

Invaso di Bilancino

Studio e monitoraggio della qualità delle acque 2004 - 2006



Regione Toscana
Diritti Valori Innovazione Sostenibilità



ARPAT
Agenzia regionale
per la protezione ambientale
della Toscana

Invaso di Bilancino

Studio e monitoraggio della qualità delle acque (2004-2006)

A cura di

Alessandro Franchi, Elisabetta Pezzatini, Federica Cimoli, Alma Cerbai
ARPAT, Dipartimento provinciale di Firenze

Hanno collaborato

Per i sopralluoghi, i campionamenti e le misure in campo, gli operatori di:

ARPAT, Dipartimento provinciale di Firenze, U.O. Prevenzione e controlli ambientali integrati

ARPAT, Servizio sub-provinciale Mugello-Piana di Sesto

ARPAT, Area Tutela ambiente marino, lagunare, lacustre e costiero

Per le analisi di laboratorio, gli operatori di:

ARPAT, Dipartimento provinciale di Firenze, U.O. Attività di laboratorio

ARPAT, Dipartimento provinciale di Prato, U.O. Attività di laboratorio

ARPAT, Area Tutela ambiente marino, lagunare, lacustre e costiero

Si ringraziano per i loro contributi

Alice Madonna, *tirocinante presso il Dipartimento provinciale di Firenze*

Paolo Grossi, *Publiacqua SpA*

© ARPAT 2008

Realizzazione editoriale e stampa Litografia IP, Firenze maggio 2008

Foto di copertina: Francesco Mantelli, ARPAT

Presentazione

L'invaso di Bilancino rappresenta per il territorio del Mugello-Valdisieve, il bacino dell' Arno e il comprensorio fiorentino una delle risorse idriche più importanti. Basta pensare al ruolo fondamentale che svolge, nel regolare le portate del fiume Sieve e del fiume Arno, nei periodi di magra, garantendo il deflusso minimo vitale, e nel periodo di morbida smorzando le punte di piena. L'effetto positivo si è particolarmente apprezzato nei periodi estivi degli ultimi anni, durante i quali non si sono più raggiunti valori minimi di portata eccezionali e non si sono più manifestate frequenti morie di pesci come prima della realizzazione dell'invaso. Se la qualità delle acque dell'Arno nel tratto a monte di Firenze è migliorata a partire dal 2003, passando da un stato ecologico di classe *scadente* ad uno stato ecologico di classe *sufficiente*, ciò si deve prevalentemente all'invaso. Per valutare e tutelare lo stato della risorsa in questione e gli usi ad essa connessi è richiesta una particolare attenzione, da parte delle istituzioni, nella gestione e tutela del territorio e delle risorse ambientali, che necessariamente deve essere sostenuta da adeguate conoscenze del sistema idrico e ambientale.

Con l'obiettivo di disporre di una base conoscitiva sulla qualità della risorsa e poter rilevare eventuali stati di alterazione, ARPAT fin dal 2003 ha condotto un programma di indagini specifiche, e aggiuntive a quelle previste dal D.Lgs. 152/99 oggi modificato dal D.Lgs. 152/06, in linea con le istanze normative della direttiva CE 2000/60, focalizzando l'attenzione sull'analisi degli elementi biologici.

Il presente rapporto descrive i risultati dello studio condotto nel periodo 2004-2006 e, facendo seguito alla precedente pubblicazione relativa agli anni 2002-2003, consolida il quadro conoscitivo dell'ecosistema lacustre per supportare e orientare gli approfondimenti previsti dal Piano Regionale di Azione Ambientale 2007-2010, con riferimento al Macroobiettivo B1 "Valorizzazione della biodiversità specifica di un territorio".

Gli esiti del lavoro prodotto, frutto di periodiche e consistenti attività di monitoraggio, controllo ed elaborazione, confermano l'impegno di ARPAT nello svolgere un ruolo, essenziale, di supporto tecnico-scientifico alle istituzioni per la pianificazione e il governo del territorio.

Maura Ceccanti
Responsabile del Dipartimento provinciale di Firenze

Sonia Cantoni
Direttore generale ARPAT

Indice

1	Introduzione
2	Normativa italiana e comunitaria sui laghi ed i corsi d'acqua
2.1	Il D.Lgs 152/99
2.1.1	Classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale
2.2	La Direttiva 2000/60/CE e il D.Lgs 152/06
2.3	Classificazione dei corpi idrici a specifica destinazione
3	Articolazione del progetto di monitoraggio
3.1	Periodo di rilevamento
3.2	Stazioni di prelievo
3.3	Modalità di campionamento
3.4	Parametri misurati e loro significato
3.5	Metodi di analisi
3.6	Indici
4	Risultati e commenti
4.1	Invaso stazione automatica
4.1.1	Temperatura
4.1.2	Ossigeno
4.2	Invaso misure in campo e analisi di laboratorio
4.2.1	pH
4.2.2	Alcalinità
4.2.3	Conducibilità
4.2.4	COD
4.2.5	Azoto
4.2.6	Parametri addizionali e sostanze pericolose
4.2.7	Parametri batteriologici
4.2.8	Clorofilla "a"
4.2.9	Trasparenza
4.2.10	Stato ecologico e stato ambientale
4.2.11	Fitoplancton
4.2.12	Stato trofico
4.3	Acque a specifica destinazione
4.3.1	Acque destinate alla balneazione
4.3.2	Acque destinate alla potabilizzazione
4.3.3	Acque destinate alla vita dei pesci
4.4	Tributari
4.4.1	Parametri chimico-fisici e batteriologici
4.4.2	I.B.E.
4.4.3	Stato Ecologico (SECA)
4.4.4	Indice Diatomico di Eutrofizzazione (EPI-D)
5	Conclusioni
6	Bibliografia

1 Introduzione

Il lago di Bilancino, seppur di origine artificiale e di piccole dimensioni, ha assunto per il Mugello e per il comprensorio fiorentino una notevole importanza dal punto di vista economico, sociale ed ambientale.

Realizzato con l'intento di garantire una regimazione delle portate della Sieve e conseguentemente dell'Arno, esso ha consentito molteplici impieghi della risorsa idrica: utilizzo idropotabile ed idroelettrico, laminazione delle piene, mantenimento del deflusso minimo vitale dei fiumi Arno e Sieve.

Negli anni, il bacino ha acquisito ulteriori significati per il territorio del Mugello, connotando quest'area dal punto di vista paesaggistico e assumendo valenze ricreative e aggregative per tutto il comprensorio, con le attività di balneazione, vela, canoa e windsurf.

Nel 2004 è stata realizzata l'Oasi di Gabbianello, riconosciuta come Area naturale protetta d'interesse locale (A.N.P.I.L.) del Sistema Regionale delle Aree Protette della Toscana. Si tratta di un'area umida artificiale che si sviluppa sulla sponda nord-est del Lago di Bilancino, nata come punto di sosta per gli animali in migrazione lungo la rotta tirrenica. Tale area ha assunto un'importanza crescente, causa la progressiva scomparsa nel Mugello di ambienti umidi, tanto da costituire l'unica area umida protetta della zona, con importanti funzioni nell'ambito della conservazione della biodiversità e altrettante valenze didattico-educative, ricreative e sociali.

I più recenti orientamenti normativi e culturali mostrano con chiarezza che lo stato di salute e di integrità degli ecosistemi è alla base di qualsiasi utilizzo o significato si voglia attribuire alle risorse ambientali.

La salvaguardia dell'invaso di Bilancino richiede pertanto molte attenzioni tenuto conto sia di una sua maggiore vulnerabilità ai fattori di stress ambientale rispetto a grandi bacini, sia della presenza di molteplici pressioni alle quali il territorio del Mugello è tuttora soggetto.

Il territorio è caratterizzato da alcune attività industriali e da modesta urbanizzazione. Gli scarichi di acque reflue urbane ed industriali nei corsi d'acqua che confluiscono all'invaso non sono particolarmente significativi, in quanto inviati in gran parte in fognature convogliate all'impianto di depurazione di Rabatta (Borgo San Lorenzo). Tuttavia confluiscono ancora negli immissari dell'invaso gli scarichi domestici di case sparse e di alcune frazioni minori, le acque di dilavamento dei terreni agricoli, della rete autostradale e della cantierizzazione della nuova variante. Sono infatti ormai a pieno regime le attività di cantierizzazione e scavo per la realizzazione della Variante di Valico che interferiscono con i principali tributari dell'invaso.

Allo scopo di approfondire le conoscenze sull'ecosistema lacustre di Bilancino e di poter rilevare eventuali stati di alterazione, ARPAT ha definito nel 2003 un progetto speciale di indagini aggiuntive a rispetto a quanto previsto dalla normativa allora vigente (D. Lgs. 152/99), che sono state portate avanti, seppure con qualche modifica, fino ad oggi.

Accanto a quanto richiesto dalla normativa per la classificazione dello stato ecologico e delle acque a specifica destinazione (potabilizzazione, balneazione e vita dei pesci) sono state prescelte e monitorate 5 stazioni di campionamento all'interno dell'invaso (una situata nel punto di massima profondità e 4 in corrispondenza dei principali tributari) e, allo scopo di verificare gli eventuali apporti di inquinanti provenienti dal bacino idrografico, 5 immissari (Torrenti Lora, Stura, Sorcella, Tavaiano e Fiume Sieve).

Il monitoraggio ha riguardato la verifica di alcuni parametri chiave per la comprensione delle dinamiche lacustri e dello stato trofico dell'invaso, focalizzando l'attenzione sull'analisi di elementi biologici quali il fitoplancton nell'invaso e macrobenthos e diatomee nei tributari, in linea con le nuove istanze normative (WFD 2000/60/CE).

La selezione dei parametri è stata orientata anche da precedenti studi su bacini lacustri che hanno messo in evidenza come la maggior parte dei bacini artificiali pedemontani vada soggetta nel nostro paese, nel tempo, a fenomeni di eutrofizzazione.

Le indagini sono state supportate per circa tre anni (2003-2004-2005) dall'ausilio di una stazione automatica (boa profilatrice) acquistata nel 2002 dalla Provincia di Firenze, con la quale è stata effettuata la determinazione giornaliera di parametri di base (ossigeno, temperatura, pH, potenziale redox, conducibilità) nell'intera colonna d'acqua.

Nel 2005 si sono avuti alcuni periodi di malfunzionamento della stazione automatica fino ad una sua completa disattivazione.

Proprio in questo periodo sono state rilevate la presenza e lo sviluppo massivo di una specie aliena ed invasiva di mollusco bivalve, *Dreissena polymorpha*, comunemente chiamata cozza zebra, che ha contribuito al deterioramento meccanico della sonda.

Tale mollusco, di origine Ponto-Caspica, è stato rinvenuto all'inizio degli anni '70 nel lago di Garda da dove si è gradualmente diffuso anche ad altri territori.

La presenza di tale organismo viene ravvisata da esperti delle specie invasive, come una vera e propria emergenza, con rischi per la biodiversità dell'invaso e per i suoi delicati equilibri ecologici.

Il presente lavoro rappresenta la sintesi dei risultati ottenuti negli ultimi anni di monitoraggio delle acque dell'invaso e degli immissari (2004-2006), contiene il confronto con i risultati del precedente studio del 2003 ⁽¹⁾ e costituisce la base conoscitiva dell'ecosistema Bilancino nei suoi primi anni di esistenza.

E' inoltre discusso quali modifiche potrebbero essere apportate al progetto di salvaguardia dell'invaso negli anni a venire, adeguandolo alla nuova normativa in materia ambientale (D. Lgs 152/2006, che recepisce totalmente quanto previsto dalla Direttiva Europea 2000/60/CE) e integrandolo con le ricerche specialistiche relative all'emergenza in corso costituita dai popolamenti di *Dreissena polymorpha*.

¹ *Invaso di Bilancino. Studio e monitoraggio della qualità delle acque*, ARPAT - Provincia di Firenze; Firenze, settembre 2005.

2 Normativa italiana e comunitaria sui laghi ed i corsi d'acqua

La normativa di riferimento per il nostro studio può essere ricondotta alle seguenti leggi: il D.Lgs 152/99 e relative modifiche (D.Lgs 258 del 18 maggio 2000) e la Direttiva Quadro 2000/60 CE, recepita nel più recente D.Lgs 152/06 entrato in vigore nell'aprile 2006.

Anche se abrogato, il D. Lgs 152/99 rappresenta tuttora l'unico riferimento utile per la valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali, in attesa dell'emanazione di decreti attuativi del D. Lgs. 152/06, che fisseranno nuovi criteri di monitoraggio e di classificazione dei corpi idrici.

2.1 Il D.Lgs 152/99

L'emanazione del D.Lgs 152/99 *Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/Cee concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/Cee relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento delle acque provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole* introduce molti elementi innovativi per la tutela degli ambienti acquatici.

Questo decreto si pone come norma quadro nel settore delle acque con la definizione di criteri e requisiti in un ambito più vasto di quello della tutela delle acque dall'inquinamento.

Uno dei principi fondamentali sui quali si basa è l'approccio integrato tra la qualità ambientale ed il contenimento o riduzione delle pressioni inquinanti dovute agli scarichi o a fonti diffuse anche in funzione delle caratteristiche del corpo idrico recettore.

Inoltre propone una conduzione integrata del ciclo delle acque dalla captazione, alla depurazione, al riuso.

Il Decreto amplia l'ambito di tutela dalla matrice acqua all'ecosistema acquatico ed introduce il concetto di stato ecologico inteso come *l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico e della struttura fisica del corpo idrico, considerando comunque come prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema*

Il monitoraggio viene ad assumere un ruolo centrale come base conoscitiva propedeutica ai provvedimenti di tutela dei corpi idrici e vengono introdotti obiettivi di qualità ambientale da raggiungere entro scadenze temporali ben definite.

La conoscenza dello stato ecologico dei corsi d'acqua viene quindi per la prima volta finalizzata al mantenimento delle condizioni attuali laddove venga rilevato uno stato di qualità buono e altrimenti ad azioni tese al miglioramento.

2.1.1 Classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale

Laghi

Gli strumenti di indagine previsti sono rappresentati, per gli ambienti lacustri, da determinazioni analitiche sulla matrice acquosa da integrare, qualora ne intervenga la necessità, con determinazioni sui sedimenti e sul biota.

Per la matrice acquosa è prevista la determinazione di parametri di base e di parametri aggiuntivi.

I parametri di base relativi allo stato trofico (macrodescrittori) sono utilizzati per la determinazione dello stato ecologico mentre gli altri servono a fornire indicazioni di supporto.

Tab. 2.1- Parametri chimico-fisici di base – (modificato da tab. 10 allegato 1 punto 3.3.1.1 D. Lgs 152/99). In grassetto sono indicati i parametri *macrodescrittori* .

Laghi- Parametri di base	
Temperatura (°C)	<i>pH</i>
Alcalinità (mg/L)	Trasparenza (m)
Ossigeno disciolto (% saturazione)	Ossigeno ipolimnico (% saturazione)
Clorofilla a (µg/L)	Fosforo totale (P mg/L)
Ortofosfato (P mg/L)	Azoto nitroso (N mg/L)
Azoto nitrico (N mg/L)	Azoto ammoniacale (N mg/L)
Conducibilità Elettrica Specifica (µS/cm 20°C)	Azoto totale (N mg/L)

I parametri addizionali sono relativi a microinquinanti organici ed inorganici e la loro determinazione non è obbligatoria, ma vincolata all'esame delle autorità competenti.

I campionamenti devono essere effettuati semestralmente, una volta nel periodo di massimo rimescolamento ed una in quello di massima stratificazione.

I parametri macrodescrittori determinati nel periodo di massimo rimescolamento e in quello di massima stratificazione sono utilizzati per la costruzione dell'Indice *SEL = Stato Ecologico dei Laghi* per l'anno .

Le modalità di calcolo di questo indice, previste all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3 del D.Lgs 152/99, sono state modificate dal Decreto Ministeriale del 29 dicembre 2003 n. 391.

Il D.M. 391/ 2003 ha introdotto un nuovo criterio per la classificazione dello stato ecologico dei laghi: l'allegato A del decreto modifica il precedente nell'individuazione dei punteggi attribuiti all'ossigeno disciolto e al fosforo totale per mezzo di tabelle a doppia entrata, nonché all'attribuzione della classe dello stato ecologico tramite la sommatoria di tutti i punteggi.

Si riportano di seguito le tabelle per il calcolo dei punteggi

Tab. 2.2 – Individuazione dei livelli 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 max	<3	≤ 6	≤ 10	≤ 25	> 25

Tab. 2.3– Individuazione del livello da attribuire all’ossigeno disciolto (% di saturazione)

		VALORE A 0 m NEL PERIODO DI MASSIMA CIRCOLAZIONE				
		>80	<80	<60	<40	<20
VALORE MINIMO IPOLIMINICO NEL PERIODO DI MASSIMA STRATIFICAZIONE	>80	1				
	≤80	2	2			
	≤60	2	3	3		
	≤40	3	3	4	4	
	≤20	3	4	4	5	5

Tab. 2.4 – Individuazione del livello per il fosforo totale

		VALORE A 0 m NEL PERIODO DI MASSIMA CIRCOLAZIONE				
		<10	<25	<50	<100	>100
VALORE MASSIMO RISCONTRATO	<10	1				
	≤25	2	2			
	≤50	2	3	3		
	≤100	3	3	4	4	

Tab. 2.5 – Attribuzione della classe dello stato ecologico (SEL) attraverso la normalizzazione dei livelli ottenuti per i singoli parametri

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

Fiumi

Gli strumenti di indagine sui corsi d'acqua prevedono determinazioni analitiche sulla matrice acquosa affiancate allo stato di salute delle comunità acquatiche di macroinvertebrati.

Gli indicatori chimico-fisici e batteriologici definiscono il Livello di Inquinamento da Macrodescrittori (LIM), che viene poi integrato con il valore dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) per fornire lo Stato Ecologico di un corso d'acqua (SECA).

Livello di inquinamento da macrodescrittori (LIM)

L'elaborazione del LIM prevede l'esame dei parametri chimico fisici e microbiologici di base relativi al bilancio dell'ossigeno e allo stato trofico (vedi tabella 2.6).

Tabella 2.6 - Livello di Inquinamento espresso dai Macrodescrittori (LIM) (Tab. 7 dell'allegato 1 al D.Lgs. 152/99)

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.)	$\leq 10 $	$\leq 20 $	$\leq 30 $	$\leq 50 $	$> 50 $
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	$< 2,5$	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O ₂ mg/L)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/L)	$< 0,03$	$\leq 0,1$	$\leq 0,5$	$\leq 1,5$	$> 1,5$
NO ₃ (N mg/L)	$< 0,30$	$\leq 1,5$	≤ 5	≤ 10	> 10
Fosforo totale (P mg/L)	$< 0,07$	$\leq 0,15$	$\leq 0,30$	$\leq 0,6$	$> 0,6$
Escherichia coli (UFC/100 mL)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480 — 560	240 — 475	120 — 235	60 — 115	< 60

Sull'insieme dei risultati ottenuti durante la fase di monitoraggio annuo con frequenza mensile, viene calcolato, per ogni parametro, il 75° percentile. In base al valore della funzione statistica, si assegna un punteggio per ogni singolo parametro. La somma dei punteggi associati ai diversi parametri restituisce, poi, il valore di LIM.

Indice Biotico Esteso – I.B.E.

L'indice I.B.E. consente di formulare diagnosi di qualità di acque correnti sulla base delle modificazioni prodotte nella composizione delle comunità di macroinvertebrati a causa di fattori di inquinamento o di significative alterazioni fisiche dell'ambiente fluviale.

Il calcolo del valore di Indice si basa su una tabella a due entrate, che tiene conto della diversa sensibilità agli inquinanti dei gruppi di macroinvertebrati e del numero totale di Unità Sistematiche rilevate. I valori di I.B.E. sono raggruppati in 5 classi di qualità, ciascuna individuata da un numero romano, che possono essere visualizzate in cartografia mediante colori convenzionali che vanno dall'azzurro al rosso (tab. 2.7)

Tabella 2.7 – Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità con relativo giudizio e colore per la rappresentazione in cartografia

Classe di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio	Colore
Classe I	10 – 11 – 12 ...	Ambiente non alterato in modo sensibile	Azzurro
Classe II	8 – 9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	Verde
Classe III	6 – 7	Ambiente alterato	Giallo
Classe IV	4 – 5	Ambiente molto alterato	Arancio
Classe V	0 - 1 – 2 – 3	Ambiente fortemente degradato	Rosso

(da APAT IRSA- CNR Metodi analitici per le acque 29/2003 vol. III metodo 9010)

Il decreto prevede di effettuare la media dei valori di I.B.E. rilevati durante quattro campagne annue distribuite stagionalmente.

Stato ecologico di un corso d'acqua - SECA

Da una valutazione incrociata dei risultati ottenuti del LIM e dell'I.B.E., scegliendo il peggiore dei due, si ottiene lo stato ecologico, anch'esso suddiviso in 5 classi.

In figura 2.1 è riportato sottoforma di diagramma di flusso il percorso che porta alla costruzione del SECA. In tabella 8 si riportano le classi di qualità con i rispettivi valori di I.B.E e LIM: la classe prima corrisponde alla migliore condizione di qualità, la classe quinta alla peggiore.

Figura 2.1

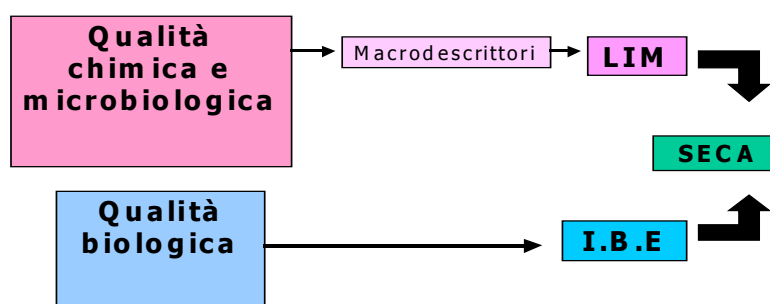


Tabella 2.8 – Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA) (da tab. 8 allegato 1 D.Lgs. 152/99)

SECA	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E.	≥10	8 — 9	6 — 7	4 — 5	1, 2, 3
LIM	480—560	240 — 475	120 — 235	60 — 115	< 60
Giudizio	elevato	buono	sufficiente	scadente	pessimo
Colore convenzionale	blu	verde	giallo	arancio	rosso

Stato ambientale

Lo stato ambientale dei corpi idrici superficiali (corsi d'acqua e laghi) viene attribuito incrociando i dati relativi allo stato ecologico con i dati relativi alla presenza di specifici inquinanti chimici secondo lo schema riportato in tabella 2.9. Per la valutazione dei parametri relativi agli inquinanti chimici si considera la media dei dati disponibili durante il periodo di misura.

Tabella 2.9 – Stato ambientale: schema per attribuzione classe

		STATO ECOLOGICO				
		CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
	concentrazione inquinanti chimici					
STATO AMBIENTALE	≤ valore soglia	elevato	buono	sufficiente	scadente	pessimo
	> valore soglia	scadente	scadente	scadente	scadente	pessimo

2.2 La Direttiva 2000/60/CE e il D.Lgs 152/06

Molti dei principi innovativi del D.Lgs 152/99 sono presenti anche nella Direttiva Europea 2000/60, emanata solo un anno dopo.

Tale norma istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, con le seguenti finalità:

- impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e terrestri e delle zone umide,
- promuovere un uso idrico sostenibile basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili,
- proteggere e migliorare l'ambiente acquatico attraverso misure per la graduale riduzione degli scarichi e delle emissioni di sostanze nocive,
- assicurare la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee,
- contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

La Direttiva 2000/60/CE è entrata in vigore il 22/12/2000 e il suo recepimento da parte degli Stati membri era previsto entro il 22/12/2003; tuttavia nel nostro Paese alcuni problemi formali e la necessità di integrazione con le normative vigenti hanno ritardato tale recepimento, che è avvenuto nel 2006 con il D.Lgs 152/2006 "*Norme in materia ambientale*".

Il Decreto è composto da sei parti e disciplina le seguenti materie: VIA-VAS-IPPC; difesa del suolo e lotta alla desertificazione; tutela delle acque dall'inquinamento e gestione delle risorse idriche; gestione dei rifiuti e bonifica dei siti contaminati; tutela dell'aria e riduzione delle emissioni in atmosfera; tutela risarcitoria conto i danni all'ambiente.

La nuova normativa italiana in materia di acque si è adeguata a quella comunitaria in primo luogo per ciò che riguarda il monitoraggio: a fronte delle due fasi previste dal decreto abrogato, la fase *conoscitiva* e quella *a regime*, il nuovo decreto sancisce la pianificazione di tre tipi di monitoraggio definiti dalla Direttiva:

- il monitoraggio di *sorveglianza*, per definire lo stato ecologico dei punti analizzati e valutare eventuali evoluzioni a lungo termine
- il monitoraggio *operativo*, per stabilire lo stato dei corpi idrici che rischiano di non raggiungere il livello di qualità ambientale buono e, successivamente, valutare le risposte a seguito dell'adozione di misure di risanamento.
- il monitoraggio di *indagine* per identificare le cause del mancato raggiungimento degli obiettivi da parte di un corpo idrico e per porre rimedio in caso di inquinamento accidentale.

Gli strumenti da utilizzare nel monitoraggio delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale vengono ampliati rispetto al D.Lgs 152/99. Viene proposto, infatti, un approccio conoscitivo integrato dell'ecosistema acquatico nel quale rivestono un ruolo centrale gli *elementi biologici*, mentre gli aspetti *idromorfologici* ed i *parametri chimico-fisici* vengono considerati come elementi di supporto agli elementi biologici.

