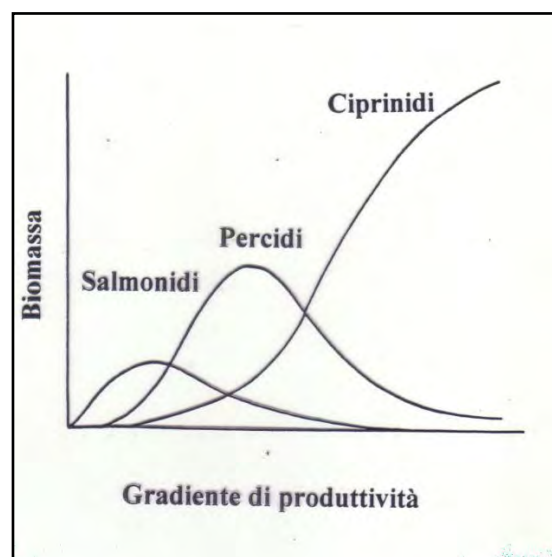


Fig.10 - Successioni all'interno della comunità ittica lacustre in funzione del gradiente di produttività.

E' quindi evidente che questi effetti non soltanto sono gravi sotto l'aspetto ecologico, ma lo sono anche se considerati sotto l'aspetto socio-economico. Infatti, un ambiente con un elevato grado di eutrofizzazione, non è adatto alla balneazione, è meno attraente dal punto di vista turistico, il valore di mercato del terreno limitrofo diminuisce, mentre il costo della potabilizzazione dell'acqua aumenta, fino a diventare inconveniente e la pesca professionale e sportiva subisce un rapido declino (Ravera, 2002). E' fondamentale fare attenzione sia

sull'azoto che sul fosforo, anche se il loro rapporto è pari a 1:7 circa; infatti da alcuni studi condotti in America da scienziati dell'Università di Alberta e dal Freshwater Institute è stato dimostrato, ultimamente, che anche il fosforo è fortemente responsabile del fenomeno di eutrofizzazione. In questo particolare caso è stato studiato per circa 37 anni un lago in Canada, appositamente fertilizzato con fosforo, riducendo al minimo gli input di azoto; ciò che è stato osservato dagli scienziati è che i cianobatteri presenti riuscivano comunque a fissare l'azoto atmosferico, come risposta alla limitazione indotta di questo elemento, ma il lago si evolveva comunque verso un peggioramento del grado di eutrofia (Schindler W. *et al.*, 2008). In seguito è stato confermato che, anche in altri laghi del Wisconsin, dove vi era limitazione da azoto e considerevoli emissioni di fosforo, dovuto all'agricoltura circostante e alle città limitrofe, l'eutrofizzazione era in forte crescita e che il fosforo era responsabile delle fioriture algali e delle morie di pesci (Carpenter R., 2008). L'evoluzione verso uno stato eutrofico ha comportato, in questi casi e purtroppo anche nei laghi italiani, un maggiore rischio di contaminazione da agenti patogeni da parte della fauna ittica. Ecco perché è indispensabile studiare e curare i bacini idrici, per cercare di conservare e preservare il loro stato di salute che inesorabilmente si ripercuote sulla salute umana. Sono necessari dunque, interventi atti a ridurre e bloccare, ove possibile, questo tipo di inquinamento di origine antropica, ricordando naturalmente che è il carico interno il fattore più preoccupante e più lento da abbattere.

### 2.3.1 Effetti tossici

L'eutrofizzazione a volte, può comportare densità molto elevate di particolari cianobatteri. Questi organismi autotrofi svolgono i loro processi vitali in acqua, la fotosintesi è una delle loro principali tecniche per avere energia, ma è noto che alcune specie sono abili a sopravvivere per lunghi periodi anche in oscurità. I cianobatteri sono per lo più i primi microrganismi a colonizzare aree di suolo e rocce umide (Chorus, 1999). Quelli delle acque dolci riescono spesso a dominare le zone epilimniche, ma anche quelle più profonde (Chorus, 1999). Quello che desta preoccupazione è che la loro crescita esponenziale rappresenta un disturbo per l'ambiente acquatico e per gli altri organismi che popolano il corpo d'acqua: densità elevate provocano la formazione di schiume e fioriture (blooms algali). Inoltre molte specie di cianobatteri producono, come metaboliti secondari, alcune cianotossine che rappresentano un potenziale rischio per la salute dell'uomo e di tutti gli altri organismi (Funari E. *et al.*, 2008) e per questa ragione possono essere annoverati tra i microrganismi patogeni emergenti (Bruno *et al.*, 2003). Sulla base delle loro proprietà tossicologiche le cianotossine vengono raggruppate in: epatotossine, neurotossine, citotossine, tossine con potenziale

irritante, in grado di agire anche sul sistema gastrointestinale (Funari E. *et al.*, 2008; Chorus, 1999). L'uomo può essere esposto alle cianotossine attraverso la via orale, che è di gran lunga la più importante, a seguito dell'ingestione di acqua potabile, alimenti, alcuni supplementi alimentari o di acqua durante le attività di balneazione. L'esposizione ad elevati livelli di cianotossine nelle acque potabili e di balneazione è stata associata ad effetti acuti a breve termine nell'uomo. L'esposizione cronica a bassi livelli di cianotossine rappresenta un motivo di preoccupazione per la salute umana i cui possibili effetti rimangono un argomento critico da approfondire (Funari E. *et al.*, 2008). La stessa specie di cianobatteri può essere associata sia a fioriture tossiche che non tossiche. Nel caso delle microcistine, è stato dimostrato che la tossicità di un ceppo dipende dalla presenza di un gene che codifica per la produzione della tossina e che le popolazioni naturali sono generalmente costituite da cianobatteri con entrambi i genotipi; conseguentemente il contenuto di microcistine non può essere correlato direttamente alla biomassa (Kurmayer *et al.*, 2002). Le concentrazioni delle microcistine nei corpi idrici sono soggette ad una notevole variabilità, che viene attribuita a due tipologie di fattori: le condizioni ambientali, che potrebbero influenzare la velocità di produzione delle tossine, e la dinamica delle popolazioni, che altera la proporzione dei genotipi tossici all'interno della popolazione di cianobatteri (Kurmayer *et al.*, 2002). Il ruolo ecologico delle tossine non è stato ancora chiarito per cui non è ancora possibile utilizzare un approccio funzionale per studiare i fattori che causano la tossicità. Ciò che è noto è che esiste una correlazione tra i fattori ambientali e il contenuto di tossine e soprattutto con la regolazione di produzione di tossine (Chorus, 1999).

### 2.3.2 Potenziali rischi

Al livello globale le tossine dei cianobatteri, più frequentemente trovate nelle fioriture di acque dolci, sono quelle appartenenti alla famiglia delle microcistine e quella delle nodularine (Chorus, 1999). E' stata rivolta l'attenzione soprattutto su acque potabili e sono stati fatti studi e analisi biologiche su alcune specie di topi per valutare l'entità tossica di queste tossine (es. alcune epatotossine cianobatteriche hanno causato la morte da emorragie in poche ore) (Chorus, 1999). Sono riportati in letteratura casi di avvelenamento umano, attribuiti alla tossicità dei cianobatteri, in alcune zone dell'Australia alla fine dell'ottocento (Chorus, 1999). La correlazione tra eutrofizzazione e alterazione dell'equilibrio della biomassa algale è stata dimostrata in diversi casi di studio, come ad esempio quello effettuato in Turchia nel Lago Manyas. L'alterazione di variabili fisiche e chimiche di un lago va ad influire sulla distribuzione del fitoplancton e sulla costituzione delle comunità algali (Celik K., *et al.*, 2007)



Da uno studio condotto sul Lago di Garda (periodi dal 1990-1993 e 1999-2003) è emerso come la biomassa algale risulti nettamente più alta negli anni di rimescolamento completo delle acque (1991,1999,2000) e, invece, sia contenuta e confrontabile negli altri anni. E' stato riscontrato un aumento della specie *P. rubescens* in diretta relazione ad un peggioramento delle condizioni trofiche del lago che, alla luce del lungo tempo teorico di ricambio dell'acqua (27 anni), segnala la necessità di tempestivi provvedimenti (Pellegrini G., *et al.*, 2005). Un altro studio che dimostra la correlazione tra eutrofizzazione e incremento di biomassa algale in particolare di *P. rubescens* è quello riguardante il lago Pusiano; la produzione di microcistine da *P. rubescens* è stata interpretata come una strategia di difesa contro lo zooplancton, che è il loro predatore. Inoltre molti cianobatteri tossici hanno mostrato una grande abilità nell'inibire la crescita di altre specie algali durante le loro fioriture massive (Legnani E., *et al.*, 2005). Da un altro studio effettuato in un bacino idrico della Spagna sono stati valutati anche i danni sugli altri organismi: molte specie di pesci hanno riportato problemi a causa della presenza di queste Cianofitee (Almodòvar A., *et al.*, 2004).


Anche nel lago di Varese, come in tutti i laghi sottoposti ad una lunga storia di eutrofizzazione, si sono osservati i seguenti fenomeni: imponenti fioriture estive di specie algali appartenenti ai generi *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Ceratium* e *Peridinium*; eccessiva presenza di macrofite, relativamente ai canneti e ai laminati; anossia degli strati di fondo da giugno a ottobre; limitata trasparenza delle acque; rilascio di nutrienti dai sedimenti; morie episodiche di pesci; presenza di cattivi odori nelle zone di minore circolazione delle acque. Nel Lazio sono riportati degli studi relativi al lago di Nemi ed Albano sostenuti dall'Istituto Superiore di Sanità che hanno mostrato il passaggio, di questi due corpi d'acqua, da uno stato di oligotrofia ad uno di eutrofia, e l'evoluzione repentina verso un nuovo stato di ipertrofia dovuto non solo all'impatto provocato dall'uomo e dagli scarichi, ma anche dall'abbassamento del livello delle loro acque. Il numero di cellule/litro di *P. rubescens* nelle stazioni di superficie tende ad aumentare già dagli anni settanta, a cui corrisponde, purtroppo, una perdita della biodiversità. Un altro aspetto, molto delicato e che non va trascurato, è che alcune tossine sembra possano favorire l'insorgenza di tumori e anche danni epatici neuronali permanenti; a riguardo, sono stati studiati gli effetti sui topi, ma ad oggi sono riportate solo ipotesi, a volte contrastanti sui possibili effetti sull'uomo; questo possibile potenziale pericolo non può comunque essere trascurato o sottovalutato (Chorus, 1999; Volterra, 1997). Ecco perché risultano, sempre più necessari, interventi e misure di emergenza atti a ridurre e controllare le emissioni di inquinanti e di fioriture algali (Bruno M., *et al.*, 2004).

## Il cianobatterio: “*Planktothrix rubescens*”

### 3.1 Classificazione e caratteristiche

Originariamente considerata una Cianofitea o alga blu-verde perché possiede peculiarità procariote; comunque è stata inserita in un nuovo gruppo tassonomico, i Cianobatteri, che classifica le alghe blu-verdi come veri e propri Batteri (Stainer, 1977, Ripka *et al.*, 1979). Il genere *Planktothrix* appartiene alla Classe delle Cyanophyceae, dell'Ordine delle Oscillatoriales, che contiene 150 generi e conta 2000 specie (Hoek *et al.*, 1995).

*Tassonomia.* Scheda monografica di *P. rubescens* redatta dall'UO dell'ISS

<b>Phylum</b>	Cyanobacteria
<b>Classe</b>	Cyanophyceae
<b>Ordine</b>	Oscillatoriales
<b>Genere</b>	<i>Planktothrix</i>
<b>Specie</b>	<i>P. rubescens</i>
	
<b>Autore</b>	Anagnostidis & Komárek
<b>Anno</b>	1988
<b>Sinonimi</b>	<b><i>Oscillatoria rubescens</i> De Candolle ex Gomont 1892</b>
<b>Descrizione</b>	Le cellule di <i>P. rubescens</i> formano tricomi di color rosso porpora o rosso bruno senza visibile guaina. Il diametro medio dei tricomi è 7 µm, la loro lunghezza è variabile e può raggiungere pochi mm. I tricomi sono composti da cellule adiacenti tutte identiche tra loro, di forma tonda, assottigliata o conica, tranne quelle apicali, che vengono usate per il riconoscimento morfologico. La lunghezza delle cellule è di 1.1-4.9 µm ed il diametro è di 3.9-9.4 µm.
<b>Fioriture</b>	Specie <i>P. rubescens</i> contengono soprattutto ficoeritrina. Sono comuni in corpi d'acqua profondi, stratificati, oligotrofici o mesotrofici. Dovrebbero essere adattate a crescere in condizioni di basse radiazioni luminose, in virtù del loro corredo pigmentario ricco di carotenoidi. Temperatura ottimale di crescita è 10-20°C e la salinità tollerata è 4,3‰. Le fioriture, ben visibili di colore rosso porpora, si verificano in autunno-inverno.
<b>Tossine prodotte</b>	Microcistine (Chorus I <i>et al.</i> , 1999)
<b>Distribuzione</b>	Cosmopolita. In Italia segnalazioni sempre più frequenti provengono dai laghi del Lazio, della Sicilia, della Sardegna, delle Marche, della Lombardia, del Trentino, del Veneto e del Piemonte.

*Descrizione.* Si tratta di cianobatteri filamentosi con tricomi di colore rosso bruno senza guaina visibile; il diametro medio dei tricomi è di 7  $\mu\text{m}$ , la loro lunghezza è variabile e può raggiungere pochi mm. I tricomi sono composti da cellule tutte uguali fra loro, tranne quelle apicali, che vengono utilizzate per il riconoscimento morfologico, con la lunghezza minore del diametro del tricoma. Le cellule si dividono per scissione binaria dando origine a tricomi uniseriati non ramificati e possono essere presenti false ramificazioni.

*Ecofisiologia.* Quando cresce attivamente in un mezzo di coltura bilanciato e ricco di nutrienti, *P. rubescens* è di colore rosso profondo; in queste condizioni il suo contenuto in proteine è equivalente al 12% di N (peso secco). Il microscopio elettronico mostra la presenza di molti granuli di accumulo di fosfati. La Clorofilla *a* è l'unica forma di questo pigmento presente in *P. rubescens*, mentre sono tipici due carotenoidi: mixoxantofilla, caratteristica dei cianobatteri in generale e oscillaxantina, specifico del genere *Oscillatoria*; a differenza del contenuto di clorofilla-*a*, quello di oscillaxantina non è luce-dipendente (Feuillade, 1972). L'energia luminosa che i carotenoidi assorbono ha una efficienza fotosintetica molto bassa, la funzione di questo pigmento è quella di protezione contro alti livelli di irradiazione. *P. rubescens* contiene tre biliproteine: alloficocianina e C-ficocianina, responsabili del colore blu-verde di molti cianobatteri e, la C-ficoeritrina rossa; si considera che essi siano i pigmenti più efficienti nell'assorbire la luce (Stainer, 1977). La radiazione fotosintetica attiva (Photosynthetically Active Radiation, PAR) catturata dalla ficocianina è usata con una resa pari o maggiore di quella assorbita direttamente dalla clorofilla *a* (Garnier, 1974). Le biliproteine rendono capace *P. rubescens* di utilizzare l'intero spettro della radiazione fotosintetica attiva e l'abbondanza di pigmenti, spiega la sua presenza anche a bassissime irradiazioni solari. A causa della loro costituzione (proteine associate a pigmenti) le biliproteine sono molto sensibili alla scarsità di azoto e possono anche agire come riserva di azoto quando c'è un'adeguata provvista di questo nutriente (Van Liere *et al.*, 1975). Di conseguenza il contenuto di biliproteine delle cellule è correlato con il loro contenuto totale di azoto e potrebbe essere utilizzato come indice di carenza o abbondanza di N (Feuillade & Feuillade, 1981; Feuillade & Davies, 1994). La misura delle biliproteine in una popolazione di cianobatteri allo stato stabile naturale, fornisce una indicazione indiretta della disponibilità di azoto nel lago.

*Metabolismo.* *P. rubescens* non tollera un arricchimento dell'ambiente di  $\text{CO}_2$  perché diventa troppo acido. La fotosintesi in *P. rubescens* è stata studiata da Feuillade & Feuillade (1981), in condizioni sub ottimali di crescita è stato osservato un tipico Ciclo C<sub>3</sub> (Calvin-Benson). La struttura procariotica delle singole cellule conferisce a questa specie il vantaggio: l'intera

cellula, ricca di tilacoidi, appare e si comporta come un cloroplasto così che, purché ci sia luce sufficiente, tutta la CO<sub>2</sub> respirata è immediatamente reincorporata fotosinteticamente. Gli specifici sistemi del metabolismo, che caratterizzano questa specie ottengono la massima efficienza, permettendo a questa ultima di sopravvivere anche quando la CO<sub>2</sub> è scarsa. Ciò conferma l'ipotesi che la supremazia di *P. rubescens* è legata alla sua capacità adattativa nei confronti di diversi fattori limitanti più frequenti nei laghi: bassa intensità luminosa, bassa concentrazione di CO<sub>2</sub> e scarsa disponibilità di azoto inorganico; inoltre, la fosfatasi alcalina le permette di utilizzare le forme organiche di P quando l'acqua è povera di fosfato (Feuillade *et al.*, 1990).

*Capacità di sospensione.* Alcuni cianobatteri come *P. rubescens* sono caratterizzati dalla presenza negli spazi intracellulari di "vescicole di gas", che riducono la normale densità cellulare al di sotto di quella dell'acqua, regolando la loro galleggiabilità nel mezzo acquoso. Queste vescicole sono inclusioni citoplasmatiche cave, cilindriche, associate in ammassi, più noti con il nome di vacuoli di gas che sono caratteristici esclusivi dei procarioti. Le pareti delle vescicole sono costituite da una particolare proteina detta Gvpa (Gas vesicle protein) e un'altra minore Gvpc. Sebbene la parete sia completamente permeabile ai gas, la sua superficie interna è idrofobia e previene l'ingresso di acqua nella vescicola. La composizione del gas al suo interno è simile a quella dell'aria alla pressione ambientale. Al di sopra di una certa pressione esterna, chiamata pressione critica (Pc), tutte le vescicole collassano irreversibilmente in involucri appiattiti. Il gas che era nelle vescicole esce per diffusione senza formare una bolla. (Walsby, 1969). Le proteine costituenti disaggregate possono essere usate come fonte di azoto per motivi metabolici o possono essere riassemblate in nuove membrane di vescicole di gas. Una pressione esterna compresa tra 0,7 e 1,2 MPa fa collassare le vescicole isolate e in situ di *P. rubescens* (Deacon e Walsby, 1990). La RGV (Relative Gas Vacuolation) in *P. rubescens* diminuisce al crescere del grado di limitazione di azoto e aumenta con le transizioni alla limitazione di carbonio inorganico. Gli esperti dei laghi suggeriscono che la formazione di popolazioni sub superficiali di *P. rubescens* è una risposta della galleggiabilità alla elevata intensità luminosa e alla scarsità di nutrienti in superficie (Reynolds e Walsby, 1999). Quando è N-limitata, *P. rubescens* perde la galleggiabilità e sprofonda in un lago stratificato nel metalimnio, in questo modo la galleggiabilità risponde:

- negativamente alle condizioni di superficie epilimnio (alta luminosità, scarsità nutrienti)
- positivamente alle condizioni del metalimnio (bassa luminosità, abbondanza nutrienti).

Gli esperti sui laghi suggeriscono che la formazione di popolazioni subsuperficiali è una risposta della galleggiabilità all'alta intensità luminosa e alla mancanza di nutrienti nei pressi della superficie. Walsby ha messo in relazione la riduzione della galleggiabilità con il collasso delle vescicole di gas dovuto all'aumento della pressione di turgore e questo meccanismo di collasso è dipendente dalla fotosintesi (quando le condizioni di luce e nutrienti sono tale che il tasso di fotosintesi supera il tasso di crescita limitata dai nutrienti), così la limitazione di azoto potrebbe promuovere l'aumento della pressione di turgore e il collasso delle vescicole, mentre la disponibilità di azoto ridurrebbe la pressione di turgore.

*Tossicità.* La tossicità della specie *P. rubescens* è associata alla loro capacità di produrre microcistine, che sono tra le ciano tossine più frequentemente rilevate (Chorus and Bartram, 1999). Ad oggi sono state identificate circa 80 varianti di microcistine (WHO, 2003). I possibili effetti sulla salute umana, associati all'esposizione a tali tossine sono stati studiati e riassunti nel Rapporto ISTISAN (08/6) dove sono riportati in dettaglio gli effetti per ciascuna variante. La presenza di ciano batteri potenzialmente tossici come *P. rubescens* in un lago non indica necessariamente che siano prodotte ciano tossine, né tanto meno è possibile stabilire una diretta proporzionalità tra densità cellulari e quantità di tossine prodotte. E' infatti noto che all'interno di una specie potenzialmente tossica, possono coesistere differenti genotipi e non tutti sono necessariamente predisposti alla produzione delle tossine (Kurmayer *et al.*, 2002). Da ciò si desume che la tossicità di una fioritura è influenzata dalle proporzioni dei diversi ceppi presenti nella specie (Kurmayer and Kutzenberger, 2003; Dittmann and Börner, 2005); per questi motivi le analisi di densità cellulari non sono sufficienti per stabilire la tossicità di una fioritura.

## Obiettivi della ricerca

Il lavoro sperimentale assegnato è inserito in un contesto di monitoraggi, studi e ricerche più ampio e approfondito che, dagli anni novanta circa, si propone di portare avanti il Dipartimento di Ecologia e Biologia dell'Università della Tuscia di Viterbo (di seguito denominato D.E.B.), allo scopo di fornire dati, valutazioni e validi strumenti agli Enti territoriali e Associazioni preposti alla tutela, salvaguardia e valorizzazione del biotopo "Lago di Vico", ritenuto patrimonio di inestimabile valore paesaggistico oltre che, risorsa naturale di enorme rilevanza per la Provincia di Viterbo e per questo scelto come area di studio.

Il Lago di Vico, come molti altri laghi italiani, anche del Lazio (Nemi, Albano ecc.), hanno subito nell'ultimo ventennio un peggioramento del livello trofico, passando dallo stato di oligotrofia a quello di eutrofia; tale declino ecologico è associato ad un fenomeno di eutrofizzazione di origine indubbiamente antropica, innescato soprattutto dalle attività produttive intensive, soprattutto monoculturale, praticate nelle aree prospicienti il lago, che hanno causato un arricchito eccessivo delle acque di nutrienti algali. A ciò è conseguito uno sviluppo abnorme di alcune specie fitoplanctoniche, che ha determinato un cambiamento nell'equilibrio tra le specie della comunità lacustre. Tali condizioni di eutrofia nel lago di Vico dove, fin dagli anni settanta è stata rilevata la presenza, allora innocua, della specie *P. rubescens* (ex *O. rubescens*), hanno generato la supremazia di questa specie sulle altre componenti del fitoplancton, destando grande preoccupazione per il futuro dell'intero ecosistema lacustre. Per le gravi problematiche sollevate dalla presenza di frequenti fioriture di *P. rubescens* (uso dell'acqua, tossicità, balneabilità ecc.), ma anche per le possibili conseguenze future, il lago di Vico è oggetto di grande interesse scientifico.