Allo scopo di evidenziare il più ampio spettro di alterazioni che possono modificare gli ecosistemi acquatici, gli elementi biologici da analizzare sono molteplici e con differenti ruoli trofici: fitoplancton, flora acquatica, comunità macrobentoniche e comunità ittiche.

Nell'allegato V del D.Lgs 152/06 vengono definiti i parametri da valutare per la classificazione dello stato ecologico dei laghi e dei fiumi, divisi in tre categorie:

Laghi

✓ **Elementi biologici**

- *composizione, abbondanza e biomassa del fitoplancton*
- *composizione e abbondanza dell'altra flora acquatica*
- *composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici*
- *composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica*

✓ **Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici**

- *regime idrologico*
- *massa e dinamica del flusso idrico*
- *tempo di residenza*
- *connessione con il corpo idrico sotterraneo*
- *condizioni morfologiche*
- *variazione della profondità del lago*
- *massa, struttura e substrato del letto*
- *struttura della zona ripariale*

✓ **Elementi chimici e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici**

Elementi generali:

- *trasparenza*
- *condizioni termiche*
- *condizioni di ossigenazione*
- *salinità*
- *stato di acidificazione*
- *condizioni dei nutrienti*

Inquinanti specifici:

- *inquinamento da tutte le sostanze prioritarie di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico*
- *inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative*

Corsi d'acqua

✓ **Elementi biologici**

- *composizione e abbondanza della flora acquatica*
- *composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici*
- *composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica*

✓ **Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici**

- *regime idrologico*
- *massa e dinamica del flusso idrico*
- *connessione con il corpo idrico sotterraneo*
- *continuità fluviale*
- *condizioni morfologiche*
- *variazione della profondità e della larghezza del fiume*
- *struttura e substrato dell'alveo*
- *struttura della zona ripariale*

✓ **Elementi chimici e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici**

Elementi generali:

- *condizioni termiche*
- *condizioni di ossigenazione*
- *salinità*
- *stato di acidificazione*
- *condizioni dei nutrienti*

Inquinanti specifici:

- *inquinamento da tutte le sostanze prioritarie di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico*
- *inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative*

Le modalità di monitoraggio previste dal D.Lgs 152/06 non sono, ad ora, del tutto definite e tuttora oggetto di discussione ed approfondimenti tra Ministero dell'Ambiente, Agenzie Regionali ed Agenzia Nazionale ecc.

Per i corpi idrici la classificazione è basata sull'identificazione di *condizioni di riferimento tipiche specifiche* per i vari tipi di corpi idrici superficiali, cui corrisponda uno stato ecologico elevato.

2.3 Classificazione dei corpi idrici a specifica destinazione.

Acque di balneazione

L'invaso di Bilancino viene utilizzato nei mesi estivi ai fini della balneazione. Il D.Lgs 152/06, rimanda (Art. 83) per le acque di balneazione al D.P.R. 470/82 "Attuazione della direttiva CEE n. 76/160 relativa alla qualità delle acque di balneazione". Tale norma stabilisce il periodo di balneazione, le stazioni di campionamento, le frequenze di monitoraggio e i limiti per valutare la qualità delle acque per lo specifico utilizzo ai fini della balneazione.

Il DPR stabilisce che i controlli inizino il 1 aprile e terminino il 30 settembre con frequenza bimensile, che può essere ridotta a mensile quando le analisi effettuate negli ultimi due periodi di campionamento hanno dato costantemente risultati favorevoli per tutti i parametri e quando non sia intervenuto alcun fattore di deterioramento della qualità delle acque.

I parametri da determinare per ciascun campione sono: colorazione, trasparenza, ossigeno disciolto, pH, oli minerali, fenoli, sostanze tensioattive, *Coliformi totali*, *Coliformi fecali*, *Streptococchi fecali*. In particolari condizioni viene effettuata anche la ricerca di *Salmonella*.

L'idoneità viene mantenuta se le indagini previste rispettano i limiti previsti dalla normativa

Acque destinate alla produzione di acqua potabile

Le acque dell'invaso vengono utilizzate per la produzione di acqua potabile. Il prelievo delle acque è effettuato in una stazione situata in località *Andolaccio*.

Per le acque destinate alla potabilizzazione il D.Lgs 152/06 ripropone il tipo di monitoraggio e la classificazione indicati dal D. Lgs 152/99, in precedenza regolati dall'abrogato DPR 515/82.

Queste acque devono essere classificate dalla Regione nelle categorie A1, A2 ed A3 sulla base dei risultati ottenuti da specifiche analisi fisiche, chimiche e microbiologiche (Tab 1/A dell'allegato 2 alla parte terza del D.Lgs 152/06) eseguite con periodicità stabilita.

La classificazione conduce al tipo di trattamento di potabilizzazione da utilizzare, come di seguito riportato.

- Categoria A1: trattamento fisico semplice e disinfezione;
- Categoria A2: trattamento fisico e chimico normale e disinfezione;
- Categoria A3: trattamento fisico e chimico spinto e disinfezione.

Acque destinate alla vita dei pesci

Il D.Lgs 152/06 disciplina la classificazione delle acque destinate alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli riproponendo il tipo di monitoraggio e la classificazione indicati dal D.Lgs 152/99. I parametri indicatori con i relativi valori per la conformità sono riportati nella Tab.1/B dell'allegato 2 alla parte terza del D.Lgs 152/06.

Nell'invaso di Bilancino il punto di prelievo per tale classificazione è situato a centro invaso.

3 Articolazione del progetto di monitoraggio

3.1 Periodo di rilevamento

Il presente rapporto si riferisce ai risultati del monitoraggio dell'invaso effettuato negli anni 2004, 2005 e 2006, che costituisce il proseguimento del progetto che ha avuto inizio nel marzo 2003. Per alcuni parametri sono stati valutati e riportati anche dati più recenti.

3.2 Stazioni di prelievo

Il monitoraggio ha interessato più stazioni situate all'interno del lago e sui tributari la cui localizzazione è riportata nelle figure che seguono.

I codici identificativi riportati nelle tabelle e nelle figure rimandano alle finalità per le quali le stazioni vengono monitorate.

- "MAB" si riferisce al progetto speciale sull'invaso di Bilancino;
- "MAS" al monitoraggio e la classificazione in funzione degli obiettivi di qualità ambientale ai sensi del D. Lgs 152/99;
- "VTP" alla classificazione delle acque idonee alla vita dei pesci ai sensi del D.Lgs 152/06;
- "POT" alla classificazione delle acque destinate alla potabilizzazione ai sensi del D. Lgs 152/06;
- "BAL" al monitoraggio delle acque di balneazione ai sensi del DPR 470/82.

Invaso

Codice identificativo del punto di prelievo	Descrizione del punto di prelievo
MAS-122 (VTP-203, MAB-10)	nel punto di massima profondità dell'invaso
MAB -11	al punto di immissione del Torrente Lora
MAB- 12	al punto di immissione del Torrente Stura
MAB -13	al punto di immissione del Torrente Tavaiano
MAB- 14	al punto di immissione del Fiume Sieve

Tributari

Codice identificativo del punto di prelievo	Descrizione del punto di prelievo
MAB -01	Fiume Sieve a monte dell'immissione invasore
MAB- 02	Fosso Ritortolo a monte dell'immissione invasore
MAB- 03	Torrente Sorcella a monte dell'immissione
MAB -04	Torrente Tavaiano a monte dell'immissione ...
MAB- 05	Torrente Stura a monte dell'immissione ...
MAB- 06	Torrente Lora a monte dell'immissione ...

Figura 3.1 – Punti di prelievo sull' invaso



Figura 3.2 – Punti di prelievo sui tributari



Corpi idrici a specifica destinazione

Codice identificativo del punto di prelievo	Descrizione del punto di prelievo
BAL - 463	Nebbiaia Est
BAL - 464	Fangaccio
BAL - 467	Sieve
BAL - 468	Tavaiano
POT N- 07	Impianto di Potabilizzazione Andolaccio
VTP – 203	Centro invaso (massima profondità)

Figura 3.3 – punti di prelievo per acque a specifica destinazione



3.3 Modalità di campionamento

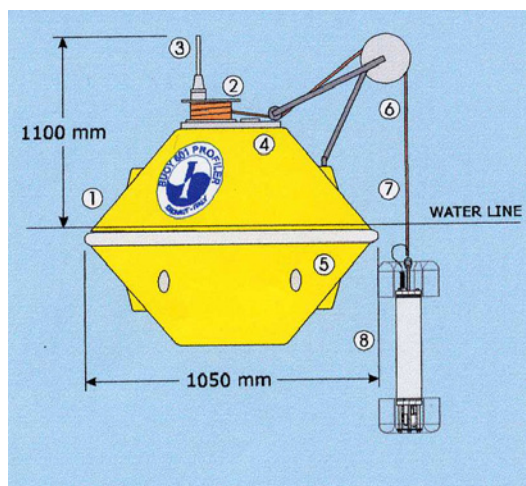
Stazione automatica

Limitatamente agli anni 2004 e 2005 sono disponibili, per la stazione del centro invaso, oltre ai dati raccolti mediante prelievi effettuati da natante, anche i dati rilevati in automatico dalla stazione automatica installata nel 2002 e in funzione fino al 2005.

La stazione automatica, della Ditta IDRONAUT - Modello 601, corredata di un sistema di acquisizione dati BUOY 601 PROFILERS comprendente una sonda multiparametrica OCEAN SEVEN 316 e un sistema di trasmissione GSM, permette la determinazione giornaliera dei profili dei seguenti parametri:

Parametri	Campo di misura	Accuratezza	Risoluzione
Profondità	0-40 m	0,020 m	0,010 m
Temperatura	1-50 °C	0,1 °C	0,05 °C
Conducibilità	0- 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2 $\mu\text{S}/\text{cm}$	0,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ossigeno disciolto	0-50 mg/L	0,1 mg/L	0,05 mg/L
Saturazione Ossigeno disciolto	0- 500 %	2 %	0,2 %
pH	0-14	0,1	0,05
Potenziale Redox	-800 +800 mV	10 mV	1 mV

Figura 3.4 – Schema della boa profilatrice



Campionamenti effettuati da natante

I prelievi per l'analisi degli altri *parametri chimico-fisici, batteriologici e biologici* sono stati condotti da natante nella stazione situata nel punto di massima profondità dell'invaso a tre profondità lungo la colonna d'acqua: in superficie, a metà colonna, in prossimità del fondo. Sempre con l'ausilio di un natante, sono stati condotti i prelievi, in superficie, nelle stazioni situate in corrispondenza dell'immissione dei principali tributari.

I campioni prelevati in superficie sono stati inoltre analizzati, negli anni 2004 e 2005 per i parametri microbiologici *Coliformi totali, Coliformi fecali e Streptococchi fecali*, in analogia a quanto viene effettuato nei quattro siti soggetti a controllo della idoneità alla balneazione ai sensi del DPR 470/82.

Sui campioni sono state effettuate anche determinazioni di alcune sostanze pericolose: fitofarmaci, metalli e IPA.

Sono stati eseguiti inoltre campionamenti per l'analisi della composizione del fitoplancton nelle 5 stazioni prescelte per il progetto speciale all'interno dell'invaso negli anni 2004 e 2005 e nella sola stazione di massima profondità negli anni 2006 e 2007.

Campionamenti sui tributari

Per la valutazione dello stato qualitativo dei tributari dell'invaso sono stati determinati i parametri macrodescrittori indicati nella tabella 7 allegato 1 del D. Lgs 152/99 ed è stata analizzata la composizione della comunità macrobentonica per la definizione dell'indice IBE.

Dal 2005 sono stati effettuati nelle stesse stazioni di monitoraggio campioni di diatomee epilittiche allo scopo di determinare l'indice EPI-D, seguendo le indicazioni sulle determinazioni biologiche nei corsi d'acqua previste dalla direttiva 2000/60/CE e dal D.Lgs 152/06.

3.4 Parametri misurati e loro significato

Di seguito si riporta un breve esame dei principali parametri monitorati nell'invaso e nei tributari durante tutto il periodo di campionamento.

pH

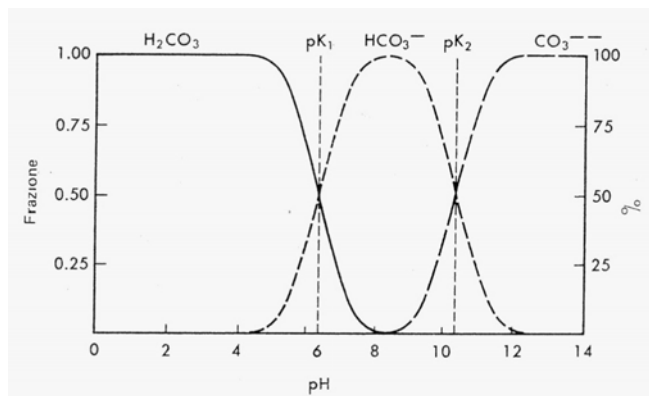
Il valore del pH, oltre a costituire un importante elemento conoscitivo per la caratterizzazione chimica dell'ambiente acquatico, rappresenta un parametro utile per la valutazione dello stato trofico di un lago. Nelle acque naturali il pH è influenzato principalmente dalla quantità di anidride carbonica disciolta. Poiché le variazioni dell'anidride carbonica sono determinate in gran parte dall'attività fotosintetica, la misura del pH dell'acqua fornisce indicazioni sul presunto livello trofico. Infatti la sottrazione di anidride carbonica da parte degli organismi vegetali durante la fotosintesi determina lo spostamento dell'equilibrio chimico dei carbonati con variazione del pH verso valori più basici.

Alcalinità

Nelle acque naturali l'alcalinità ha una notevole rilevanza poiché svolge una funzione di tampone nei confronti delle variazioni di pH fondamentale per la sopravvivenza degli organismi acquatici. Essi infatti possono sopportare solo piccole variazioni di questo parametro.

L'alcalinità è dovuta principalmente alla presenza di carbonati e bicarbonati disciolti in acqua per effetto della dissociazione dell'acido carbonico (che a sua volta deriva dall'idratazione dell'anidride carbonica). La distribuzione delle specie carbonato - bicarbonato è funzione del pH così come è riportato in figura 3.5.

Figura 3.5 – Distribuzione delle specie H_2CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-} nell'acqua in funzione del pH.



Conducibilità

La conducibilità dell'acqua indica la sua capacità di condurre corrente elettrica e dipende dalla concentrazione degli ioni disciolti. La misura di questo parametro fornisce utili informazioni sulle caratteristiche chimiche delle acque di un lago e sui rapporti di queste con il bacino imbrifero da cui vengono dilavati i sali. Valori bassi di conducibilità sono caratteristici di laghi poveri di soluti e valori elevati si hanno nei laghi salini e in ambienti che, per ragioni naturali o per cause antropiche, sono ricchi in soluti.

Temperatura

La temperatura di un lago in un determinato istante dipende dal suo bilancio termico cioè dalla differenza fra gli apporti e le perdite di calore.

Le principali cause di apporti e perdita di calore sono riportati nella tabella seguente (Tab. 3.1), tratta da “Introduzione allo studio della limnologia” di V. Tonolli, 1964.

Tabella 3.1 – Principali cause di apporto e perdita di calore

AL DI SOPRA DELLO SPECCHIO D’ACQUA

Apporti di calore

Radiazione solare

Calore dell’atmosfera

Piogge, condensazioni, ecc.

Perdite di calore

Irraggiamento verso l’atmosfera.

Evaporazione

AL DI SOTTO DELLO SPECCHIO D’ACQUA

Apporti di calore

Immissari

Calore terrestre

Processi biologici

Perdite di calore

Emissario

Conduzione del fondo.

In un ambiente lacustre nel corso dell’anno si ottengono profili termici molto diversi lungo la colonna d’acqua; in alcuni periodi si registra la stessa temperatura dal fondo alla superficie, in altri un elevato gradiente termico.

L’evoluzione termica annuale di un lago è molto importante perché regola i moti verticali influenzando la riossigenazione delle acque e lo scambio di nutrienti tra le acque ipolimniche, nelle quali si sono accumulati e le acque sovrastanti.

La temperatura inoltre modifica gli equilibri chimici rallentando o aumentando la velocità delle reazioni chimiche e biologiche e svolge quindi un ruolo fondamentale per la regolazione dell’attività metabolica degli organismi.

Ossigeno

La concentrazione dell’ossigeno disciolto è di grande importanza per il metabolismo degli organismi acquatici e rappresenta quindi un parametro fondamentale da monitorare.

La sua concentrazione in acqua è strettamente correlata con la temperatura.

L’ossigeno disciolto nelle acque dei laghi proviene dagli scambi con l’atmosfera e dai processi fotosintetici espletati dai vegetali che vivono nell’acqua.

Gli strati più profondi di un lago vengono riforniti di ossigeno dagli strati superiori grazie ai processi di rimescolamento delle acque. Nei periodi in cui non vi è rimescolamento in genere l'ossigenazione dell'ipolimnio è scarsa.

La quantità di ossigeno che può sciogliersi nell'acqua di un lago può raggiungere un valore limite, il valore di saturazione, che dipende dalla temperatura dell'acqua in ogni singolo strato, dall'altitudine, dall'umidità atmosferica e dalla profondità degli strati rispetto alla superficie.

Azoto

L'azoto si trova nelle acque superficiali sotto forma di azoto molecolare disciolto, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso ed in un gran numero di composti organici.

Il contenuto di azoto in acqua è in genere in equilibrio con quello atmosferico nei periodi di rimescolamento delle acque dei laghi.

Nel periodo di stratificazione la concentrazione di azoto nell'epilimnio può diminuire per la riduzione della solubilità dovuta all'aumento di temperatura, mentre nell'ipolimnio aumenta a causa dei processi di denitrificazione.

Oltre all'atmosfera, la sorgente esterna di primaria importanza per gli apporti di azoto è rappresentata dal bacino imbrifero dal quale sono drenate le acque. Tra le varie forme chimiche dell'azoto, è di massimo interesse la forma ossidata (come nitrato) per la generale possibilità di assunzione da parte dei vegetali. I diversi stati dell'azoto sono indicativi della presenza di scarichi domestici, agricoli zootecnici, industriali.

L'azoto è, come il fosforo, un fattore limitante della produzione primaria fitoplanctonica.

Fosforo

Le forme chimiche del fosforo che interessano maggiormente nello studio degli ambienti acquatici sono i fosfati inorganici disciolti, i fosfati organici disciolti e i fosfati particellati. L'insieme di queste forme costituisce il fosforo totale. In assenza di apporti antropici, nei laghi la concentrazione di fosforo dipende principalmente dalla natura del bacino imbrifero. E' uno dei principali parametri di riferimento per la valutazione dei carichi inquinanti derivanti da presenza antropica. Le alghe acquatiche assumono fosforo generalmente come fosforo inorganico talvolta con una velocità di assimilazione molto elevata; il fosforo agisce inoltre come fattore limitante per la costituzione della biomassa algale.

Trasparenza

L'andamento della trasparenza e cioè la conoscenza della profondità di penetrazione della luce può consentire di stimare indirettamente il grado di trofia delle acque. Essa è condizionata dalla presenza di materiale in sospensione organico e inorganico: quanto maggiore è la quantità di materiale in sospensione tanta più luce è assorbita dallo spessore acqueo e quindi più bassa è la trasparenza. La penetrazione della luce attraverso gli strati d'acqua è un fattore essenziale per garantire la vita delle comunità acquatiche ed è in grado di provocare sensibili effetti sulla catena trofica. In base a questo dato è possibile stabilire quale è lo spessore della fascia d'acqua superficiale entro la quale l'attività produttiva delle alghe fitoplanctoniche prevale su quella respiratoria.

Parametri batteriologici

Per il monitoraggio delle acque superficiali vengono ricercati particolari microrganismi **indicatori di contaminazione**, il cui rinvenimento può essere indice della presenza di patogeni.

I batteri considerati indicatori di inquinamento fecale che vengono ricercati nelle acque in base alla normativa vigente sono: *Coliformi totali*, *Coliformi fecali*, *Streptococchi fecali*, *Escherichia coli*.

Questi microrganismi, presenti normalmente nel materiale fecale sia umano che animale, non sempre comportano un rischio diretto per la salute, in quanto non sono sempre patogeni, ma indicano un rischio potenziale.

I *Coliformi totali* sono presenti nelle feci umane ma in adatte condizioni, possono moltiplicarsi su substrati non animali come ad esempio vegetali e terreno, nelle materie prime di origine animale e vegetale, nelle acque e nell'ambiente in generale. Per questo motivo la loro presenza nel caso di acque superficiali rappresenta un indicatore di contaminazione aspecifico.

I *Coliformi fecali* sono batteri termoresistenti il cui habitat naturale è l'intestino umano e animale e costituiscono un indicatore certo di contaminazione fecale dell'acqua.

Escherichia coli, prescelta come parametro macrodescrittore dal D.Lgs 152/99, rappresenta un indice di contaminazione fecale più significativo e accurato rispetto gruppo dei *Coliformi fecali*. Fra i vari motivi, vi è la sua maggiore stabilità nell'ambiente acquatico nel corso dell'anno rispetto ai *Coliformi fecali* e una minore sensibilità alle procedure di disinfezione.

Gli *Streptococchi fecali* sono anch'essi ospiti abituali dell'intestino dell'uomo e degli animali, ed hanno nell'acqua una resistenza minore dei *Coliformi*; la loro presenza, per alcuni autori, è espressione di un inquinamento recente o in atto.

Fitoplancton

Con il termine di *plancton* si definisce quella comunità di organismi animali e vegetali adattata a vivere in sospensione nelle acque e soggetta a movimenti passivi indotti da correnti e venti. La frazione animale delle comunità planctoniche prende il nome di *zooplancton*, quella vegetale, invece, di *fitoplancton*. Nel fitoplancton vi sono organismi procarioti (cianobatteri) od eucarioti.

Gli organismi fitoplanctonici sono caratterizzati da una grande varietà di forme e livelli di organizzazione e da una serie di differenze biochimiche, relative ai pigmenti fotosintetici ed accessori presenti, alle sostanze di riserva e alla composizione della parete cellulare.

Carattere comune a tutto il gruppo è la presenza di clorofilla "a".

La classificazione delle alghe, basata tradizionalmente sulle caratteristiche morfologiche distinguibili al microscopio, è stata oggetto negli ultimi anni, di revisioni e modifiche che considerano soprattutto le differenze biochimiche. Vi sono quindi in letteratura vari schemi classificativi, alcuni meno recenti, altri più aggiornati o ancora in via di revisione.

Nella maggior parte degli ambienti lacustri il fitoplancton rappresenta il primo anello della catena alimentare acquatica e riveste un ruolo fondamentale nel processo della produzione primaria, tramite la fotosintesi clorofilliana.

In un lago la distribuzione e l'abbondanza del fitoplancton presentano un'elevata eterogeneità sia nel tempo che nello spazio. La comunità algale è infatti influenzata da molti fattori, le variazioni dei quali creano, nei vari periodi dell'anno, condizioni adatte a determinati tipi di specie. Fra questi ricordiamo: la profondità della zona eufotica e quella di rimescolamento delle acque, l'intensità della radiazione incidente, la temperatura, la disponibilità di nutrienti in quantità limitanti, le interazioni con altri organismi della catena trofica ("grazing" operato dallo zooplancton).

Si verifica inoltre una stratificazione verticale dei vari taxa nella colonna d'acqua dovuta alle differenti capacità di moto e alla diversa tolleranza all'intensità solare.

In particolari condizioni ambientali un eccessivo carico di nutrienti può determinare un'esagerata produttività (eutrofizzazione). Ai fenomeni di abbondante crescita algale ed aumento della biomassa, seguono una diminuzione di trasparenza, un maggior consumo di ossigeno per la decomposizione aerobica e, soprattutto nel periodo di stratificazione termica delle acque, condizioni di anossia. Le condizioni ambientali restrittive che si vengono a creare, selezionano indirettamente i taxa algali più resistenti, quali le Cianoficee, le alghe maggiormente responsabili delle fioriture tossiche di acqua dolce.

Nonostante il D.Lgs 152/06 richieda lo studio dei popolamenti fitoplanctonici per l'espressione dello stato ecologico, vi è difficoltà, riferita da più autori (ad es. Morabito et al. 2004) nell'elaborare

indici di qualità ecologica basati sul fitoplancton. Le conoscenze sulle preferenze ecologiche delle specie algali sono ancora infatti frammentarie e spesso contrastanti e come già sopra esplicitato, le dinamiche algali, anche in condizioni di scarso disturbo antropico, sono fortemente condizionate da un'estrema variabilità naturale.

Sembra quindi che ancora molto lavoro debba essere svolto per poter disporre di indici fitoplanctonici affidabili e generalizzabili ad ampie realtà territoriali.

In ambienti neoformati o regolati artificialmente come i laghi artificiali, la distribuzione e l'abbondanza del fitoplancton possono presentare ulteriori condizionamenti rispetto a popolazioni di ambienti naturali (Kimmel et al. 1990, Wetzel, 1990) e determinare quindi popolamenti con caratteristiche del tutto particolari.

Tossine algali

La classe di alghe maggiormente responsabile delle fioriture tossiche di acqua dolce è quella delle Cianoficee, in esse più del 60% delle specie producono tossine.

Le Cianoficee sono procarioti con sola clorofilla "a" e sono ubiquitarie (aria, suolo, rocce, licheni).

Per le acque lacustri si parla di fioritura eutrofica di Cianobatteri quando un popolamento monospecifico raggiunge densità dell'ordine di 100.000 cellule/mL o maggiori (G. Morabito "Influenza dei fattori ambientali sulle fioriture di Cianobatteri" "Rapporti ISTISAN 00/30 ISSN 1123-3117).

Nelle nostre acque prevalgono le fioriture di *Planktothrix rubescens*, *Anabaena flos-aquae* e *Microcystis aeruginosa*.