In particolare, il presente lavoro si propone di caratterizzare la nicchia ecologica di *P. rubescens*, incentrando la ricerca sullo specifico ruolo del cianobatterio, assunto all'interno dell'ecosistema lacustre del lago di Vico, per poi mettere in relazione le esigenze di crescita di questa specie, con i dati emersi dalle attuali condizioni di trofia del lago; le condizioni attuali sono ottenute attraverso il monitoraggio dei parametri chimico-fisici di routine, rilevati sperimentalmente nell'arco temporale compreso tra Agosto 2012 e Marzo 2013, oltre le analisi di laboratorio eseguite sui campioni di acqua prelevati dalla stazione "E", posta nel punto di massima profondità del lago, a tre diverse profondità. Al termine delle analisi verranno elaborati i dati e confrontati con quelli raccolti nell'archivio del Dipartimento di Ecologia e Biologia dell'Università della Tuscia, al fine di verificare sia l'evoluzione dello

stato trofico del lago che, lo sviluppo di *P. rubescens*, rispetto alle precedenti ricerche; analizzando le condizioni riscontrate, in termini di biomassa, sarà possibile ipotizzare uno scenario futuro a breve/medio termine circa la probabile crescita di questa specie. Ciò ci consentirà di stabilire i potenziali utilizzi di questa importante riserva idrica, in base al rischio per la salute umana oltre, ad individuare e programmare idonee strategie, mirate al recupero della qualità delle acque, a vantaggio dell'uso della riserva idrica e delle attività turistico-ricettive-ricreative, che si possano praticare nelle aree prospicienti il lago. In sintesi gli obiettivi prefissati con la presente ricerca, possono essere così puntualizzati:

- Caratterizzazione del ruolo ecologico di *P. rubescens*;
- Verifica dell'attuale stato trofico del Lago di Vico e confronto con i dati delle pregresse ricerche;
- Valutazione dell'optimum di crescita di *P. rubescens* nel contesto trofico emerso dal monitoraggio del Lago di Vico;
- Considerazioni sul potenziale sviluppo di *P. rubescens*, associando possibili strategie da adottare per il contenere e/o regredire la sua crescita, per un auspicabile recupero dello “*stato ecologico*” del Lago di Vico.

## Area di studio

### 5.1 Inquadramento generale

Il lago di Vico, insieme a quelli di Bracciano, Bolsena, Monterosi, Albano e Nemi, fa parte di un gruppo di laghi dell'Italia centrale di origine vulcanica; è un bacino di modeste dimensioni e si contraddistingue per la tipica forma a “ferro di cavallo” dovuta alla presenza, sulla sponda nord, del Monte Venere (838 metri).

Situato nella provincia di Viterbo, a circa 60 Km a Nord di Roma, vanta il primato di altitudine tra i grandi laghi italiani, con i suoi 507 m s.l.m.. I comuni, che si dividono la competenza amministrativa delle sponde del lago sono: Caprarola e Ronciglione.

Dal punto di vista naturalistico, il lago di Vico è incluso tra le aree di particolare valore naturalistico del Lazio e tra i biotopi di rilevante interesse vegetazionale in Italia; per questo è Riserva Naturale Regionale dal 1982, istituita con L.R. n.47 del 28.09.1982 e come decretato dalle Direttive “Habitat” (92/43/CEE) e “Uccelli” (2009/147/CE), ospita i S.I.C. IT6010024 “Lago di Vico” e IT6010023 “Monte Fogliano e Monte Venere” e la Z.P.S. IT6010057 “Lago di Vico – Monte Venere e Monte Fogliano” (Fig.11).

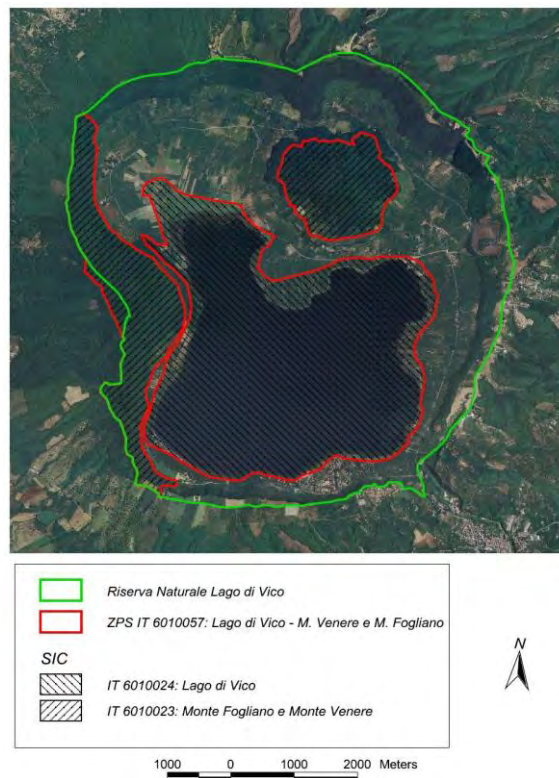


Fig.11 - Confini Riserva Naturale Regionale, SIC e ZPS



Originariamente la Riserva Naturale comprendeva solo il territorio di competenza amministrativa del Comune di Caprarola, con l'esclusione del versante Sud-Ovest, appartenente alla giurisdizione del Comune di Ronciglione. Nel 2008 il Consiglio Regionale del Lazio ha approvato con L.R. n.24 del 24.12.2008, l'ampliamento della Riserva da 3.346 a 4.109 ettari, includendo nell'area protetta anche il versante del lago, precedentemente escluso per motivi amministrativi. La Riserva Naturale del Lago di Vico, può vantare una grande varietà di ecosistemi, tra cui:

- l'ambiente boschivo, popolato da una ricca fauna, con una parte seminaturale a castagneto da frutto, a cui seguono estesi boschi cedui e d'alto fusto plurisecolari, con la cerreta e la faggeta nella parte più alta (Simmi F., 1992); elemento di particolare interesse è la "Faggeta depressa" del Monte Venere, unica al mondo, che si sviluppa sul versante orientale del monte a circa 530 m s.l.m., molto al di sotto della fascia fitoclimatica caratteristica, trovando in questo luogo, particolari condizioni microclimatiche;
- l'ambiente palustre, concentrato nella zona delle "Pantanacce", dove si ritrovano acquitrini, canneti e giuncheti che risulta essere il luogo ideale per la sosta, lo svernamento e la nidificazione di una grandissima varietà di uccelli acquatici, come lo svasso maggiore, simbolo della Riserva Naturale;
- quello lacustre, più propriamente detto, popolato da molte specie pregiate.

Gran parte del territorio della Riserva Naturale è quindi coperto da boschi rigogliosi che si estendono per circa 900 ettari in modo pressoché uniforme, sui versanti della cinta craterica, sul M. Fogliano e sul M. Venere. Oltre al faggio, i boschi della riserva ospitano altre specie arboree, tra le quali cerri, lecci, aceri, carpini, ornelli ed olmi. I castagneti da frutto poi, costituiscono una particolare formazione boschiva, infatti, pur essendo sottoposti all'intervento dell'uomo, annoverano esemplari secolari e svolgono una funzione ecologica di veri e propri boschi naturali, offrendo rifugio a numerose specie di uccelli e mammiferi (Passatore, 2004). In conseguenza dell'abbassamento del livello del lago, dovuto alla costruzione dell'emissario artificiale, si sono formate aree paludose, nella parte più settentrionale della conca (zona Fogliano). Esse sono circondate da prati, alcuni dei quali acquitrinosi, su cui si mantiene ancora un'attività zootecnica che un tempo, prima dell'impianto estensivo dei noccioleti, risultava molto più diffusa.

La fascia del canneto, che tranne alcuni tratti, si sviluppa lungo tutto il perimetro del lago, raggiunge estensione considerevole, mentre sulla riva immediatamente retrostante si sviluppa una formazione vegetale a giunco palustre tra le più estese del Lazio.

L'unica zona abitata è nel versante del Comune di Ronciglione e corrisponde al centro residenziale “Punta del Lago”, dove troviamo villette, esercizi ricettivi e piccole insenature sabbiose balneabili. Nella zona nel versante di Caprarola, sotto il Monte Venere, sono presenti invece alcuni impianti ricettivi e attrezzature sportive. Le acque del lago sono, inoltre utilizzate come risorsa idropotabile, da entrambi i Comuni di Ronciglione e Caprarola.

## 5.2 Cenni storici

Inizialmente il corpo idrico aveva un'estensione assai maggiore, rispetto a quella che si osserva attualmente: si può immaginare che, il livello delle acque arrivava fino quasi ai bordi del cratere, con la cima del Monte Venere che si ergeva come una penisola, nella parte nord orientale della distesa lacustre (Fig.12). Rimase con questa conformazione per molti millenni, fino a quando l'intervento umano l'ha modificato. Dapprima gli Etruschi si adoperarono per abbassare il livello del lago: prima della costruzione della strada “Cassia Cimina” (periodo imperiale), le acque si trovavano circa 20 m al di sotto del livello originario.

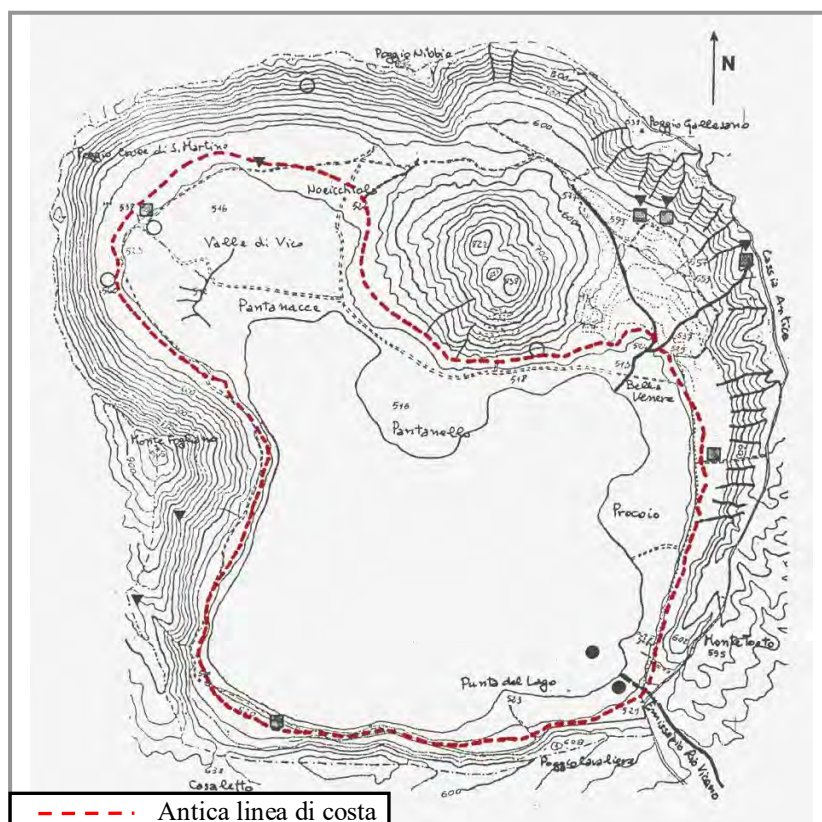


Fig.12 – Andamento della linea di costa negli anni precedenti al XVI sec. (Leone, 1988)

Più tardi, durante il XVI secolo, i Farnese, per regolare le piene e recuperare terreni all'agricoltura, ripristinarono un cunicolo sotterraneo collegato al vicino fiume Rio Vicano, abbassando ulteriormente il livello del lago di tre metri; si venne a creare così un vero e proprio emissario artificiale, le cui acque sfociano nel Treia, che poi confluisce nel Tevere; il suo flusso era regolato da una chiusa, ancora oggi esistente. L'abbassamento delle acque lasciò scoperta una notevole area di terreni fertili, favorendo l'insediamento di piccole comunità di agricoltori e pastori. Lo specchio lacustre assunse così l'aspetto attuale: la forma a un ferro di cavallo, il perimetro di circa 18 Km e un'area di circa 12 Km<sup>2</sup>.

### **5.3 Sintesi aspetti geologici, idrologici e pedologici**

L'area oggetto di studio, che si estende per circa 300 kmq, è inserita nel Foglio n.143, IV quadrante, orientamento NO-NE delle Tavole I.G.M. 1:25.000 ed è compresa nel contesto geologico del Distretto Vulcanico Cimino-Vicano.

In ordine temporale, le attività che mettono in posto i prodotti del complesso Cimino sono le più antiche, mentre risultano successive, quelle dell'edificio Vicano. Il distretto Cimino-Vicano si inserisce in un settore pre-appenninico, interessato da faglie con direzione NW-SE e NE ; le depressioni strutturali sono state colmate dal Messiniano al tardo Pliocene, da alcune centinaia di metri di sedimenti (La Torre *et al.*, 1981).

La grande varietà morfologica, che caratterizza la regione Cimino-Vicana, è il risultato delle vicende geologiche che hanno interessato l'area, a partire dal Mesozoico. I principali morfotipi caratteristici sono costituiti: dalla depressione, che ospita il lago di Vico e dai rilievi cupoliformi dei Monti Cimini, entrambi generati dall'attività vulcanica del periodo Pleistocenico (Lulli, 1989-1991). La peculiare morfologia dei laghi vulcanici, caratterizzati generalmente da profondità elevate in rapporto alla loro superficie, è derivata proprio dai loro processi di formazione; nei loro pressi spesso possono persistere fenomeni di vulcanismo secondario: termalismo, geyser ecc..

Il Cimino ha iniziato alla fine del Pliocene, circa 4,5 milioni di anni fa, la sua attività eruttiva, diffondendo anche a grande distanza ceneri e lapilli che, accumulandosi sopra le precedenti colate laviche, si cementarono e diedero origine a rocce piroclastiche. I prodotti di tali eruzioni si sovrapposero alle argille ed alle sabbie marine della valle del Tevere. A quel tempo l'altezza del cono Cimino era forse il doppio di quella attuale; negli anni a venire l'attività vulcanica portò ad un addolcimento della morfologia della regione (Barbanti, 1969).

Successivamente, nel Pleistocene, iniziò l'attività del vulcano di Vico durante la quale si alternarono pause, a violente esplosioni, che portarono alla formazione di rocce prevalentemente tufacee. Dopo un lungo periodo di attività, a seguito di uno sprofondamento vulcanico-tettonico, si formò la caldera di Vico (Fig.13). Il risultato dell'ultimo atto dell'attività vulcanica vichiana è rappresentato dalla costruzione, all'interno della caldera ed in posizione eccentrica, del cono di Monte Venere (Barbanti, 1969).

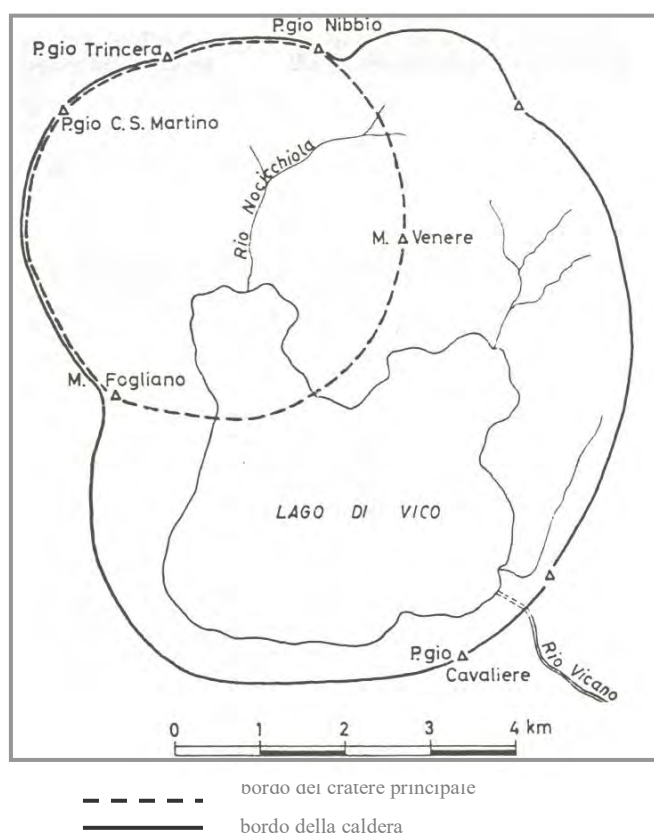


Fig.13 – Estensione della caldera del Lago di Vico (Barbanti et al., 1969)

Una volta terminata l'intensa attività eruttiva (circa 100.000 anni fa), le acque che scaturivano da sorgenti sotterranee e le piogge torrenziali riempiono la caldera, dando origine all'omonimo lago (Lulli, 1986). Il corpo idrico occupa oltre un quarto dell'intero bacino ed è caratterizzato da una decisa ed intrinseca sensibilità ambientale legata all'origine vulcanica, che ne riduce fortemente la sua vivacità idrologica. Esso infatti è privo di immissario ed ha un solo emissario artificiale, il Rio Vicano; anche per queste ragioni è caratterizzato da periodi molto lunghi di rinnovo delle acque: pertanto risulta avere una predisposizione alla concentrazione degli inquinanti e dei nutrienti. Soprattutto la concentrazione di questi ultimi è ormai certo essere notevolmente accresciuta nell'ultimo decennio, pur in assenza di scarichi

civili ed industriali di rilievo nel bacino (Barbanti *et al.*, 1993). Invece, un fenomeno evidente, risulta essere l'erosione dei suoli delle pendici del bacino.

Nell'ambito del sistema idrogeologico i complessi lavico-piroclastico, piroclastico e conglomeratico costituiscono i principali acquiferi, limitati inferiormente e lateralmente dai meno permeabili complessi calcareo-marnoso e argilloso sabbioso (Baiocchi *et al.*, 2005). La circolazione idrica sotterranea avviene mediante una falda basale continua, caratterizzata da una morfologia piezometrica radiale centrifuga con una zona di alimentazione nella parte centrale del sistema in corrispondenza dei duomi cimini. I recapiti della falda basale sono principalmente i torrenti del margine occidentale, settentrionale ed occidentale del sistema. Flussi idrici sotterranei dell'acquifero vulcanico sono presenti nel settore occidentale, essi alimentano la falda dei depositi alluvionali della piana del Tevere. Altri recapiti della circolazione idrica sotterranea sono rappresentati da sorgenti con portata limitata ad alcuni litri al secondo. Oltre alla falda basale sono presenti più falde sospese di limitato spessore e continuità (Baiocchi *et al.*, 2005).

In questo quadro idrogeologico il lago di Vico si presenta come un affioramento alto della superficie piezometrica della falda basale. In particolare, dalle ricostruzioni piezometriche riportate in bibliografia (Baiocchi *et al.*, 2005), emerge che il lago è alimentato per gran parte del suo perimetro dalla falda, e solo lungo il bordo meridionale si hanno flussi idrici del lago verso la falda.

Le acque sotterranee sono ampiamente utilizzate a fini irrigui e potabili; i prelievi irrigui avvengono mediante numerosi pozzi sia dalla falda basale che da quelle sospese. I prelievi potabili dalla falda di base avvengono principalmente tramite pozzi e secondariamente mediante sorgenti. La distribuzione dei pozzi del territorio è più densa alle pendici del sistema idrogeologico, dove la falda di base è meno profonda (qualche decina di metri al massimo). Tuttavia anche nella zona di alimentazione, dove la falda di base raggiunge profondità maggiori (diverse decine di metri), sono presenti captazioni per pozzi, che a volte intercettano solo le falde sospese.

Per quanto riguarda le caratteristiche pedologiche del lago sono stati effettuati diversi studi specifici (Lulli, 1986; Lulli *et al.*, 1989-1991). I suoli dell'area sono molto influenzati dalle caratteristiche geologiche dei distretti vulcanici Cimino e Vicano. La grande diversità che presentano, è dovuta anche alla grande varietà di microclimi presenti nella zona della caldera e del suo intorno. Le caratteristiche pedoclimatiche, costantemente umide e del substrato pedogenetico, ricco di materiali vetrosi, hanno determinato in prevalenza la formazione di

Andisuoli, caratterizzati da profili di tipo ABC di profondità generalmente non elevata (1.3-1.5 max 1.8 metri), distribuiti sui versanti della caldera ad elevata pendenza, la cui struttura granulare, influisce sulla porosità che risulta alta, favorendo un rapido drenaggio e una penetrazione dell'acqua in profondità, limitando contemporaneamente gli effetti dell'erosione (Capelli *et al.*, 2007). Sono, inoltre, presenti nell'area, altre varietà pedologiche: Suoli Bruni andici e acidi sui depositi colluvionali; Suoli Bruni anche lisciviati, Entisuoli sui terrazzamenti lacustri e Suoli Bruni idromorfi nelle aree depresse palustri (Capelli *et al.*, 2007).

#### **5.4 Caratteristiche morfologiche**

Il lago di Vico giace in un ambiente molto particolare ed eterogeneo da un punto di vista morfologico: si alternano infatti rilievi come il M. Fogliano (965 metri) e quello di Poggio Nibbio (896 metri), a porzioni meno elevate nella zone orientali e meridionali della cinta craterica, si riscontra poi in corrispondenza degli emissari una vera e propria slabbratura. Il monte Venere invece, caratteristico all'interno della cinta, presenta una forma conica quasi perfetta. (Barbanti, 1969).

All'interno di questo paesaggio quindi si passa rapidamente da pendenze elevatissime a zone pianeggianti, e da permeabilità molto alte a molto basse, e da fitti boschi alla palude, tutto questo nel raggio di pochi chilometri o addirittura di qualche centinaio di metri. Tale scenario, rende l'ambiente del lago di Vico, peculiare e attraente ma, nello stesso tempo, ne rende complessa l'analisi e la comprensione dei rapporti causa-effetto e delle dinamiche in atto.

Il reticolo idrografico all'interno della cinta craterica è piuttosto modesto e privo di gerarchizzazione, a causa della particolare morfologia che presenta il bacino; infatti, esso è caratterizzato, quasi ovunque, da pendenze elevate ed uniformi, che non hanno favorito la realizzazione di impluvi di una certa importanza (Leone, 1988).

Le precipitazioni registrano picchi elevati; l'andamento delle piogge medie mensili, mostra la presenza di un unico minimo estivo, nel mese di luglio e di due massimi nei mesi di febbraio e novembre, da cui si evince un clima, che può essere classificato come sub-litoraneo-appenninico. La spiccata umidità caratterizza il particolare microclima del lago.

Il lago di Vico è il prodotto del riempimento dell'area calderica, soggetta a vari e ripetuti sprofondamenti successivi alla messa in posto delle grandi ignimbriti tra cui il Tufo Rosso a Scorie Nere. Al termine dell'attività eruttiva dell'apparato di Vico (circa 80000 anni fa), le acque di falda e le acque meteoriche portarono alla graduale sommersione della caldera.

Il lago ha una profondità massima che raggiunge i 48,25 metri, essenzialmente circoscritta in una zona eccentrica. E' da notare come, questo punto rappresenta il centro geografico, quasi perfetto, della linea dello spartiacque, che segue esattamente l'orlo della caldera. La vicinanza (meno di 200 metri) del punto di massima profondità alla linea di costa implica una forte pendenza delle sponde sommerse (Barbanti, 1969).

Il lago, privo di immissario, ha come soli elementi di ricambio idrico le piogge, l'evaporazione e l'emissario Rio Vicano (il cui flusso, talvolta, viene interrotto da una chiusa); tutto ciò limita sensibilmente il potere di autodepurazione del lago (Leone, 1988), determinando un tempo di residenza delle acque piuttosto lungo. Sulla base di dati idrologici, recentemente raccolti, risulta un tempo teorico di rinnovo (rapporto tra il volume del lago e la portata del suo emissario) pari a circa 22 anni, di poco maggiore a quello calcolato nel 1969, che risultava essere di 17 anni (Barbanti, 1969; Dragoni *et al.*, 2002). I dati morfometrici più significativi sono riportati nella tabella che segue (Barbanti, 1971; Crollo *et al.*, 1974; Leone *et al.* 2002).

Tab. 1 - Dati morfometrici

Area della superficie (alla quota di 510 m s.l.m.) ( $S_L$ )	12,081 Km <sup>2</sup>
Perimetro	16,09 Km
Profondità media	21,58 m
Profondità massima	48,25 m
Volume	260,68 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Sviluppo di volume*	1,33
Superficie del bacino imbrifero, lago escluso ( $S_B$ )	28,84 Km <sup>2</sup>
Indice di lacualità: ( $S_L$ ) / ( $S_L + S_B$ )	0,29

L'andamento dei flussi d'acqua sotterranei è stato studiato nell'ambito di una ricerca, condotta recentemente (Dragoni *et al.*, 2002) (Fig.14), sulla caratterizzazione idrogeologica del lago: nella porzione settentrionale del bacino imbrifero si ha l'ingresso delle acque nel lago, che provengono anche dalla falda esterna al bacino. Nel settore meridionale invece, è il lago ad alimentare la falda sotterranea.

---

\* Rapporto tra il volume effettivo del lago e quello di un cono avente per base l'area dello specchio lacustre e per altezza la profondità massima; questo parametro è quindi un buon indice della regolarità di una conca lacustre, regolarità che ovviamente è tanto maggiore quanto più la morfologia del bacino si avvicina alla forma conica per la quale del parametro assume un valore pari ad 1.

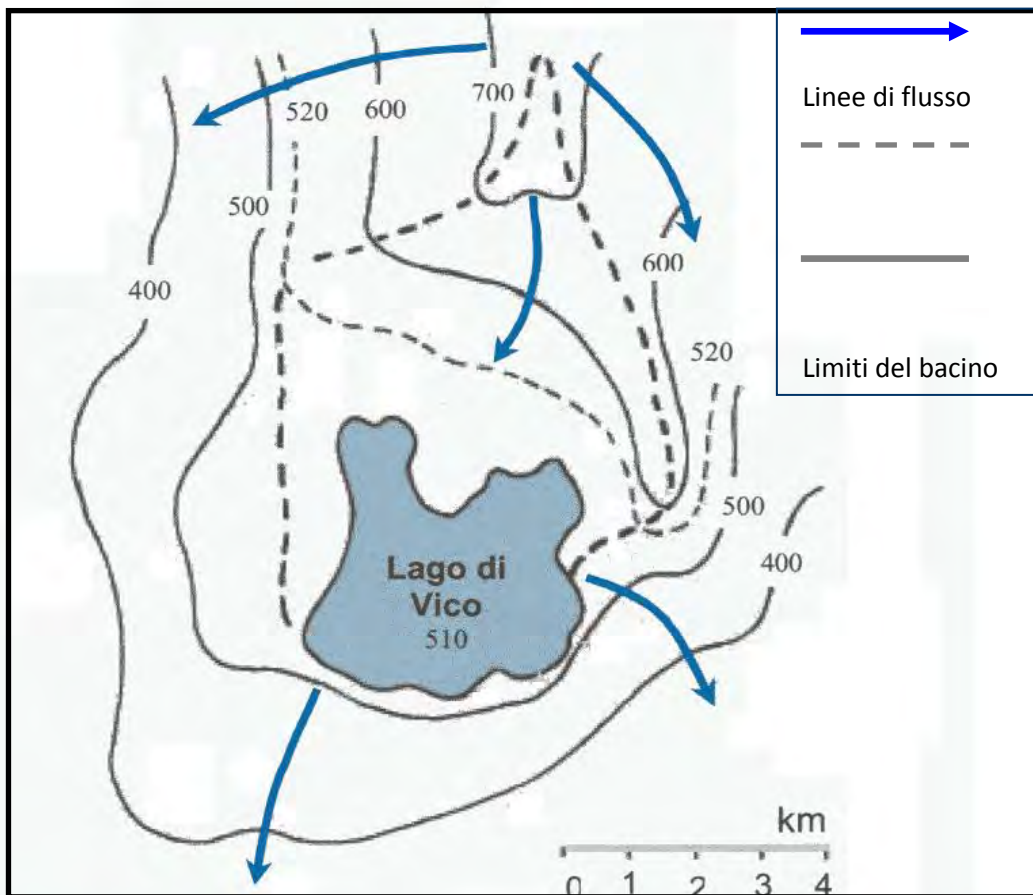


Fig.14 - Andamento delle linee di flusso della falda sotterranea (Dragoni et al., 2002).

Un'altra caratteristica rilevante, emersa nelle stesse ricerche, è l'immediata risposta del livello idrico del lago alle precipitazioni; tale caratteristica è coerente con l'elevato indice di lacualità del bacino imbrifero (Dragoni *et al.*, 2002) ed è la causa dell'instabilità del limite di costa nelle zone del lago, dove le rive risultano essere meno acclivi.

L'alto indice di lacualità spiega anche le ridotte fluttuazioni annuali del livello lacustre; sulla base di osservazioni, portate avanti per 18 anni, Carollo e Barbanti (1971) hanno calcolato un'escursione media annua del livello del lago di 62 cm, con valori minimi in autunno e massimi in primavera.

Per quanto riguarda la termica delle acque, il lago di Vico è un bacino monomittico caldo: l'unico fenomeno di rimescolamento completo delle acque, si verifica una sola volta all'anno, nel periodo compreso tra i mesi di gennaio e marzo; durante questi mesi, infatti, la temperatura rimane costante lungo tutta la colonna d'acqua. Durante il resto dell'anno, invece, si forma un netto termoclinio che separa l'epilimno, costituito dalle acque superficiali più calde, dall'ipolimnio, costituito dalle acque più profonde e fredde (5-8 °C). Il termoclinio si



colloca, con una certa regolarità, ad una profondità compresa tra gli 8 e i 10 metri, nel mese di luglio e tra i 17 e i 18 metri, nel mese di novembre e, solitamente, risulta essere pronunciato; ciò, probabilmente, può essere dovuto alla ridotta azione rimescolatrice operata dal vento, che difficilmente agisce su questo lago, per la sua modesta estensione e per la presenza di una cerchia di rilievi che lo circonda (Scialanca, 1995).

### **5.5 Impatto attività antropiche nel bacino lacustre**

Le fonti di inquinamento, che interessano il lago di Vico, sono sia di natura diffusa, proveniente dall'attività agricola, che di natura puntiforme, derivante dagli insediamenti produttivi. Tra le attività agricole praticate nei terreni che circondano il lago, predomina la monocoltura a nocciolo, mentre una parte ormai residuale è destinata alla zootecnia e pascolo. Gli insediamenti produttivi invece, sono rappresentati dalle strutture e attività stagionali turistico-ricettive sorte nelle adiacenze del lago, che apportano i loro scarichi reflui nel lago, previo idonei trattamenti prescritti dalle autorizzazioni. I due tipi di attività agricola, contribuiscono all'inquinamento delle acque, in modo differente (Marchetti, 1999). Da diversi studi, condotti principalmente dal gruppo di Ecologia del Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche dell'Università degli Studi della Tuscia di Viterbo, è emerso che nel caso del lago di Vico, l'attività agricola praticata per gli impianti dei nocciolati, ha un peso maggiore sull'eutrofizzazione del lago rispetto a quella zootecnica. Le nocciole prodotte sono di ottima qualità e riscuotono un successo commerciale a livello nazionale; ciò, induce i proprietari ad incrementare e massimizzare le produzioni annuali, anche con l'ausilio di massicce quantità di prodotti chimici quali concimi, fertilizzanti, pesticidi, diserbanti ecc., oltre lo sfruttamento del suolo stesso. È noto che la probabilità che i composti chimici, utilizzati come fertilizzanti, possano trasferirsi dal suolo alle acque, dipende da numerosi fattori, tra questi sono da considerare: le quantità somministrate e le caratteristiche chimiche del composto utilizzato tra cui la solubilità in acqua (Leone *et al.*, 2002), la natura geochimica e idrologica del suolo.

Nel caso dei fosfati e dei nitrati si risentirà maggiormente degli effetti del dilavamento nel caso di suoli leggeri, con scarso contenuto di sostanza organica o di suoli poco profondi e con base fessurata, rispetto a suoli argillosi e ben strutturati. Inoltre; anche le caratteristiche topografiche del territorio influenzano il movimento di questi sali è evidente che un terreno con pendenze più elevate sarà soggetto ad un grado di erosione maggiore, a parità di altre caratteristiche, rispetto ad un terreno pianeggiante (Leone, 1988). Non meno importante è il

clima, soprattutto il regime pluviometrico della zona, che influenza il percorso degli inquinanti nel bacino idrologico.

Lo sfruttamento del suolo, praticato nell'intera area adiacente il lago di Vico, coltivato prevalentemente a nocciolo, renderebbe indispensabile e significativo lo studio delle sue caratteristiche idrodinamiche ed idrodispersive, al fine di valutare l'eventuale incidenza nei fenomeni di eutrofizzazione del lago.

Sono stati eseguiti diversi studi, riguardanti l'analisi della suscettività alla contaminazione delle acque sotterranee e ai fini della presente tesi, si ritiene opportuno, ribadire l'impatto delle concimazioni sull'eutrofizzazione del bacino lacustre. Alcune analisi utilizzano degli schemi, per affrontare il problema a livello globale, attraverso la redazione di carte della vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi (Civita, 2005). Altri utilizzano approcci e indagini diverse, per determinare parametri idrogeologici e idrodispersivi, per verificare il movimento e la dispersione di certi inquinanti nel suolo. Queste ultime analisi hanno un importante calibro per gli acquiferi vulcanici dell'Alto Lazio, purtroppo esistono ancora pochi studi applicativi, nonostante che in questa area siano presenti importanti serbatoi idrici per l'approvvigionamento potabile locale.

In particolare, nel lago di Vico, è stato effettuato un lavoro condotto sui "piroclastici" dell'area del lago, una realtà idrogeologica particolarmente fragile (Baiocchi *et al.*, 2006) e nello stesso tempo di grande valenza ambientale. Dopo aver campionato ed analizzato i suoli dell'area, prendendo in esame in un sito significativo, sono state condotte delle prove di permeabilità e di tracciamento su diverse scale. Sono stati ricavati i parametri idraulici e idrodispersivi del suolo, con l'ausilio di permeametri e di due tipi di traccianti conservativi, al fine di simulare i fenomeni di contaminazione, per poi desumere la possibilità di propagazione degli stessi, nei primi metri di sottosuolo (Gentili., 2007).

Nell'esperimento sono state ipotizzate due simulazioni di inquinamento: uno sversamento di contaminante continuo nel tempo (fonte diffusa) ed uno sversamento istantaneo (fonte puntiforme). In particolare, sarà riportato brevemente il risultato delle prove di tracciamento effettuate in colonna con lo ione cloruro ( $\text{Na}^+\text{Cl}^-$ ), considerato conservativo e lo ione nitrato ( $\text{K}^+\text{NO}_3^-$ ), considerato relativamente meno conservativo del precedente, poiché tende a reagire con il tipo di suolo in esame, di natura vulcanica. Da queste simulazioni sono emersi i due differenti comportamenti degli ioni; per sintesi, si riporta il caso del nitrato, scelto come tracciante perché utilizzato nella zona del lago di Vico come fertilizzante, ma risulta essere anche uno dei maggiori inquinanti delle acque in Italia. Questa esperienza è opportuna per

studiare più da vicino le modalità di propagazione dello ione nitrico nel suolo e capire quindi come, attraverso un percorso congeniale, riesca a raggiungere le acque, sia superficiali che sotterranee, contribuendo così all'eutrofizzazione del lago di Vico.

Dal tracciamento tramite iniezione istantanea, di una soluzione preparata di 500ppm di NaCl, è emerso che il cloruro attraversa più velocemente il profilo; essendo meno disperso del nitrato, ha un plume più concentrato (Gentili, 2007).

Il metodo di tracciamento seguito per il  $\text{KNO}_3$  è stato lo stesso utilizzato per il Cloruro di Sodio. La differenza sostanziale è stata nella risposta all'iniezione, avendo rilevato tempi e concentrazioni, rispettivamente, più lunghi e di minore entità rispetto a quelle del Cloruro. Il nitrato ha una maggiore dispersività e, quindi risulta essere meno concentrato rispetto al cloruro, con un plume più rarefatto; la nuvola, quindi, di contaminante ha una minore velocità, per cui attraversa il profilo del suolo più lentamente (Gentili, 2007).

Da tutto ciò, ma anche dalla composizione geologica, pedologica e dalla topografia del contesto intorno al lago, emerge chiaramente che i nitrati, in questa zona, raggiungono le acque del lago, incentivando la sua eutrofizzazione, più ad opera del ruscellamento superficiale che, attraverso le acque sotterranee. Questi sali tendono, inoltre per la loro composizione chimica, a reagire con il suolo e quindi a disperdersi molto più lentamente ad esempio rispetto al NaCl. Anche il movimento delle acque sia superficiali che sotterranee, dell'intero bacino, conferma che questa contaminazione, abbia luogo più per ruscellamento superficiale (fortemente variabile nel corso dell'anno) che, per l'alimentazione del lago dalle acque sotterranee; ciò, anche se questo naturalmente è funzione del bilancio idrologico e quindi dei diversi afflussi che alimentano il lago.

## Materiali e metodi

### 6.1 Descrizione siti prescelti

Per definire lo stato trofico del lago di Vico e caratterizzare le condizioni di crescita di *P. rubescens*, è necessario procedere al monitoraggio dei parametri fisico-chimici di campioni d'acqua in situ, oltre alle determinazioni analitiche in laboratorio sui campioni d'acqua prelevati. Nella programmazione della presente ricerca, sono state previste due distinte campagne di monitoraggio:

- una, eseguita nel sito pelagico E, situato nel punto di massima profondità del lago, rappresentativo dell'intera colonna d'acqua, monitorato con cadenza stagionale;
- l'altra, eseguita su quattro siti litorali (A, B, C e D), rappresentativi dell'intera linea di riva del lago, dove il rilevamento dei parametri e delle fioriture algali è stato eseguito settimanalmente da Novembre 2012 a Marzo 2013.

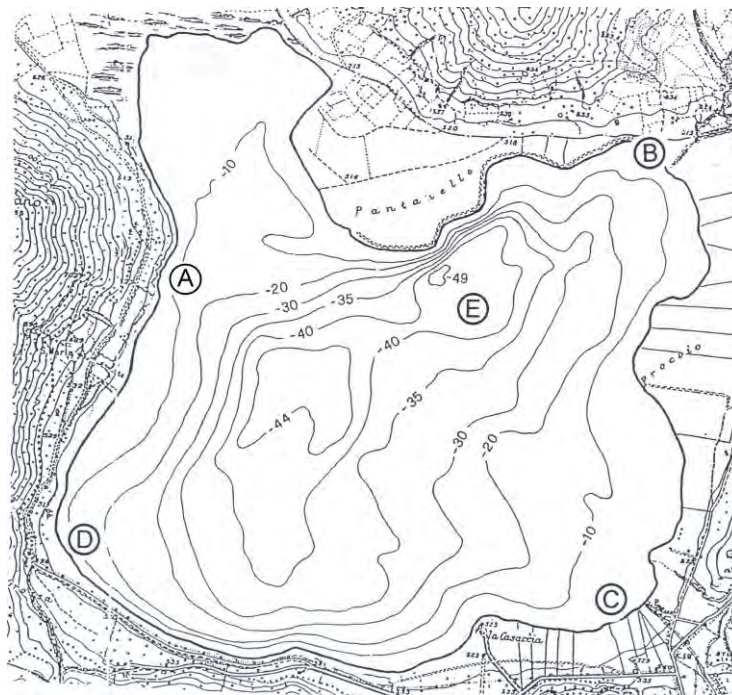


Fig. 15 – Lago di Vico – Cartina batimetrica del lago. Oti di campionamento

Dalla figura 15 è possibile osservare la localizzazione delle stazioni litorali: Sito A in località Fogliano, Sito B adiacente il complesso alberghiero “La Bella Venere”, Sito C in prossimità della chiesa di S. Lucia e la D, alle pendici del monte Fogliano; mentre il Sito posto nella zona pelagica, è in corrispondenza del punto più profondo del lago;

La scelta di più stazioni litorali è fondamentale poiché esse rappresentano tratti di costa differentemente influenzati dalle attività antropiche presenti nel bacino. Nel selezionare i

luoghi, tutti compresi entro i confini della Riserva Naturale, si sono scelti quelli che erano stati soggetti a prelievi simili negli anni passati, in modo tale da permettere anche un confronto con i dati relativi a studi precedenti.

La scelta della stazione pelagica, nel punto di massima profondità del lago ed il rilevamento dei parametri alle tre diverse profondità di -1 m, -20 m e fondo è significativo per la rappresentatività dell'intera colonna d'acqua del lago.

I campionamenti e le analisi, per questa stazione hanno interessato il periodo compreso tra Agosto 2012 e Marzo 2013.

#### 6.1.1 Stazione pelagica

Sito E – Caprarola. Centro lago: è collocata a in posizione epicentrica, decentrata verso Nord-Est, dove la profondità del lago è massima e misura 48,5 metri, vi si giunge con mezzo nautico a motore, in dotazione del Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche (DEB) dell'Università della Tuscia.

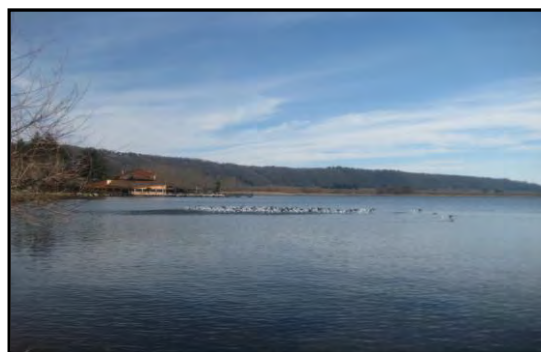
#### 6.1.2 Stazioni litorali

Sito A – Caprarola. Lido Fogliano: situata a nord-ovest del lago alle pendici del Monte Fogliano è immersa in una zona boschiva. Lungo tale tratto di costa il canneto è più rado e la riva presenta una pendenza accentuata. Il sedimento, sabbioso lungo la zona litorale e limoso negli strati più profondi, contiene modeste quantità di detrito vegetale, se paragonato alle altre stazioni. In prossimità di questo sito è stata riscontrata la presenza di una sorgente subacquea di acqua calda che, per la sua estensione, viene sfruttata dal Centro Studi Fogliano come fonte di energia per il riscaldamento.



Sito B – Caprarola. Bella Venere: è posta a nord-est del lago, in una zona soggetta ad un forte grado di antropizzazione per la presenza di strutture turistico-ricreative; l'area risente anche

degli effetti dell'intensa attività agricola, essendo circondata da campi dedicati alla coltura del nocciolo. La fascia litorale e sublitorale segue un pendio piuttosto ripido e, per la sua posizione riparata, è caratterizzata da una bassa circolazione delle acque. Ghiaia, sabbia e limo costituiscono il substrato.



Sito C – Caprarola. S. Lucia: è situata a sud-est del bacino di Vico in un'area dove normalmente vengono svolte le maggiori attività di pesca e si concentrano anche estensioni di nocciolieti. Il canneto ricopre una porzione importante della vegetazione ripariale e, costituendo un continuo con la vegetazione retrostante, forma specchi d'acqua riparati. L'inclinazione della riva è poco pronunciata ed il sedimento che la costituisce è in prevalenza sabbioso, con ciottoli e depositi di detriti vegetali.



Sito D – Ronciglione. E' situata a Sud Ovest del bacino di Vico, alle pendici del Monte Fogliano. Come Bella Venere, risente molto del grado di antropizzazione; infatti è situata in

una zona turistico ricreativa con ristoranti e spiagge. La zona litorale è caratterizzata da sedimenti sabbiosi e limosi.



## 6.2 Metodologia e tipologia delle analisi condotte

Per poter giudicare la qualità ecologica di un determinato ambiente occorre definire un “livello di riferimento” della qualità, sul quale misurare l’eventuale grado di “allontanamento”. Possiamo riferirci ad una “qualità ideale o intrinseca”, oppure ad una “qualità possibile”. La qualità intrinseca è indipendente dalle trasformazioni prodotte dall’uomo sul territorio, mentre la qualità possibile si riferisce ad una condizione di funzionalità ottimale, rispetto all’ambiente esistente. In Italia il paesaggio naturale originario è stato modificato nei secoli dalla presenza diffusa dell’uomo. L’unico riferimento possibile è perciò quello di un ambiente umano in grado di autoregolarsi e di ripristinare costantemente livelli accettabili di qualità (Gaggino G. *et al.*, 1983; Ghirardelli, 1983; Marchetti R., 1987). Un ambiente può essere definito di buona qualità quando è in grado di ospitare le biocenosi caratteristiche per quel tipo di habitat. Quindi dall’analisi delle popolazioni, insieme ai dati sulle caratteristiche fisiche e chimiche principali, si possono ricavare validi strumenti di conoscenza dell’ambiente, in particolare quando è possibile disporre di parametri di confronto. E’ però molto importante saper interpretare questi segnali e stabilire come comunicare agli altri queste informazioni in un linguaggio comprensibile universalmente. Sono questi alcuni dei motivi per cui sono stati messi a punto e utilizzati gli indicatori e gli indici nelle procedure di sorveglianza ambientale (Campatoli *et al.*, 1994). Questa ricerca prevede la raccolta dei dati relativi ai classici parametri chimico-fisici che caratterizzano le acque: temperatura, ossigeno disciolto, trasparenza, pH, conducibilità, fosforo totale e reattivo, azoto ammoniacale e azoto nitrico.

### 6.3 Monitoraggio parametri fisico-chimici

Il vantaggio di un approccio chimico nel monitoraggio ambientale consiste principalmente nella possibilità di riconoscere quelle sostanze che, immesse nell'ambiente, causano turbamento alle comunità animali e vegetali, di misurarne la concentrazione e di individuare quindi le fonti responsabili dell'inquinamento. Il dato chimico fornisce in genere risposte con alta capacità di analisi, ma una bassa capacità di sintesi.