Le tossine più frequenti riscontrate in Italia e prodotte da queste specie sono le microcistine, eptapeptidi monociclici a basso peso molecolare che inibiscono le fosfatasi 1, 2A e 3, enzimi importanti per lo sviluppo di tutti gli organismi procarioti ed eucarioti. Le microcistine sono inoltre considerate promotori tumorali per il fegato.

Se si verifica una fioritura di alghe tossiche in un sistema lacustre si possono avere danni a più livelli: zooplancton, fauna ittica, animali (anatidi, bestiame, cani ettc.) che si abbeverano o che si cibano di vegetazione rivierasca ricoperta da Cianoficee tossiche, bioaccumulo di tossine nei tessuti della fauna lacustre. L'uomo può venire in contatto con le tossine algali durante attività ricreative, per consumo di acqua o cibo contaminati e per inalazione di aerosol. Gli effetti possono essere topici, di irritazione della cute o delle mucose per contatto diretto con la superficie corporea o sistemici, per assorbimento di microcistine per via cutanea, ingestione accidentale o alimentazione con prodotti contaminati. Le linee guida dell'OMS del 2004 indicano, come livello di sicurezza per la salute umana, una densità di 100.000 cellule/mL a protezione da effetti topici e sistemici da ingestione accidentale.

Clorofilla e feofitina

La clorofilla "a" è stata scelta come variabile principale da usare per la stima del livello trofico delle acque dall'OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) e più recentemente dalla normativa italiana (D.Lgs. 152/99). La concentrazione della clorofilla rappresenta la misura indiretta della biomassa fitoplanctonica e della produzione primaria ed è per questo fortemente correlata alla concentrazione dei nutrienti (azoto e fosforo).

La concentrazione della clorofilla "a" esprime la densità delle cellule vive, mentre quella della feofitina (clorofilla inattiva per la perdita dello ione magnesio) la densità delle cellule morte. Poiché sia gli organismi vivi, sia i morti, in sospensione assorbono energia luminosa, la concentrazione dei due principali pigmenti clorofilliani influisce sull'equilibrio chimico, fisico e biologico degli ecosistemi acquatici.

3.5 Metodi di analisi

I metodi di analisi utilizzati dal laboratorio, nella versione più aggiornata, sono riportati nella seguente tabella (tab. 3.2).

Tabella 3.2 – Parametri e metodi di analisi

PARAMETRO	METODO DI ANALISI
Alcalinità	APAT-IRSA CNR Met.2010 Man.29/03:2003
Azoto ammoniacale	UNI EN ISO 11732:2005
Azoto Nitrico	APAT-IRSA CNR Met.4020 Man.29/03:2003
Azoto nitroso	UNI EN ISO 13395:2000
Azoto totale	MI/C/10.018
BOD5	APHA STANDARD METHODS 21th (2005) METODO 5210 D
Cadmio	UNI EN ISO 5691:1997
Clorofilla "a"	APAT-IRSA-CNR Met.9020 Man. 29/03;2003
Cloruri	APAT-IRSA CNR Met.4020 Man.29/03:2003
COD (come O ₂)	per calcolo da TOC
Coliformi fecali	APAT CNR IRSA Met. 7020/B man. 29:2003
Coliformi totali	APAT CNR IRSA Met. 7010/C man. 29:2003
Composti organo alogenati	Rapporto ISTISAN 00/14 Vol. II. Part. 1 pag 15,p.to2.2:2000
Conducibilità elettrica specifica	APAT-IRSA CNR Met.2030 Man.29/03:2003
Cromo	UNI EN 1233 punto4:1999
Durezza	A.St.Meth.Ex.Water Wastewter. Ed. 21, Th 2005, 2340 B
Escherichia coli	APAT CNR IRSA Met. 7030/F man 29:2003
Fitofarmaci	APAT-IRSA CNR Met.5060 Man.29/03:2003
Fitoplancton	METODO DI UTERMOL
Fosforo totale	APAT-IRSA CNR Met.4110 A2 Man.29/03:2003
IBE	APAT CNR IRSA Met. 9010 man. 29:2003
Idrocarburi policiclici aromatici	METODO INTERNO (GC-MS)
Nichel	Rapporto ISTISAN 00/14 Vol. II. Part. 1 pag 147: 2000
Ortofosfato	APAT-IRSA CNR Met.4020 Man.29/03:2003
Ossigeno disciolto	APAT-IRSA CNR Met.4120 A4 Man.29/03:2003
Ossigeno disciolto Tasso Saturazione	APAT-IRSA CNR Met.4120 A4 Man.29/03:2003
pH	APAT-IRSA CNR Met.2060 Man.29/03:2003
Piombo	UNI 10553:1996
Rame	UNI 10554:1996
Solfati	APAT-IRSA CNR Met.4020 Man.29/03:2003
Solidi Sospesi	APAT-IRSA CNR Met.2090 B Man.29/03:2003
Streptococchi fecali	APAT CNR IRSA Met. 7040/C man. 29:2003
Temperatura	APAT-IRSA CNR Met.2100 Man.29/03:2003
TOC	APAT-IRSA CNR Met.5040 Man.29/03:2003
Trasparenza	DISCO DI SECCHI
Zinco	UNICHIM Met. M. U905:1994

3.6 Indici

Nello studio della qualità dell'invaso di Bilancino sono stati utilizzati gli indici per la definizione dello stato ecologico previsti dalla normativa (D. Lgs 152/99) per le acque lacustri (SEL) e per le acque dei tributari (LIM, IBE e SECA). Per la descrizione di questi indici si rimanda al capitolo dedicato alla normativa. Sui tributari è stato inoltre condotto, come previsto dalla nuova normativa per i corpi idrici superficiali (D.Lgs 152/06), lo studio dei popolamenti diatomici a monte dell'immissione dell'invaso. Per la classificazione dello stato trofico dell'invaso sono stati utilizzati indici specifici come sotto riportato.

Indici di classificazione dello stato trofico secondo OECD

Nel 1982 l'OECD ha elaborato un sistema di classificazione a limiti fissi delle acque lacustri secondo 5 categorie trofiche stabilite in base ai valori di concentrazione media annuale e massima del parametro clorofilla "a", valori medi e minimi del parametro trasparenza e concentrazioni medie annuali di fosforo totale. Tali parametri risultano statisticamente correlati fra loro poiché le variazioni dei livelli di nutrienti (misurati con il fosforo totale) generalmente causano variazioni della biomassa algale (misurata attraverso la clorofilla "a") che a loro volta determinano alterazioni nella trasparenza (misurata con il disco di Secchi).

I valori limite proposti dall'OECD per la classificazione trofica dei laghi sono riportati di seguito:

CATEGORIA	[Pm]a [mgP/mc]	[Chlm]a [mg/mc]	Max [Chl]a [mg/mc]	[Tm]a [m]	Min [T]a [m]
Ultra-oligotrofica	≤ 4.0	≤ 1.0	≤ 2.5	≥ 12.0	≥ 6.0
Oligotrofica	≤ 10.0	≤ 2.5	≤ 8.0	≥ 6.0	≥ 3.0
Mesotrofica	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrofica	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Iper-eutrofica o Ipertrofica	≥ 100	≥ 25	≥ 75	≤ 1.5	≤ 0.7

Legenda dei simboli:

[Pm]a è la concentrazione media annuale del fosforo totale;

[Chlm]a è la concentrazione media annuale della clorofilla a;

Max [Chl]a è la concentrazione massima annua della clorofilla a (valore di picco annuale);

[Tm]a è la trasparenza media annuale determinata mediante il disco di Secchi;

Min [T]a è la trasparenza minima annuale determinata mediante il disco di Secchi.

Indici di stato trofico che utilizzano il biovolume

Seguendo le nuove istanze della Direttiva 2000/60 CE sul monitoraggio delle acque lacustri che indica gli organismi fitoplanctonici tra gli elementi di qualità biologica per la determinazione dello stato ecologico, negli ultimi anni sono stati sperimentati in Italia, soprattutto in occasione del Progetto Nazionale di monitoraggio delle acque superficiali, indici di stato trofico già da tempo utilizzati in Europa (Rott, 1984, Hakanson 1980, Willen 2000) e basati sul biovolume fitoplanctonico (APAT, 2000).

Il biovolume algale è funzione del volume totale occupato dalla biomassa fitoplanctonica, ottenuto come la sommatoria dei volumi di tutte le cellule che vengono contate ed assimilate a forme geometriche. La valutazione di questo parametro risulta utile poiché non sempre densità e biovolume corrispondono tra loro, potendo essere presenti cellule piccole con alte densità o viceversa, cellule grandi con densità scarse. Il biovolume di una comunità algale è spesso correlato con parametri

ecofisiologici, come il contenuto in pigmenti, il tasso di crescita e i rapporti trofici con le altre specie. Il volume cellulare inoltre può variare a seconda delle stagioni, della latitudine e del tipo di ambiente. Gli indici di Hakanson e Willen prescrivono di considerare il biovolume medio del periodo produttivo maggio-ottobre, mentre quello di Rott fa riferimento al biovolume medio di tutti i campionamenti effettuati durante l'anno.

Indice Biotico Esteso (I.B.E.)

L'indice I.B.E. è una modificazione dell' Extended Biotic Index, elaborato da Woodiwiss nel 1978, ed adattato da Ghetti e Bonazzi nel 1986 per una applicazione standardizzata ai corsi d'acqua italiani (metodo E.B.I.- Extended Biotic Index; Ghetti, Bonazzi, 1986). Il metodo, ampiamente utilizzato in Italia dagli anni '80 in poi, ha subito, nel corso degli anni, adeguamenti e piccole modifiche che hanno condotto alla forma definitiva, pubblicata nel 2003 da APAT- IRSA CNR nella sezione Metodi analitici per le acque 29/2003 vol. III-9010. L'utilizzo dell'I.B.E. è diventato obbligatorio per la determinazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA), con l'emanazione del D. Lgs 152/99.

Scopo dell'indice è *quello di formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento delle acque e dei sedimenti o da significative alterazioni fisiche dell'alveo bagnato* (P.F. Ghetti, 2001. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.) I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*, Provincia Autonoma di Trento).

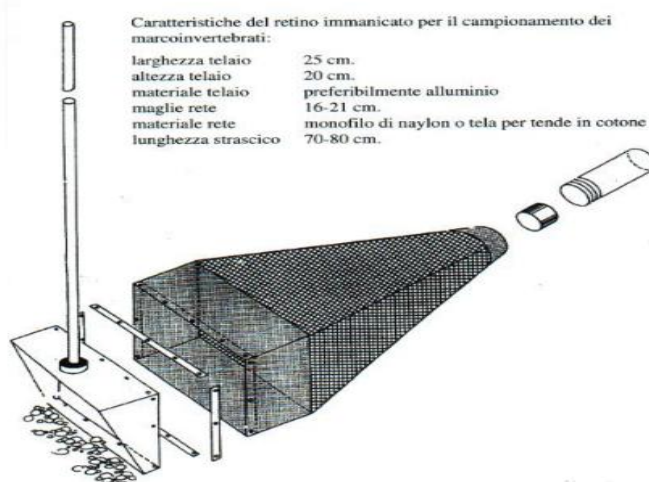
Il termine *macroinvertebrati* indica un raggruppamento convenzionale di una parte di invertebrati bentonici la cui taglia è raramente inferiore al millimetro che popolano il substrato fluviale, almeno per una parte della loro vita e precisamente Insetti, Crostacei, Molluschi, Irudinei, Platelmini, Tricladidi, Oligocheti, Nemertini e Nematomorfi.

Essi possiedono una grande quantità di specializzazioni trofiche e rivestono quindi un ruolo di grande importanza nei processi di demolizione e decomposizione della materia organica, contribuendo ai fenomeni di autodepurazione del corso d'acqua.

L'importanza nella rete trofica fluviale, assieme ad una nota sensibilità alle alterazioni degli ambienti fluviali e alla capacità di fornire una risposta quantificabile (riduzione dell'abbondanza degli individui, scomparsa delle specie più sensibili, dominanza delle specie tolleranti) rendono questi organismi degli ottimi bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali.

Il metodo prevede il campionamento degli organismi bentonici con l'ausilio di un retino immanicato (fig. 6) e la ricostruzione della comunità popolante un determinato tratto fluviale.

Fig. 3.6 - Retino immanicato per la cattura dei macroinvertebrati bentonici



Sulla base della composizione della comunità esaminata viene calcolato l'indice I.B.E., con l'ausilio di una tabella a doppia entrata (fig. 7), che tiene conto della diversa sensibilità agli inquinanti dei vari gruppi faunistici e del numero di Unità Sistematiche rinvenute.

Fig. 3.7 - Tabella a doppia entrata per il calcolo del valore di indice I.B.E.
(APAT IRSA- CNR Metodi analitici per le acque 29/03 vol. III met. 9010)

Gruppi faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche (US)costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecotteri presenti (<i>Leuctra</i> °)	Più di una US	--	--	8	9	10	11	12	13 *	14 *
	Una sola US	--	--	7	8	9	10	11	12	13 *
Efemerotteri presenti (escludere BAETIDAE CAENIDAE °°)	Più di una US	--	--	7	8	9	10	11	12	--
	Una sola US	--	--	6	7	8	9	10	11	--
Tricotteri presenti (comprendere BAETIDAE e CAENIDAE)	Più di una US	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	Una sola US	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridi e/o Atiidi e Palemonidi presenti	Tutte le US sopra assenti	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Asellidi e/o Niphargidi presenti	Tutte le US sopra assenti	--	3	4	5	6	7	8	9	--
Oligocheti o Chironomidi	Tutte le US sopra assenti	1	2	3	4	5	--	--	--	--
Altri organismi	Possono essere presenti organismi a respirazione aerea	0	1	--	--	--	--	--	--	--

I valori di I.B.E. ottenuti vengono raggruppati in 5 Classi di Qualità, ognuna contrassegnata da un numero romano, ed un colore convenzionale per la rappresentazione cartografica (Tabella 3.3).

Tab. 3.3 - Tabella di conversione dei valori I.B.E. in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione in cartografia (APAT IRSA- CNR Metodi analitici per le acque 29/2003 vol. III metodo 9010).

Classe di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio	Colore
Classe I	10 – 11 – 12 ...	Ambiente non alterato in modo sensibile	Azzurro
Classe II	8 – 9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	Verde
Classe III	6 – 7	Ambiente alterato	Giallo
Classe IV	4 – 5	Ambiente molto alterato	Arancio
Classe V	0 - 1 – 2 – 3	Ambiente fortemente degradato	Rosso

Indice Diatomico di Eutrofizzazione EPI-D (Eutrophication Pollution Index – Diatom based).

In Italia viene applicato l'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione EPI-D (Dell'Uomo 1996-2004), tale indice è frutto di oltre un ventennio di ricerche di base sulle diatomee e le relative comunità algali delle acque interne di gran parte del territorio nazionale e in particolare di quelle dell'Appennino centrale. L'indice EPI-D si ottiene dallo studio delle specie bentoniche dei corpi idrici superficiali. Tale indice si basa sulle caratteristiche di sensibilità (affinità/tolleranza) delle diatomee ai nutrienti, alla sostanza organica ed al grado di mineralizzazione delle acque interne in particolare ai cloruri.

Le diatomee sono alghe unicellulari appartenenti alla Classe *Bacillariophyceae*. Presentano una parete cellulare esterna silicea con ornamentazioni specie specifiche. Su tali caratteristiche morfologiche si basa la loro identificazione. Lo studio della composizione della comunità diatomica, conosciuto in letteratura sia dal punto di vista sistematico che ecologico, consente di formulare un giudizio di qualità sul grado di inquinamento di un corso d'acqua.

L'indice EPI-D si basa, come la maggior parte degli indici diatomici utilizzati in Europa, sulla formula matematica di Zelinka e Marvan (1961)

$$EPI - D = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \cdot r_j \cdot i_j}{\sum_{j=1}^n a_j \cdot r_j}$$

dove:

- **EPI-D** = indice globale di eutrofizzazione/polluzione della stazione considerata;
- **a_j** = abbondanza della specie j;
- **r_j** = affidabilità (dall'inglese "reliability") della specie j, inversamente proporzionale al suo "range" ecologico; valori utilizzati: 5 per un indicatore ottimo, 3 per un indicatore buono, 1 per un indicatore solo sufficiente;
- **i_j** = indice integrato ponderato di sensibilità della specie j; i valori attribuiti vanno da 0 (per un specie che indica un ambiente di ottima qualità) a 4 (specie che indica un corpo idrico completamente degradato)

La valutazione dell'abbondanza relativa delle specie è stata compiuta tramite il conteggio di 400 valve secondo le procedure EN 14407, 2004.

L'applicazione dell'indice EPI-D(1-20) fornisce come risultato un valore numerico compreso tra 1 e 20 dove i valori prossimi a 20 indicano acque pulite, mentre quelli prossimi a 1 indicano acque compromesse. I giudizi di qualità in scala 1-20 ci consentono di comparare questo indice con gli altri indici diatomici utilizzati nel resto d'Europa.

Il valore viene espresso in 5 classi di qualità secondo lo schema riportato in tabella 3.4.

Tabella 3.4 – Tabella di conversione dei valori EPI-D in classi di qualità, con relativo giudizio di colore.

Valori EPI-D in scala 1-20	Classe	Qualità	Colore
20 > EPI-D > 15	I	Ottima	blu
15 > EPI-D > 12	II	Buona	verde
12 > EPI-D > 9	III	Mediocre	giallo
9 > EPI-D > 6	IV	Cattiva	arancione
6 > EPI-D > 1	V	Pessima	rosso

4 Risultati e commenti

4.1 Invaso stazione automatica

Gli elaborati delle misure in continuo effettuate dalla stazione automatica sono riportati come profili dei risultati ottenuti su tutta la colonna d'acqua, per meglio illustrare le dinamiche che avvengono nella massa d'acqua dell'invaso. Per esigenza di semplificazione si riportano i profili della *temperatura* e della *percentuale di saturazione dell'ossigeno*.

4.1.1 Temperatura

Nei grafici che seguono vengono riportati i profili di temperatura, rilevati negli anni 2004 e 2005 dalla stazione automatica. Nel 2006 la stazione automatica non è stata funzionante.

Per esigenze di semplificazione i dati si riferiscono ai rilevamenti effettuati alle ore 8.00 dei giorni indicati nei grafici. Non è stato possibile utilizzare le misure nello stesso giorno per tutti i mesi a causa di malfunzionamento della sonda o incompletezza delle misure verificatesi in alcuni periodi.

Figura 4.1 - Anno 2004 -Temperatura nella “stazione di massima profondità” (ore 8.00)

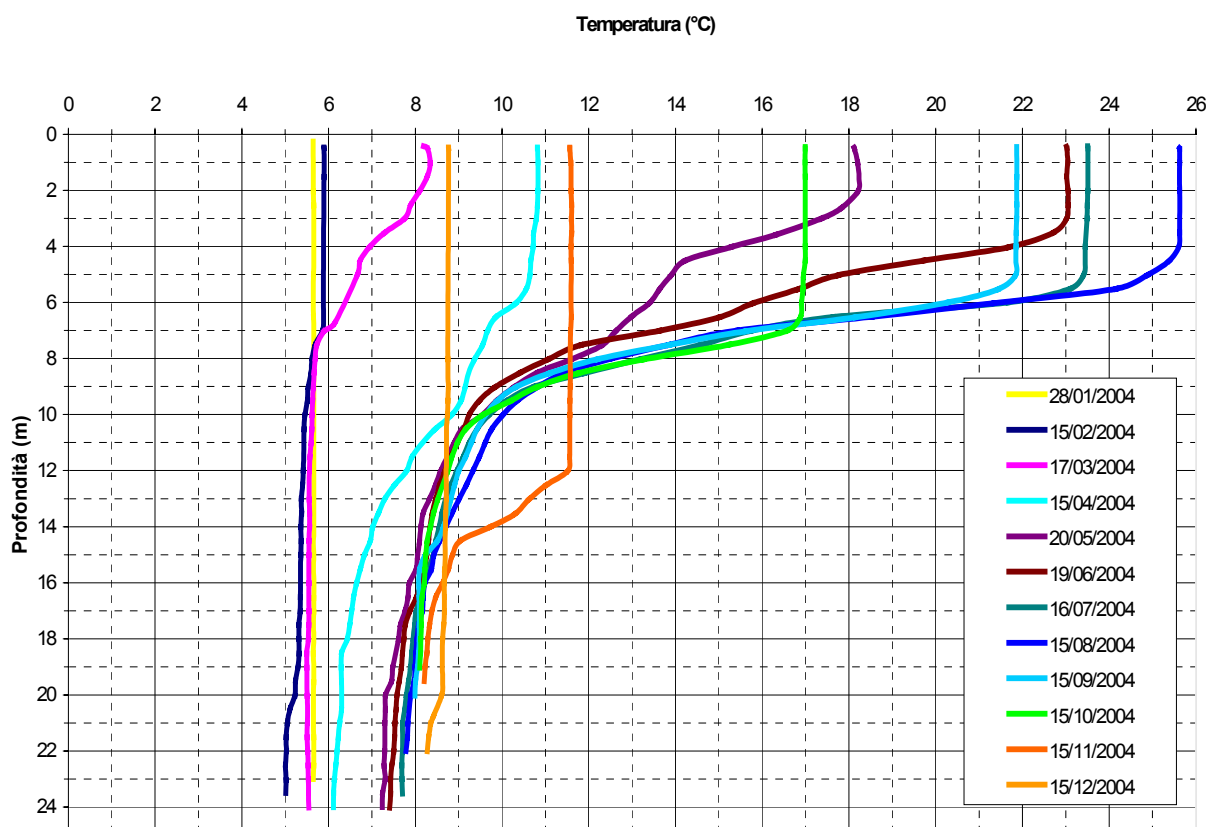
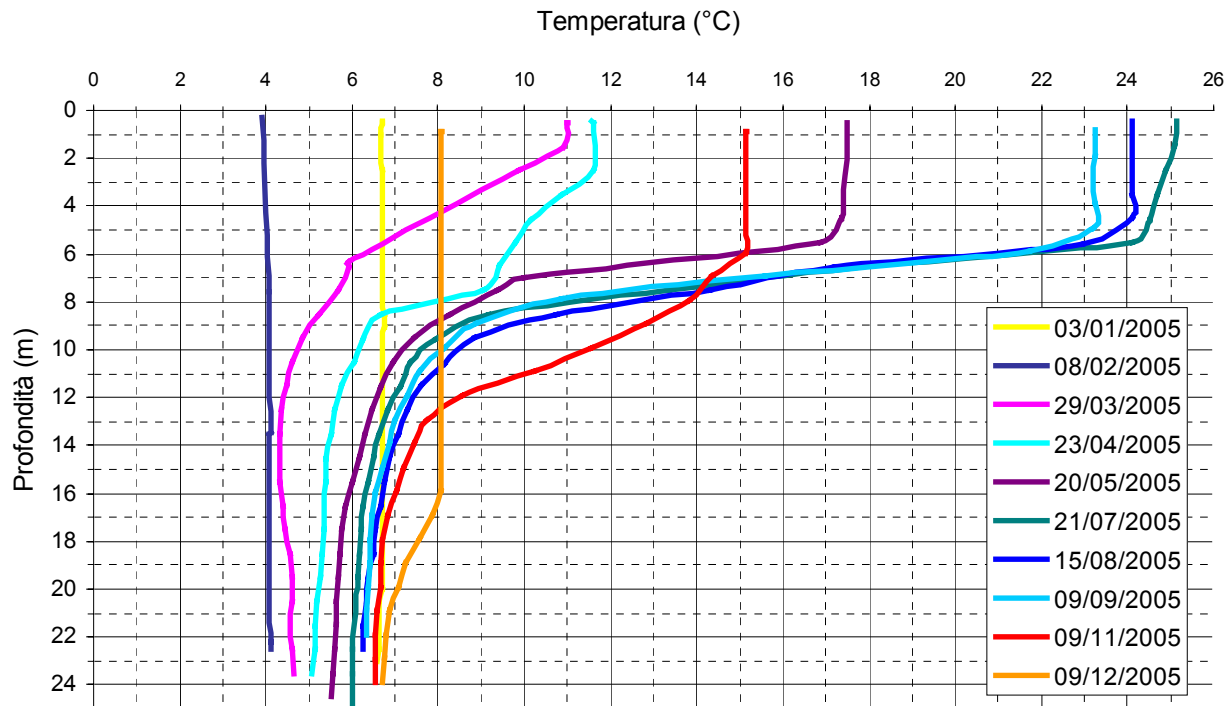


Figura 4.2 - Anno 2005 - Temperatura nella “stazione di massima profondità” (ore 8.00)



I grafici di figura 4.1 e di figura 4.2 permettono di seguire nel dettaglio le condizioni termiche che si s’instaurano con l’alternarsi delle stagioni ed in particolare la dinamica temporale con la quale il lago passa da una condizione di omeotermia nella stagione invernale ad una stratificazione che si realizza gradualmente e raggiunge un massimo nella stagione estiva.

In base a queste caratteristiche si può classificare il lago di Bilancino fra i laghi monomittici caldi, cioè caratterizzati da un unico evento di rimescolamento completo delle acque e da temperature minime superiori o uguali a 4° C.

I profili termici mostrano, seppure con qualche piccola variazione, un andamento simile nei due anni in studio e nel precedente (2003).

Le temperature non scendono neppure negli strati profondi, al di sotto dei 4°C e il periodo di isotermia si realizza nei mesi di gennaio e febbraio.

A partire da marzo le acque superficiali cominciano a riscaldarsi per effetto dell’aumentato apporto di calore da parte della radiazione solare, con conseguente formazione di un gradiente termico e quindi di densità, raggiungendo una temperatura superficiale di 8°C nel 2004 e di 11° C nel 2005.