#### 6.3.1 Monitoraggio sito pelagico E

Dal sito E, punto di massima profondità del lago, i prelievi sono stati eseguiti mensilmente, a tre diverse profondità a -1 m, -20 m e fondo lago. Durante ciascun prelievo sono state eseguite le seguenti operazioni:

- nella scheda di campionamento, precedentemente predisposta, sono stati riportati la data, l'ora, la T (°C) dell'aria e le condizioni metrologiche;
- è stata misurata la trasparenza dell'acqua, con il disco di Secchi di 25 cm;
- sono stati prelevati tre campioni d'acqua, alle profondità stabilite, per mezzo di una bottiglia di Ruttner modificata, marca "Limnos ldt", della capacità di 2 litri, dotata di termometro a mercurio, di messaggero per la chiusura, agganciata ad una fune metrata; attraverso il tubo flessibile, posto sul fondo della bottiglia, è stato possibile trasferire l'acqua prelevata, evitando fenomeni di gorgogliamento, all'interno dei contenitori sterili Kartell da 500 ml, precedentemente etichettati; i campioni così prelevati sono stati trasportati in borsa termica e stoccati nel congelatore del laboratorio a -20°C, fino al momento delle analisi.
- è stata misurata la temperatura (°C) dell'acqua in situ dal termometro della bottiglia di Ruttner, per verificarla con quella registrata attraverso la sonda multiparametrica;
- sono stati misurati i parametri fisico-chimici dell'acqua, con l'uso di una sonda multiparametrica (Hydrolab mod. DS505), calata fino alla profondità di 40 m. La sonda multiparametrica, in dotazione del D.E.B. dell'Università della Tuscia, è munita di memoria interna ed in grado di registrare le misurazioni, eseguite ad ogni metro di profondità di: Temperatura (°C), Ossigeno disciolto (mg/l), Saturazione O<sub>2</sub> (%), Conducibilità (µS/cm), pH, Clorofilla (µg/l); tali valori successivamente sono stati scaricati e verificati in laboratorio.

#### 6.3.2 Monitoraggio siti litorali A, B, C e D

I sopralluoghi per il monitoraggio dei parametri fisico-chimici dell'acqua e l'avvistamento delle fioriture algali, sono stati effettuati con frequenza settimanale; in corrispondenza dei



quattro siti litorali A, B, C e D, i campioni sono stati raccolti in prossimità della riva, alla profondità di circa un metro, con contenitori Kartell da 500 ml. Al momento di ciascun prelievo sono state registrate in apposite schede predisposte: la data, l'ora, la temperatura dell'aria, le condizioni meteorologiche (copertura del cielo, presenza vento), le foto, la presenza della fioritura algale e l'eventuale prelievo; inoltre, sono stati misurati, attraverso una sonda multiparametrica (WTW Multi 350i/SET), i seguenti parametri dell'acqua raccolta: temperatura (°C), Ossigeno disciolto (mg/l), Saturazione O<sub>2</sub> (%), Conducibilità (µS/cm) e pH e scrupolosamente annotati nella suddetta scheda.

#### **6.4 Procedure applicate**

Al fine di rendere interpretabile il valore delle misure effettuate e permettere confronti con ricerche del medesimo tipo, si è ritenuto opportuno, riportare di seguito una descrizione precisa delle metodologie seguite nei monitoraggi.

Temperatura dell'aria (°C): misurata con termometro a mercurio con sensibilità di  $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$

Temperatura dell'acqua (°C): nei prelievi in profondità è stata misurata con termometro inserito nella bottiglia di Ruttner, con una sensibilità di  $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ ; per i prelievi litorali si è usata la sonda multiparametrica sopra descritta.

Ossigeno disciolto (mg/l): le misure sono state effettuate sul campo per mezzo della sonda multiparametrica. Le analisi sono state ripetute in laboratorio solo sui campioni raccolti durante la prima campagna di prelievi; lo si è fatto seguendo il metodo di Winkler (Standard Methods, 2006). Tale procedimento è basato sull'ossidazione dello ione manganoso in soluzione alcalina da parte dell'ossigeno disciolto; l'idrossido di manganese che si viene a formare, trattato con acidi forti, restituisce l'ossigeno consumato, il quale in presenza di I<sup>-</sup> libera I<sub>2</sub>. Lo iodio viene infine titolato con tiosolfato, usando la salda d'amido come indicatore. I risultati sono stati espressi sia come concentrazione assoluta (mg O<sub>2</sub>/l), che come percentuale di saturazione alla pressione di 1 atm e alla temperatura determinata al momento del prelievo.

Trasparenza (m): misurata con disco di Secchi di diametro pari a cm 25.

pH: al momento del prelievo è stato misurato con la sonda multiparametrica citata sopra, le misure sono state ripetute in laboratorio usando un pH-metro della Consort modello P514. In tal modo il pH è stato determinato per via elettrometrica misurando la differenza di potenziale tra l'elettrodo di misura (elettrodo a vetro) e l'elettrodo di riferimento a potenziale noto. Il

campo di misura copre l'intervallo da 0,00 a 14,00 unità di pH, la risoluzione è di 0,01 e l'accuratezza è di 0,01.

Conducibilità ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ): per le misurazioni sul campo è stata utilizzata la sonda multiparametrica descritta precedentemente; quando le misurazioni sono state ripetute in laboratorio si è utilizzato un conduttometro digitale HACH 44600-00 con range di accuratezza fino a 20,000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Per i soli prelievi di acqua eseguiti dal sito E sono stati misurati i seguenti parametri chimici, utilizzando lo spettrofotometro ottico HACH modello DR/2000, utilizzando un kit di analisi delle acque della HACH Company corredato di reagenti dosati e in confezioni monouso.

Fosforo ortofosfato: la concentrazione di ortofosfati ( $\text{mgP}/\text{l}$ ) presente nei campioni è stata misurata con il metodo "Ascorbic Acid", modificato da Acid Ascorbic Method (Standards Methods, 2006) e adattato all'utilizzo di uno spettrofotometro HACH modello DR/2000.

Fosforo totale: la concentrazione è stata misurata a seguito di una digestione dei campioni d'acqua (30 min. di bollitura, dopo aver aggiunto persolfato di potassio e acido solforico 5,25 N, e successivamente, dopo la bollitura, anche idrossido di sodio 5,0 N) così da trasformare tutto il fosforo presente in forma reattiva. La concentrazione di ortofosfati così ottenuta è stata quantificata utilizzando il metodo "Ascorbic Acid".

Azoto ammoniacale: la concentrazione è stata misurata secondo il metodo "Nessler", modificato da Nesslerization Method (Standard Methods, 2006) ed accettato dall'USEPA. Il range di misura va da 0,00 a 2,50  $\text{mg N-NH}_3/\text{l}$ .

Azoto nitrico: la concentrazione di nitrati è stata misurata con il metodo "Cadmium Reduction", modificato da Cadmium Reduction Method (Standard Methods, 2006). Il range di misura va da 0,0 a 4,5  $\text{mgN-NO}_3/\text{l}$ .

Per quanto riguarda invece le analisi per il monitoraggio di alghe e fioriture, in particolare di *P. rubescens* sono stati raccolti nella stazione E campioni di acqua e messi in contenitori sterili, opportunamente oscurati con carta d'alluminio, da 2 litri: le analisi sono state effettuate dall'ENEA che, attraverso le metodiche standard (*Metodo ELISA competitivo per la determinazione di microcistine in acqua*) ha determinato la concentrazione nei campioni dell'acqua prelevati. Questo tipo di analisi riveste un ruolo fondamentale poiché alcuni tra i sistemi di valutazione dello stato trofico di un lago si basano sul rapporto quantitativo esistente tra specie algali presenti nel campione in esame. Questi indici presentano però forti limitazioni geografiche dovute alla variabilità delle situazioni ambientali e delle specie caratteristiche. Tuttavia, poiché le popolazioni algali rispondono rapidamente alla variazione

di concentrazione dei nutrienti, la misura della produttività primaria nel suo insieme, al di là dell'identificazione delle singole specie, costituisce un buon indice di trofia; sono comunque da considerare le notevoli fluttuazioni stagionali cui è soggetto tale parametro. Nell'ambito della presente tesi la stima della biomassa algale è stata realizzata con un metodo indiretto, mediante l'analisi della concentrazione di clorofilla-a presente nei campioni d'acqua prelevati; si tratta di un'analisi semplice da realizzare, che permette di valutare sia spazialmente che temporalmente la distribuzione orizzontale e verticale dei popolamenti fitoplanctonici.

## **Risultati della ricerca**

Per stabilire l'attuale contesto trofico, nel quale la cianofitea *P. rubescens* si trova a soddisfare le proprie esigenze nutritive, per sopravvivere e/o accrescersi, occorre eseguire la valutazione trofica del bacino che la ospita, secondo quanto stabilito dalle norme che regolano la materia della salvaguardia ambientale. Si procederà di fatto, alla determinazione dello stato trofico del lago di Vico, sulla base dei dati dell'ultimo monitoraggio; a questo procedimento è dedicato il primo paragrafo, dove vengono illustrati nel dettaglio i parametri, rilevati dalla stazione pelagica: Trasparenza, Clorofilla-a, Ossigeno Disciolto e Fosforo totale. Nel paragrafo successivo, sono proposti ulteriori dettagli dei dati monitorati, sempre relativi alla stazione di centro lago, per dare un quadro più completo dell'indagine svolta, e che ci consentiranno di comprendere meglio la nicchia ecologica della specie *P. rubescens* nel lago di Vico. Infine, vengono illustrati i dati delle stazioni litorali, con particolare attenzione alla temperatura dell'acqua, che risulta essere uno dei fattori chiave delle insorgenze di popolazioni superficiali di *P. rubescens*; per ciascuna stazione, si farà accenno, anche agli avvistamenti di "fioriture" della nota cianofitea, segnalati durante il periodo indagato.

### **7.1 Valutazione stato trofico**

Lo stato trofico delle acque di un lago è un importante indicatore delle problematiche presenti nell'ecosistema lacustre e in generale nell'ambiente in cui è inserito. Infatti, il lago è il recapito finale degli afflussi del bacino ed il suo stato trofico è fortemente condizionato dai quantitativi di nutrienti che, provenendo dall'intero bacino idrografico, raggiungono il corpo idrico. A sua volta, lo stato trofico delle acque, condiziona l'intera comunità lacustre oltre, i diversi possibili usi del bacino stesso: approvvigionamento idrico, occasioni turistiche ecc.. Al fine di confrontare i dati attuali con quelli pregressi, eseguiti dal laboratorio Acque interne del D.E.B., si è deciso di adottare, per la valutazione dello stato trofico del lago di Vico, il criterio di classificazione previsto dal D.M. n.391 del 29.12.2003 ("Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tab. 11. punto 3.3.3 del D. Lgs. n.152/99"). Il metodo si basa sull'utilizzo di una tabella, per l'individuazione del livello da attribuire alla trasparenza e alla clorofilla "a", di due tabelle a doppia entrata, per l'attribuzione del livello all'ossigeno disciolto e al fosforo totale, e di una tabella di normalizzazione dei livelli ottenuti, per i singoli parametri, per l'attribuzione della classe finale, dalla quale risulterà lo stato trofico del bacino lacustre in esame.

Tabella n.2

- **Livello da attribuire alla trasparenza e alla clorofilla “a”**

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
Trasparenza (m) (valore minimo)	> 5	≤ 5	≤ 2	≤ 1,5	≤ 1
Clorofilla a (µg/l) (valore massimo)	< 3	≤ 6	≤ 10	≤ 25	> 25

- **Livello da attribuire all’ossigeno disciolto (% di saturazione)**

	Valore a 0 m nel periodo di massima circolazione					
	> 80	< 80	< 60	< 40	< 20	
	1	2	3	4	5	
<b>Valore minimo ipolimnico nel periodo di massima stratificazione</b>	> 80	1	1			
	≤ 80	2	2	2		
	≤ 60	3	2	3		
	≤ 40	4	3	3	4	
	≤ 20	5	3	4	4	5

- **Livello da attribuire al fosforo totale (µg/l)**

	Valore a 0 m nel periodo di massima circolazione					
	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100	
	1	2	3	4	5	
<b>Valore massimo riscontrato</b>	< 10	1	1			
	≤ 25	2	2	2		
	≤ 50	3	2	3		
	≤ 100	4	3	3	4	
	> 100	5	3	4	4	5

Lo stato trofico del lago viene così ottenuto, sommando i livelli attribuiti ai singoli parametri e deducendo la classe finale dagli intervalli.

- **Attribuzione della classe**

Somma dei singoli punteggi	Classe
4	1
5-8	2
9-12	3
13-16	4
17-20	5

Parametri fisico-chimici caratteristici dello stato trofico

➤ Trasparenza

La trasparenza dell'acqua di un lago, dipende in larga misura dal tipo e dalla densità degli organismi fitoplanctonici, presenti nell'epilimnio. La misura della trasparenza, rilevata con il disco di Secchi è infatti largamente utilizzata per ottenere una stima "grezza" della densità dei popolamenti fitoplanctonici (Barbanti *et al.*, 1993).

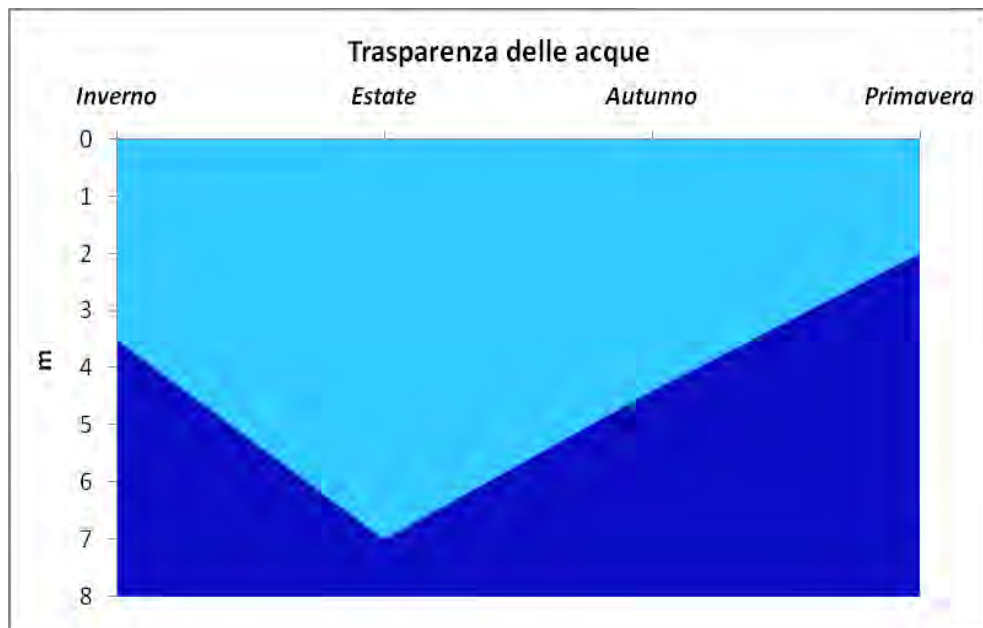


Fig.16

Nel periodo indagato sono emersi i valori abituali, per stagione, della trasparenza delle acque; infatti, il valore massimo di 7 metri, è stato registrato durante il campionamento estivo mentre, la minima trasparenza dell'acqua si è avuta in primavera, con un valore di 2 metri. La bassa trasparenza delle acque rilevata è, probabilmente, dovuta alla notevole quantità di fitoplancton, presente negli strati d'acqua superficiali, che si nutre degli abbondanti nutrienti, rilasciati nella massa d'acqua, a termine della piena circolazione invernale.

Il valore minimo annuale della trasparenza delle acque, da considerare per la valutazione dello stato trofico è pari a 2 metri che, nella Tabella n.1 di riferimento, ritroviamo in  $\leq 2$  metri corrispondente ad un livello di attribuzione per la Trasparenza pari a ③.

➤ Clorofilla "a"

La clorofilla “a” viene utilizzata come indicatore indiretto della quantità di biomassa di fitoplacton di un corpo d’acqua, mostrando spesso una correlazione positiva significativa tra la sua concentrazione e il numero di cellule di *P. rubescens* (Funari *et al.*, 2011). I dati relativi alla clorofilla “a”, gentilmente concessi dal gruppo di ricerca dell’ENEA di Roma, che ha partecipato, anche se con un progetto proprio, agli stessi campionamenti di questa tesi, mostrano un andamento che rispecchia la stagionalità della biomassa fitoplanctonica, con un picco massimo di 10 µg/l, registrato durante ..... alla profondità di ... metri ed un minimo di ..... µg/l, relativo al prelievo di ..... a -... metri di profondità.

#### GRAFICO

Il valore massimo registrato, nell’arco temporale indagato è dunque pari a 10 µg/l, risultando  $\leq 10 \mu\text{g/l}$ , gli corrisponderà nella tabella di riferimento, un livello di attribuzione per la Clorofilla “a” di ③.

#### ➤ Ossigeno disciolto

Il grafico della figura 17 propone i profili stagionali, individuati alle profondità più significative, del contenuto di ossigeno delle acque, espresso come percentuale di saturazione, rilevato ad ogni campionamento, per tutte la colonna d’acqua. Tutti i dati relativi all’Ossigeno Disciolto rilevati nel periodo di monitoraggio sono riportati nelle tabelle n.I, II, II e IV dell’Appendice.

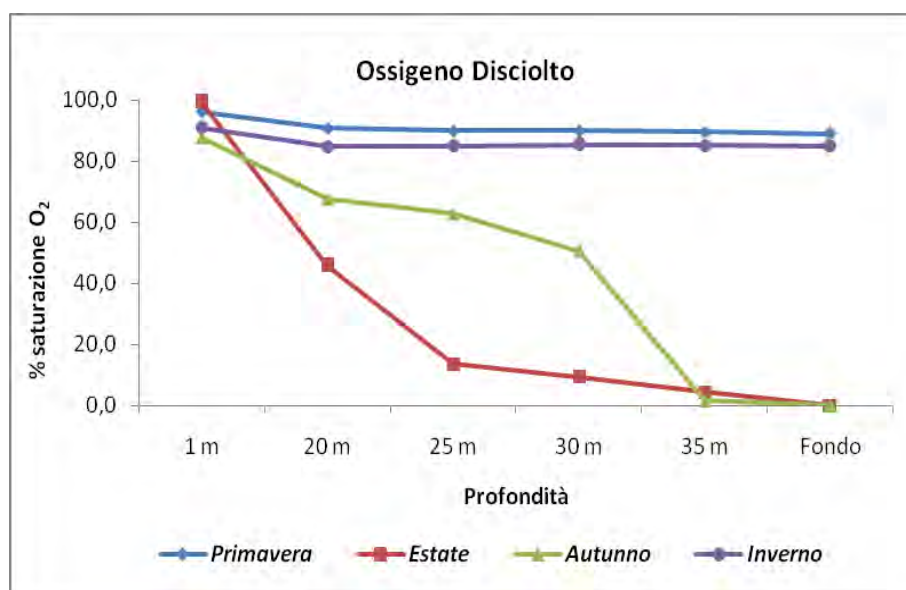


Fig.17

Dalla figura 17 si deduce che durante il campionamento di primavera, il lago presenta una concentrazione di ossigeno disciolto, quasi uniformemente distribuita sull'intera colonna d'acqua, con valori compresi tra 96,7 (% Sat.) a -3 m e 89,0 (% Sat.) rilevato sul fondo.

Nel profilo estivo del contenuto di ossigeno delle acque, si evidenzia la situazione più preoccupante, infatti già a 22 m di profondità si nota una drastica diminuzione di O<sub>2</sub>, registrando un valore espresso come percentuale di saturazione di 28,9, per raggiungere rapidamente la completa anossia. La deossigenazione degli strati più profondi del bacino idrico, si protrae fino alla fine della stagione autunnale e proprio, durante questi mesi, tutti i processi metabolici procedono in condizioni anaerobiche, con rilascio di sostanze tossiche e maleodoranti.

Il valore a 0 metri dell'ossigeno disciolto, nel periodo di massima circolazione, che nel nostro caso corrisponde con il campionamento primaverile, quando l'O<sub>2</sub> è uniformemente distribuito nella colonna d'acqua pressoché omeoterma, che di fatto conclude la fase di rimescolamento delle acque, desunto è pari a 96,2 %, quindi > 80.

Per quanto riguarda il valore minimo ipolimnico, avuto nella fase di massima stratificazione, riscontrato nel prelievo estivo, si ha un valore di completa anossia e dunque ≤ 20.

Incrociando i due valori > 80 e ≤ 20 nella tabella a doppia entrata, si trova un livello di attribuzione per l'Ossigeno disciolto pari a ③.

#### ➤ Fosforo totale

La concentrazione di fosforo totale, durante i mesi monitorati, evidenzia un netto aumento nel tardo autunno; i profili stagionali mostrano un valore minimo di 0,010 mgP/l determinato nei prelievi invernale e primaverile, entrambi alla profondità di - 1 metri ed un valore massimo di 0,050 mgP/L, misurato sul campione autunnale nel fondo lago. Tutti i valori determinati in laboratorio ed espressi in mgP/l del fosforo totale sono mostrati nella Tabella IX dell'Appendice.

Nella figura 18, viene rappresentato graficamente l'andamento stagionale rilevato per il fosforo totale, espresso in mgP/l, durante i diversi periodi di campionamento.



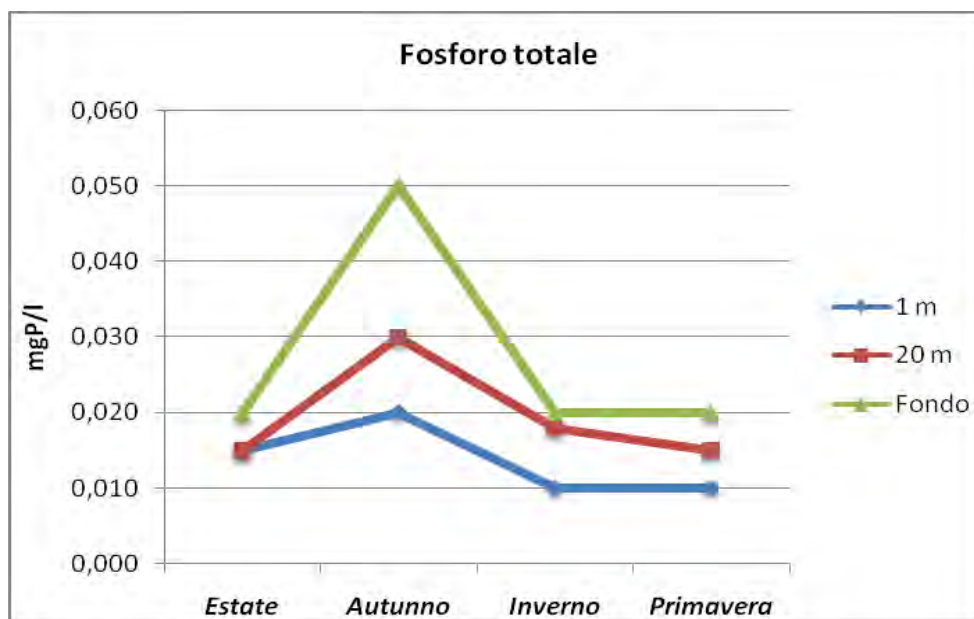


Fig.18

Per la determinazione del livello di attribuzione al fosforo totale le concentrazioni misurate, espresse in mgP/L, sono convertite in  $\mu\text{gP/l}$  al fine di essere utilizzate nella tabella n.2 a doppia entrata; pertanto avremo  $< 20 \mu\text{gP/l}$  a 0 metri, al termine della piena circolazione e  $50 \mu\text{gP/l}$  come valore massimo riscontrato nel periodo di monitoraggio. Incrociando detti valori in entrata, nella tabella di valutazione dello stato trofico, sarà ottenuto un livello di attribuzione per il fosforo totale pari a **(3)**.

Infine, sommando numericamente tutti i livelli attribuiti a ciascun parametro, si raggiunge un valore totale di **12**, da cui si deduce la classe finale **(3)**, che equivale ad uno stato trofico del lago al confine della classe **sufficiente** verso quella **scadente** (Tabella n.2).

## 7.2 Altri parametri fisico-chimici della stazione pelagica E

Per la stazione pelagica è stata ampliata l'indagine, anche ai principali parametri chimici tra cui il fosforo totale, illustrato nel paragrafo precedente, l'azoto nitrico e quello ammoniacale.

L'evoluzione di questi parametri chimici in particolare, rispetto al precedente monitoraggio, ci consentirà di comprendere le attuali condizioni di nicchia di *P.rubescens* e di ipotizzare il possibile sviluppo di questo cianobatterio nel lago di Vico.

In questo paragrafo saranno descritti i valori dei nutrienti azotati, determinati in laboratorio, attraverso le analisi chimiche dei campioni d'acqua prelevati in situ, alle profondità prestabilite, ad ogni campionamento.

Tutti i risultati, relativi ai parametri chimici, ottenuti in laboratorio, di Azoto nitrico e ammoniacale sono riassunti nella Tabella n.IX riportata in Appendice.

#### Azoto nitrico:

Le determinazioni di azoto nitrico, hanno rivelato un valore minimo di 0,030 mgN/l sul campione autunnale, alla profondità di - 1 metro ed, un valore massimo di 0,130 mgN/l, relativo al prelievo estivo sul fondo del lago. Di seguito, nella figura 19, viene descritta la variazione di questo parametro nei campionamenti eseguiti, alle profondità di prelievo.

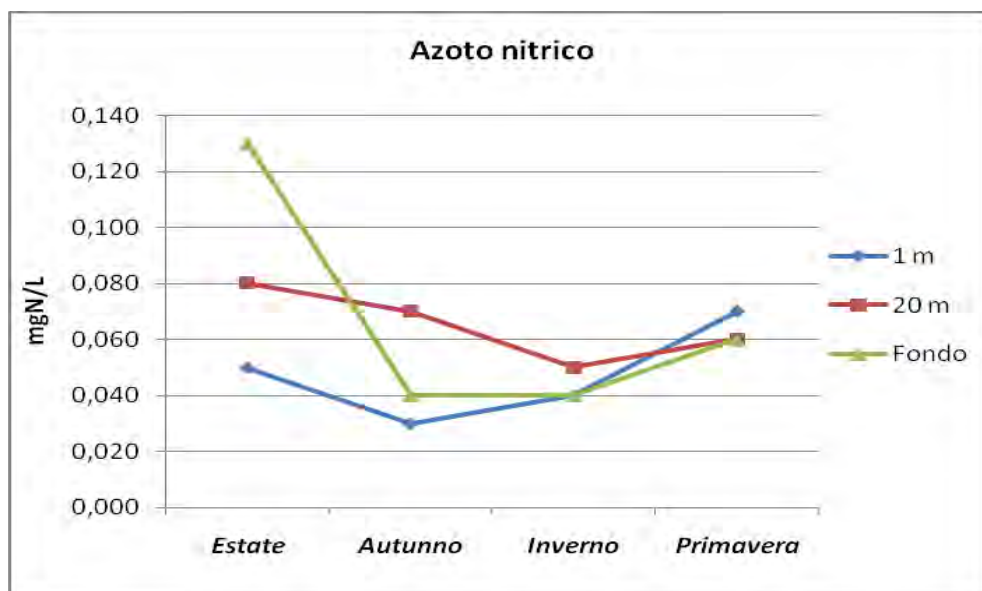


Fig.19

#### Azoto ammoniacale:

L'azoto ammoniacale è calcolato in base alla media di tre valori determinati su tre campioni prelevate a tre diverse profondità della colonna d'acqua, per ciascun campionamento. Le analisi effettuate, mettono in evidenza un valore minimo di < 0,010 mgN/l, relativo al campione prelevato in primavera, alla profondità di - 20 metri ed, un valore massimo di 0,030 mgN/l riscontrato sul fondo del lago, nel campionamento di fine autunno. La figura 20 descrive graficamente l'andamento di questo parametro chimico, durante il periodo di studio, alle profondità indagate.

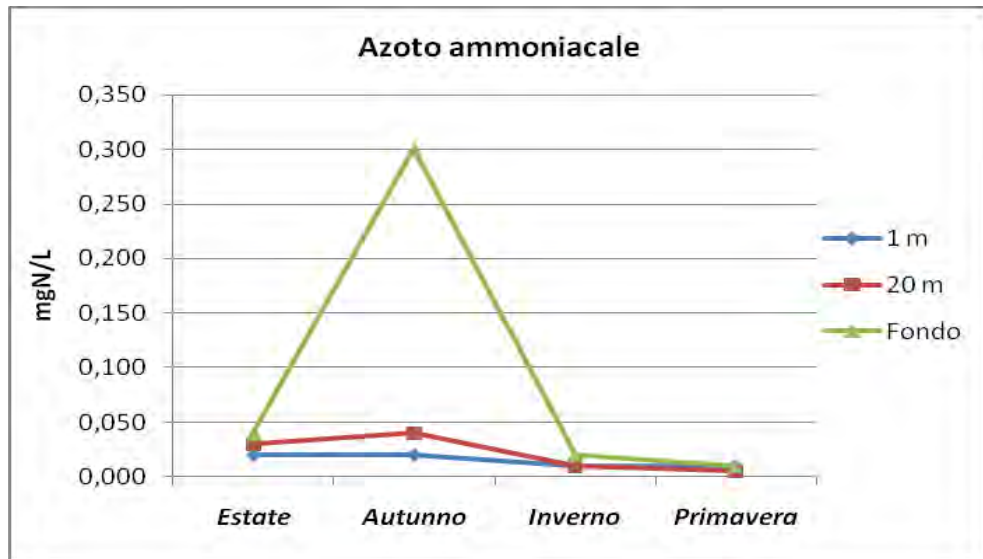


Fig.20

Il picco che si evidenzia negli strati di fondo, durante il periodo autunnale, con molta probabilità è il risultato del protrarsi delle condizioni anaerobiche, che proprio in questi strati, dove l'O<sub>2</sub> già mancava dall'estate, ha dato luogo a maggiori quantità dei prodotti dei processi degradativi dell'azoto.

### 7.3 Parametri fisico-chimici delle stazioni litorali A, B, C e D

Per le stazioni litorali sono stati monitorati i principali parametri fisico-chimici delle acque: temperatura, ossigeno disciolto, saturazione di ossigeno, pH e conducibilità; tutti i valori rilevati sono indicati in Appendice nelle rispettive tabelle, suddivise per stazione. Oltre alla numerosità e alla consistenza delle manifestazioni superficiali (cosiddette "fioriture") della specie *P. rubescens*, documentati nel periodo di studio, si è posta particolare attenzione verso la temperatura dell'acqua in superficie, rilevata settimanalmente per ciascuna stazione. Questa scelta scaturisce da quanto riportato in letteratura su questo cianobatterio: la temperatura dell'acqua infatti, risulta essere indirettamente collegata, oltre altri fattori, alla capacità da parte di questo microrganismo di migrare lungo la colonna d'acqua e dunque la possibilità di dar luogo a sviluppi sulla superficie lacustre. La temperatura degli strati più superficiali dell'acqua è senz'altro influenzata dalla temperatura dell'aria e quindi dal suo andamento stagionale.

Stazione A – loc.tà “Centro Studi Fogliano”

L'andamento della temperatura dell'acqua è ottenuto dai dati rilevati in situ, come si osserva dal grafico riportato in Fig.21, e mostra delle variazioni che riflettono le circostanze stagionali, oscillando da un valore minimo di 6,8 °C, registrato in pieno inverno il 23.02.13 ad un valore massimo di 15,1°C, riscontrato in autunno inoltrato il 25.11.12.

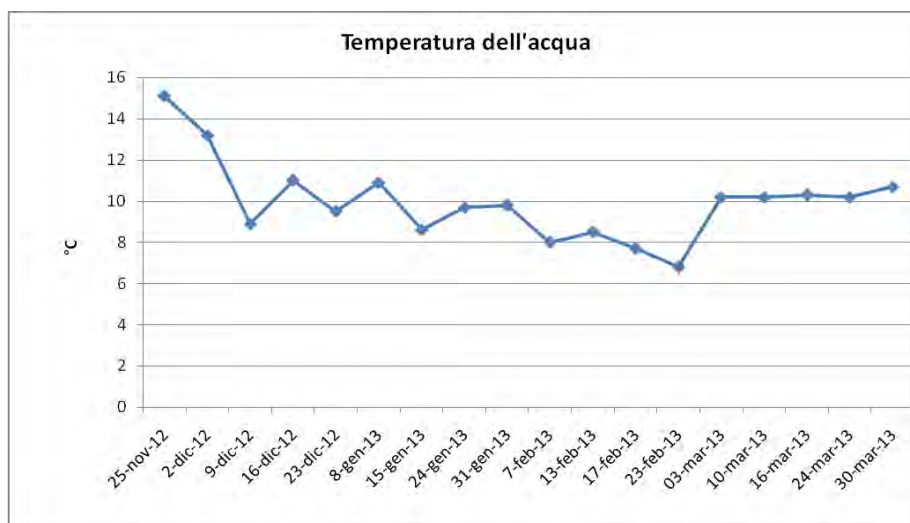


Fig.21

Nella stazione di riva nei pressi del Centro Studi Fogliano, durante tutto il periodo di studio, non sono state mai osservate fioriture di *P. rubescens* in superficie; alla vista non è stata riscontrata la presenza nemmeno il giorno 03.03.13, quando invece era evidente in tutte le altre stazioni di riva.

Dalla Tabella V dell'Appendice, per sintesi, si estrapolano due schede di monitoraggio, relative a due dei rilievi eseguiti durante l'indagine, accompagnate dalle rispettive foto che di seguito vengono riportate:

DATA: 13.02.2013 ORA: 14:50

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 6 °C, Cielo sereno, Vento: N-NO, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 8,5 °C, O<sub>2</sub> 8,02 mg/l, O<sub>2</sub> 78,4 % sat., pH 8,558, Conducibilità 459 µS/cm

OSSERVAZIONE: assenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



DATA: 23.02.2013 ORA: 11:15

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 5 °C, Cielo coperto, Vento: N-NO, Fenomeni: pioggia

PARAMETRI: T = 6,8 °C, O<sub>2</sub> 6,81 mg/l, O<sub>2</sub> 59,3 % sat., pH 8,499, Conducibilità 469 µS/cm

OSSERVAZIONE: assenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



## Stazione B – loc.tà “Le Prove”

La temperatura dell'acqua, in base ai dati rilevati in situ, presenta una evoluzione nel periodo studiato descritta dal grafico riportato in figura 22, mostrando delle variazioni in accordo con le tipiche temperature stagionali; tali variazioni oscillano da un minimo di 6°C, registrato il 07.02.13 ad un massimo di 14,8°C, rilevato il 25.11.12.

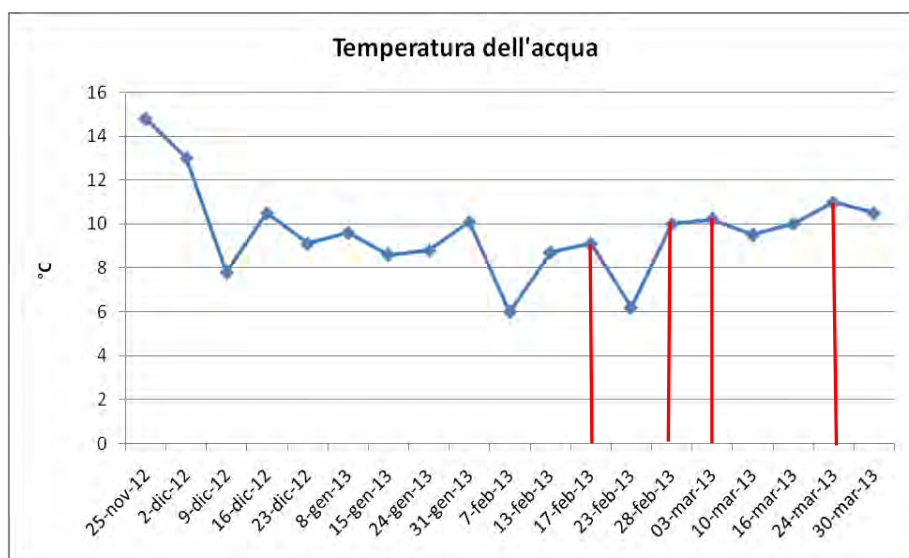


Fig.22

Nella stazione di riva in loc.tà Le Prove, nello periodo di indagine, sono state osservate ben quattro fioriture di *P. rubescens*, tra la fine di febbraio e l'inizio marzo 2013, quando le temperature erano probabilmente più idonee allo sviluppo di popolazioni superficiali. La più importante fra tutte è senz'altro quella del 03.03.13, che risultava ben visibile anche a distanza e la tipica colorazione rosso porpora riguardava una fascia, a ridosso della riva, larga in alcuni punti anche più di un metro. Oltre le caratteristiche condizioni meteo, da notare è la presenza lungo la battigia di una schiuma bianca a formare dei cumuli allungati, indice di sovrassaturazione di O<sub>2</sub> nelle acque.

A titolo rappresentativo vengono di seguito riportate due schede di monitoraggio, complete delle foto scattate, estratte dalla Tabella VI allegata in Appendice:

DATA: 17.02.2013    ORA: 10:40

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 12°C, Cielo poco nuv., Vento: assente, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 9,1 °C, O<sub>2</sub> 6,46 mg/l, O<sub>2</sub> 59,1 % sat., pH 9,044, Conducibilità 469µS/cm

OSSERVAZIONE: presenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: prelevato



DATA: 03.03.2013    ORA: 11:00

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 10 °C, Cielo sereno, Vento: assente, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 10,2 °C, O<sub>2</sub> 7,20 mg/l, O<sub>2</sub> 71,4 % sat., pH 7,707, Conducibilità 457 µS/cm

OSSERVAZIONE: presenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



### Stazione C – loc.tà “Santa Lucia”

La variazione della temperatura dell’acqua durante il periodo studiato, secondo i valori rilevati in situ, è descritta dal grafico riportato in figura 23, mostrando delle fluttuazioni comprese tra il valore minimo di 6°C, emerso il 07.02.13 ed il valore massimo di 14,3°C, riscontrato il 25.11.12.

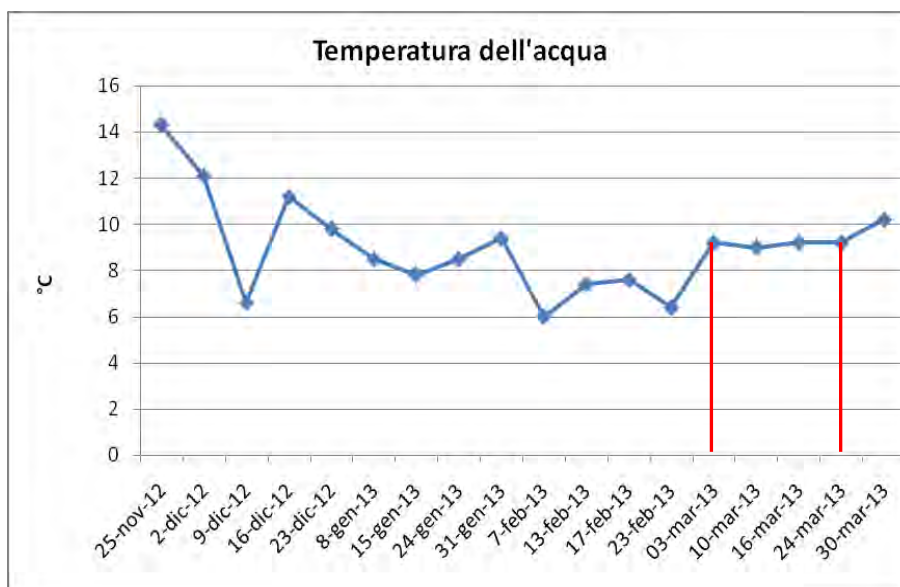


Fig.23

Nella stazione di riva, sita in loc.tà Santa Lucia, è stata osservata una sola fioritura superficiale di *P. rubescens*, nell’unico giorno in cui era presente in tutte le rive del lago. A distanza non era impercettibile, ma con uno sguardo più accurato balzava subito all’occhio, la caratteristica striatura color rosso porpora che si andava addensando lungo la riva, sospinta da una leggerissima corrente.

Sono state scelte due schede di monitoraggio, tra tutte quelle inserite nella Tabella VII dell’Appendice, rappresentative di tutto il periodo di studio della stazione di Santa Lucia, complete delle rispettive foto, che di seguito sono riportate:



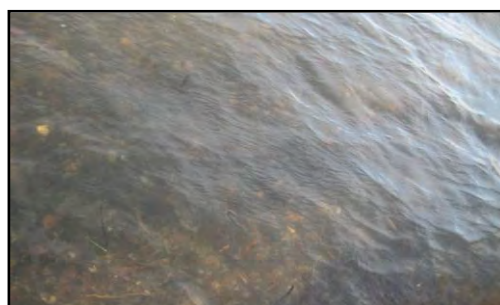
DATA: 13.02.2013    ORA: 15:30

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 6 °C, Cielo sereno, Vento: N-NO, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 7,4 °C, O<sub>2</sub> 8,44 mg/l, O<sub>2</sub> 74,8 % sat., pH 8,655, Conducibilità 441 μS/cm

OSSERVAZIONE: assenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



DATA: 03.03.2013    ORA: 12:00

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 10 °C, Cielo sereno, Vento: assente, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 9,2 °C, O<sub>2</sub> 7,70 mg/l, O<sub>2</sub> 69,6 % sat., pH 8,565, Conducibilità 445 μS/cm

OSSERVAZIONE: presenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



## Stazione D – loc.tà “Riva Fiorita”

Il grafico sotto riportato, di cui alla figura 24, descrive l’andamento della temperatura dell’acqua, durante tutti i rilievi in situ; dalla rappresentazione grafica si possono dedurre le variazioni settimanali, che mostrano oscillazioni comprese tra un valore minimo di 6,4°C, registrati il 07.02.13 ed un valore massimo di 14,4°C riferito al 25.11.12.

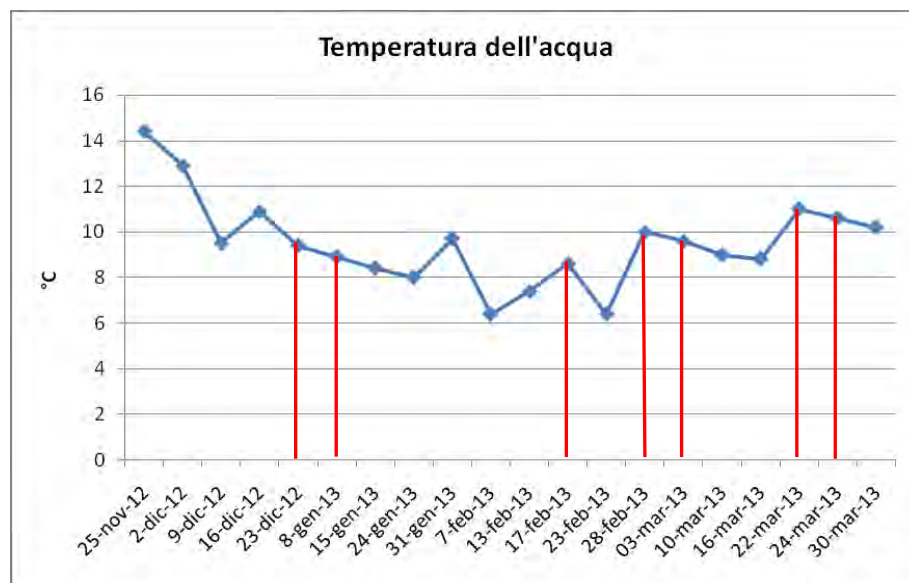


Fig.24

La stazione di riva in prossimità dell’arenale di Riva Fiorita, è stata quella in cui si sono verificate il maggior numero di avvistamenti di fioriture superficiali di *P. rubescens*, durante tutto il periodo esaminato, con manifestazioni episodiche nei mesi di dicembre e gennaio, mentre più cospicue a fine febbraio ed inizio marzo 2013. Le più evidenti sono state quelle del 28.02.13, del 03.03.13 e del 22.03.13, ben visibili ad occhio nudo e tutte con una caratteristica comune che riguarda particolari condizioni metereologiche: cielo sereno o poco nuvoloso, assenza di vento, temperatura dell’aria tra 10-15°C circa ed acque calme.

Come per le altre stazioni litorali dalla Tabella VIII, presente in Appendice, vengono di seguito riportate due schede di monitoraggio, più rappresentative dei rilievi eseguiti durante il periodo di osservazione, ciascuna corredata delle relative foto:

DATA: 23.12.2012    ORA: 11:50

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 9 °C, Cielo sereno, Vento: assente, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 9,4 °C, O<sub>2</sub> 6,84 mg/l, O<sub>2</sub> 62,5 % sat., pH 8,647, Conducibilità 440 µS/cm

OSSERVAZIONE: presenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: prelevato



DATA: 03.03.2013    ORA: 12:10

CONDIZIONI METEOROLOGICHE: T = 10 °C, Cielo sereno, Vento: assente, Fenomeni: nessuno

PARAMETRI: T = 9,6 °C, O<sub>2</sub> 6,60 mg/l, O<sub>2</sub> 64,9 % sat., pH 8,405, Conducibilità 443 µS/cm

OSSERVAZIONE: presenza fioriture *P. rubescens*

CAMPIONE: non prelevato



## 8. Discussione e conclusioni

I risultati ottenuti con il presente studio saranno discussi in base ai dati riportati dall'ultimo studio fatto per il lago di Vico eseguiti nel biennio 2009-2010; l'iniziativa di questa indagine, in merito alle fioriture di *P. rubescens* nel lago, è stata promossa dalla Provincia di Viterbo ed ha visto coinvolti l'Istituto Superiore di Sanità, che ha sviluppato le problematiche inerenti l'aspetto sanitario ed il gruppo di Ecologia del Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche (DEB) che si è occupato della parte prettamente limnologica. Il controllo sanitario è una misura di salvaguardia di fondamentale importanza, visto che le acque del lago sono utilizzate per uso potabile dai Comuni di Caprarola e Ronciglione. Per non destare confusioni si preferisce precisare che nell'analisi dei livelli di trofia delle acque dei principali parametri limnologici e dei nutrienti algali, si farà riferimento all'indagine eseguita dal DEB, mentre per il confronto delle fioriture e numerosità di *P. rubescens* saranno considerati i risultati conseguiti dallo studio svolto dall'ISS di Roma. Analizzando i dati attuali con i precedenti potremo delineare con una buona approssimazione, l'attuale contesto trofico del lago di Vico, ed avanzare un'ipotesi, in merito al potenziale sviluppo del cianobatterio *P. rubescens*, all'interno della comunità lacustre.