Nel mese di maggio la profondità del termocline si innalza ed il gradiente termico aumenta, con temperature superficiali comprese tra i 17 e i 18 °C e temperature degli strati profondi (oltre i 15 m) comprese fra i 5 e i 7 °C.

Il massimo gradiente termico si realizza durante la stratificazione estiva (ad agosto nel 2004 e a luglio nel 2005). L’epilimnio di massima stratificazione, inoltre, raggiunge una profondità media di 5 metri in tutti e due gli anni.

Con l’avanzare dell’autunno le acque superficiali cominciano a raffreddarsi, raggiungendo temperature piuttosto simili nei due anni, per poi scendere intorno agli 8 °C a dicembre. E’ proprio in questo mese che il gradiente termico e di densità si riduce fino ad annullarsi nel mese successivo completamente.

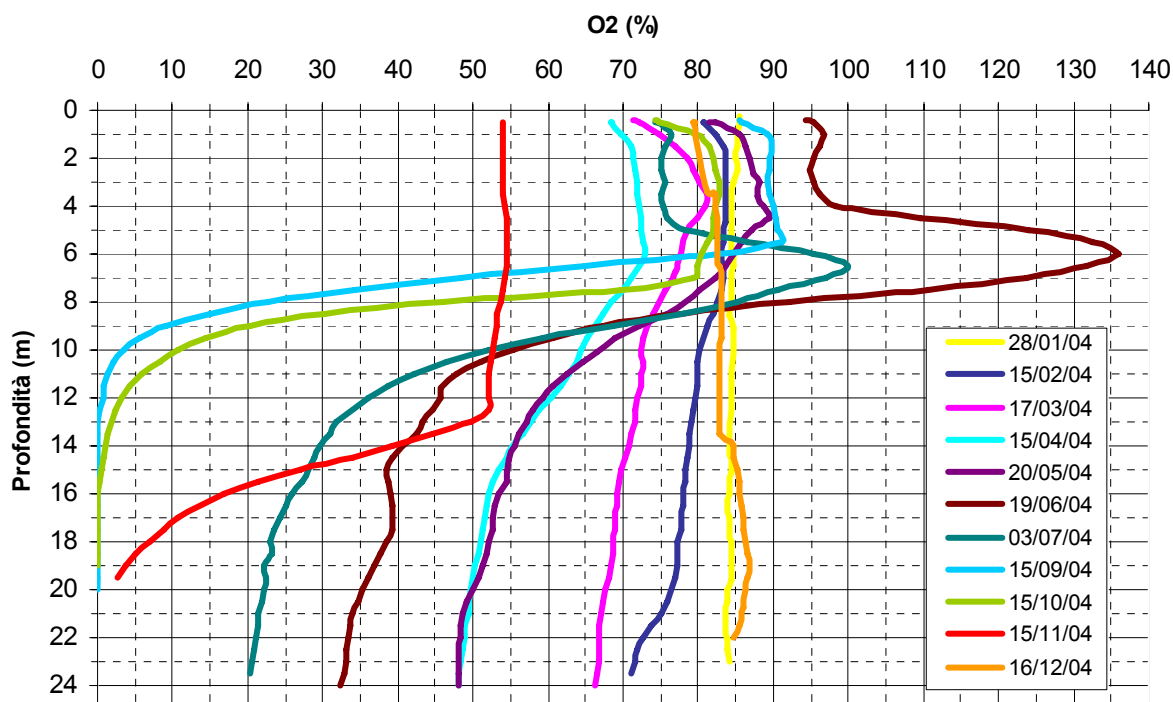
L’andamento della temperatura lungo la colonna d’acqua dei due anni in studio è comparabile con quella del 2003.

4.1.2 Ossigeno

Nei grafici che seguono vengono riportati i profili dell'ossigeno, rilevati su tutta la colonna d'acqua dalla stazione automatica negli anni 2004 e 2005. Nel 2006 non è stata funzionante.

Per esigenze di semplificazione i dati si riferiscono ai rilevamenti effettuati alle ore 8.00 dei giorni indicati nei grafici. Non è stato possibile utilizzare le misure nello stesso giorno per tutti i mesi a causa di malfunzionamento della sonda o incompletezza delle misure verificatesi in alcuni periodi.

Figura 4.3 - Anno 2004 -Ossigeno nella “stazione di massima profondità” (ore 8.00)



I profili di ossigeno mostrano, seppure con qualche variazione, un andamento simile nei due anni in studio. I grafici relativi alla distribuzione verticale sono strettamente correlati a quelli della temperatura.

Durante il periodo di massimo rimescolamento, nei mesi invernali, prevalendo una condizione di isoterma e quindi piena circolazione, si ha un contenuto di ossigeno analogo ad ogni profondità.

Essendo la temperatura del lago ai suoi minimi annuali e col conseguente progressivo aumento della dell'ossigeno si registrano in questi mesi concentrazioni di ossigeno piuttosto elevate.

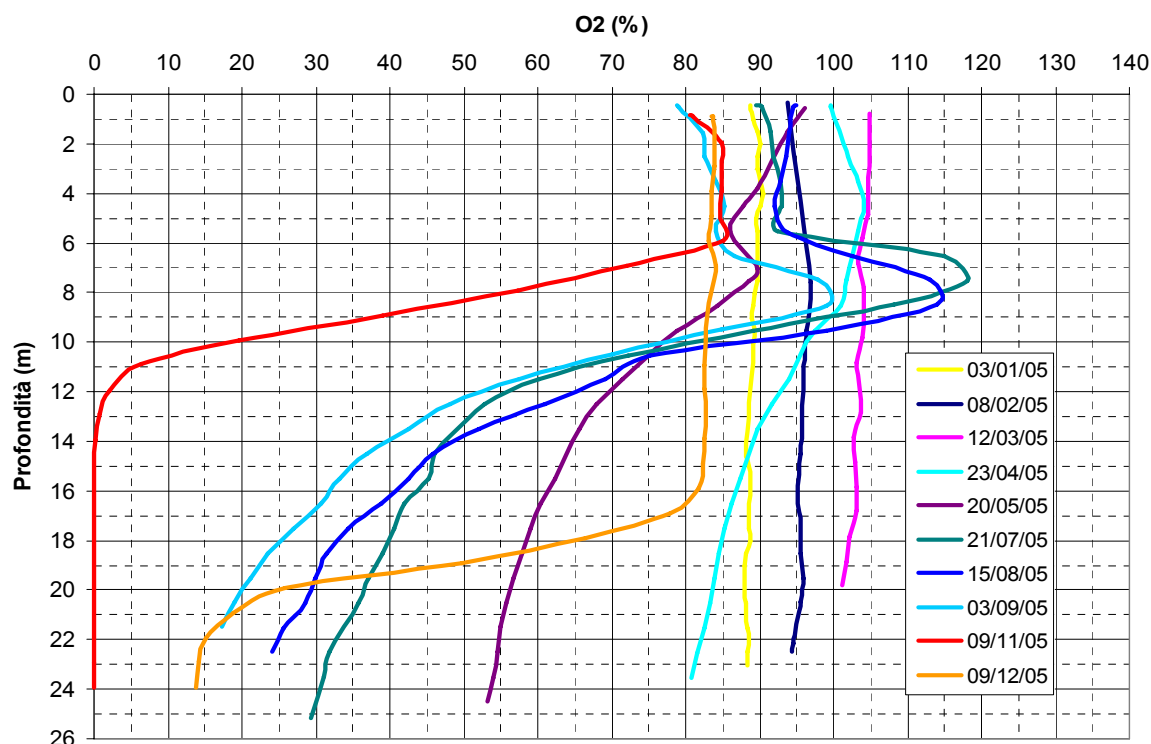
Con l'avanzare della stratificazione termica, a partire dal mese di marzo e sempre più nei successivi gli strati profondi vengono progressivamente esclusi dalla libera comunicazione con la superficie. Questo spiega l'aumentare dell'irregolarità delle curve di distribuzione verticale dell'ossigeno in corrispondenza dei mesi primaverili.

Le massime concentrazioni di ossigeno si registrano nei mesi estivi (giugno, luglio e agosto), con piccole variazioni nei due anni, a profondità comprese tra i 4 e gli 8 metri, negli strati più profondi dell'epilimnion o nei più superficiali del metalimnion.

Questo incremento di ossigeno disciolto è da attribuire a produzione di ossigeno da parte del fitoplancton che sopravanza il consumo dovuto ai processi respiratori. La maggiore densità di queste acque rispetto alle sovrastanti più calde e più leggere non permette il rimescolamento con queste.

Nel giugno 2004 si raggiungono valori percentuali di saturazione vicini al 135% ed in misura minore a luglio dello stesso anno. Nel 2005 tale condizione si realizza nei mesi di luglio e agosto con valori minori di percentuale di saturazione di ossigeno disciolto, intorno a 110.

Figura 4.4 - Anno 2005 -Ossigeno nella “stazione di massima profondità” (ore 8.00)



In entrambi gli anni verso la tarda estate o l'inizio dell'autunno, quando le acque sono stratificate, a profondità inferiore ai 13 m circa si rileva una percentuale di saturazione pari allo 0. Questi fenomeni di anossia sul fondo sono da collegare a decomposizione della sostanza organica presente sul fondo. La progressiva esclusione dagli scambi con gli strati sovrastanti non permette scambio di ossigeno con gli strati superficiali.

Quando il lago comincia a raffreddarsi in superficie nuovo ossigeno atmosferico si discioglie in acqua e questo processo si estende mano a mano sulla verticale per l'aumento di spessore dello strato isotermico.

Nel 2003 l'andamento dell'ossigeno lungo la colonna d'acqua è stato analogo.

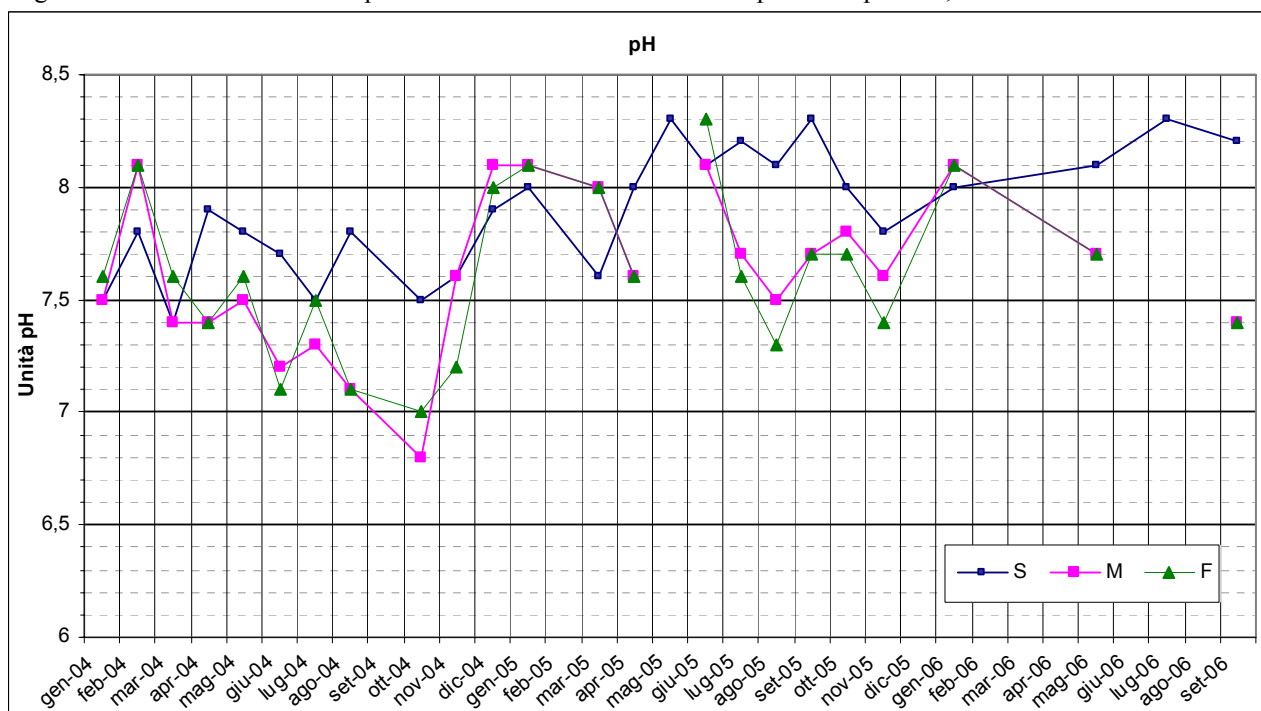
4.2 Invaso misure in campo e analisi di laboratorio

Di seguito si riportano i risultati relativi ad alcuni dei parametri chimico fisici e biologici misurati nell'invaso di Bilancino nel periodo 2004-2006. La parte relativa al fitoplancton presenta anche gli ultimi aggiornamenti relativi al 2007.

4.2.1 pH

Nel grafico di figura 4.5 è riportato l'andamento dei valori di pH misurati presso la stazione di massima profondità dell'invaso nel periodo considerato.

Figura 4.5- Stazione di massima profondità - anni 2004-2005-2006 – pH - in superficie, a metà colonna e fondo



Nei periodi in cui è maggiore la produttività i valori di pH risultano più elevati negli strati superficiali, poiché influenzati dalla presenza di alghe che consumano CO₂ come fonte di carbonio inorganico. Si nota, inoltre, una differenza nei valori tra epilimnio e ipolimnio, massima ad agosto 2004 (pH 7,8 in superficie e pH 7,1 in profondità) e 2005 (pH 8,1 in superficie e pH 7,3 in profondità) e settembre 2006 (pH 8,4 in superficie e pH 7,4 in profondità). Tuttavia l'entità della variazione appare modesta rispetto a quanto riportato in letteratura per ambienti eutrofizzati dove vengono talvolta registrati, negli strati più produttivi, valori di pH superiori a 10 unità.

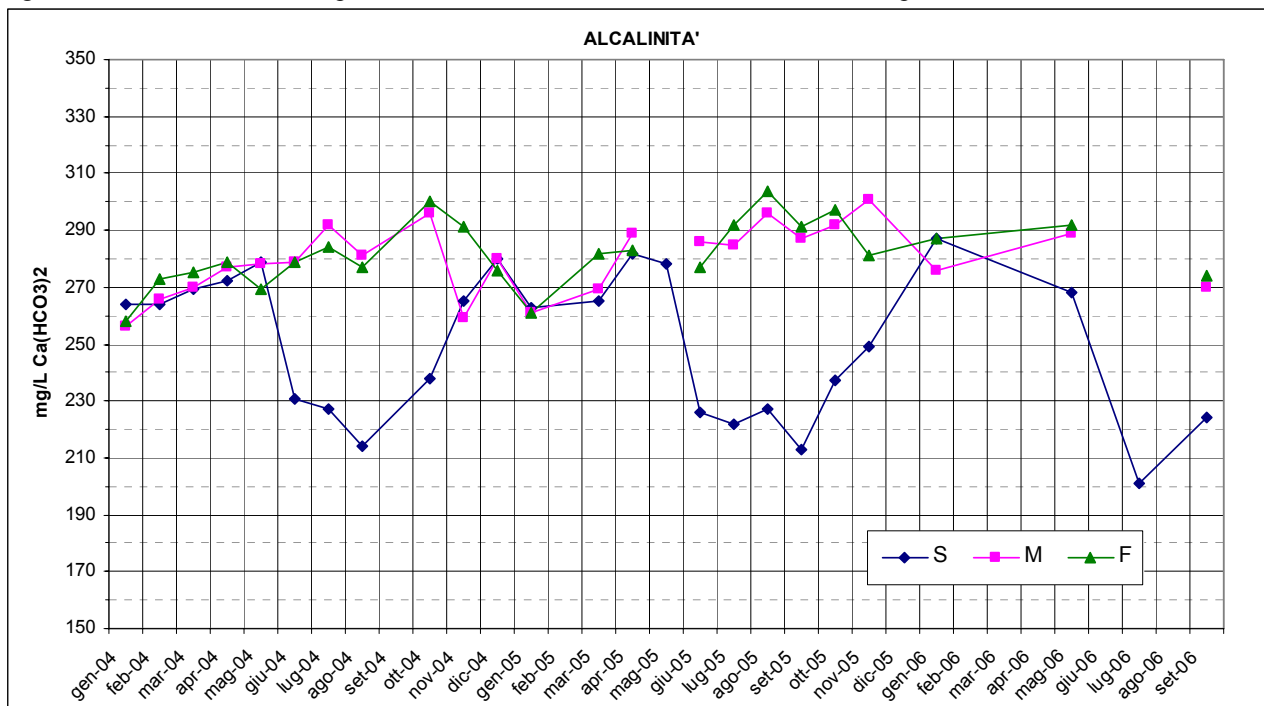
Negli strati profondi i valori minimi si individuano nei periodi in cui il lago è stratificato (agosto-ottobre) e vi è quindi la maggiore produzione di composti riducenti.

In condizioni di omeotermia (mesi invernali) si rilevano valori leggermente più elevati negli strati profondi che in quelli superficiali.

4.2.2 Alcalinità

I valori di alcalinità, a causa principalmente dell'aumento dell'attività fotosintetica degli organismi, tendono ad essere minimi in superficie e a crescere invece con la profondità. I valori più bassi vengono rilevati, nei tre anni, in corrispondenza dell'epilimnio nei periodi di maggiore produttività. Il picco minimo è stato registrato nel mese di agosto nel 2004 (214 mg/L), a settembre nel 2005 (213 mg/L) e a luglio nel 2006 (200 mg/L). I valori massimi si registrano, invece, nelle acque profonde, senza sostanziali differenze tra metalimnio ed ipolimnio, ad ottobre 2004 con 300 mg/L ed agosto 2005 con 304 mg/L. Nei periodi di rimescolamento i valori di alcalinità sono comparabili alle varie profondità.

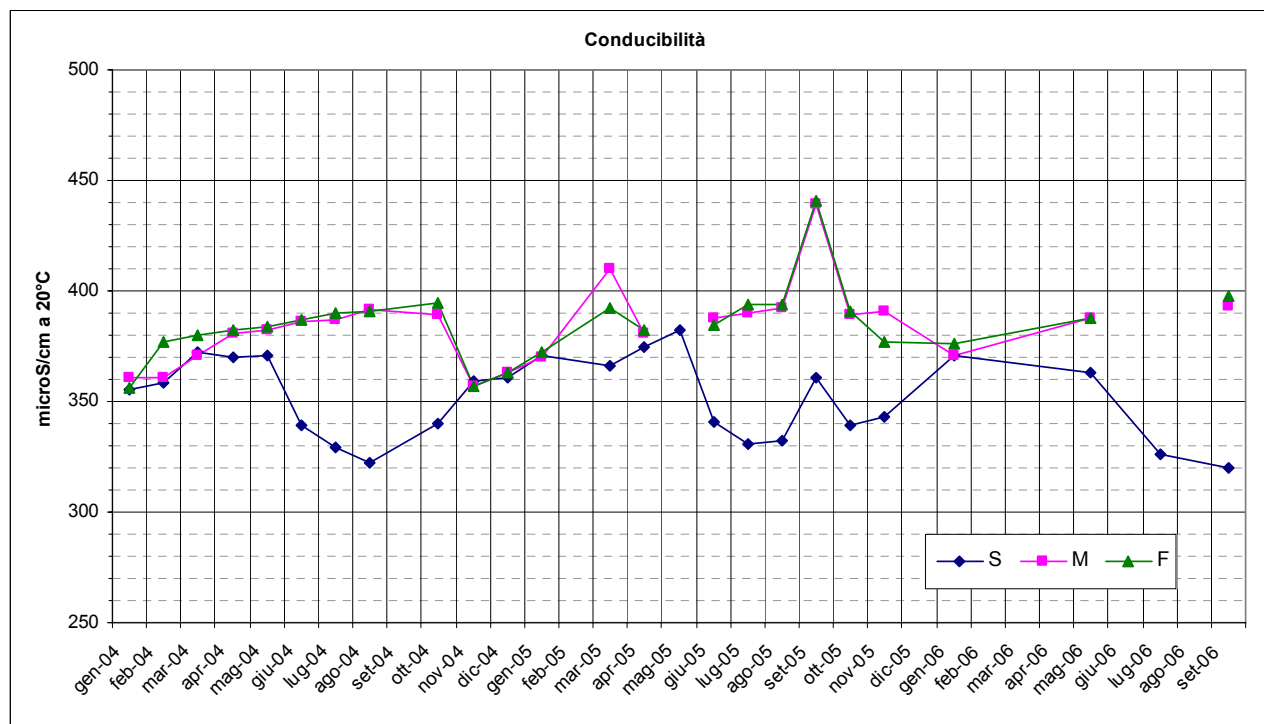
Fig. 4.6 - Stazione di massima profondità - anni 2004-2005-2006 – alcalinità - in superficie, a metà colonna e fondo



4.2.3 Conducibilità

Il grafico di Fig. 4.7 mette in evidenza la differenza di conducibilità tra le acque superficiali e quelle profonde durante i mesi estivi di massima stratificazione. I valori medi nel corso dei tre anni di indagine sono compresi tra i 350 e 400 microS/cm a 20°C, i picchi di minima e massima conducibilità registrati nei mesi estivi non scendono mai al di sotto dei 300 μ S/cm (epilimnio) e si mantengono al di sotto dei 450 μ S/cm.

Figura 4.7 - Stazione di massima profondità - 2004-2005-2006 - conducibilità - in superficie, a metà colonna e fondo



4.2.4 COD

Nelle figure successive si riportano i grafici relativi al parametro COD per la stazione di massima profondità dell'invaso, con misure in superficie, a metà colonna d'acqua e sul fondo e per le stazioni situate all'immissione dei principali tributari, analizzate solo in superficie. Ai grafici segue un breve commento.

Fig. 4.8 – Andamento del COD nella “stazione di massima profondità” dell'invaso in superficie, a metà e sul fondo della colonna d'acqua negli anni 2004-2005-2006

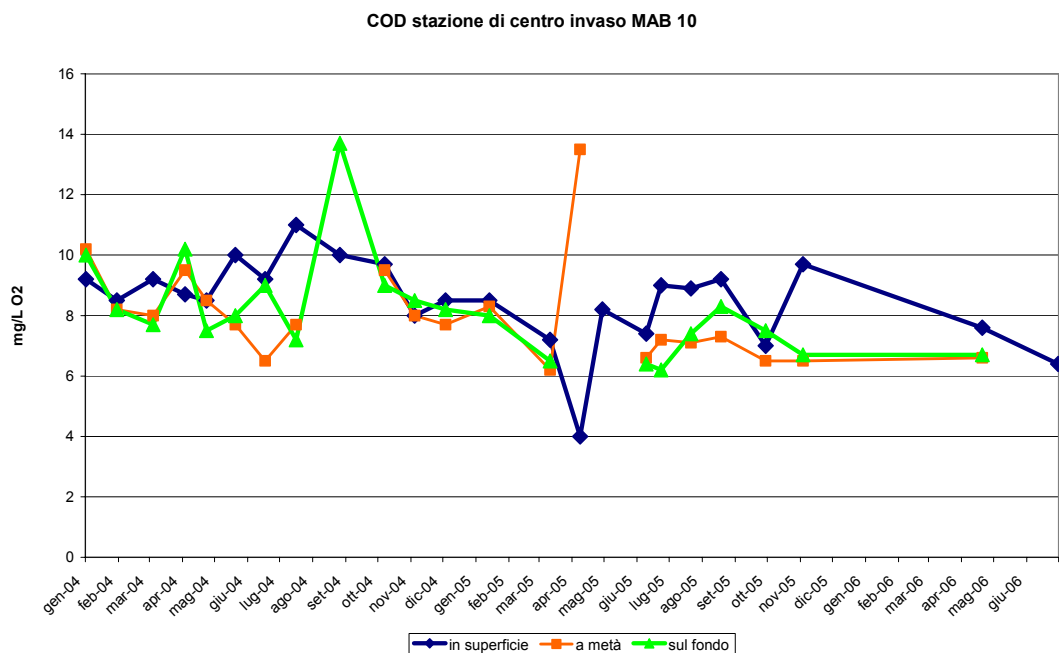
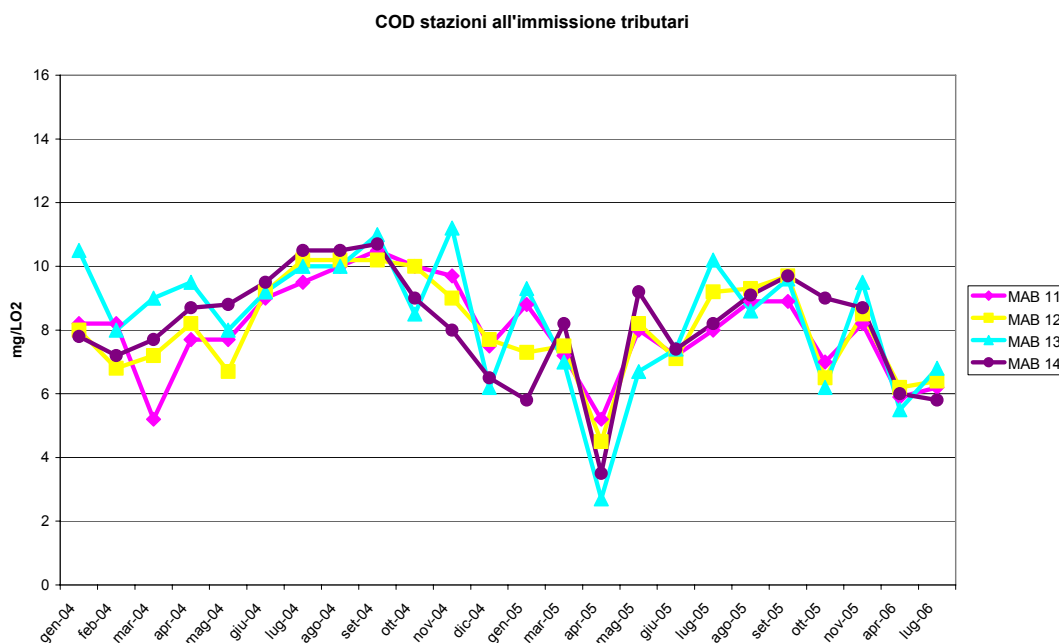


Fig. 4.9 - Andamento del COD nelle stazioni situate all'immissione dei principali tributari negli anni 2004-2005-2006



I valori medi delle concentrazioni di COD misurate al centro invaso alle varie profondità sono compresi tra i valori di 8 e 8,5 mg/L. Il valore massimo di 13,7 mg/L viene rilevato sul fondo della stazione di centro invaso nel mese di settembre 2004, in coincidenza con il massimo della

stratificazione termica ed in condizioni di ossigenazione estremamente ridotte. Tale dato veniva rilevato anche nel 2003 con un valore confrontabile. L'altro valore da segnalare è quello di 13,5 mg/L, rilevato a metà colonna nell'aprile 2005, in corrispondenza di un valore minimo in superficie. Le concentrazioni medie di COD misurate in superficie all'immissione dei principali tributari sono comprese tra 8 e 8,4 mg/L. Concentrazioni più elevate sono state riscontrate nel periodo compreso tra luglio e settembre del 2004 con valori analoghi per le varie stazioni. Nell'aprile 2005 si riscontrano i valori minimi di COD per quasi tutte le stazioni, come avveniva anche al centro invaso.

L'andamento delle concentrazioni di COD misurate in superficie nella stazione di centro invaso è globalmente analogo a quello misurato nelle stazioni situate all'immissione dei tributari, e mostra una lieve tendenza alla diminuzione negli anni.

4.2.5 Azoto

Le concentrazioni dei nitrati rilevati in superficie nella stazione di centro invaso ed in quelle situate all'immissione dei principali tributari hanno un andamento analogo nel triennio in esame.

Nei periodi estivi, autunnali e tardo autunnali le concentrazioni di azoto nitrico sono generalmente inferiori ai limiti di rilevabilità strumentali, mentre sono apprezzabili nel periodo invernale e primaverile. Il valore massimo nei tre anni è di 1,7 mg/L e viene registrato in corrispondenza della stazione situata all'immissione del fiume Sieve nel marzo 2005.

L'azoto ammoniacale determinato in superficie, al centro invaso e nelle stazioni situate all'immissione dei principali tributari, è risultato sempre al di sotto dei limiti di rilevabilità strumentali, mentre in profondità nella stazione di centro invaso si rilevano degli incrementi a 0,3 mg/L nel periodo di ottobre-novembre per gli anni 2004 e 2005.

Nel periodo di stratificazione termica i nitrati in superficie sono a livelli minimi a causa del consumo da parte delle alghe e del mancato apporto dagli strati sottostanti mentre aumenta l'ammoniaca in profondità a causa delle condizioni di anossia.

4.2.6 Parametri aggiuntivi e sostanze pericolose

Nel corso dell'attività di monitoraggio eseguita in questi anni nell'invaso di Bilancino e nei principali tributari, sono stati valutati ulteriori parametri indicatori di inquinamento, fra cui alcune sostanze utili per la valutazione dello stato chimico dei corpi idrici superficiali a sensi del D. Lgs 152/06 (art. 78 e allegato 1 parte III tab 1/A). Fra queste, ad esempio, i metalli, gli idrocarburi, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), i residui di fitofarmaci, i composti organici alogenati.

Sulla base degli esami effettuati e dei risultati ottenuti, non si evidenziano situazioni di particolare criticità, che confermano sostanzialmente quanto già rilevato nella precedente indagine.

Si riportano di seguito i risultati ottenuti per due delle classi di sostanze chimiche indagate, i metalli ed i fitofarmaci.

Metalli

Nelle successive tabelle sono schematizzati i risultati ottenuti nelle stazioni MAS, MAB e POT dell' invaso limitatamente ai metalli ricompresi nella tabella 1/A del sopra citato allegato.

MAS 122 - MAB-010 CENTRO LAGO						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
nichel	21	5	21	0		20
cromo	21	2	21	0		50
cadmio	21	0,5	21	0		1
piombo	21	1	20	1	2,1	10
arsenico	21	3	21	0		10

MAB-011 INVASO PRESSO IMMISSIONE TORRENTE LORA						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
nichel	23	5	22	1	7	20
cromo	23	2	23	0		50
cadmio	23	0,5	23	0		1
piombo	23	1	22	1	1,1	10

MAB-012 INVASO PRESSO IMMISSIONE TORRENTE STURA						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
nichel	23	5	22	1	5,6	20
cromo	23	2	23	0		50
cadmio	23	0,5	23	0		1
piombo	23	1	22	0		10

MAB-013 INVASO PRESSO IMMISSIONE TORRENTE TAVAIANO						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
nichel	11	5	10	1	5	20
cromo	11	2	11	0		50
cadmio	11	0,5	11	0		1
piombo	11	1	11	0		10

MAB-014 INVASO PRESSO IMMISSIONE FIUME SIEVE						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
nicel	23	5	23	0		20
cromo	23	2	23	0		50
cadmio	23	0,5	23	0		1
piombo	23	1	22	1	1,4	10

POT-N07 INVASO STAZIONE DI ANDOLACCIO						
	numero di misure effettuate	LD (µg/L)	numero di misure < LD	numero di misure > LD	valori positivi (µg/L)	valori limite (µg/L)
cromo	29	2	28	1	2,1	50
cadmio	29	0,5	29	0		1
piombo	29	1	27	2	1,3-4,4	10
arsenico	29	3	29	0		10

Nella maggior parte dei casi le misure hanno fornito valori non superiori ai limiti determinazione del metodo di analisi (LD) per tutti i metalli indicati. Si registrano solo limitati casi con valori misurabili (1,7 %), principalmente per nichel e piombo, di gran lunga inferiori ai valori limite (obiettivo di qualità ambientale al 2008) indicati dalla norma. Per quanto riguarda il nichel, non è escluso che si possa trattare di un apporto naturale in considerazione della presenza diffusa nella zona di minerali contenenti questo metallo. Stesso discorso per quanto riguarda il cromo, misurato una volta in concentrazione superiore a LD presso la stazione POT di Andolaccio.

Per quanto riguarda i tributari dell'invaso, vengono confermati apporti sporadici degli stessi metalli dai torrenti Sorcella e Lora (nicel), Lora (cromo), Sorcella, Tavaiano, Lora, Stura (piombo).

Fitofarmaci

In questi anni sono state condotte analisi di fitofarmaci nella stazione di centro lago (MAS-122) e nella stazione POT-N07 di Andolaccio, mediamente con frequenza quadrimestrale. Le sostanze attive ricercate dal laboratorio sono oltre un centinaio, distribuite fra varie classi di attività fitoiatrice (erbicidi, fungicidi, insetticidi) e classi chimiche (organoclorurati, organofosforati, triazinici, cloroacetanilidici ecc.). Su un totale di 10 prelievi si registrano 3 casi nei quali si registrano quantità misurabili di terbutilazina (erbicida triazinico di diffuso impiego) in concentrazione pari a 0,02 µg/L, inferiore ai valori limite per le acque destinate al consumo umano (0,1 µg/L).

I risultati confermano quanto già rilevato nella precedente indagine e sembrano indicare una situazione non critica, almeno per le sostanze indagate, sotto l'aspetto dell' apporto inquinante di residui di prodotti fitosanitari utilizzati nelle pratiche agricole.

4.2.7 Parametri batteriologici

Si riportano di seguito i grafici relativi ai parametri microbiologici *Coliformi fecali*, *Escherichia coli* e *Streptococchi fecali* rilevati negli anni 2004-05-06 nella stazione di centro invaso e in quelle situate all'immissione dei principali tributari. Ai grafici segue un sintetico commento.

Fig. 4.10 - Andamento dei *Coliformi fecali* negli anni 2004-2005-2006 nelle stazioni di campionamento dell'invaso

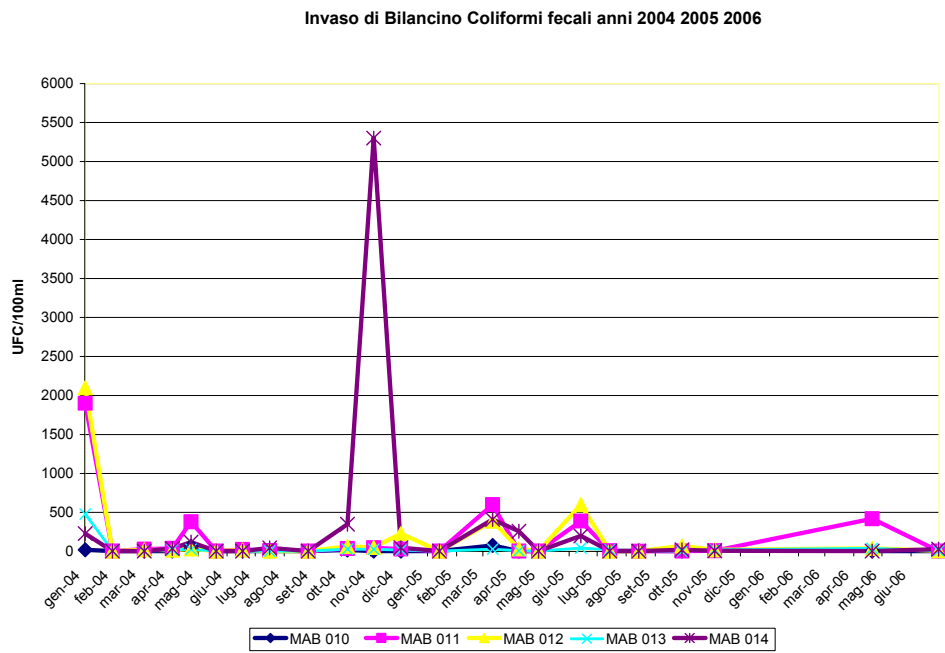


Fig. 4.11 - Andamento di *Escherichia coli* negli anni 2004-2005-2006 nelle stazioni di campionamento dell'invaso

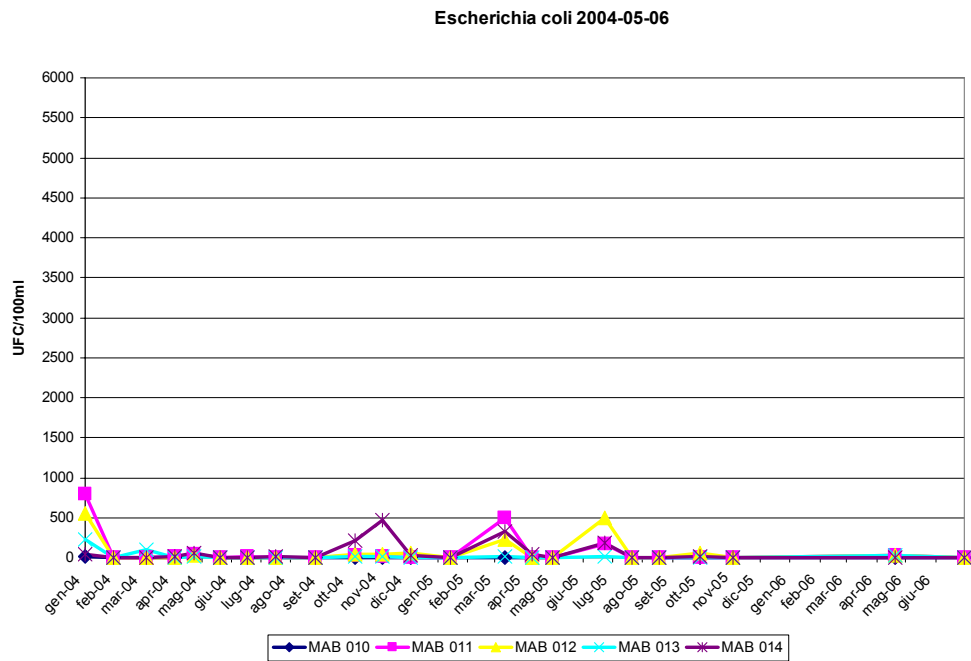
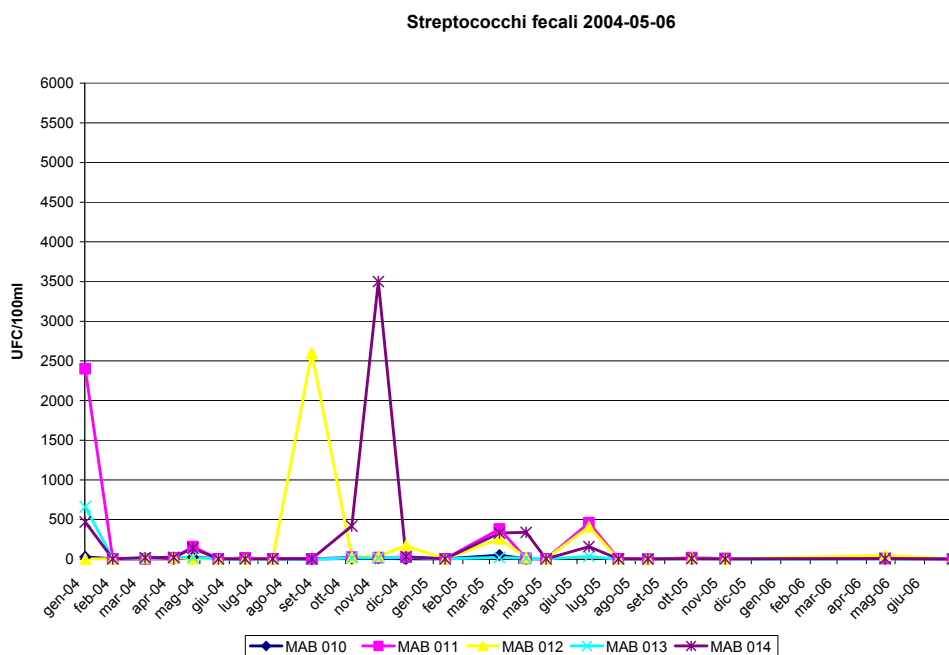


Fig. 4.12 - Andamento degli *Streptococchi fecali* negli anni 2004-2005-2006 nelle stazioni di campionamento dell'invaso



La stazione di centro invaso presenta concentrazioni minime di *Coliformi fecali*, *Escherichia coli* e *Streptococchi fecali*.

All'immissione dei principali tributari invece si rilevano diversi episodi di contaminazione batteriologica soprattutto negli anni 2004 e 2005, principalmente a carico delle stazioni situate all'immissione dei torrenti Lora, Stura e Sieve.

I dati del 2006, ottenuti da soli due campionamenti, e quindi non rappresentativi di un intero anno, mostrano un unico episodio di contaminazione da *Coliformi fecali* relativo al torrente Lora.

Fra le stazioni situate all'immissione dei tributari quella dislocata all'ingresso del torrente Tavaiano (MAB13) presenta i valori più contenuti per i batteri ricercati, mentre la stazione che presenta globalmente la situazione peggiore è la MAB 14, situata all'immissione del Fiume Sieve.

I dati da noi ottenuti sono in linea con quelli dello studio effettuato nel 2003 ("invaso di Bilancino-Studio e monitoraggio della qualità delle acque" ARPAT 2005) nel quale i valori microbici più elevati venivano riscontrati per la stazione situata all'immissione del fiume Sieve e dei torrenti Lora e Stura, mentre le concentrazioni più basse erano rilevate nel centro invaso.

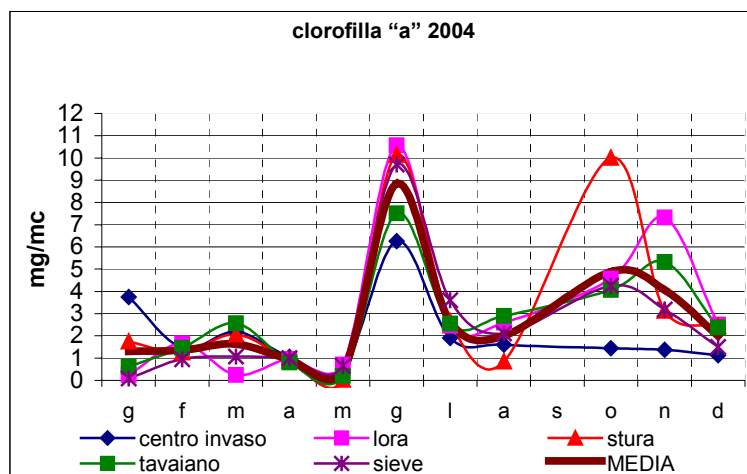
I risultati dimostrano l'influenza sull'invaso delle pressioni antropiche che gravitano sui tributari, dove confluiscono ancora scolmatori di piena e le acque di dilavamento dei terreni agricoli.

4.2.8 Clorofilla "a"

La concentrazione di clorofilla "a" è uno degli elementi più importanti per determinare lo stato trofico e la produttività di un lago ed è una misura del pigmento fotosintetico delle alghe ed è quindi indice della biomassa algale presente in acqua.

Nelle figure che seguono si riportano i grafici che rappresentano i cicli annuali della concentrazione di clorofilla negli anni 2004 e 2005. Per il 2006 sono disponibili poche misure limitate alla stazione di massima profondità dell' invaso.

Fig. 4.13 - Anno 2004. Andamento della clorofilla "a" nelle varie stazioni monitorate e del valore della media sulle 5 stazioni



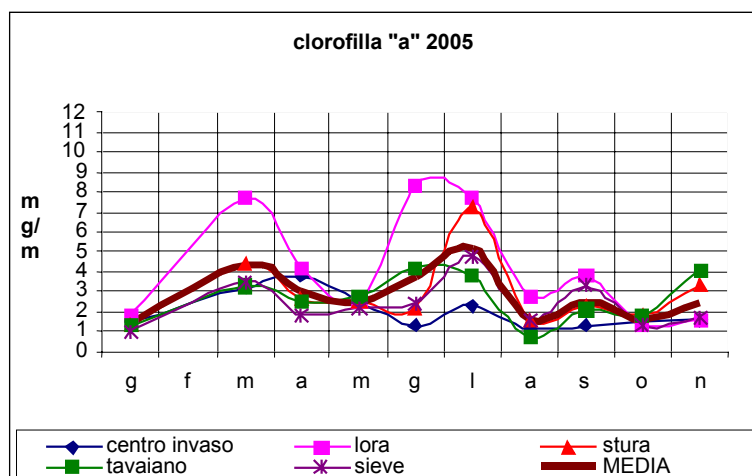
Nel 2004 il picco più significativo della concentrazione di clorofilla viene riscontrato nel mese di giugno e riguarda, con concentrazioni diverse, tutte le stazioni di monitoraggio.

Il valore più elevato del picco di giugno, rilevato nella stazione situata all'immissione del torrente Lora (concentrazione di 10,57 mg/m³), è il massimo valore dell'anno e rientra comunque in una condizione di bassa mesotrofia secondo i criteri OECD 1982 (range per la mesotrofia per il parametro *clorofilla max* 8-25).

Un secondo incremento viene registrato, invece, solo per alcune stazioni ed in momenti diversi: le due stazioni situate all'immissione dei torrenti Stura e Sieve raggiungono un max in ottobre. Le stazioni all'immissione dei torrenti Lora e Tavaiano, invece, presentano un incremento a novembre. Per la stazione al centro invaso non si registra, in questi mesi, alcun incremento.

Nel 2005 si rileva un primo incremento dei valori di clorofilla già nel mese di marzo, limitatamente alla stazione situata all'immissione della Lora. Nella stazione di centro invaso il massimo valore, raggiunto nel mese di aprile, risulta inferiore al massimo dell'anno precedente. Un nuovo aumento delle concentrazioni si ha anche nel mese di giugno per la stazione situata all'immissione del torrente Lora e di luglio per Sieve e Stura.

Fig. 4.14 - Anno 2005. Andamento della clorofilla "a" nelle varie stazioni monitorate e del valore della media sulle 5 stazioni

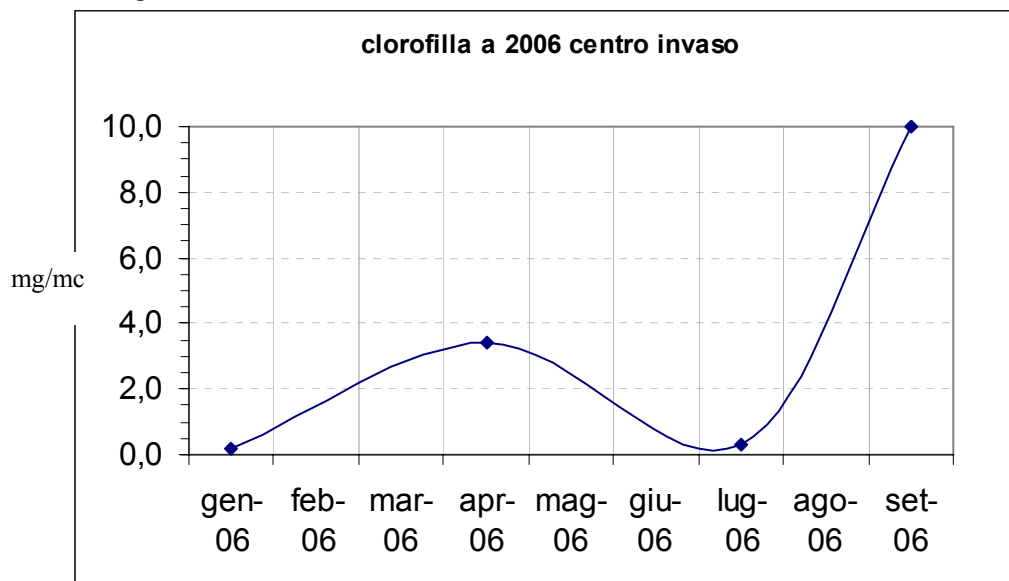


Il grafico di figura 4.15, relativo alle misure del 2006, anche se basato su un numero limitato di dati, ci permette un margine di confronto con gli anni precedenti per la stazione di centro invaso.

Ad aprile viene riscontrato un incremento di clorofilla “a” di lieve entità e con concentrazioni del tutto confrontabili con quelle rilevate negli anni precedenti.

Il massimo valore viene riscontrato a settembre con una concentrazione di 10 mg/m^3 . Tale dato evidenzia una diversità rispetto agli anni precedenti, nei quali in tarda estate la concentrazione di clorofilla risultava inferiore a 2 mg/m^3 . Inoltre la concentrazione riscontrata è la più elevata rilevata nei tre anni per il centro invaso.

Fig. 4.15 - Anno 2006. Andamento della clorofilla “a” nella stazione di centro invaso.



Analizzando l'andamento del rapporto clorofilla-feofitina mediato sulle stazioni dell'invaso, si rileva un incremento delle fasi di morte nei mesi di maggio e agosto per il 2004 e 2005.

Il confronto fra i grafici dei vari anni evidenzia che i valori più elevati di clorofilla si rilevano per la stazione situata all'immissione del torrente Lora, nella quale sono state registrate le concentrazioni più elevate di azoto nitrico, e per la stazione situata all'immissione del torrente Stura, mentre la stazione di centro invaso è quella in generale interessata dalle minori concentrazioni di clorofilla. Tale situazione evidenzia il maggiore condizionamento per le stazioni vicine all'immissione dei torrenti dovuto ai nutrienti provenienti dal territorio circostante, che veniva rilevato anche nel 2003 soprattutto per le stazioni situate all'immissione dei torrenti Lora e Sieve.

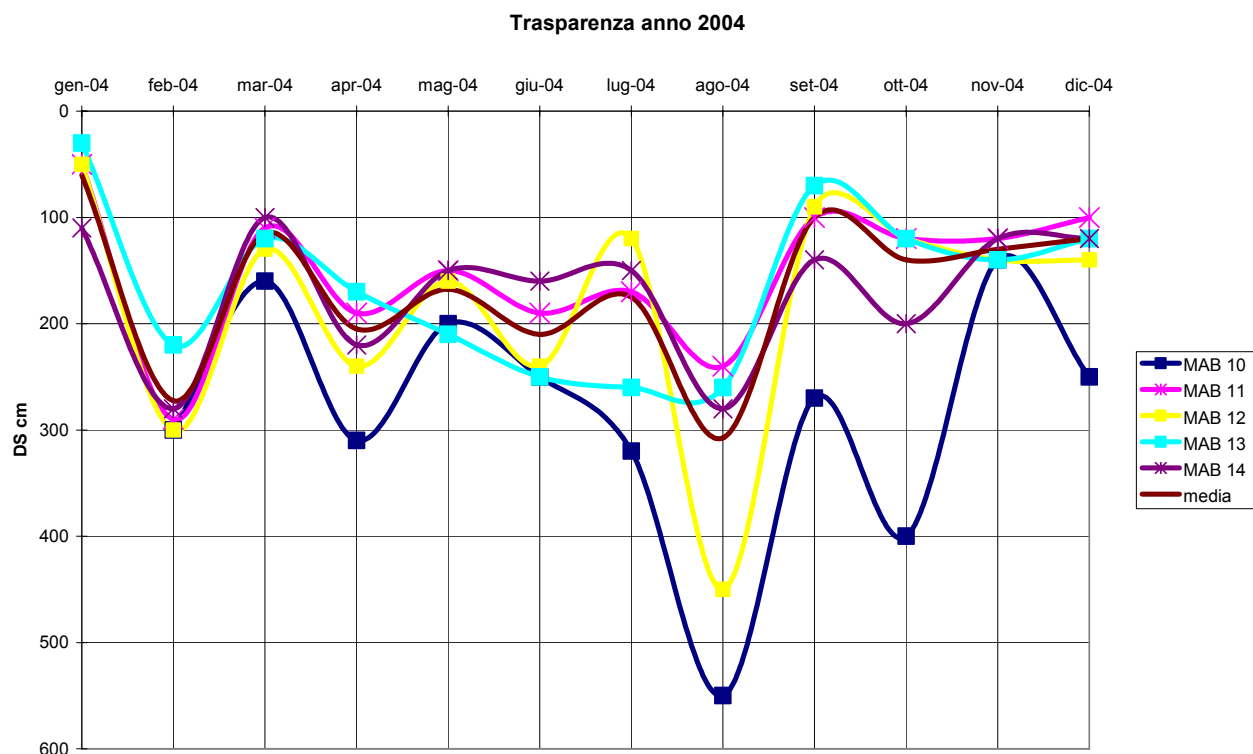
Per il 2006 non vi sono dati per effettuare il confronto fra le concentrazioni di clorofilla delle varie stazioni. Al centro invaso si verifica un sensibile incremento rispetto agli altri anni nel mese di settembre.