### 8.1 Analisi e confronto dei risultati

Per la definizione dello stato trofico, sono stati utilizzati alcuni fondamentali parametri limnologici quali: la trasparenza, la clorofilla-a ed il fosforo totale; se, oltre queste informazioni, consideriamo anche le forme di azoto nitrico e ammoniacale, avremo tutti gli elementi utili per una proficua discussione su quelle condizioni trofiche (nicchia potenziale) che, coincidono con le esigenze nutritive (nicchia utilizzata) della specie *P. rubescens*, protagonista in questi ultimi anni di blooms algali superficiali nel lago di Vico. Da precedenti studi nel lago di Vico è emerso che la popolazione di *P. rubescens*, negli ultimi anni, è saldamente attestata nella comunità fitoplanctonica, con dinamica stagionale a sviluppo invernale, propria della specie, e fioriture di entità variabile con capacità di schiume superficiali (Bruno *et al.*, 2007). Dall'indagine dell'ISS è emerso che questa specie è sempre presente nelle acque del lago, anche se con concentrazioni variabili e trova le condizioni, in particolari periodi dell'anno (optimum di nicchia), per espansioni demografiche sulla superficie del lago, dando luogo alle cosiddette "fioriture algali" (Funari *et al.*, 2011). Tale

incremento demografico, che trova origine nella notevole disponibilità di nutrienti algali nelle acque lacustri, risulta direttamente collegato allo stato trofico e di fatto ai parametri che lo determinano. E' per questo motivo che sarà fatto un confronto, dapprima sui differenti risultati emersi dalla presente indagine con quella svolta nel 2009-'10 per ciò che riguarda i principali nutrienti algali (P-tot, N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>3</sub>) e poi tra le tabelle n.3 e n.4 che riassumono i diversi livelli di trofia, riscontrati nelle due diverse ricerche; nel dettaglio verrà fatto un confronto a coppia dei parametri che le compongono: trasparenza delle acque, clorofilla, ossigeno disciolto e fosforo totale. Un'ulteriore analisi prosegue sulla problematica sanitaria, sollevata dalla presenza di *P. rubescens*, un cianobatterio che in condizioni ambientali favorevoli (optimum di nicchia) predomina la comunità fitoplanctonica manifestando cospicue fioriture superficiali, ma soprattutto contaminando le acque con potenti epatossine, che questa specie è in grado di produrre. Diverse sono le teorie che spiegano la produzione di cianotossine di alcuni cianobatteri: una prima ipotesi è quella di un adattamento atto a ridurre la pressione predatoria dello zooplancton (Funari *et al.*, 2008), la seconda invece presume che sia una funzione metabolica attiva all'interno della cellula, permanente o intermittente, legata all'attività inibitrice delle proteinfosfatasi (Bruno *et al.*, 2004). Per ragionare in termini di consistenza di popolazione e quantità di tossine prodotte sarà utile confrontare i dati rilevati negli ultimi anni sulla numerosità delle cellule (n° di cell/Litro) di *P. rubescens* all'interno del lago (alla profondità di circa 10 m), monitorate nel punto di presa dell'acquedotto comunale di Caprarola (Zona S. Lucia).

### Nutrienti algali

Le fonti di azoto e fosforo, come è stato già detto, rappresentano i fattori principali di crescita del fitoplancton e anche di *P. rubescens* infatti, sono indispensabili per la caratterizzazione della sua nicchia ecologica e spesso nei coincidono con i fattori limitanti di un corpo d'acqua. E' fondamentale quindi lo studio delle variazioni dei nutrienti, in termini di concentrazioni disponibili, associato alle variazioni della numerosità della popolazione, espressa in numero di cellule per litro. Con la presente indagine sono stati determinati i valori di principali nutrienti, sui campioni d'acqua prelevati nella campagna di monitoraggio ed utilizzati per calcolare la concentrazione media rispettivamente: del fosforo totale che risulta di circa 0,030 mgP/l, dell'azoto nitrico con valore medio di circa 0,080 mgN/l e dell'azoto ammoniacale con un valore medio pari a 0,080 mgN/l.

Le rispettive concentrazioni medie, così calcolate sono rappresentate nel grafico della figura 25, dove vengono messe a confronto le concentrazioni medie calcolate sulla base dei risultati della campagna limnologia precedente.

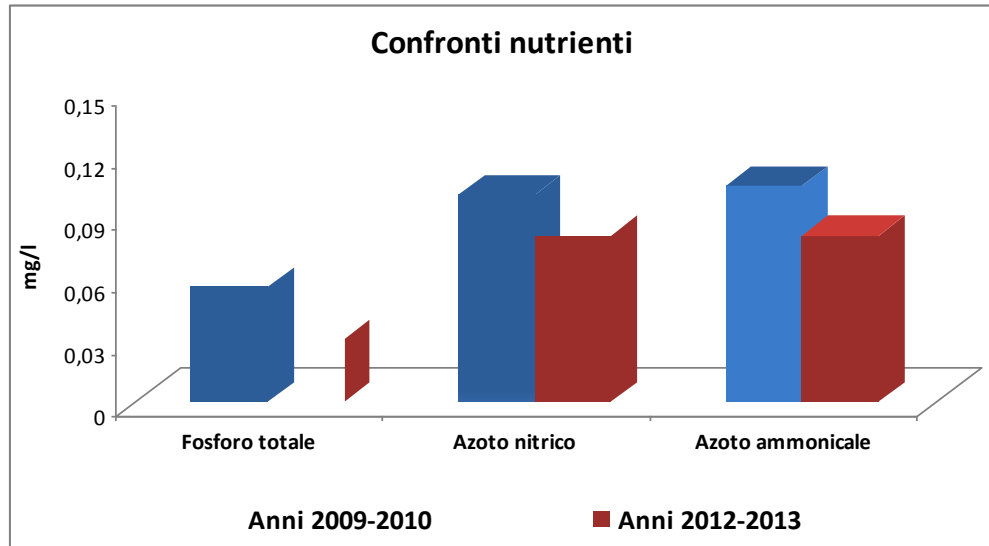


Fig.25

In tale grafico appare evidente l'abbattimento di circa il 50% del contenuto di fosforo totale al rispetto a quello rilevato precedentemente. Purtroppo, non si riscontra un'altrettanto trend in diminuzione per la concentrazione dell'azoto nitrico, per i quali comunque, si riscontra una discreta riduzione e si ha la stessa tendenza per l'azoto ammoniacale che denota anch'esso un modesto decremento.

Nel complesso, analizzando le variazioni dei parametri chimici sopra descritti, si può generalizzare un lieve miglioramento trofico delle acque del lago di Vico. Gli stessi dati però, se considerati sotto un altro aspetto, ovvero come fonte di nutrimento, risultano meno confortevoli, in quanto permane nel lago di Vico una disponibilità di nutrienti algali ancora elevata, che determina una condizione favorevole alla crescita della popolazione di *P. rubescens*. Il perdurare di tali condizioni, che favorisce la proliferazione del cianobatterio è avvalorato dal fatto che questa specie richiede sempre una cospicua disponibilità di azoto, non essendo in grado di produrlo, mentre è molto più moderata la richiesta di fosforo, con una chiara preferenza per la specie ortofosfato (Bruno *et al.*, 2007; Lucentini e Ottavini, 2011). La nicchia ecologica di *P. rubescens* infatti è caratterizzata da un alto rapporto N/P (azoto totale/fosforo totale) nelle acque (Bruno *et al.*, 2004). I cianobatteri sono in grado di utilizzare l'azoto e il fosforo in concentrazioni molto inferiori rispetto a quelle necessarie ai

microrganismi competitori (Lindholm *et al.*, 1992) e seppure mostrano un tasso di crescita più basso delle microalghe eucariote hanno un'elevata capacità di assimilare l'azoto, soprattutto la forma ammoniacale ed una maggiore facilità all'immagazzinamento del fosforo in particolare la forma ortofosfata. Questi elementi sono essenziali per la crescita del cianobatterio perché coinvolti in importanti attività metaboliche e di sintesi, come ad esempio l'azoto che è coinvolto, fra l'altro, nel meccanismo di regolazione della galleggibilità (Bruno *et al.*, 2004) ed il fosforo essenziale durante la divisione cellulare. E' evidente che le esigenze nutritive di *P. rubescens*, mostrano una diretta relazione con lo stato trofico di un corpo d'acqua, determinato proprio sulla concentrazione degli stessi elementi chimici: più questo è ricco di sostanze nutritive, quali composti fosfati e azotati e maggiore risulta essere la tendenza di questo cianobatterio a dominare la comunità fitoplanctonica. La condizione trofica di un corpo d'acqua e dunque la disponibilità di nutrienti, soprattutto azoto e fosforo, rappresenta di fatto un aspetto fondamentale della nicchia ecologica di *P. rubescens*, che in questo contesto può trovarsi più o meno favorita, a fronte delle sue notevoli capacità "ecostrategiche" rispetto agli altri componenti del fitoplancton.

### Condizioni trofiche

In generale all'incremento dello stato di trofia di un corpo idrico, consegue un arricchimento di sostanze nutrienti che, a sua volta favorisce lo sviluppo abnorme della biomassa algale e quindi anche di *P. rubescens*. I principali elementi coinvolti nel processo di eutrofizzazione delle acque sono il fosforo (essenzialmente come fosfati disciolti), l'azoto (sotto forma di nitrati e ammoniaca) ed il carbonio. Alla luce di questo aspetto risulta utile ed efficace, il confronto tra quello che era lo stato delle acque, riscontrato nella campagna limnologia 2009-2010 e quello scaturito dalla presente indagine; da questa analisi sarà possibile verificare come sia variata nel tempo, la disponibilità dei nutrienti nel lago di Vico per il fitoplancton ed in particolare per *P. rubescens* e conseguentemente le possibilità di optimum di nicchia.

La tabella n.3 estratta dagli atti del "Convegno per il monitoraggio e contenimento dell'inquinamento delle acque del lago di Vico - 2010" promosso dalla Provincia di Viterbo e tenuto dall'Istituto Superiore di Sanità di Roma, dell'ARPA Lazio di Viterbo e del DEB dell'Università di Viterbo, sintetizza lo stato di trofia delle acque riferito al periodo delle indagini dagli stessi svolte.

Tabella n.3 - Stato ecologico del lago di Vico, 2009-2010

Parametro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Trasparenza (m) (valore minimo)	> 5	≤ 5	≤ 2	≤ 1,5	≤ 1
Ossigeno ipolimnico (% di Sat.) (valore minimo annuo misurato nel periodo di massima stratificazione)	> 80%	≤ 80%	≤ 60%	≤ 40%	≤ 20%
Clorofilla (µg/L) (valore massimo annuo)	< 3	≤ 6	≤ 10	≤ 25	> 25
Fosforo totale (µgP/L) (valore massimo annuo)	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100
<b>STATO ECOLOGICO</b>	<b>ELEVATO</b>	<b>BUONO</b>	<b>SUFFICIENTE</b>	<b>SCADENTE</b>	<b>PESSIMO</b>

Dai valori indicati nella tabella n.3 risulta la trasparenza delle acque in seconda classe, mentre i valori di ossigeno disciolto e fosforo totale sono collocati nella classe più bassa, per quanto riguarda la clorofilla si riporta un valore di classe scadente. Per meglio comprendere il confronto tra lo stato attuale delle acque e quello precedente, descritto nella tabella n.3, è stata redatta una tabella analoga sulla base dei risultati della tabella n.2 riportata nel paragrafo 7.1

Tabella n.4 – Stato ecologico del lago di Vico, 2012-2013

Parametro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Trasparenza (m) (valore minimo)	> 5	≤ 5	≤ 2	≤ 1,5	≤ 1
Ossigeno ipolimnico (% di Sat.) (valore minimo annuo misurato nel periodo di massima stratificazione)	> 80%	≤ 80%	≤ 60%	≤ 40%	≤ 20%
Clorofilla (µg/L) (valore massimo annuo)	< 3	≤ 6	≤ 10	≤ 25	> 25
Fosforo totale (µgP/L) (valore massimo annuo)	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100
<b>STATO ECOLOGICO</b>	<b>ELEVATO</b>	<b>BUONO</b>	<b>SUFFICIENTE</b>	<b>SCADENTE</b>	<b>PESSIMO</b>



La classificazione che scaturisce dalla tabella n.4 conferma i risultati ottenuti nel paragrafo 7.1, dove si giunge ad un punteggio per i livelli di attribuzione pari a 12, a cui corrisponde l'estremo inferiore della classe terza. Procedendo all'analisi delle due tabelle, la diminuzione della trasparenza delle acque è probabilmente attribuibile ad un aumento della biomassa fitoplanctonica all'interno del lago. Per quanto riguarda la saturazione dell'ossigeno, misurato durante il periodo di massima stratificazione, non si osservano variazioni nelle due tabelle citate, perché in questa fase termica in entrambi i casi viene raggiunta l'anossia sul fondo del lago. Per tale parametro risulterebbe interessante confrontare le profondità alle quali ha inizio la deossigenazione e, soprattutto l'arco di tempo in cui questa condizione si protrae in entrambi i casi. La concentrazione della clorofilla nella tabella n.3 è inserita nella classe scadente riportando un dato  $\leq 25 \mu\text{g/l}$  che rapportato a quello della tabella n.4  $\leq 10 \mu\text{g/l}$  in classe 3, promuove questo parametro verso un lieve miglioramento, infatti si passa dalla classe 4 alla classe 3. Un segnale positivo ci viene mostrato dal confronto del fosforo totale, con valore riferito allo stato ecologico '09-'10,  $> 100 \mu\text{g/l}$ , mentre quello attuale è di  $< 50 \mu\text{g/l}$ ; la diminuzione di questo parametro chimico è il fattore principale dell'accenno ad un miglioramento della qualità delle acque, emerso con la recente indagine. Infatti, se dopo le analisi condotte dal gruppo di ricerca di Ecologia del DEB, il lago di Vico era inserito nella classe SCADENTE, le ultime determinazioni lo portano nella classe SUFFICIENTE, anche se al limite verso la scadente. Un lieve miglioramento della qualità delle acque di Vico, quindi conduce verso una condizione meno favorevole rispetto all'optimum di nicchia ecologica per *P. rubescens*. Le condizioni più o meno prossime all'optimum di crescita che determinano la supremazia del cianobatterio nella comunità fitoplanctonica del lago si riflettono sulla numerosità della popolazione che esso è in grado di mantenere. A sua volta la densità della popolazione può determinare una maggiore o minore quantità di cianotossine rilasciate nel bacino idrico.

#### Conteggi di *P. rubescens* alla presa dell'acquedotto comunale di Caprarola

Da alcuni anni, dopo che recenti studi scientifici hanno rivelato la presenza, all'interno del lago di Vico, della specie potenzialmente tossica *P. rubescens* (Elenco del Ministero della Salute, 1997), responsabile del rilascio della microcistina e constatato che le acque contengono un'elevata concentrazione di questa particolare cianotossina, il bacino idrico è

oggetto di specifici controlli sanitari. In particolare dall'analisi tossicologica delle acque si evidenzia che spesso viene superato il valore guida provvisorio di 1,0 µg/l, consigliato per la microcistina e stabilito dall'OMS in base alla quota di esposizione correlata al consumo potabile (TDI di 0,04 µg/kg pc/giorno), limite accettato dalla maggior parte delle legislazioni nazionali, compresa quella italiana. Gli effetti tossici delle microcistine prodotte da *P. rubescens* si esplicano su tutti gli organismi: dallo zooplancton, alla fauna ittica, con possibilità di biomagnificazione (accumulo nei tessuti sia animali che vegetali) e gravi implicazioni per la salute pubblica. L'esposizione dell'uomo a cianotossine può verificarsi per via diretta (ingestione acqua contaminata) o indiretta (consumo di vegetali o animali contaminati) producendo effetti sulla salute sia a breve che a lungo termine: epatotossicosi acute, promozione di patologia oncologiche (es. tumori epatici, gastrointestinali ed epiteliali) e polmoniti allergiche. Il Comune di Caprarola, che utilizza le acque del lago come approvvigionamento idrico per gli abitanti, ha installato un impianto di potabilizzazione, dotato di filtri a carboni attivi ed in grado di abbattere la concentrazione delle microcistine entro i limiti previsti. Inoltre, l'Istituto Superiore di Sanità provvede, per conto del Comune, con cadenza quindicinale, al monitoraggio nelle acque, in entrata e in uscita dell'acquedotto, delle concentrazioni di alcuni cianobatteri tossici, tra cui *P. rubescens*, al fine di garantire la potabilità dell'acqua distribuita. Per avere un'idea circa l'andamento negli ultimi anni della popolazione di *P. rubescens* nel lago di Vico, viene proposta un'analisi sulla sua numerosità, espressa in numero di cellule per litro, sulla base dei dati elaborati dall'ISS di Roma, che esegue i prelievi dell'acqua in tre diversi punti, tra cui uno denominato "presa acquedotto", che in pratica rappresenta a tutti gli effetti lo strato d'acqua a circa 10 metri di profondità del lago. I dati utilizzati per realizzare il grafico della figura 26, sono quelli pubblicati nel sito del Comune di Caprarola ([www.comune.caprarola.vt.it](http://www.comune.caprarola.vt.it)), sui quali è stata calcolata la media mensile sui tre valori determinati per i campionamenti eseguiti in ogni mese. I valori pubblicati relativi all'anno 2010 sono frammentari, ma quelli del 2011, 2012 e inizio 2013 sono completi e dettagliati, così da dare una visione chiara delle oscillazioni della numerosità del cianobatterio tossico nel lago di Vico in questi ultimi anni monitorati.

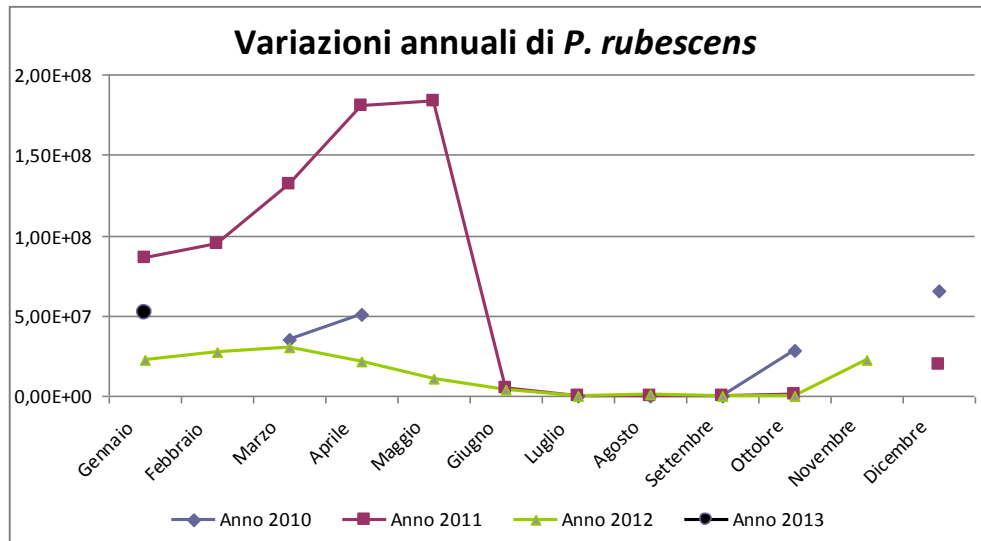


Fig.26. – Lago di Vico -

Osservando la figura 26 emerge come nell'anno 2011 si sia verificata la situazione più allarmante, con picchi massimi tra i mesi di aprile e maggio corrispondenti ad una numerosità di circa 180.000.000 cellule per litro. Le variazioni annuali di *P. rubescens*, riferite al 2012 appaiono relativamente più contenute, rispetto all'anno precedente, non superando mai la soglia di 30.000.000 n° di cellule/l. I dati finora pubblicati per l'anno 2013, non sono confortanti perché mostrano una tendenza della numerosità della specie monitorata in crescita rispetto all'anno 2012, ma comunque risultano meno favorevoli rispetto al 2011 (optimum di nicchia). Questa analisi, in linea di massima, concorda con quanto è stato accertato attraverso gli avvistamenti di "fioriture algali", riscontrate e documentate nelle due campagne di studio, quella precedente eseguita dall'ISS e la presente. Infatti sommando alle circa sette segnalazioni documentate nella Relazione finale dell'ISS (Funari *et al.*, 2011), le altrettante riferite dai Guardia Parco della Riserva, risultano in tutto una quindicina circa le fioriture di *P. rubescens*, avvistate nel biennio 2009-'10. Nei sopralluoghi settimanali effettuati nel presente studio, tra l'autunno '12 e la primavera '13 sono sette in tutto le popolazioni superficiali direttamente osservate; dal confronto tra quanto constatato nei due diversi periodi si può dedurre che, sia per numero di episodi/frequenza che per densità delle fioriture si sia verificata una minore capacità di sfruttamento della nicchia ecologica da parte di *P. rubescens* nel lago di Vico. Tale considerazione concorda con il lieve miglioramento della qualità delle acque riscontrata nello stato trofico del lago di Vico, che dunque offre delle condizioni di nicchia "sotto l'optimum", rispetto agli anni precedenti per la specie *P. rubescens*.

## 8.2 Caratterizzazione della nicchia ecologica di *P. rubescens*

La notevole capacità pionieristica che contraddistingue i cianobatteri porta questi microrganismi a colonizzare con facilità qualsiasi ambiente, anche i più ostili; tuttavia sono per lo più distribuiti in ambienti acquatici con una preferenza per quelli dulciacquicoli. In particolare *P. rubescens* sembra prediligere le acque lentiche, particolari caratteristiche idrogeochimiche del bacino come lunghi tour-over delle acque e la stratificazione termica (Oliver e Ganf, 2001), che consente nel periodo di rimescolamento verticale delle acque la risalita di sostanze nutrienti dal fondo del lago ed inoltre una modesta turbolenza delle acque. Il lago di Vico quindi si configura già, sotto questo aspetto, un habitat favorevole in quanto è un lago termostratificato, monomittico caldo (un periodo di rimescolamento all'anno) e soprattutto con una particolare configurazione geografica, nella quale il bacino risulta sottoposto ad una ridotta azione rimescolatrice operata dal vento, che difficilmente agisce su questo lago, per la sua modesta estensione e per la presenza di una cerchia di rilievi che lo circonda (Scialanca, 1995). La nicchia ecologica di *P. rubescens* nel lago di Vico si completa se, agli aspetti già detti, si aggiunge un contesto trofico di "optimum di crescita", dato dalla notevole disponibilità di nutrienti algali, soprattutto azoto ammoniacale (Prescott, 1968; Bold e Wynne, 1985) e fosfati disciolti; questa specie per accrescersi ha bisogno anche di carbonio inorganico, di ferro e molibdeno, mentre non tollerano la presenza, anche in concentrazioni micromolari di magnesio e rame (Reuter e Petersen, 1987). Altre condizioni ideali che caratterizzano la nicchia ecologica di *P. rubescens*, che trovano riscontro nel lago di Vico sono: il pH leggermente alcalino infatti, sia studi precedenti, che le analisi effettuate per il presente lavoro, hanno rilevato valori di pH tendenzialmente basici; i valori di pH sembrano essere connessi all'assimilazione del molibdeno, bloccata quando il pH è acido, mentre per il ferro un pH molto elevato è causa di precipitazione. In queste condizioni particolarmente favorevoli (optimum di nicchia), *P. rubescens* riesce a vincere la competizione con altri microrganismi fitoplanctonici dominando la comunità fitoplanctonica, grazie anche agli adattamenti estremamente efficaci che ha sviluppato quali:

- lo sfruttamento di sostanze nutritive a concentrazioni molto inferiori rispetto a quelle necessarie ad altri competitori e capacità di accumulare azoto e fosforo sotto forma di granuli (cianoficina come riserva di N e volutina come riserva di P);

- elevata attività fotosintetica attiva (PAR), anche a basse radiazioni luminose (Konopka, 1982), grazie all'efficienza dei pigmenti accessori: ficobiline/biliproteine e carotenoidi. L'intensità della luce influisce sul tasso di fotosintesi e di conseguenza sulla crescita; la risposta alla luce è specie-specifica ed i cianobatteri in genere mostrano una notevole capacità alla fotoacclimatazione;
- la capacità di spostarsi attivamente lungo la colonna d'acqua (buoyancy), limitatamente ai momenti di quiete dell'acque, in risposta a stimoli luminosi (Reynolds, 1984) ed esigenze nutritive (Walsby e Klemer, 1974); tale attività è regolata da variazioni di densità delle cellule, causate a loro volta dall'accumulo o dalla perdita (consumo) di carboidrati cellulari (Walsby, 1978). Una galleggiabilità negativa (sprofondamento) è dovuta ad alte intensità di luce che aumenta la fotosintesi con accumulo di carboidrati, con conseguente aumento della densità cellulare che porta al collasso delle vescicole gassose. Una galleggiabilità positiva (galleggiamento) risponde ad una scarsa radiazione luminosa che porta ad un aumento della respirazione e consumo di carboidrati, con conseguente diminuzione della densità che induce le vescicole gassose ad espandersi.
- la capacità di produrre tossine, in particolare microcistine tossiche, presumibilmente utilizzate per difendersi e/o attaccare organismi competitori.