4.2.9 Trasparenza

La trasparenza di un lago è definita come la profondità alla quale un disco di Secchi (disco bianco di 20 cm di diametro) diviene invisibile dalla superficie. Essa nelle acque lacustri è inversamente correlata al coefficiente di estinzione, ai solidi sospesi ed ai pigmenti clorofilliani.

Si riportano alcuni grafici che rappresentano l'andamento annuale negli anni 2004 e 2005.

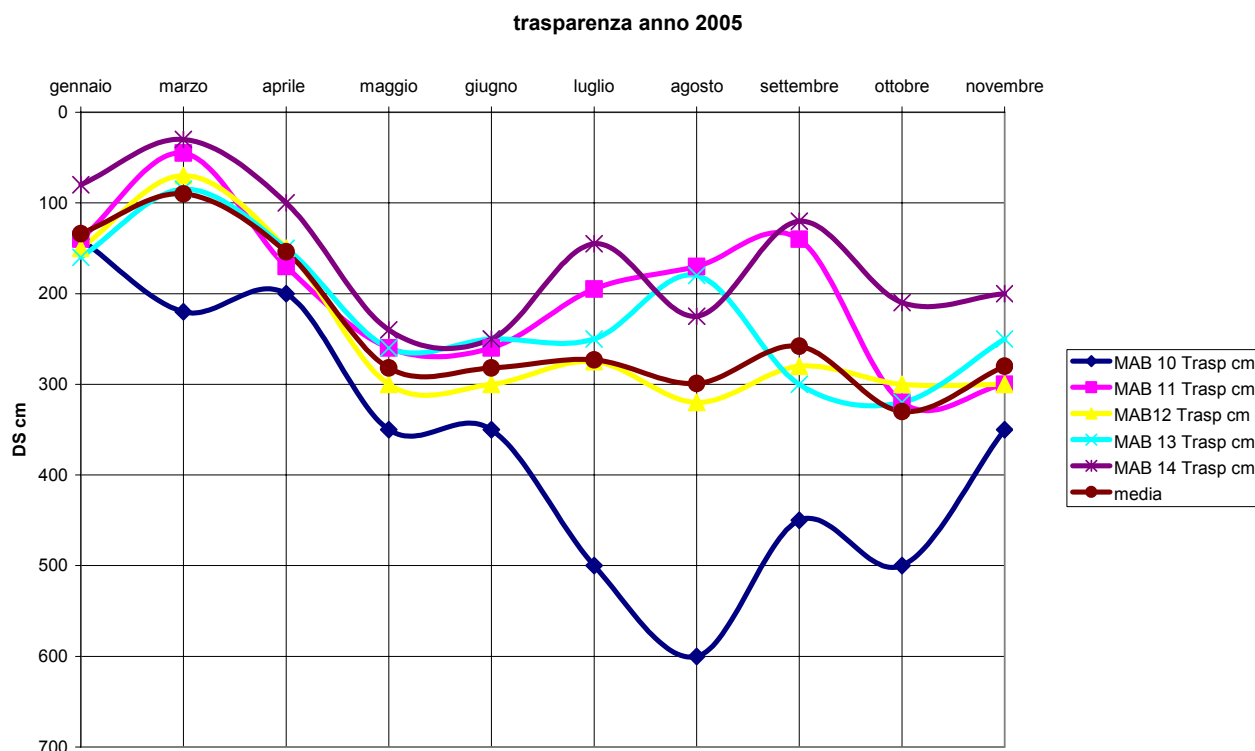
Fig. 4.16 - Anno 2004. Andamento della trasparenza nelle varie stazioni monitorate e del valore della media sulle 5 stazioni.



Nel 2004 si osservano valori di trasparenza che oscillano intorno a valori piuttosto bassi, compresi fra 0 e 3 m. I valori più elevati si registrano solo nella stazione di centro vaso nei mesi di agosto e ottobre (MAB-10) e nella stazione MAB 12 (immissione Stura) nel mese di agosto. I valori minimi del parametro sono riscontrabili a gennaio in quasi tutte le stazioni situate all'immissione dei principali torrenti.

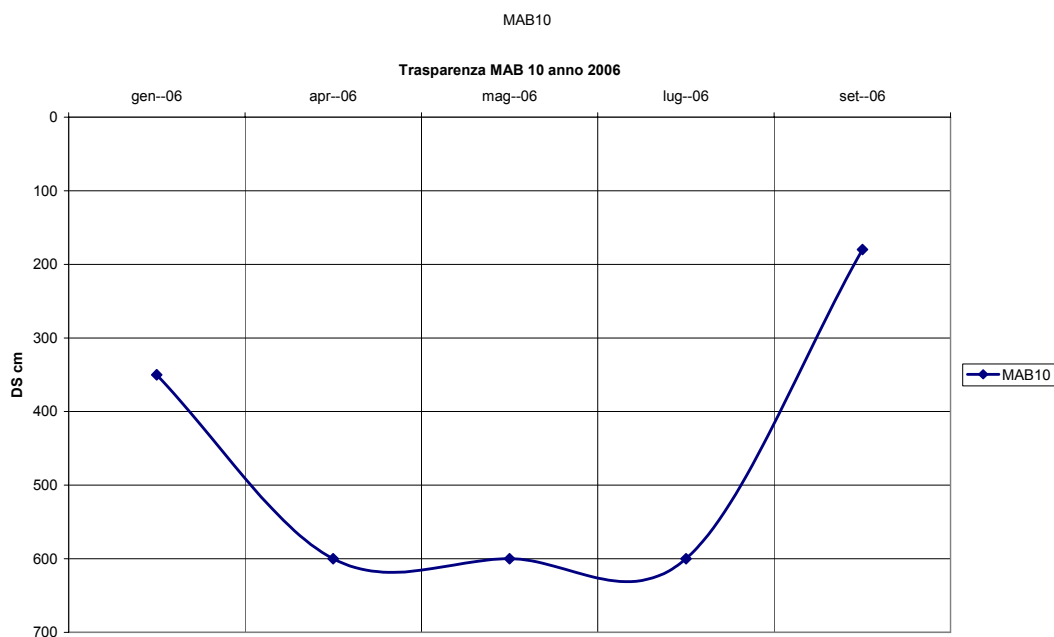
Anche nel 2005 si osservano valori di trasparenza che oscillano intorno a valori piuttosto bassi (0-3 m) per le stazioni situate all'immissione dei tributari. Il centro vaso presenta valori piuttosto bassi nei mesi invernali; a partire dal mese di maggio la trasparenza migliora progressivamente fino a raggiungere il massimo valore ad agosto (vedasi Fig. 4.17).

Fig. 4.17 - Anno 2005. Andamento della trasparenza nelle varie stazioni monitorate e del valore della media sulle 5 stazioni.



Per entrambi gli anni di indagine si nota un andamento parallelo del parametro trasparenza, con valori generalmente bassi nelle stazioni situate all'immissione di tributari, più condizionate dal trasporto solido proveniente dai fiumi e dalla minore profondità, valori più elevati per il centro invaso, così come veniva evidenziato anche nel 2003.

Fig. 4.18 - Anno 2006. Andamento della trasparenza nella stazione di massima profondità dell'invaso



Nel corso del 2006 l'andamento della trasparenza, limitatamente alle cinque misure effettuate al centro invaso, risulta diverso da quello degli anni precedenti (Fig. 4.18). Valori elevati si riscontrano già nei mesi primaverili, mentre nel mese di settembre il valore risulta inferiore a quello

registrato negli anni precedenti. Tale dato è confermato dall'incremento di clorofilla "a" e quindi di biomassa algale registrato nello stesso periodo dell'anno.

4.2.10 Stato ecologico e stato ambientale

Lo Stato Ecologico Lacustre (SEL) viene determinato utilizzando i parametri macrodescrittori Trasparenza, Ossigeno Ipolimnico, Clorofilla "a" e Fosforo Totale a cui viene assegnato un preciso livello utilizzando gli schemi riportati nel capitolo dedicato alla normativa.

I risultati relativi alle determinazioni previste nei periodi di massima circolazione e di massima stratificazione sono riportati nella tabella 4.1.

Tab. 4.1 Livelli dei macrodescrittori e classificazione SEL per gli anni 2004-2005-2006-2007

anno	Trasparenza		Clorofilla "a"		Ossigeno			Fosforo			SEL	
	m	Liv	max µg/L	Liv	sul fondo in periodo di max stratificazione	in superficie in periodo di max circolazione	Liv	valore max	in superficie in periodo di max circolazione	Liv		
					% sat	% sat		µg/L	µg/L		punteggio	classe
	2004	3	2	1,6	1	0	86	3	<50	<50	3	9
2005	1,4	4	1,1	1	0	85	3	<50	<50	3	11	3
2006	1,2	4	10	3	0	95	3	<50	<50	3	13	4
2007	2,3	2	1,5	1	0	74	4	90	<10	3	10	3

Alla luce dei risultati ottenuti sui livelli di macrodescrittori, l'invaso di Bilancino viene classificato per gli anni 2004, 2005 e 2007 in classe 3 SEL (sufficiente) , mentre per il 2006 in classe 4 SEL (scadente). L'attribuzione di classe in questi anni è condizionata principalmente da bassi valori di ossigenazione dell' ipolimnio durante il periodo di massima stratificazione e dalla limitata trasparenza in alcuni periodi dell'anno. Nel corso del 2006 si è aggiunto anche un elevato valore di clorofilla "a" che ha determinato un peggioramento di classe (da sufficiente a scadente) non riconfermato nel 2007.

Anche nel 2003 l'invaso era stato classificato in classe 3 SEL (punteggio 11). La condizione di qualità delle acque rimane sostanzialmente analoga nel corso di questi ultimi anni.

Riguardo alla classificazione dello stato ambientale dell'invaso, non essendo state rilevate concentrazioni di inquinanti chimici superiori alle soglie previste, viene confermata la classe 3 – sufficiente, determinata dallo stato ecologico.

4.2.11 Fitoplancton

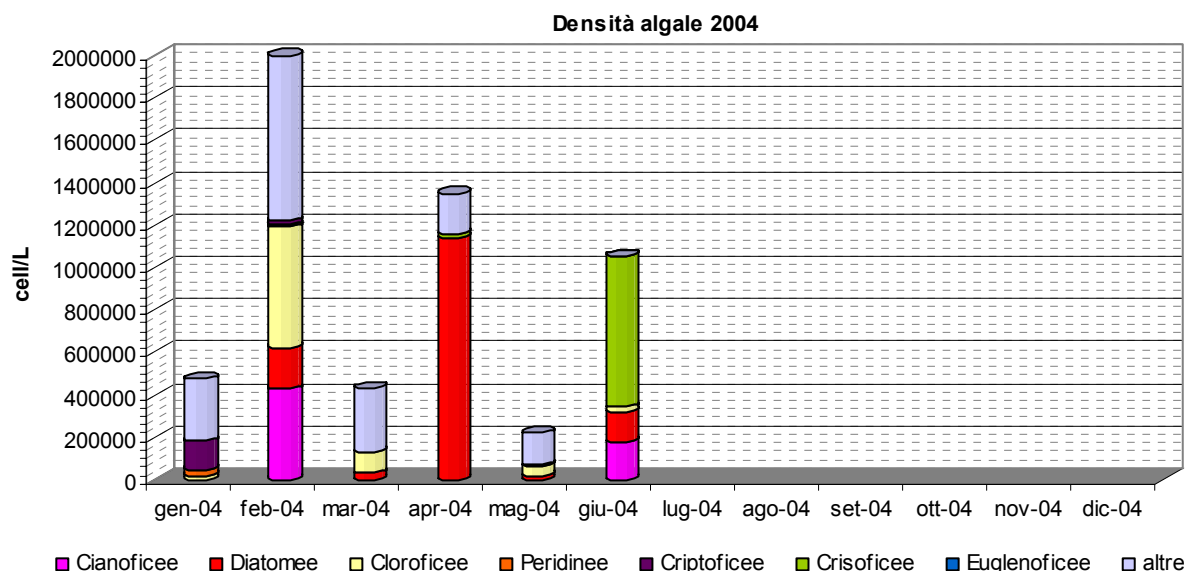
Di seguito si riportano i dati di densità algale relativi alle campagne di monitoraggio effettuate negli anni 2004, 2005, 2006 e 2007 in corrispondenza della stazione di massima profondità.

Cenni sulla dinamica interannuale dei popolamenti fitoplanctonici e sui dati di biovolume vengono presentati per il solo 2005, disponendo solo per questo anno di una serie di dati quasi completa (campionamenti effettuati mensilmente tranne che a febbraio e dicembre a causa del maltempo). Per il 2005 vengono riportate anche alcune notizie relative alle stazioni situate all'immissione dei principali tributari.

Popolamenti algali nel 2004

Il valore massimo di densità algale nell'anno 2004 viene raggiunto a febbraio, con una densità di circa 2 milioni di cellule/Litro, in prevalenza Cloroficee, Diatomee, Cianoficee e specie ultraplanctoniche.

Fig. 4.19 – Densità algale rilevata nella stazione di massima profondità nei mesi del 2004



Incrementi di crescita si registrano anche nei mesi di aprile e giugno, mesi nei quali il popolamento risulta costituito prevalentemente e rispettivamente da Diatomee e Crisoficee.

Popolamenti algali nel 2005

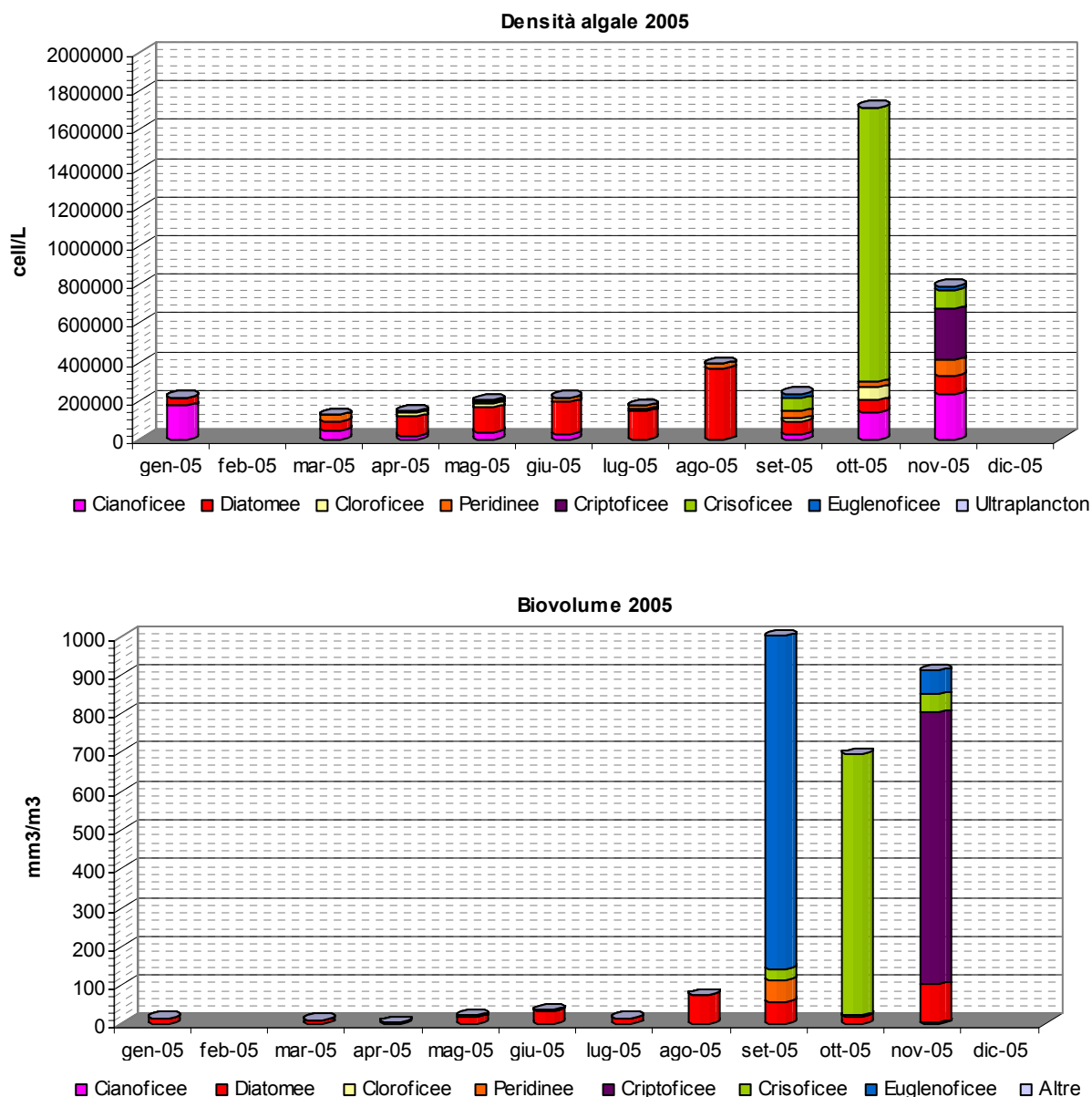
La composizione della comunità algale è costituita da 24 specie fitoplanctoniche distribuite in 19 generi appartenenti a 6 diverse divisioni: *Cyanophyta* (alghe azzurre), *Chrysophyta* classe *Bacillariophyceae* (diatomee), *Chrysophyta* classe *Chrysophyceae* (alghe dorate), *Chlorophyta* (alghe verdi), *Cryptophyta*, *Euglenophyta* e *Pyrrophyta* (dinoflagellati).

I dati rilevano come le diatomee risultino essere insieme alle Cianoficee, taxa con maggiore ricchezza specifica (rispettivamente 7 e 5 specie censite).

Nel 2005 i livelli di densità algale risultano contenuti nei mesi invernali, primaverili ed inizio estivi per poi aumentare nel periodo tardo estivo ed autunnale (agosto, ottobre e novembre).

Il periodo invernale è caratterizzato da valori di bassa densità algale. Sono presenti Cianoficee e Diatomee, con una prevalenza numerica delle prime sulle seconde e a marzo, oltre ad esse, compaiono le Peridinee.

Fig. 4.20 – Densità algale e biovolume rilevati nella stazione di massima profondità nei mesi del 2005



Nei mesi primaverili (aprile, maggio, giugno) le Diatomee prendono il sopravvento sulle Cianoficee, con densità comunque poco elevate e compaiono anche, con valori numerici minimi, altre divisioni algali fra le quali Cloroficee e la Crisoficea *Dinobryon sertularia* Ehr.

Nei mesi estivi di luglio ed agosto le Cianoficee scompaiono ed il taxon dominante risulta essere ancora quello delle Diatomee, rappresentate dal genere *Nitzschia* sp. Esse presentano una leggera crescita nel mese di agosto.

Il biovolume algale, con bassi valori da gennaio fino ad agosto, è determinato quasi esclusivamente da Diatomee.

I valori più elevati di densità algale e biovolume vengono riscontrati nel periodo compreso fra i mesi di settembre e novembre.

Nel mese di settembre viene riscontrata una popolazione composta costituita da Cianoficee, Diatomee, Peridinee, Cloroficee, Crisoficee, Euglenoficee, tutte con bassi valori di densità.

A ottobre si realizza il massimo incremento registrato nell'anno (1.715.410 cell/L), dovuto alla crescita della Crisoficea *Dinobryon sertularia*, che costituisce l'82% del mese. A novembre si ha nuovamente la compresenza di più classi algali, con densità più elevate di quanto si verificava a settembre.

Per il biovolume si registra un valore massimo annuale nel mese di settembre (1070,74 mm³/m³), dovuto alla presenza di *Euglena viridis* che costituisce l'87% del biovolume totale. Ad ottobre il biovolume è determinato quasi completamente (97%) dalla Crisoficea *Dinobryon sertularia*, mentre a novembre il 77% del biovolume è da ascrivere alla comparsa delle Criotoficee ed in particolare a *Cryptomonas aerea* (900mm³/m³).

Il gruppo più rappresentato numericamente in tutto l'anno per la stazione di centro invaso è quello delle Crisoficee che raggiunge una percentuale sulla densità algale totale annua del 38% con l'unica specie *Dinobryon sertularia Ehr*, seguito dalle Diatomee e dalle Cianoficee.

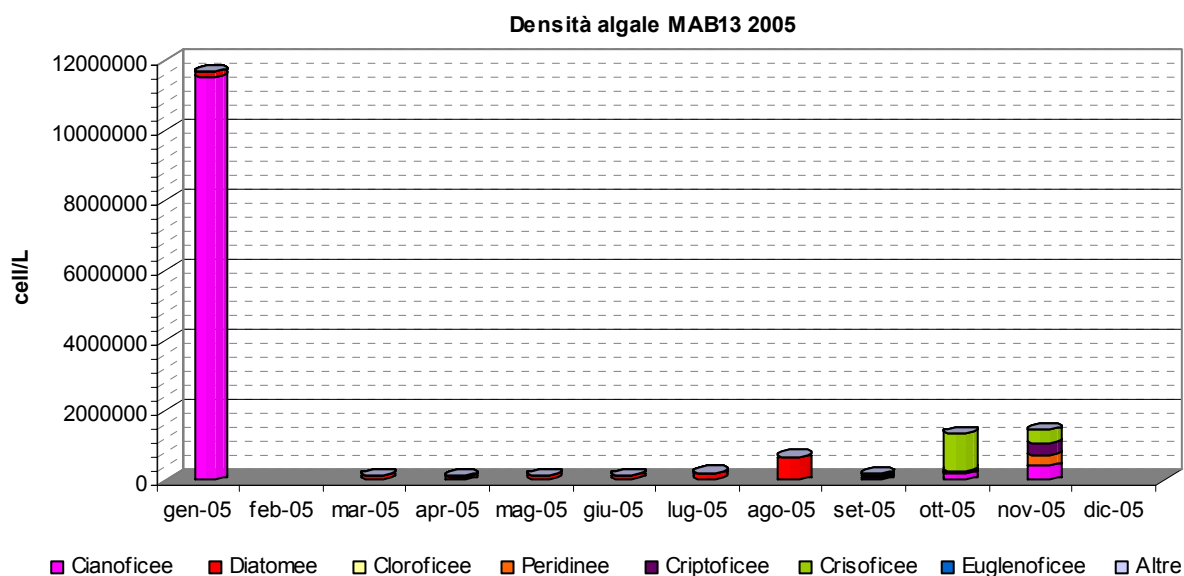
Le Crisoficee, anche dette alghe dorate per la caratteristica colorazione dorata-marrone dovuta ai pigmenti presenti oltre alla clorofilla "a" (carotene e xantofille) sono generalmente tipiche degli ambienti oligotrofici (Tonolli) essendo scarsamente esigenti riguardo al fosforo.

Le specie appartenenti al genere *Dynobryon* sono coloniali, hanno ampia distribuzione e possono diventare in determinate condizioni ambientali la componente predominante del fitoplancton.

Una prevalenza di Crisoficee era stata già evidenziata nella pubblicazione del 2003 nello studio del CNR nelle stazioni di Moriano, Fangaccio e Bellavista.

Le analisi effettuate nelle stazioni dell'invaso situate in corrispondenza degli immissari non hanno evidenziato situazioni significativamente diverse da quanto sopra esposto se non nella stazione situata all'immissione del torrente Tavaiano, nella quale è stato rilevato un picco di densità fitoplanctonica nel mese di gennaio.

Fig. 4.21 – Densità algale rilevata nella stazione situata all'immissione del torrente Tavaiano (MAB 13) nei mesi del 2005



Il picco registrato è dovuto alla massiccia presenza di Cianoficee che raggiungono una densità algale di 11.551.480 cell/L. Le specie rinvenute sono *Aphanizomenon spp.*, *Lyngbya contorta*, *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria geminata*. Il campionamento di febbraio non è stato eseguito

a causa del maltempo. Il genere *Aphanizomenon spp.*, ha larga diffusione nei laghi italiani soprattutto con la specie *Aphanizomenon flos-aquae*, generalmente risultata presente nel nostro paese con ceppi non tossici.

Il genere viene tuttavia riconosciuto in letteratura come potenzialmente tossico con fioriture di colore azzurro prevalenti in primavera ed estate.