Questi notevoli vantaggi competitivi fanno sì che quando *P. rubescens* trova le condizioni trofiche ottimali, facilmente si impone sul resto del fitoplancton, creando uno squilibrio nella comunità lacustre. In questo studio si è voluto porre l'attenzione su alcuni fattori ambientali che determinano la supremazia di questa specie in generale, che hanno trovato riscontro nel lago di Vico e di fatto possono essere considerati come fattori chiave della nicchia ecologica del cianobatterio indagato. Tra i fattori che presumibilmente determinano un'eccessiva crescita di *P. rubescens* all'interno di un ecosistema lacustre alterato vi sono i nutrienti algali, principalmente azoto e fosforo la cui abbondanza viene espressa come rapporto N/P (azoto totale/fosforo totale) che in genere risulta elevato (Chorus e Bartram, 1999). I risultati di tutte le pregresse ricerche effettuate sul lago di Vico archiviati dal gruppo di Ecologia del DEB ci hanno consentito di raccogliere le concentrazioni determinate per ciascun anno di monitoraggio delle diverse forme azotate, che sommate ottenendo così l'azoto totale (NT) e del fosforo totale (PT); sono state poi calcolate le medie annuali di ciascun fattore e ricavato il rispettivo rapporto.

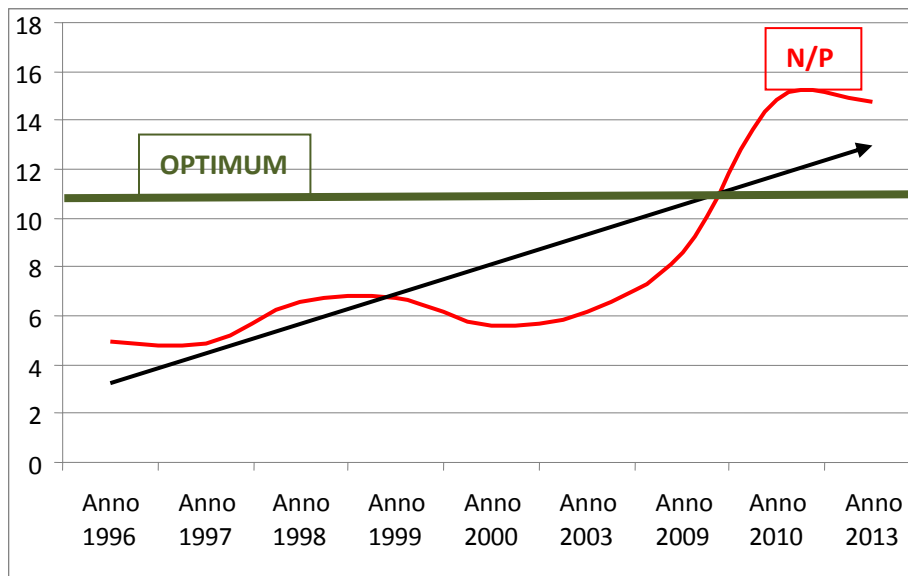


Fig. 27 – Lago di Vico -

La figura 27 descrive l'andamento nel tempo del rapporto N/P (linea rossa) dove si possono osservare la condizione di "optimum" per il rapporto N/P (linea verde) caratteristico di *P. rubescens*, le attuali condizioni di "sopra-optimum" e le precedenti di "sotto-optimum" che invece rappresentano come è cambiato nel tempo il contesto trofico del lago di Vico; infine la tendenza in forte crescita di questo rapporto che ad oggi sembrerebbe in arresto, mostrando un flesso che accenna un lieve decremento. Il contesto trofico rilevato nel presente studio fa presupporre un'inversione di tendenza che potrebbe innescare un progressivo processo di ritorno alle condizioni di "naturalità" del lago, prefigurabili comunque in un lungo periodo, sempre che siano perseguite le strategie di salvaguardia e recupero intraprese.

Oltre il rapporto N/P di grande importanza per lo sviluppo di questa specie è la luce (irradianza) e la temperatura del mezzo in cui vive; gli effetti ecologici della luce e della temperatura sono inseparabili a causa delle interrelazioni tra metabolismo e saturazione della luce (Wetzel, 2001). In genere il valore di saturazione luminosa dell'intensità della fotosintesi aumenta con la temperatura dell'acqua; fino al valore di saturazione la fotosintesi è limitata dalle reazioni fotochimiche che sono relativamente indipendenti dalla temperatura, se non a temperature molto basse (Wilhelm, 1990). Raggiunto il valore di saturazione luminosa, la fotosintesi è limitata da reazioni enzimatiche biochimiche che sono regolate dalla temperatura (Davison, 1991). La possibilità di espansioni demografiche in superficie fa supporre una relazione a particolari condizioni ambientali

dell'aria come: cielo sereno o poco nuvoloso, assenza di vento e temperature dell'aria miti approssimativamente tra 10°C e 15°C che si riflettono sui parametri delle acque. In ultimo è stato osservato in fase sperimentale che nei campionamenti eseguiti in occasioni di “fioriture algali” ai suddetti valori di temperatura dell'aria si registrava una temperatura delle acque compresa fra 9°C e 11°C circa, mentre i valori di pH oscillavano in un range compreso tra 8 e 9 unità circa.

### **8.3 Conclusioni e prospettive future**

Un valido contributo scientifico per ipotizzare possibili interventi di risanamento e comunque migliorativi delle condizioni trofiche del lago di Vico, capaci cioè di dare un'inversione di tendenza allo “status di optimum” della nicchia ecologica di *P. rubescens*, può pervenire da continui studi ecologici, che si occupano specificatamente di studiare i delicati equilibri degli ecosistemi e delle comunità che lo popolano fino a livello di specie. Seguendo dunque un approccio scientifico-ecologico, al fine di ripristinare le condizioni “naturali” del lago di Vico, dove la presenza (innocua) di *P. rubescens* è stata riscontrata fin dal 1994 (Dyer, 1994) all'interno della comunità lacustre, si possono avanzare alcune proposte:

- maggiore sensibilizzazione del comparto agricolo all'uso di concimi a minor impatto in termini di contenuti di sostanze azotate e fosfati e preferenza di forme a lento rilascio;
- maggiori controlli delle attività turistico-ricettive soprattutto per quanto riguarda il trattamento e lo scarico delle acque reflue;
- maggiore sensibilizzazione e coinvolgimento degli Enti territoriali e Associazioni interessati alla tutela e salvaguardia di questo patrimonio di rilevante interesse naturalistico oltre che risorsa idrica di grande importanza;
- realizzazione di una idonea rete di raccolta e deflusso delle acque meteoriche che garantisca un regime efficiente delle acque, al fine di ridurre il fenomeno del dilavamento, causa di sversamento dei fertilizzanti più solubili nel lago;
- creazione di “zone tampone” progressive dai pendii fino a ridosso del lago, con piantumazioni di specie come l'Ontano e il Salice, caratterizzate da un'elevata esigenza di azoto, atte a ridurre le quantità di azoto che per dilavamento raggiungono le acque del lago e ridurre il degrado delle zone ripariali.

Alla luce dei risultati e delle discussioni fatte si può concludere la trattazione con una prospettiva futura che veda un maggior impegno e sforzo economico da parte degli Enti e delle strutture socio-economicamente interessate all'utilizzo del lago di Vico, per promuovere campagne di monitoraggio assidue e costanti, al fine di verificare che la positiva tendenza prosegua verso un miglioramento dello stato di salute delle acque ed un recupero dell'equilibrio dell'ecosistema lacustre e della sua comunità. Sono inoltre auspicabili ulteriori ricerche e approfondimenti, soprattutto sulle specie tossiche presenti nel lago di Vico, per studiare interventi efficaci atti a risolvere le problematiche ambientali e sanitarie, eventualmente con sistemi di lotta biologica attraverso interventi mirati sulla catena alimentare andando ad incrementare quelle specie zooplantoniche che prediligono il genere *Planktothrix*.



## **Ringraziamenti**

Ringrazio vivamente tutti coloro che mi hanno incoraggiato ed entusiasmato nel corso degli studi e coloro che hanno contribuito direttamente e non alla realizzazione di questa ricerca, per la professionalità, l'entusiasmo e la disponibilità dimostrata, in particolar modo il gruppo di ricerca del laboratorio di Ecologia, diretto dal prof. Giuseppe Nascetti, il personale della Riserva Natura del lago di Vico ed in particolare il Direttore dr. Felice Simmi, il gruppo di ricerca dell'ENEA di Roma ed infine la gentilissima dr.ssa Emanuela Viaggiu.

Prof. Giuseppe Nascetti

## Bibliografia

- Albay M., Akcaalan R., Tufekci H., Metcalf J.S., Beattie K.A., Codd G.A., 2003; Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia* 505: 89-95, 2003.
- Almodòvar A., Nicola G. & Nuevo M., 2004. Effects of a bloom of *Planktothrix rubescens* on the fish community of a Spanish reservoir. *Limnetica*; *Asociación Española de Limnología*, Madrid. Spain. ISSN: 23 (1-2):167-178.
- Anderson DM., Glibert PM., Burkholder JM., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Science*; 25: 704-726.
- Anneville O., Gammeter S., Straile D., 2005; Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology* 50, 1731-1746, 2005.
- Anneville O., Souissi S., Gammeter S., Straile D., 2004; Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. *Freshwater Biology* 49, 98-115, 2004.
- Baiocchi A., Dragoni W., Lotti F., Piscopo V., 2005: Outline of the hydrogeology of the Cimino and Vico volcanic area and of the interaction between groundwater and Lake Vico (Lazio Region, Central Italy). *Boll. Soc. Geol. It.*, 125, 197-202, 2005.
- Barbanti L., 1969. Lago di Vico: rilevamento batimetrico e note geomorfologiche. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 25:117-139, 1969.
- Barbanti L., Calderoni A., De Bernardi R., Giussani G., Guilizzoni P., 1993: *Acque lacustri*. In: *S.It.E. Ecologia Applicata* (curato dal Prof. R. Marchetti), Città Studi Edizioni, Milano, 220-262.
- Barbanti L., G. Bonomi, A. Carollo, G. Chiaudani, I. Ferrari, M. Gerletti, A. M. Nocentini, D. Ruggiu & L. Tonolli, 1971. *Limnologia ed ecologia dei laghi di Bolsena, Bracciano, Trasimeno e Vico: situazione attuale e prevedibili conseguenze derivanti da una loro utilizzazione multipla*. *Ist. Ital. Idrobiol. Ed.*: 263 pp.
- Baumann H.I., Juttner F., 2008; Inter-annual stability of oligopeptide of *Planktothrix rubescens* blooms and mass mortality of *Daphnia* in Lake Hallwilersee. *Limnologica* 38, 350-359, 2008.
- Brock Thomas D., Madigan Michael D., Martinko Jhon M., Parker Jack 2003; *Microbiologia*. Città Studi Edizioni: pp. 468-557.
- Brooks J.L., & Dodson S.I., 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150:28-35.
- Bruno M., Messineo V., Mattei D., Melchiorre S., 2004. Dinamica di specie algali tossiche nei laghi di Albano e Nemi. *Istituto Superiore Di Sanità. Rapporti ISTISAN* 04/32.
- Bruno M., Scaradala S., Funari E., 2003. Cyanobacteria in drinking waters and related risks to human health. In: *Expert meeting on emerging risks to drinking water supplies: best practice for improved management and preparedness to protect public health*; Cuernavaca (Messico). Citato da Funari E. et al., 2008. *Istituto Superiore di Sanità*.
- Bruno M., Serenelli F., Germozzi R., Scagnetti V., Leoni T., Antonelli B., Melchiorre S., Messineo V., 2009. L'Eutrofizzazione tossica in un complesso multilacuale: i laghi del Piastrone (1998-2007). *Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN* 09/21

- Bruno M., Melchiorre S., Viaggiu E., 2002. Le fioriture di alghe tossiche nelle acque dolci, emergenza sanitaria e misure di controllo. Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 02/9
- Bucci A., 1991. Guida allo studio delle acque litorali ed usate. Pitagora ed.:360 pp.
- Capelli G., Di Corcia A., Mazza R., 2007; Studio di caratterizzazione e relativo monitoraggio delle acque dei corpi idrici superficiali e delle falde sottostanti le aree di ricarica del bacino lacustre di Vico. Relazione finale, Regione Lazio, Università della Sapienza e Università Roma tre.
- Carpenter R.S., 2008. Phosphorus control is critical to mitigate eutrophication. PNAS pp.1-4
- Cicerchia C., 2009. Evoluzione dello stato trofico del Lago di Vico: studio e monitoraggio di un ecosistema potenzialmente a rischio. Tesi di laurea specialistica, Università Degli Studi della Tuscia di Viterbo, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Corso di laurea in Gestione Sostenibile delle Acque Interne. A.A. 2008-'09.
- Celik K., Ongun T., 2007; The influence of certain physical and chemical variables on the seasonal dynamics of Phytoplankton assemblages of a source inlet and the outlet of the shallow hypertrophic lake Manyas, Turkey. *Tubitak*; 31: 485-493.
- Chorus I., Bartram J., 1999: Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London and New York. pp 10-390.
- Cipriani P., Mattiucci S., Scialanca F., Faranda A., Nascetti G. 2006. Aspetti ecologici ed epidemiologici di parassiti del genere *Trichobilharzia* (La Vallette, 1855) (Digenea: Schistosomatidae) nel Lago di Vico (Lazio, Italia). *Atti del XVI Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Viterbo 19-22 settembre 2006
- Civita M., 2005: Idrogeologia applicata e ambientale. Casa Editrice Ambrosiana, Milano: pp 15-47.
- Colinvaux P.A., 1986: Lake Ecosystems- Ecology: 554 pp.
- Costantini M. L., Rossi L., Scialanca F., Nascetti G., Rossi D., Sabetta L. 2007; Association of riparian features and water chemistry with reed bitter breakdown in a volcanic lake (Lake Vico, Italy). *Aquatic Sciences*: 69: 503-510
- Danieli P., Guancini M. I., Scialanca F., Rossetti G., Franzoi P., 1999 - Dinamica stagionale dello zooplankton nel Lago di Vico (Italia Centrale). *Atti del IX Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Lecce, 14 - 17 settembre 1999: 163.
- De Marchi M., 1984. Conoscere un lago. Ed. Ist. Ital. Idrobiol., CNR, 260 pp.
- De Tezanos P., Litchman P., Litchman E., 2010: Interactive effects of N:P ratios and light on nitrogen-fixing abundance. *Oikos* 119:567-575, 2010.
- Dittman E., Corner T., 2005. Genetic contributions to the risk assessment of microcystin in the environment. *Toxicol Appl Pharmacol.* 15:203(3):192-200.
- Dragoni W., Lotti F., Piscopo V., Sibi A., 2002. Bilancio idrogeologico del lago di Vico (Lazio-Italia). *Internet. Conf., residence times in lakes: science, management, education*:96-104.
- Dragoni W., Piscopo V., Di Matteo L., Gnucchi L., Leone A., Lotti F., Melillo M., Petitta M., 2006; Risultati del progetto di ricerca PRIN "laghi 2003-2005".
- Dyer M., 1995. The water quality at Lago di Vico during 1992-'93. *The science of the total environment* 171: 73-83.

- Ferrara O. & G. Nicotra, 1986. Struttura della comunità zooplanctonica e parametri fisico-chimici del Lago di Vico (Lazio). *Boll. it. Zool.*, 53 suppl.: 97.
- Ferrari I., 1972. I popolamenti zooplanctonici dei laghi Bolsena, Bracciano e Vico; in: "Indagini limnologiche dei laghi di Bolsena, Bracciano, Trasimeno e Vico." Quaderni IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque, CNR.: 107-120.
- Franzoi P., Scialanca F., Castaldelli G., 1997 – Lago di Vico (Italia Centrale): Analisi delle principali variabili fisiche e chimiche delle acque in relazione all'evoluzione trofica. *Atti dell'VIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Parma, 10-12 settembre 1997: 159-160.
- Funari E., Scardala S., Testai E., 2008: Cianobatteri potenzialmente tossici: aspetti ecologici, metodologici e valutazione del rischio. Istituto Superiore di Sanità. Dipartimento di Ambiente e Connessa prevenzione primaria.
- Gaggino G., F., Marchetti R., E. Cappelletti, T. Calcagnini, 1983. La qualità delle acque dei laghi italiani negli anni 80. *Atti del Congresso Internazionale. "Inquinamento e recupero dei laghi"*. Roma, 15-18 aprile 1985: 5.32.
- Galloway J., Townsend A., Erisman W., Bekunda M., Cai Z., Freney J., Martinelli A., Seitzinger P., Sutton M., 2008. Transformation of the nitrogen Cycle: Recent trends, Questions, and Potenzial Solutions. *Science*. 320. no.5878: 889-892
- Gamba & Martinetti, 1995. *Dizionario dell'ambiente*, UTET ed.
- Gentili F., 2007: Analisi dei parametri Idrogeologici e Idrodispersivi di un suolo del Vicano (Viterbo) considerando gli effetti di scala. Tesi di laurea specialistica, Università Degli Studi della Tuscia di Viterbo, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Corso di laurea in Gestione Sostenibile delle Acque Interne. A.A. 2006-'07
- Gerletti M., 1971. Fitoplancton e produzione primaria; "Limnologia ed ecologia dei laghi di Bolsena, Bracciano, Trasimeno e Vico: situazione attuale e prevedibili conseguenze derivanti da una loro utilizzazione multipla." *Ist. Ital. Idrobiol. Ed.*: 167-180.
- Ghirardelli., 1983: La vita nelle acque dolci. *La vita nelle acque*, 5: 435-495.
- Goldman C.R., & Gerletti M., 1968. Primary productivity, bacteria, phytoplankton and zooplankton in Lago Maggiore: correlations and relationship with ecological factors. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 23:141-158.
- Jacquet S., Briand J.F., Leboulanger C., Avois-Jacquet C., Oberhaus L., Tassin B., Vinçon-Leite B., Paolini G., Druart J.C., Anneville O., Humbert J.F., 2005: The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French Lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4 (2005) 651-672.
- James J., Morzalef E., Golgon C.R., 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwater of North America. *Con. Fish Aquat. Sci.*, 47: 702-904. Citato da Scialanca F., 1995. Tesi di laurea – Ricerche ecologiche sul Lago di Vico (Alto Lazio): II. Analisi dei principali parametri limnologici in relazione all'evoluzione trofica dell'ecosistema lacustre.
- Jann-Para G., Schwob I., Feuillade M., 2004; Occurrence of toxic *Planktothrix rubescens* blooms in lake Nantua, France. *Toxicon* 43 (2004) 279-285.
- Jirillo R., 1988. L'eutrofizzazione dei bacini idrici. M. Ragno ed., 9-35.

- Komàrek J., Komàrková J., 2004; Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. Institute of Botany AS CR, Czech Republic, Institute of Hydrobiology AS CR, and Faculty of Biological Sciences, Univ. of South Bohemia: 4:1-18.
- Kurmayer Rainer and Gumpenberger Marlies, 2006; Diversity of microcystin genotypes among populations of the filamentous cyanobacteria *Planktothrix rubescens* and *Planktothrix agardhii*. *Molecular Ecology*; 15: 3849-3861.
- Legnani E., Copetti D., Oggioni A., Tartari G., Palombo M. T., Morabito G., 2005; *Planktothrix rubescens* seasonal dynamics and vertical distribution in Lake Pusiano (North Italy). *CNR*; 64(1): 61-73.
- Leone A., 1988. Attività antropiche e fragilità degli equilibri ambientali. Indagini sul bacino del lago di Vico. *Genio rurale*, n. 6: 43-50.
- Leone A., Ripa M. N., 2002; Land use, pollutant nonpoint sources and related modelling for lakes management. The lake Vico experience. International Conference; Residence times in lakes: Science, Management, Education.
- Lulli L., Blasi C., Abbate G., Bidini D., Fascetti S., Lorenzoni P., Marchetti M., 1986: Studio pedologico dell'apparato vulcanico di Vico (Lazio), VIII. L'effetto della vegetazione sulla genesi del suolo, *Ann. Ist. Spe. Studio e Difesa Suolo*, XVII, 159-172.
- Lulli L., Lorenzoni P., Bidini D., Paolanti M. 1989-91: Studio pedologico dell'apparato vulcanico di Vico (Lazio), XI- i suoli e le lave, *Ann. Ist. Spe. Studio e Difesa Suolo*, XX, 131-151.
- Lucentini L. & Ottaviani M., 2011. Cianobatteri in acque destinate al consumo umano. Stato delle conoscenze per la valutazione del rischio. Vol.1. Istituto Superiore Di Sanità. Rapporti ISTISAN 11/35 Pt.1.
- Lucentini L. & Ottaviani M., 2011. Cianobatteri in acque destinate al consumo umano. Stato delle conoscenze per la valutazione del rischio. Vol.2. Istituto Superiore Di Sanità. Rapporti ISTISAN 11/35 Pt.2.
- Marchetti R., 1970: L'Inquinamento delle acque interne: idee per una più rispondente interpretazione del problema sul piano biologico. *Atti del XXXIX Convegno dell'U.Z.I. Boll. Zool.*, 37: 325-343.
- Marchetti R., 1987: L'eutrofizzazione: un processo degenerativo delle acque. F. Angeli, Milano, 319 pp.
- Marchetti R., 1993a. Inquinamento delle acque superficiali. In: *Ecologia Applicata*, SITE, Città Studi, Milano,; 579-612.
- Marchetti R., 1993b. Valutazione del carico trofico. In: "Ecologia Applicata", SITE, Città Studi, Milano,; 711-721.
- Margaritora F., M. Bazzanti, O. Ferrara, L. Mastrantuono, M. Seminara, D. Vagaggini, 2002. Stato attuale delle ricerche bio-ecologiche sui laghi vulcanici dell'Italia centrale. *Internet. Conf., residence times in lakes: science, management, education*: 138-147.
- Margaritora F.G., Bazzanti M., Ferrara O., Mastrantuono L., Seminara M., Vagaggini D., 2003; Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *J.Limnol.* 62 (suppl.1): 49-59, 2003.

- Martin T., Teubner D., Teubner K., 2005; Do Phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. *Freshwater Biology* (2005) 50, 1594-1604.
- Mastrantuono L., 1991. Zoobenthos associated with submerged macrophytes in littoral areas of Lake Vico (Italy): some relations between fauna structure and water quality. *Limnetica*, 7: 153-162.
- Mastrantuono L., 2000. Further data on the invertebrate composition in the littoral of Lake Vico (Central Italy) and trophic evaluation over time. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 27:276-280.
- Messineo V., Mattei D., Melchiorre S., Salvatore G., Bogianni S., Slazano R., Mazza R., Capelli G., Bruno M., 2006; Microcystin diversity in a *Planktothrix rubescens* population from Lake Albano (Central Italy). *Toxicon* 48 (2006) 160-174.
- Morabito G., 2001; Six years (1992-1997) evolution of phytoplankton communities after recovery by liming in Lake Orta, northern Italy. *Lake & Reservoirs: research and management* 2001 6: 305-312.
- Mosello R., Arisci S., Bruni P., 2004; Lake Bolsena (Central Italy): an updating study on its water chemistry. *J. Limnol*, 63(1): 1-12, 2004.
- Mucciolo L., Venanzi D., Scialanca F., Nascetti G., 2004; Indici biotici e bioindicatori per la caratterizzazione della qualità ambientale del bacino idrografico del fiume Marta- Lago di Bolsena: il caso del torrente Urcionio. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, 80: 85-88.
- Oberhaus L., Briand J.F., Leboulanger C., Jacquet S., Humbert J.F., 2007; Comparative effects of the quality and quantity of light and temperature on the growth of *Planktothrix Agardhii* and *P. Rubescens*. *J. Phycol.* 43, 1191-1199 (2007).
- Odum E.P. 1988: *Basi di ecologia*. Piccin, Padova: 345pp.
- Odum E.P., 1973: *Principi di Ecologia*. Piccin, Padova: 584 pp.
- OECD. 1982. *Eutrophication of water. Monitoring, assessment and control*. Paris, 154 pp.
- Ormaza-Gonzalez F.I. and Statham, 1991: The occurrence and behaviour of different forms of phosphorus in water of four English estuaries. In M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds): *Estuaries and Coast: spatial and temporal intercomparison*. Fredenborg, Denmark: Olsen & Olsen, 77-83.
- Padisak J., Hajnal E., Krienitz J.L., Uveges V., 2010; Rarity, ecological memory, rate of floral change in phytoplankton - and the mystery of the Red Cock. *Hydrobiologia* (2010) 653: 45-64.
- Passatore L., 2004; Eterogeneità ambientale dell'ecosistema "lago di Vico": Indici Biotici e Bioindicatori nella valutazione della qualità delle acque. *Tesi di Laurea in Scienze Ambientali, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo. Anno Accademico 2003-2004*.
- Paulino S., Valério E., Faria N., Fastner J., Welker M., Tenreiro R., Pereira P., 2009; Detection of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) associated with microcystin production in a freshwater reservoir. *Hydrobiologia* (2009) 621:207-211.
- Pearl H.W., Huisman J., 2009; Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* (2009) 1(1), 27-37.

- Pedisak J., Reynolds C.S., 1998; Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41-53, 1998.
- Pellegrini G., Monauni C., Pozzi S., Defrancesco C., 2005; Il popolamento fitoplanctonico dell'alto Lago di Garda: evoluzione nell'arco dell'ultimo decennio. *Biologia Ambientale*: 19(1): 219-222.
- Petrucci M.G., 2010; Eutrofizzazione e sviluppo di *Planktothrix rubescens* nel Lago di Vico. Tesi di Laurea Magistrale in Scienze Ambientali, Università degli Studi della Tuscia di Viterbo. A.A. 2009-'10.
- Provini A., Galassi S., Marchetti R., 2003; *Ecologia Applicata* nuova edizione. Città Studi Edizioni.
- Provini A., Marchetti R. & G. Tartari, 1992. The Italian lakes: Trophic status and remedial measures. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*:147-169
- Ravera O., 2002. L'eutrofizzazione degli ambienti di acqua dolce, salmastri e marini. Pitagora ed.: 28-33.
- Rohrlack T., Sskulberg R., Skulberg O.M., 2009; Distribution of oligopeptide Chemotypes of the cyanobacterium *Planktothrix* and their persistence in selected lakes in Fennoscandia. *J. Phycol.* 45, 1259-1265 .
- Ruggiu D. & C. Saraceni, 1977: Fitoplancton, clorofilla e produzione primaria nel Lago Maggiore durante gli anni 1972-73. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 34:57-78.
- Salmaso N., 2010; Long-term phytoplankton community changes in a deep subalpine lake: responses to nutrient availability and climatic fluctuations. *Freshwater biology* (2010) 55, 825-846.
- Schanz F., Burri J., 1995: Phytoplankton photoadaptation during the spring period in Lake Zurich. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 32, N. 4, pp. 59-62.
- Schindler W. S., Hecky R. E., Findlay D. L., Stainton M. P., Parker B. R., Paterson M. J., Beaty K., G., Lyng M., Kasian M. E. S., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*. 61:269-279
- Schindler W.D., Donahue F. W., An impending water crisis in Canada's western prairie provinces. *PNAS*, 2006 pp.11
- Scialanca F., 1995. Tesi di laurea, Università degli studi della Tuscia di Viterbo – Ricerche ecologiche sul Lago di Vico (alto Lazio): II. Analisi dei principali parametri limnologici in relazione all'evoluzione trofica dell'ecosistema lacustre. A.A. 1994-'95
- Scialanca P., Andreani L., Mucciolo e G. Nascetti, 1999 - Valutazione della qualità delle acque litorali del Lago di Vico (Italia Centrale): analisi chimica, studio della comunità macrobentonica e analisi del rane verdi del complesso R. esculenta. *Atti del IX Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Lecce, 14 - 17 settembre 1999: 195-196
- Seminara M., M. Bazzanti & C. Tamorri, 1990. Sublittoral and profundal chironomid (Diptera) communities of Lake Vico (Central Italy): relationship to the trophic level. *Ann. Limnol.*, 26 (2-3): 183-193.

- Simmi F. & Zapparoli M., 1992. Aspetti faunistici della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico. In: L'ambiente della Tuscia Laziale (a cura di M. Olmi e MM. Zapparoli), Università della Tuscia, Viterbo, 81-90.
- Stella E., 1984. Fondamenti di Limnologia. Edizioni dell'Ateneo, Roma, 300 pp.
- Tonolli L., M. Gerletti, G. Chiaudiani, 1975. Trophic conditions of Italian lakes as a consequence of human pressures. Springer-Verlag, New York Inc.: 215- 225.
- Tonolli V., 1964. Introduzione allo studio della Limnologia. Ed. Ist. Ital. Idrobiol., 385 pp.
- Vinçon-Leite B., Tassin B., Druart J.C., 2002; Phytoplankton variability in Lake Bourget: phytoplankton dynamics and meteorology. *Lake & Reservoirs: research and management* 2002 7: 93-102.
- Volterra L. 1997: Alghe ed acqua potabile. Corso di Formazione Criteri e metodologie per lo studio ed il controllo delle alghe in acque destinate alla potabilizzazione. Agac-Reggio Emilia.
- Walsby A.E., 2005; Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytologist* (2005) 168: 365-376.
- Walsby A.E., Dubinsky Z., Kromkamp J.C., Lehmann C., Schanz F., 2001: The effects of diel changes in photosynthetic coefficients and depth of *Planktothrix rubescens* on the daily integral of photosynthesis in Lake Zurich. *Acquat.Sci.* (2001) 326-349.
- Wetzel R.G., 1975. *Limnology*. W. B. Sanders Co., Philadelphia: 743 pp.



## **Appendice**

Tabella n. 1 – Lago di Vico – Campionamento del 30 agosto 2012. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Profondità (m)	Temperatura (°C)	pH	Conducibilità (µS/cm)	O.D. (mg/l)	O.D. (% Sat)
1	25,1	8,82	466	8,04	99,4
3	25,1	8,89	466	8,13	100,5
4	25,1	8,92	466	8,05	99,5
6	25,1	8,92	466	8,12	100,3
8	25,1	8,93	466	8,14	100,6
9	25,1	8,94	465	8,2	101,3
11	20,5	8,71	457	9,56	108,3
13	16,9	8,56	459	10,7	112,5
15	13,9	8,35	455	10,65	105
16	12,0	8,08	455	9,61	90,7
17	10,7	7,81	453	8,35	76,7
18	9,9	7,71	453	7,41	66,8
20	9,2	7,49	453	5,17	45,8
22	8,8	7,37	452	3,3	28,9
24	8,5	7,28	451	2,13	18,5
25	8,2	7,24	451	1,57	13,6
26	8,1	7,22	451	1,42	12,3
27	8,0	7,2	451	1,5	12,9
28	7,9	7,19	451	1,57	13,5
29	7,8	7,17	451	1,4	12
30	7,7	7,12	451	1,12	9,5
32	7,6	7,07	451	0,79	6,7
34	7,6	7,01	452	0,52	4,4
37	7,6	6,93	454	0,13	1,1
40	7,5	6,94	453	0,02	0,1
41	7,5	6,95	454	0	0
42	7,6	6,91	459	0	0

Tabella n.II – Lago di Vico – Campionamento del 18 dicembre 2012. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Profondità (m)	Temperatura (°C)	pH	Conducibilità (µS/cm)	O.D. (mg/l)	O.D. (% Sat)
1	9,55	7,5	454	9,83	87,8
2	9,54	7,87	454	8,55	76,3
5	9,53	7,97	454	8,24	73,6
6	9,53	8,04	454	8,14	72,7
8	9,53	8,09	454	8,08	72,1
9	9,53	8,09	454	8,06	71,9
11	9,53	8,1	454	8,02	71,6
13	9,52	8,11	454	7,99	71,4
15	9,53	8,11	454	7,98	71,2
16	9,52	8,09	454	7,86	70,2
17	9,5	8,08	454	7,77	69,3
18	9,5	8,07	454	7,68	68,5
20	9,49	8,06	454	7,58	67,7
22	9,47	8,05	454	7,51	66,9
24	9,43	8,01	454	7,28	64,8
25	9,39	7,97	454	7,07	62,9
26	9,35	7,94	454	6,76	60,1
27	9,35	7,93	454	6,69	59,5
28	9,34	7,92	454	6,6	58,6
29	9,33	7,9	454	6,52	58
30	9,34	7,91	454	6,49	57,6
32	9,33	7,91	454	6,48	57,5
34	9,25	7,85	454	6,2	55
37	8,13	7,06	458	0,2	1,7
40	8,12	7,06	459	0	0
41	8,1	7,15	459	0	0
42	8,08	7,16	459	0	0

Tabella n. III – Lago di Vico – Campionamento del 31 gennaio 2013. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (μS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Profondità (m)	Temperatura (°C)	pH	Conducibilità (μS/cm)	O.D.	O.D.
				(mg/l)	(% Sat.)
1	7,48	9,18	453	10,72	91,1
3	7,39	8,69	453	10,58	89,7
4	7,35	8,61	453	10,53	89,2
6	7,29	8,5	453	10,41	88
8	7,25	8,41	453	10,31	87,1
9	7,23	8,4	453	10,26	86,6
11	7,2	8,36	453	10,15	85,6
13	7,19	8,34	452	10,01	84,4
15	7,18	8,34	452	10,04	84,7
16	7,18	8,34	452	10,03	84,6
17	7,17	8,31	452	10,06	84,8
18	7,18	8,29	453	10,05	84,7
20	7,18	8,27	453	10,07	84,9
22	7,18	8,26	453	10,07	84,9
24	7,15	8,3	453	10,06	84,8
25	7,14	8,32	452	10,09	85,1
26	7,15	8,32	452	10,09	85,1
27	7,15	8,31	453	10,1	85,1
28	7,14	8,32	453	10,14	85,4
29	7,15	8,33	452	10,13	85,4
30	7,15	8,32	453	10,14	85,4
32	7,14	8,33	452	10,11	85,2
34	7,14	8,31	452	10,12	85,2
37	7,15	8,32	452	10,12	85,2
40	7,15	8,33	452	10,11	85,1
41	7,14	8,32	453	10,12	85,1
42	7,14	8,31	452	10,12	85,1

Tabella n.IV – Lago di Vico – Campionamento del 26 marzo 2013. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Profondità (m)	Temperatura (°C)	pH	Conducibilità (µS/cm)	O.D. (mg/l)	O.D. (% Sat.)
1	7,7	8,68	452	11,26	96,2
3	7,5	8,67	452	11,37	96,7
5	7,3	8,61	453	11,36	96,1
7	7,2	8,59	453	11,1	93,6
9	7,1	8,59	452	10,87	91,5
11	7,1	8,61	452	10,84	91,2
12	7,1	8,61	452	10,85	91,2
14	7,0	8,61	452	10,89	91,5
16	7,0	8,60	452	10,85	91,1
17	7,0	8,59	452	10,84	91,0
18	7,0	8,60	452	10,81	90,8
19	7,0	8,60	452	10,82	90,9
21	7,0	8,59	452	10,78	90,5
23	7,0	8,59	452	10,78	90,5
24	7,0	8,59	452	10,77	90,4
25	7,0	8,59	452	10,72	90,0
26	7,0	8,59	452	10,74	90,2
28	7,0	8,59	452	10,7	89,8
29	7,0	8,58	452	10,74	90,1
30	7,0	8,59	452	10,73	90,0
33	7,0	8,58	452	10,69	89,7
34	7,0	8,58	452	10,73	90,0
36	7,0	8,58	452	10,69	89,7
38	7,0	8,58	452	10,67	89,5
40	7,0	8,58	452	10,61	89,0
41	7,0	8,58	452	10,58	89,0
42	7,0	8,58	452	10,57	89,0

Tabella n.V - Lago di Vico – Rilievi novembre 2012 – marzo 2013 della Stazione “Centro Studi Fogliano”. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Data	Ora	Fioritura	T(°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (% sat.)	pH	Cond. (µS/cm)
25.11.12	11:15	Assente	15,1	----	----	----	----
02.12.12	11:05	Assente	13,2	----	----	----	----
09.12.12	11:50	Assente	8,9	----	----	8,375	462
16.12.12	11:30	Assente	11,0	6,45	63,5	8,633	474
23.12.12	11:30	Assente	9,5	7,80	73,2	8,310	457
08.01.13	11:40	Assente	10,9	8,85	84,0	8,450	448
15.01.13	14:50	Assente	8,6	8,63	78,8	8,520	458
24.01.13	14:45	Assente	9,7	8,64	81,9	8,186	499
31.01.13	15:50	Assente	9,8	8,32	78,0	8,498	464
07.02.13	15:00	Assente	8,0	7,60	70,0	8,668	495
13.02.13	14:55	Assente	8,5	8,02	78,4	8,558	459
17.02.13	11:30	Assente	7,7	7,66	67,8	8,630	449
23.02.13	11:15	Assente	6,8	6,81	59,3	8,499	469
28.02.13	13:40	Assente	----	----	----	----	----
03.03.13	11:55	Assente	11,0	7,60	73,3	7,800	511
10.03.13	11:20	Assente	10,2	7,13	68,3	7,850	468
16.03.13	14:40	Assente	10,3	7,12	68,3	7,530	491
22.03.13	11:50	Assente	----	----	----	----	----
24.03.13	10:50	Assente	10,2	6,65	63,1	8,160	468
30.03.13	11:30	Assente	10,7	6,60	65,8	8,110	478

Tabella n.VI – Lago di Vico – Rilievi novembre 2012 – marzo 2013 della Stazione “Le Prove”.  
Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D.  
espresso in mg/l e % di Saturazione).

Data	Ora	Fioritura	T(°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (% sat.)	pH	Cond. (µS/cm)
25.11.12	10:45	Assente	14,8	----	----	----	----
02.12.12	10:50	Assente	13,0	----	----	----	----
09.12.12	11:00	Assente	7,8	----	----	8,225	460
16.12.12	10:45	Assente	10,5	6,40	61,8	8,885	444
23.12.12	11:10	Assente	9,1	7,20	66,0	8,544	444
08.01.13	11:10	Assente	9,6	8,60	77,0	8,554	451
15.01.13	14:20	Assente	8,6	8,43	75,2	8,530	455
24.01.13	14:20	Assente	8,8	8,58	80,1	8,447	471
31.01.13	15:25	Assente	10,1	8,54	80,2	8,634	458
07.02.13	14:30	Assente	6,0	7,94	68,8	9,355	441
13.02.13	14:35	Assente	8,7	8,98	84,5	8,946	473
17.02.13	10:40	Presente	9,1	6,46	59,1	9,044	469
23.02.13	10:50	Assente	6,2	6,40	56,0	9,048	499
28.02.13	14:30	Presente	10,4	6,30	64,4	8,500	473
03.03.13	11:20	Presente	10,2	7,20	71,4	7,707	457
10.03.13	11:00	Assente	9,5	6,45	61,1	8,500	487
16.03.13	14:00	Assente	10,0	7,05	66,6	8,320	480
22.03.13	11:15	Assente	----	----	----	----	----
24.03.13	10:30	Presente	11,0	5,77	56,2	8,444	499
30.03.13	11:00	Assente	10,5	6,60	62,1	8,730	455

Tabella n.VII – Lago di Vico – Rilievi novembre 2012 – Marzo 2013 della Stazione “Santa Lucia”. Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D. espresso in mg/l e % di Saturazione).

Data	Ora	Fioritura	T(°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (% sat.)	pH	Cond. (µS/cm)
25.11.12	12:00	Assente	14,3	----	----	----	----
02.12.12	11:35	Assente	12,1	----	----	----	----
09.12.12	11:00	Assente	6,6	----	----	8,555	448
16.12.12	12:30	Assente	11,2	7,25	69,9	8,847	433
23.12.12	12:15	Assente	9,8	7,30	67,6	8,225	435
08.01.13	12:15	Assente	8,5	8,71	77,8	8,605	441
15.01.13	15:25	Assente	7,8	9,09	80,9	8,580	434
24.01.13	15:15	Assente	8,5	8,49	78,0	9,220	438
31.01.13	16:15	Assente	9,4	8,60	84,3	8,639	438
07.02.13	15:30	Assente	6,0	7,35	64,7	8,314	423
13.02.13	15:30	Assente	7,4	8,44	74,8	8,655	441
17.02.13	12:00	Assente	7,6	7,46	65,7	8,770	440
23.02.13	11:50	Assente	6,4	6,60	57,4	8,294	433
28.02.13	12:00	Assente	----	----	----	----	----
03.03.13	12:30	Presente	9,2	7,70	69,6	8,565	445
10.03.13	11:40	Assente	9,0	7,10	68,0	7,845	438
16.03.13	15:05	Assente	9,2	7,80	68,4	8,321	440
22.03.13	12:25	Assente	----	----	----	----	----
24.03.13	11:15	Presente	9,2	6,38	63,1	8,069	440
30.03.13	11:45	Assente	10,2	6,85	67,4	7,745	437



Tabella n. VIII – Lago di Vico – Rilievi novembre 2012 – Marzo 2013 della Stazione “Riva Fiorita”.  
Valori riferiti alle profondità (m) della Temperatura (°C), pH, Conducibilità (µS/cm), Ossigeno Disciolto (O.D.  
espresso in mg/l e % di Saturazione).

Data	Ora	Fioritura	T(°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (% sat.)	pH	Cond. (µS/cm)
25.11.12	11:40	Assente	14,4	----	----	----	----
02.12.12	11:20	Assente	12,9	----	----	----	----
09.12.12	12:10	Assente	9,5	----	----	8,490	446
16.12.12	12:00	Assente	10,9	6,20	56,0	8,726	435
23.12.12	11:50	Presente	9,4	6,84	62,5	8,647	440
08.01.13	11:50	Presente	8,9	7,64	69,4	8,662	440
15.01.13	15:10	Assente	8,4	7,68	72,2	8,900	440
24.01.13	15:00	Assente	8,0	8,08	74,1	8,952	438
31.01.13	16:00	Assente	9,7	8,01	76,0	8,382	437
07.02.13	15:10	Assente	6,4	7,46	66,4	8,231	433
13.02.13	15:10	Assente	7,4	7,82	69,5	8,628	440
17.02.13	11:45	Presente	8,6	7,35	65,9	8,680	440
23.02.13	11:30	Assente	6,4	6,60	56,2	8,285	436
28.02.13	11:30	Presente	10,0	6,99	63,4	8,800	474
03.03.13	12:10	Presente	9,6	6,60	64,9	8,405	443
10.03.13	11:30	Assente	9,0	6,95	64,3	8,002	438
16.03.13	14:50	Assente	8,8	7,08	7,16	8,082	438
22.03.13	12:00	Presente	11,0	6,80	66,0	8,701	444
24.03.13	11:05	Presente	10,6	6,34	60,2	8,261	440
30.03.13	11:40	Assente	10,2	6,48	62,9	8,285	430

Tabella n.IX – Lago di Vico – Campionamenti eseguiti nel periodo 2012-2013 nella Stazione E - Centro lago. Valori riferiti alle profondità (m) dei parametri chimici: Fosforo totale (mgP/L), Fosforo ortofosfato (mgP/L), Azoto ammoniacale (mgN/L) e Azoto nitrico (mgN/L).

#### Campionamento estivo 2012

Parametri	Profondità		
	1 m	20 m	Fondo
P-Tot (mgP/L)	0,015	0,015	0,020
P-PO <sub>4</sub> (mgP/L)	< 0,010	0,010	0,010
N-NO <sub>3</sub> (mgN/L)	0,050	0,080	0,130
N-NH <sub>3</sub> (mgN/L)	0,020	0,030	0,040

#### Campionamento autunnale 2012

Parametri	Profondità		
	1 m	20 m	Fondo
P-Tot (mgP/L)	0,020	0,030	0,050
P-PO <sub>4</sub> (mgP/L)	0,010	0,010	0,020
N-NO <sub>3</sub> (mgN/L)	0,030	0,070	0,040
N-NH <sub>3</sub> (mgN/L)	0,020	0,040	0,300

#### Campionamento invernale 2013

Parametri	Profondità		
	1 m	20 m	Fondo
P-Tot (mgP/L)	0,010	0,018	0,020
P-PO <sub>4</sub> (mgP/L)	< 0,010	0,010	0,013
N-NO <sub>3</sub> (mgN/L)	0,040	0,050	0,040
N-NH <sub>3</sub> (mgN/L)	0,010	0,010	0,020

#### Campionamento primaverile 2013

Parametri	Profondità		
	1 m	20 m	Fondo
P-Tot (mgP/L)	0,010	0,020	0,020
P-PO <sub>4</sub> (mgP/L)	< 0,010	0,010	< 0,010
N-NO <sub>3</sub> (mgN/L)	0,070	0,060	0,060
N-NH <sub>3</sub> (mgN/L)	0,010	< 0,010	0,010