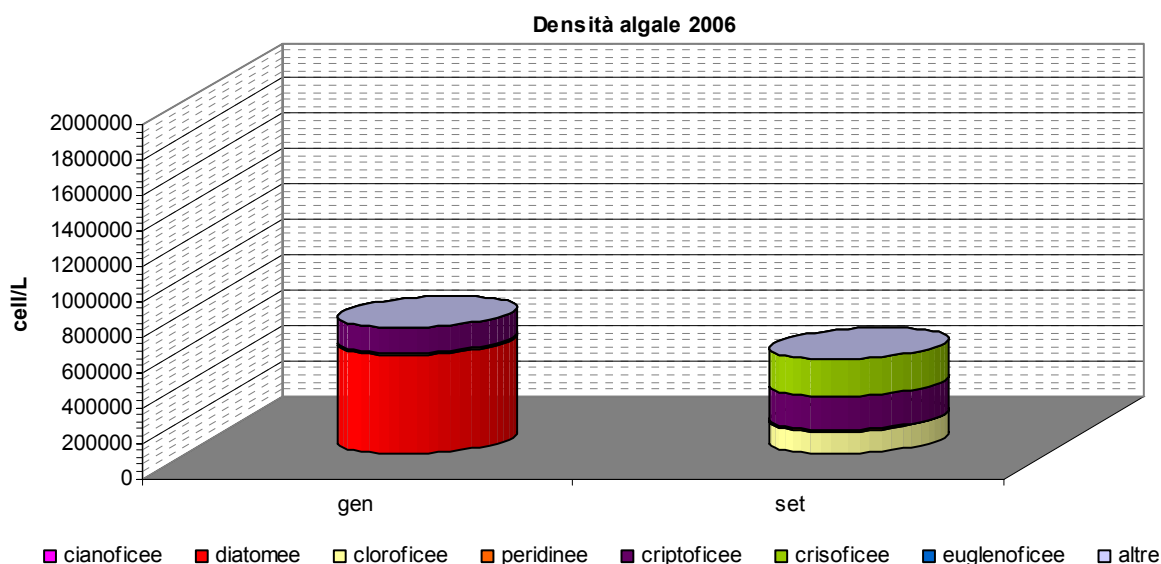
Negli altri mesi dell'anno la densità delle Cianoficee risulta bassa.

Popolamenti algali nel 2006

La riduzione a due campionamenti nell'anno non permette commenti affidabili sulla struttura e la dinamica dei popolamenti algali.

Si può notare un aumento della densità algale nei due mesi di gennaio e settembre rispetto agli anni precedenti, nonché cambiamenti nella composizione specifica del popolamento fitoplanctonico.

Fig. 4.22 – Densità algale rilevata nella stazione di massima profondità nei mesi del 2006



Nel gennaio 2006 la densità algale totale risulta essere più che triplicata rispetto a quella del gennaio 2005 e comunque maggiore anche di quella del gennaio 2004: scompaiono le Cianoficee e si ritrovano Diatomee e Criptoficee del genere *Cryptomonas*.

A settembre il popolamento risulta costituito per la maggior parte dalla crisoficea *Dinobryon sertularia*, dalle Criptoficee del genere *Cryptomonas* e dalle Cloroficee.

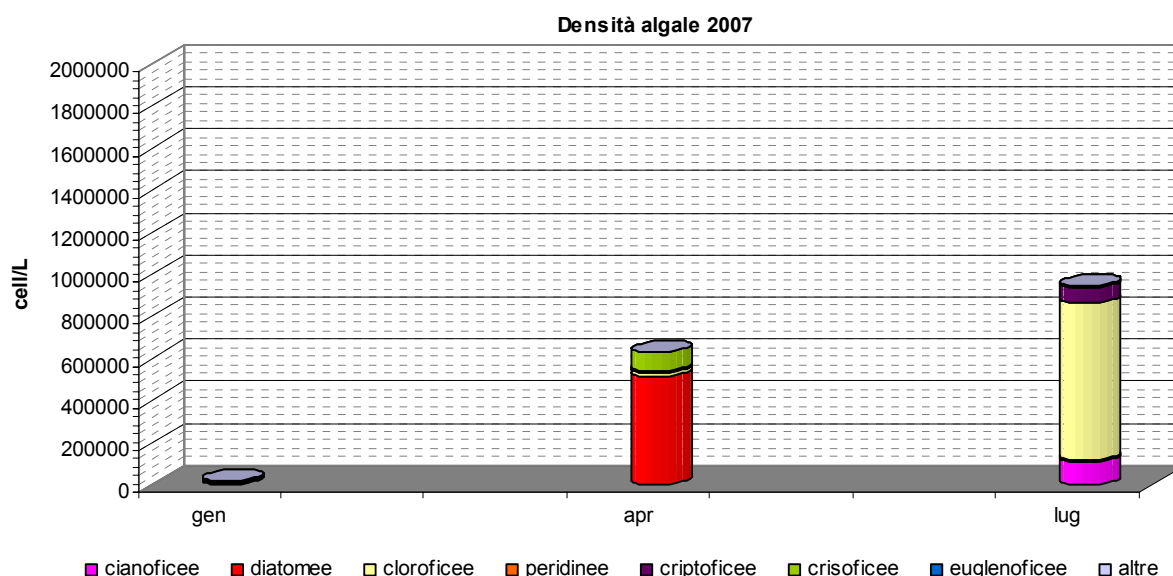
Popolamenti algali nel 2007.

Anche in questo caso la riduzione della frequenza dei campionamenti non permette commenti affidabili sulla struttura e la dinamica dei popolamenti algali.

Il grafico permette comunque di notare una densità algale bassa nel mese di gennaio, più elevata ad aprile e con il massimo annuale a luglio.

In aprile la popolazione algale è costituita in prevalenza da Diatomee mentre a luglio si evidenzia una popolazione a prevalenza di Cloroficee.

Fig. 4.23 – Densità algale rilevata nella stazione di massima profondità nei mesi del 2007



Da segnalare la comparsa a luglio di una specie appartenente alle Diatomee, *Stephanodiscus hantzschii*. Tale specie è indicatrice di un peggioramento delle condizioni ecologiche essendo tipica di acque inquinate ed eutrofiche.

Commento generale sul fitoplancton

Per quanto riguarda l'analisi della dinamica e dell'evoluzione delle popolazioni fitoplanctoniche i risultati ottenuti negli anni in studio non offrono grandi opportunità di generalizzazione, neppure se confrontati con quelli della precedente pubblicazione riferiti al 2003.

A questo proposito si deve tener conto del fatto che nei laghi artificiali neoformati, le popolazioni fitoplanctoniche presentano un'elevata eterogeneità spaziale e temporale. Le successioni fitoplanctoniche di tali ambienti sono condizionate da fattori aggiuntivi (Kimmel et al., 1990; wetzel, 1990), come ad es. il turn-over delle acque di svaso, che possono rendere del tutto particolari gli assetti algali presenti, sia in termini qualitativi che quantitativi.

L'unica via per avere un quadro più definito della struttura fitoplanctonica sembra quindi quella delle indagini pluriennali a lungo termine, per le quali il nostro studio costituisce una base conoscitiva sui primi anni di esistenza dell'invaso.

Bisogna inoltre tenere conto che negli ultimi due anni le comunità fitoplanctoniche potrebbero aver risentito dell'invasione segnalata in Bilancino di *Dreissena polymorpha*, più comunemente conosciuta come mitilo zebra. *Dreissena polymorpha*, specie alloctona originaria del Mar Caspio è stata definita dall'IUCN come "una delle 100 peggiori specie aliene invasive al mondo" a causa degli effetti negativi che la sua crescita provoca negli ecosistemi lacustri, ma soprattutto per il danno economico che è in grado di produrre.

La comparsa del mollusco bivalve *Dreissena polymorpha* infatti può modificare i delicati equilibri ecologici che determinano la vita di un lago e produce, direttamente e indirettamente, un impatto sia sugli habitat acquatici e sulle comunità biotiche.

E' noto che il mollusco utilizza il fitoplancton per l'alimentazione, operando una selezione indiretta su quelle specie che non ingerisce, come le Cianoficee, alghe potenzialmente tossiche.

In questo quadro i dati sul fitoplancton da noi raccolti assumono valore come base conoscitiva dei popolamenti del lago prima dell'invasione di *Dreissena*.

Il nostro studio ha evidenziato un unico fenomeno di massiccia crescita algale a carico delle cianofitiche, alghe responsabili di fioriture tossiche. Tale episodio, limitato a gennaio 2005, ha riguardato la stazione situata all'emissione del torrente Tavaiano.

Per gli altri anni e le altre stazioni vengono rilevati valori di densità algale per le Cianofitiche variabili ma comunque sempre sotto il milione di individui/litro (valore di densità oltre il quale si parla di fioritura eutrofica - M. Bruno e S. Melchiorre "Descrizione delle tossine algali e del loro effetto sull'uomo e sull'ambiente" Rapporti ISTISAN 00/31 ISSN 1123-3117).

Microcistine

I valori di microcistina rilevati negli anni nella stazione di centro invaso risultano inferiori al limite consigliato dall'Istituto Superiore di Sanità (Circolare n°24362/06 del 7/02/2006) per la qualità dell'acqua potabile (microcistina = 1 µg/l). Si riportano in tabella i risultati delle analisi effettuate in questi anni (2004-2007).

Tabella 4.2 – Risultati delle analisi

data prelievo	microcistina totale microg/L
03/08/2004	0,1
25/10/2004	0,02
22/11/2004	0,03
21/12/2004	0,02
31/01/2005	0,08
29/03/2005	0,06
26/04/2005	0,05
11/07/2005	0,03
11/07/2005	0,03
08/08/2005	0,04
08/08/2005	0,03
17/10/2005	0,05
23/01/2006	0,04
18/04/2006	0,03
18/07/2006	0,03
13/09/2006	0,04
15/01/2007	0,09
16/04/2007	0,09

4.2.12 Stato trofico

Per la valutazione della trofia delle stazioni dell'invaso è stata utilizzata per gli anni 2004 e 2005 la classificazione proposta da OECD nel 1982.

Limitatamente al 2005, disponendo di una serie di dati relativi a densità e biovolume fitoplanctonico è stata effettuata inoltre la classificazione basata sul biovolume secondo le indicazioni di Rott, 1984, Hakanson 1980, Willen 2000 (vd. capitolo metodi).

I risultati relativi al 2006 derivano da quattro campionamenti effettuati per le determinazioni di clorofilla, trasparenza e fosforo nella sola stazione di centro invaso. I valori medi ricavati, essendo basati su un numero di misure così limitato, non possono essere ritenuti rappresentativi di una media annua e vengono quindi presentati a titolo puramente indicativo.

Classificazione trofica secondo i criteri OECD

Nelle tabelle che seguono riportiamo la classificazione secondo i criteri di OECD delle varie stazioni dell'invaso negli anni di indagine e la classificazione basata sul biovolume algale per il 2005.

Le valutazioni ed i commenti che seguono sono riferite principalmente ai parametri clorofilla e trasparenza, dal momento che il parametro fosforo mostra valori identici in tutti gli anni di indagine, da attribuire al metodo d'analisi utilizzato che ha un limite di rilevabilità pari a 50 µg/L.

MAB 10 - Centro Invaso

Tab. 4.3 - Stato trofico secondo OECD della stazione di centro invaso (MAB 10) negli anni 2004-2005-2006

	MAB 10 Centro invaso 2004	MAB 10 Centro invaso 2005	MAB 10 Centro invaso 2006
Fosforo totale (mgP/mc)	25,0	25,0	25,0
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	2,1	1,9	3,5
Media annuale	oligotrofico	oligotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	6,3	3,8	10,0
Massimo annuale	oligotrofico	oligotrofico	mesotrofico
Trasparenza DS (m)	2,9	3,7	4,7
Media annuale	eutrofico	mesotrofico	mesotrofico
Trasparenza DS(m)	1,4	1,4	1,8
Minimo annuale	eutrofico	eutrofico	mesotrofico

Per gli anni 2004 e 2005 viene riscontrata nella stazione di centro invaso, denominata MAB 10, una condizione di oligotrofia per la concentrazione di clorofilla e di eutrofia per la trasparenza minima.

I dati relativi al 2006 evidenziano, rispetto ai risultati degli anni precedenti, uno spostamento dei parametri clorofilla e trasparenza verso la mesotrofia. Tuttavia, come già sopra spiegato, il numero limitato di misure effettuate nel 2006 non permette un confronto affidabile.

MAB 11 - Immissione Lora

Tab 4.4 - Stato trofico secondo OECD della stazione situata all'immissione del torrente Lora (MAB 11) negli anni 2004-2005

	MAB 11 Immissione Lora 2004	MAB 11 Immissione Lora 2005
Fosforo totale (mgP/mc)	25,0	25,0
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	3,1	4,1
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	10,6	8,3
Massimo annuale	mesotrofico	oligotrofico
Trasparenza DS (m)	1,5	2,0
Media annuale	ipertrofico	eutrofico
Trasparenza DS(m)	0,5	0,4
Minimo annuale	ipertrofico	ipertrofico

Nella stazione situata all'immissione del torrente Lora denominata MAB 11 si rileva in entrambi gli anni una condizione di mesotrofia per la concentrazione di clorofilla media ed una condizione di eutrofia (valore medio) o ipertrofia (valore minimo) per il parametro trasparenza.

MAB 12 – Immissione Stura

Tab 4.5 - Stato trofico secondo OECD della stazione situata all'immissione del torrente Stura (MAB 12) negli anni 2004-2005

	MAB 12 Immissione Stura 2004	MAB 12 Immissione Stura 2005
Fosforo totale (mgP/mc)	25,0	25,0
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	3,5	2,9
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	10,1	7,2
Massimo annuale	mesotrofico	oligotrofico
Trasparenza DS (m)	1,8	2,5
Media annuale	eutrofico	eutrofico
Trasparenza DS (m)	0,5	0,8
Minimo annuale	ipertrofico	eutrofico

Nella stazione situata all'immissione del torrente Stura, denominata MAB12, si rileva una condizione di mesotrofia per la clorofilla media e max nel 2004 e solo per la clorofilla media nel 2005. Si rilevano condizioni di eutrofia per la trasparenza in entrambi gli anni con ipertrofia per la trasparenza minima nel 2004.

MAB 13 – Immissione Tavaiano

Nella stazione situata all'immissione del torrente Tavaiano, denominata MAB 13, viene rilevata una condizione di mesotrofia per la clorofilla media ed oligotrofia per il valore massimo in entrambi gli anni e condizioni di eutrofia per il parametro trasparenza media ed ipertrofia per la trasparenza minima

Tab 4.6 - Stato trofico secondo OECD della stazione situata all'immissione del torrente Tavaiano (MAB 13) negli anni 2004-2005

	MAB 13 Immissione Tavaiano 2004	MAB 13 Immissione Tavaiano 2005
Fosforo totale (mgP/mc)	25,0	25,0
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	2,8	2,8
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	7,5	4,2
Massimo annuale	oligotrofico	oligotrofico
Trasparenza DS (m)	1,6	1,9
Media annuale	eutrofico	eutrofico
Trasparenza DS (m)	0,3	0,7
Minimo annuale	ipertrofico	ipertrofico

MAB 14 – Immissione Sieve

Tab 4.7 -Stato trofico secondo OECD della stazione situata all'immissione del torrente Sieve (MAB 14) negli anni 2004-2005

	MAB14 Immissione Sieve 2004	MAB14 Immissione Sieve 2005
Fosforo totale (mgP/mc)	25,0	25,0
Media annuale	mesotrofico	mesotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	2,4	2,4
Media annuale	oligotrofico	oligotrofico
Clorofilla "a" (mg/mc)	9,7	4,8
Massimo annuale	mesotrofico	oligotrofico
Trasparenza DS (m)	1,7	1,6
Media annuale	eutrofico	eutrofico
Trasparenza DS (m)	1,1	0,3
Minimo annuale	eutrofico	ipertrofico

Nella stazione situata all'immissione del torrente Sieve, denominata MAB 14, si evidenziano condizioni generali di oligotrofia per la clorofilla con una condizione di mesotrofia per la clorofilla massima nel 2004. Per il parametro trasparenza viene riscontrata eutrofia ed un'ipertrofia per la trasparenza minima nel 2005.

Classificazione trofica sulla base del biovolume

La classificazione basata sul biovolume algale effettuata seguendo le indicazioni in letteratura (Rott, Hakanson e Willen) riscontra oligotrofia in tutte le stazioni ed ultra-oligotrofia nella stazione denominata MAB 14 seguendo le indicazioni di Willen.

Tab 4.8– Classificazione trofica sulla base del biovolume fitoplanctonico anno 2005

2005	MAB 10	MAB 11	MAB 12	MAB 13	MAB 14
ROTT (1984)	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico
HAKANSON (1980)	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico
WILLEN (2000)	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	ultra-oligotrofico

Secondo la classificazione OECD è possibile evidenziare una condizione complessiva di mesotrofia: il parametro clorofilla spinge la classificazione verso l'oligotrofia in corrispondenza del centro invaso e verso la bassa mesotrofia per le stazioni situate all'immissione dei torrenti; il parametro trasparenza invece orienta verso uno stato di eutrofia al centro invaso e di eu-ipertrofia nelle altre stazioni.

La condizione di bassa trofia segnalata dal parametro clorofilla viene confermata dagli indici di biovolume algale, che rilevano una condizione di oligotrofia per tutto l'invaso, anche per quelle stazioni nelle quali il metodo OECD registra bassa mesotrofia.

Tali risultati sembrano indicare che la bassa trasparenza dell'invaso non è condizionata solo dalla concentrazione di clorofilla e dalla biomassa algale.

Sulla base del nostro studio gli indici di biovolume, il cui impiego in Italia è abbastanza recente e non ancora esteso a tutte le realtà territoriali, danno risultati comparabili, ma non perfettamente eguagliabili a quelli che si ottengono con gli indicatori classici (OECD).

D'altro canto essi sono stati tarati in aree geografiche diverse dalle nostre (Europa del Nord per Willen e Hakanson, regione del Tirolo per Rott) e richiedono ancora una larga sperimentazione, applicazione e adeguamento alle condizioni ecologiche e geografiche peculiari del nostro paese.

4.3 Acque a specifica destinazione

4.3.1 Acque destinate alla balneazione

L'invaso di Bilancino viene utilizzato nei mesi estivi ai fini della balneazione. E' stato effettuato sull'invaso il monitoraggio seguendo le frequenze e i limiti previsti dal D.P.R. 470/82 e successive integrazioni e modifiche. I punti di campionamento per l'invaso sono 4 (vd. capitolo articolazione del progetto).

I risultati indicano un solo caso di superamento dei limiti previsti dalla normativa nel 2004, collegato al parametro *Coliformi fecali*.

Si riportano di seguito i grafici dei parametri microbiologici monitorati (Coliformi totali, Coliformi fecali, Streptococchi fecali) negli anni 2004-05-06 in tutte le stazioni di campionamento.

I limiti massimi per i parametri microbiologici previsti dalla normativa per l'idoneità alla balneazione delle acque monitorate sono i seguenti:

Coliformi totali=2000 UFC/100mL

Coliformi fecali= 100 UFC/100mL

Streptococchi fecali=100 UFC/100mL

Fig. 4.24 – andamento dei parametri microbiologici nella stazione di Nibbiaia est

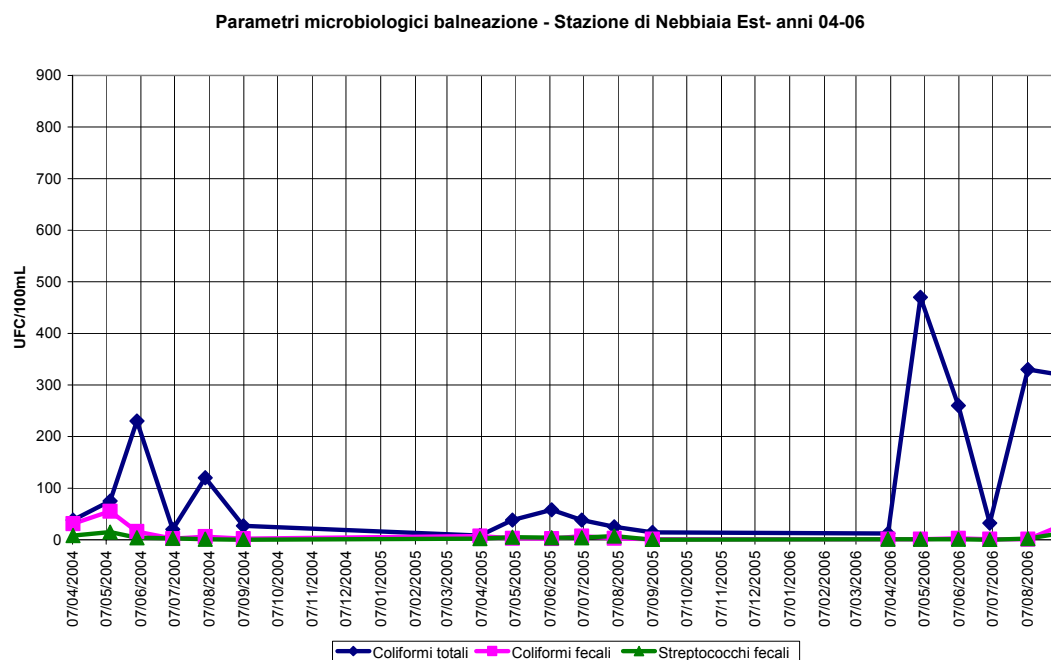


Fig. 4.25 – andamento dei parametri microbiologici nella stazione di Tavaiano

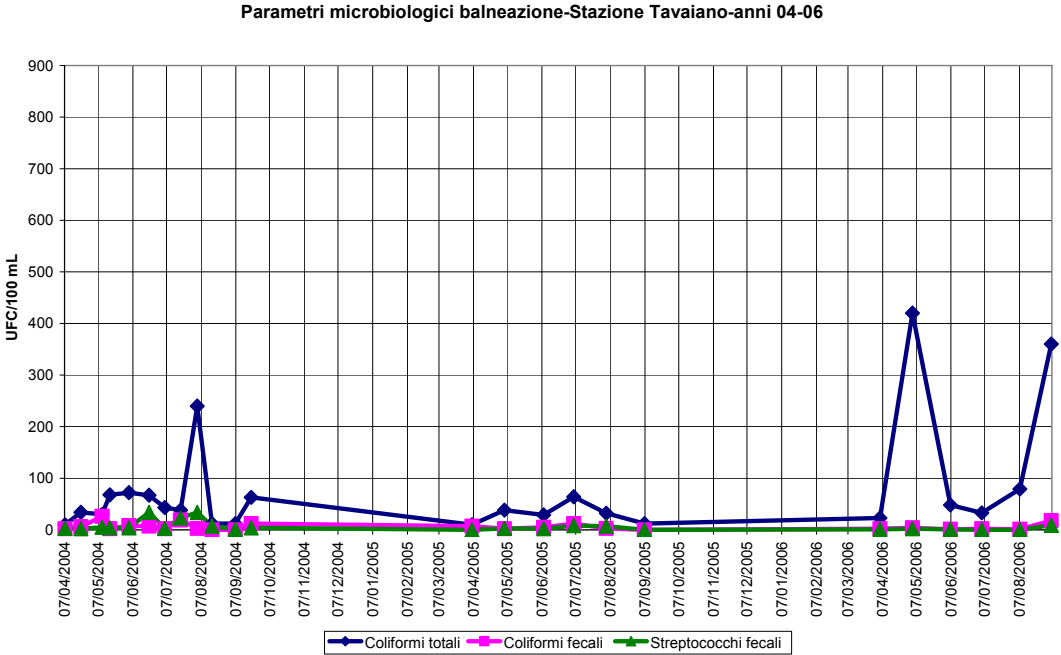


Fig. 4.26 – andamento dei parametri microbiologici nella stazione di Fangaccio

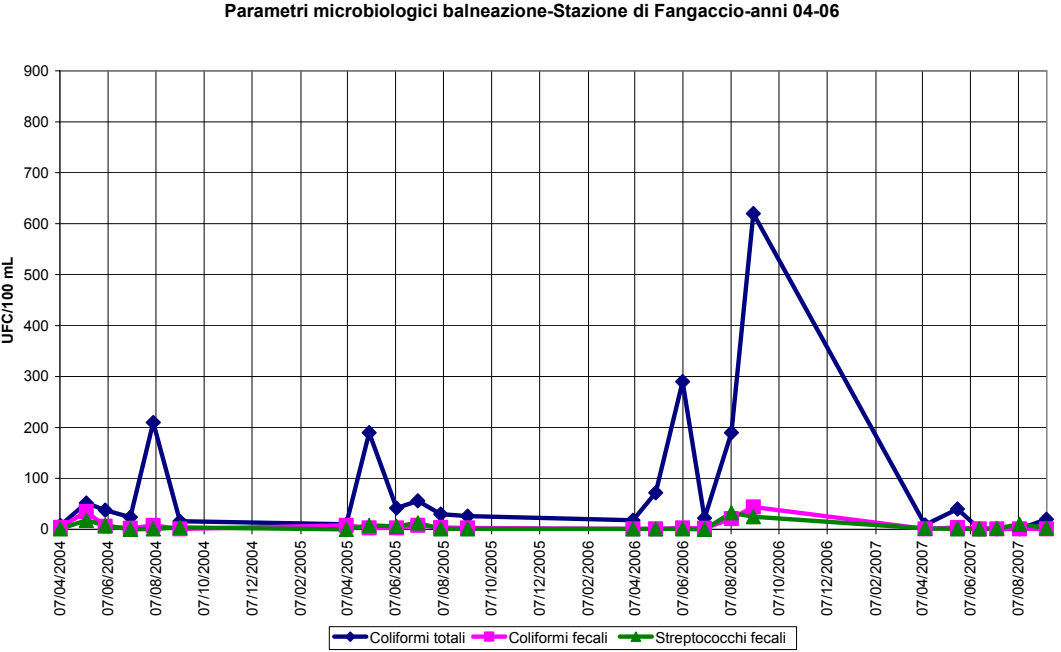
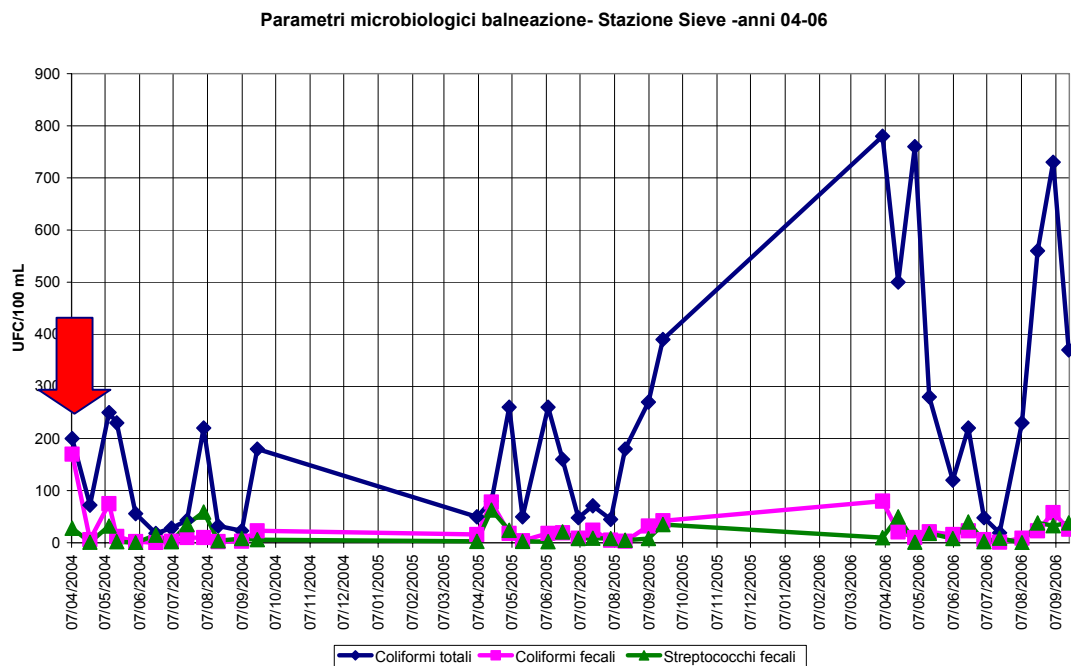


Fig. 4.27 – andamento dei parametri microbiologici nella stazione di Sieve



Come già detto, l'unico episodio di superamento dei limiti previsti si è avuto per la stazione Sieve per il parametro *Coliformi fecali* nell'aprile del 2004, prima dell'inizio della stagione balneare. Il parametro è comunque rientrato nei limiti nei campionamenti suppletivi, effettuati in seguito con maggiore frequenza.

4.3.2 Acque destinate alla potabilizzazione

Sulla base dei risultati ottenuti nel periodo 2004-2006, la stazione di prelievo denominata Andolaccio (POT-N07) passa da una classificazione di categoria *A2* ad una categoria *>A3*, ai sensi del D. Lgs 152/2006 (ancora in forma di proposta alla Regione). Il peggioramento di classe è determinato dal parametro *temperatura*, che in alcuni periodi dell'anno ha superato il valore di 25°C (valore limite tab. 1/A col. I Allegato 2 parte III D. Lgs. 152/06). Nel caso della temperatura, sono comunque possibili deroghe in conformità all'art. 81 del D. Lgs 152/06. Senza considerare il parametro temperatura, la classificazione ricadrebbe categoria *A2* e i parametri che la determinerebbero sono quelli batteriologici (*Coliformi totali*, *Coliformi fecali*, *Salmonelle*).

4.3.3 Acque destinate alla vita dei pesci

Sulla base dei risultati ottenuti nel periodo 2004-2006, la stazione di prelievo denominata Bilancino (VTP-203) mantiene la conformità alla classificazione "ciprinidi" ai sensi del D. Lgs 152/2006.

4.4 Tributari

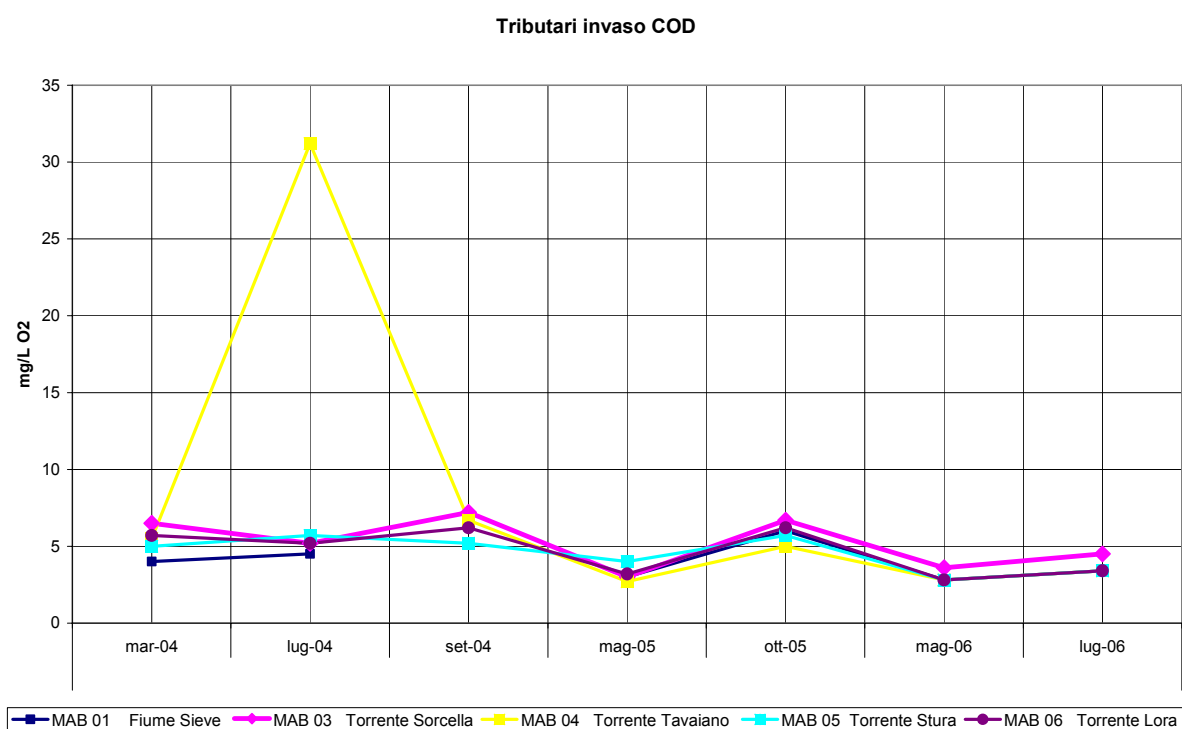
4.4.1 Parametri chimico-fisici e batteriologici

Si riportano di seguito i grafici dei più significativi parametri chimico-fisici e batteriologici registrati negli anni 2004-2005-2006 nei principali tributari dell'invaso, nelle stazioni situate a monte dell'immissione dell'invaso di Bilancino. Ai grafici segue un breve commento.

Per il fiume Sieve è disponibile una serie di dati minore poiché non è stato possibile effettuare i campionamenti previsti nel periodo compreso fra il luglio 2004 ed il dicembre 2005, a causa di risagomatura dell'alveo e realizzazione di difese spondali in massi che hanno interessato un tratto di fiume piuttosto esteso.

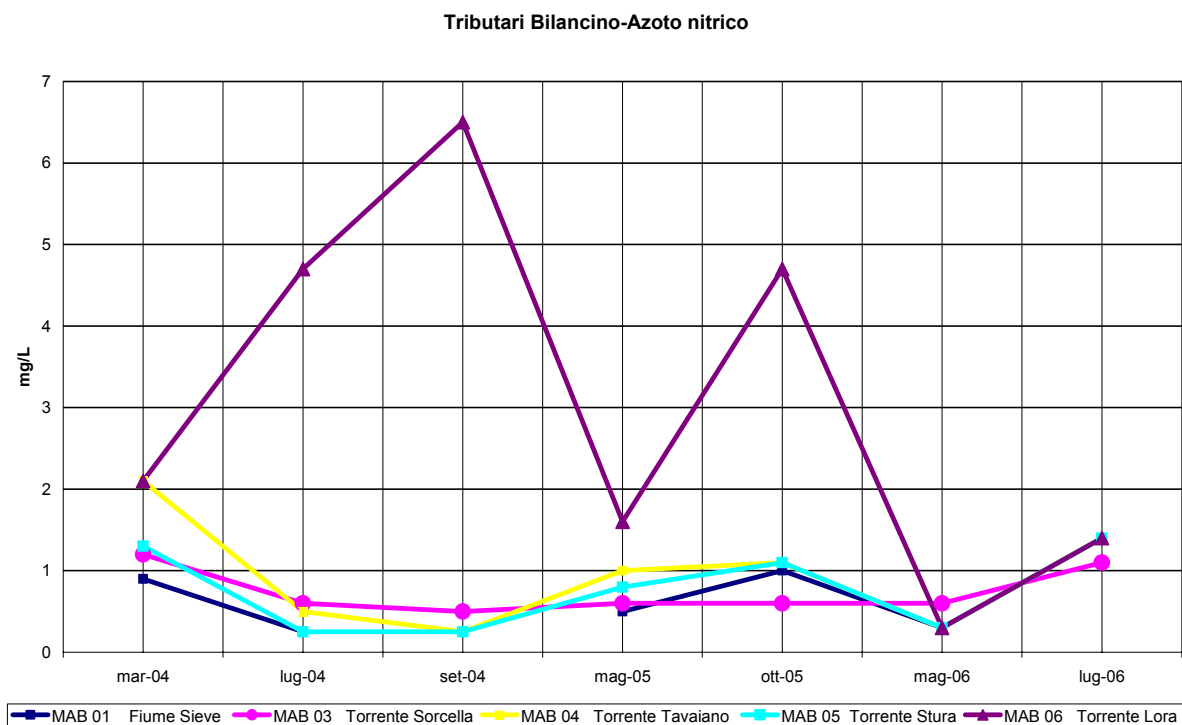
I valori di *COD* risultano contenuti in tutti i corsi d'acqua e sempre inferiori a 10 mg/L, valore corrispondente al livello 2 del LIM. L'unica eccezione riguarda il torrente Tavaiano nel quale è stato riscontrato, nel luglio 2004, un valore di *COD* abbastanza elevato (31,2 mg/L). A questo valore non corrispondono anomalie negli altri parametri di base (vd. grafici successivi) e nei mesi successivi il parametro è rientrato entro valori contenuti.

Fig. 4.28 – Andamento del COD negli anni 2004-2005-2006 nei principali tributari, a monte dell'immissione dell'invaso di Bilancino



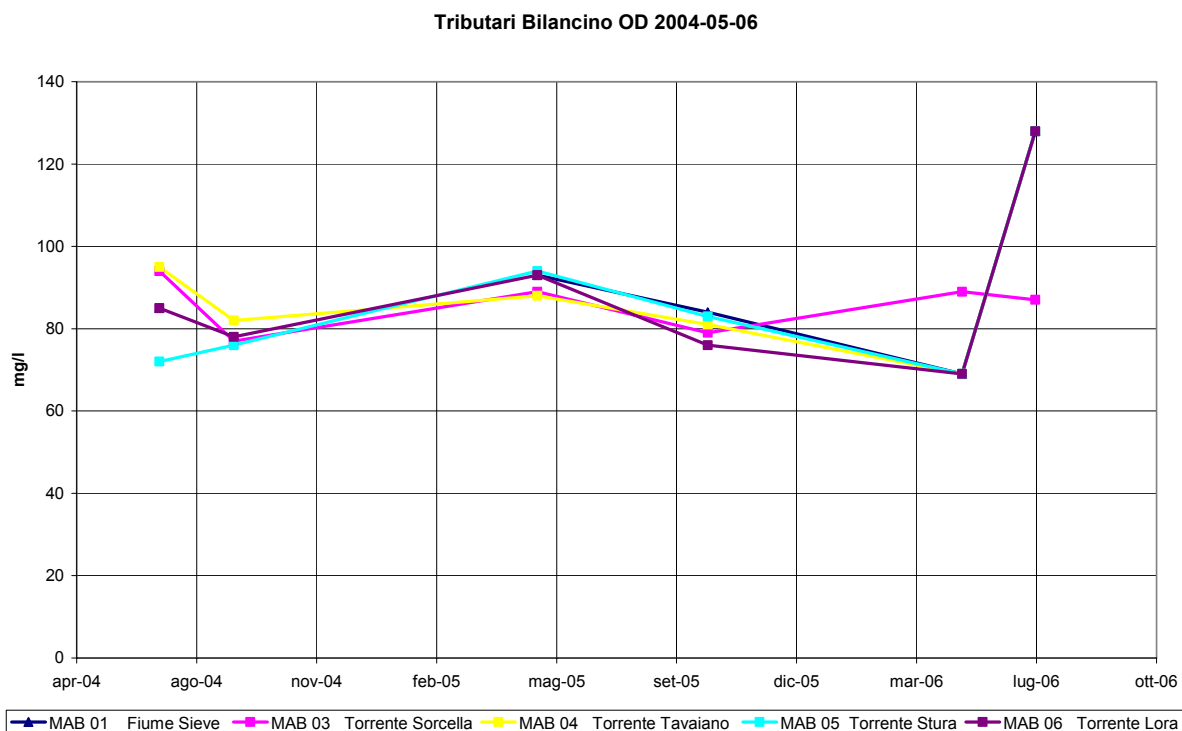
Le concentrazioni di *azoto nitrico* rilevate sono modeste in tutti i corsi d'acqua, corrispondenti al livello 2 del LIM, ad eccezione del torrente Lora nel quale sono state riscontrate concentrazioni più elevate.

Fig. 4.29 – Andamento dell'azoto nitrico negli anni 2004-2005-2006 nei tributari, a monte dell'immissione dell'invaso di Bilancino



L'ossigenazione delle acque è risultata buona in tutti i corsi d'acqua. Nel mese di luglio 2006 è stata registrata una sovrasaturazione di ossigeno nei torrenti Lora e Stura.

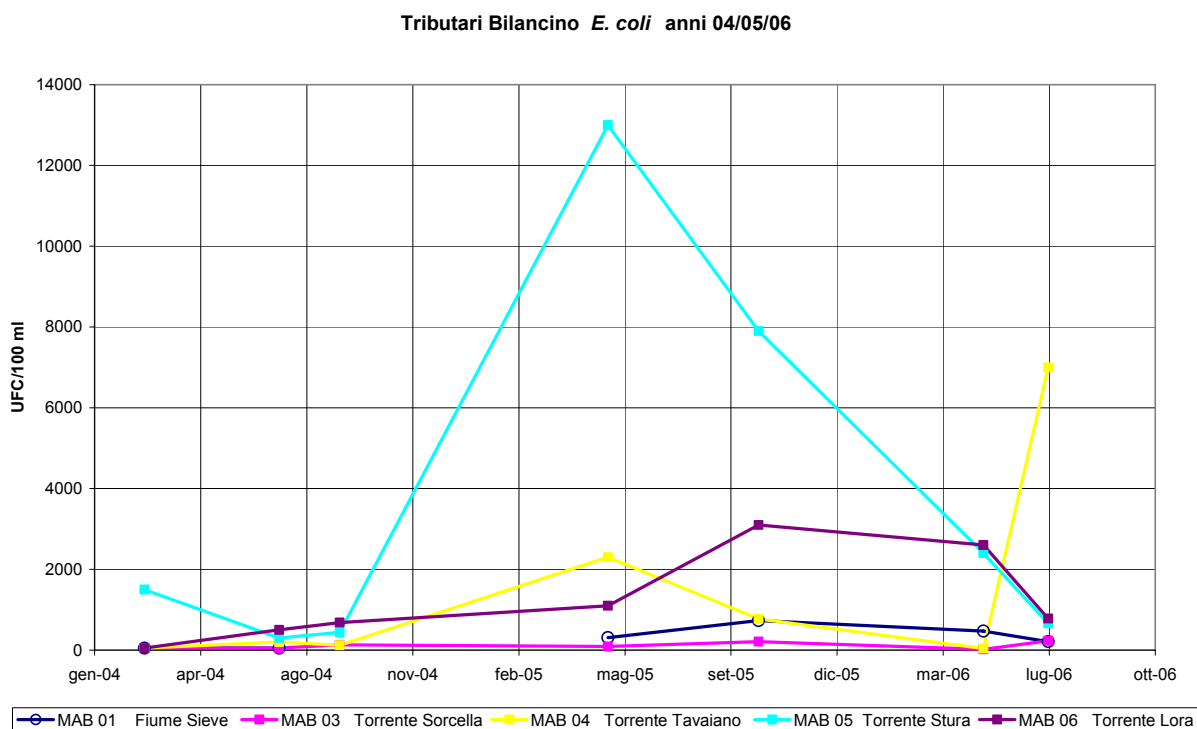
Fig. 4.30 – Andamento dell'Ossigeno disciolto negli anni 2004-2005-2006 nei tributari, a monte dell'immissione dell'invaso di Bilancino



Per il parametro *azoto ammoniacale* non risulta di interesse mostrare l'andamento negli anni, poiché le concentrazioni sono sempre risultate inferiori al limite di rilevabilità del metodo d'analisi (0,2 mg/L). Solo nel torrente Stura nel maggio 2005 è stata rilevata una concentrazione di 0,5 mg/ L corrispondente al livello 3 LIM

I valori di *Escherichia coli* nel torrente Sorcella e nel fiume Sieve risultano inferiori a quelli previsti per il livello 2 del LIM. Valori più elevati, ma quasi sempre inferiori al livello 3 LIM, vengono registrati nei torrenti Lora e Tavaiano. I valori maggiori di *E. coli* vengono rilevati nel torrente Stura con un massimo nel maggio 2005. Questo dato, assieme alla concentrazione di azoto ammoniacale, che in questo mese risulta superiore a tutti gli altri campionamenti, suggeriscono un fenomeno di contaminazione in atto da liquami biologici.

Fig. 4.31 – Andamento dei valori di *Escherichia coli* negli anni 2004-2005-2006 nei tributari, a monte dell'immissione dell'invaso di Bilancino



4.4.2 I.B.E.

Si riportano di seguito le tabelle dei valori di indice e delle classi di qualità I.B.E., suddivisi per stagione, riscontrati negli anni 2004, 2005 e 2006 nei principali tributari dell'invaso, nelle stazioni prescelte situate a monte dell'immissione dell'invaso. Ad ogni tabella segue un sintetico commento.

Stazione MAB-01- fiume Sieve

MAB 01	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.
anno 2004	8	II	9	II	-	-	-	-
anno 2005	-	-	-	-	-	-	8	II
anno 2006	9/8	II	-	-	6	III	3	V

La stazione classificata nel 2004 in II classe di qualità I.B.E., non è stata campionata nel periodo in cui l'alveo è stato oggetto dei lavori sopra citati. I primi campionamenti effettuati nell'autunno 05 e nell'inverno 06, a fine lavori, hanno evidenziato, nonostante il profondo mutamento dell'assetto morfologico della stazione, una II classe nel tratto esaminato, analogamente al periodo precedente le lavorazioni. Nell'estate 2006 e ancor più nell'autunno successivo è stato rilevato un peggioramento dei valori di indice, con il rilevamento di una III classe di qualità con basso valore di indice (I.B.E. pari a 6) nell'estate ed una V nell'autunno successivo. Tra i fattori che possono aver determinato questo scadimento delle comunità macrobentoniche sono da ricordare le condizioni di siccità che sembrano aver influenzato in maniera più significativa il tratto rimaneggiato, privato in gran parte della vegetazione spondale e dei naturali microhabitat.

In particolare nel campionamento dell'autunno sono stati osservati oltre a scarsità e ristagno delle acque, fenomeni di massiccia crescita algale ed un significativo strato di materiale limoso sul substrato, segnali di possibile inquinamento di natura organica.

Fig. 4.32 Fiume Sieve



Stazione MAB-03 -torrente Sorcella

MAB 03	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.
anno 2004	8	II	10/9	I II	8	II	-	-
anno 2005	8/7	II III	10/9	I II	9	II	9	II
anno 2006	9	II	-	-	9	II	10	I

Vengono registrati valori di I.B.E. che oscillano attorno alla II classe di qualità, con il valore più basso di indice, pari a 8/7 registrato nell'inverno del 2005 ed il più elevato, pari a 10 riscontrato nell'autunno 2006.

Stazione MAB-04 -torrente Tavaiano

MAB 04	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.
anno 2004	8	II	11	I	10	I	-	-
anno 2005	7	III	11/10	I	In secca	-	9	II
anno 2006	9	II	-	-	In secca	-	10	I

Nel torrente viene registrata, negli anni in esame, una fluttuazione di valori di I.B.E. compresi fra la I e la III classe di qualità. I valori migliori dell'indice, pari a 11 e 11/10, vengono rilevati in primavera, in concomitanza con condizioni ambientali favorevoli allo sviluppo del macrobenthos. Questi valori dimostrano che il corso d'acqua possiede le caratteristiche per supportare, in condizioni più favorevoli, una qualità ottima.

La popolazione macrobentonica rilevata in primavera è infatti molto articolata e diversificata e costituita da più generi di Plecotteri, organismi particolarmente sensibili all'inquinamento e da più generi di Efemerotteri, Tricotteri, Odonati, Ditteri, Gasteropodi e Oligocheti.

Nelle due estati del 2005 e 2006 i campionamenti non sono stati possibili a causa della asciutta.

Fig. 4.33 Esemplare di Plecottero appartenente al Genere Leuctra



Stazione MAB-05 -torrente Stura

MAB 05	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.
anno 2004	9	II	10/9	I II	8/7	II III	-	-
anno 2005	8	II	12/11	I	7	III	7	III
anno 2006	-	-	10	I	-	-	8	II

Negli anni in esame oscillazioni dei valori di indice I.B.E. e delle classi di qualità dalla I alla III. Tale fluttuazione sembra seguire un andamento stagionale, peculiare di molti torrenti di quest'area. I valori migliori dell'indice, vengono rilevati nella morbida primaverile, mentre nella stagione siccitosa estiva ed in autunno i valori si abbassano.

Lo scadimento di qualità estiva è da mettere in relazione con più fattori, fra i quali importanti sono la scarsità d'acqua e le caratteristiche eco-morfologiche della stazione, che si trova in un contesto urbanizzato e che possiede una fascia vegetazionale arbustiva ed erbacea, insufficiente a mitigare gli effetti della forte insolazione. I valori dell'autunno risentono spesso ancora della siccità estiva o del suo protrarsi nell'autunno. La stagione invernale è caratterizzata da una qualità migliore, grazie alla ripresa dello scorrimento delle acque, ma non ottimale, a causa degli effetti delle piene che determinano un impoverimento di organismi.

Nella primavera del 2005, viene registrato un valore di indice pari a 12/11, caratteristico di corsi d'acqua di elevata qualità e rappresenta il valore migliore rilevato fra i corsi d'acqua in studio. La popolazione riscontrata è molto articolata e diversificata, costituita da più generi di Plecotteri, fra i quali Isoperla, particolarmente sensibile alle alterazioni ambientali, generi di Efemerotteri di pregio quali Epeourus ed Ecdyonurus, Tricotteri, Coleotteri, Odonati, Ditteri, Gasteropodi e Oligocheti.

Fig. 4.34 Torrente Stura



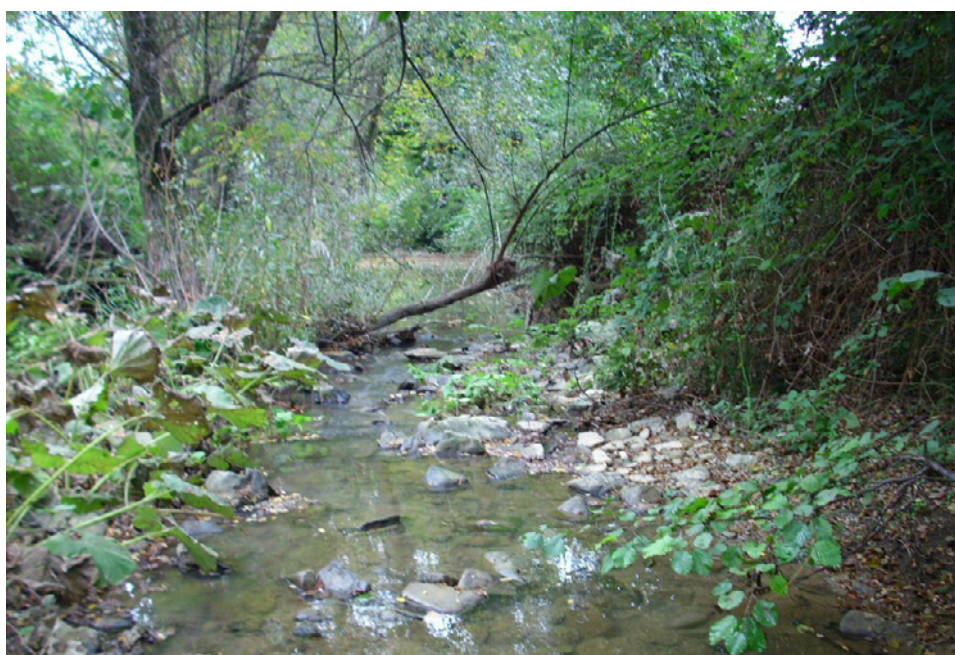
Stazione MAB-06 -torrente Lora

MAB 06	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.	I.B.E.	C.Q.
anno 2004	9	II	10/9	I II	9	II	-	-
anno 2005	9	II	11	I	9	II	8/7	II III
anno 2006	-	-	10/11	I	-	-	8	II

Viene evidenziata una fluttuazione di valori di indice I.B.E. e classi di qualità variabili dalla I alla II-III . Si riconosce anche in questo caso l' andamento stagionale rilevato per il torrente Stura, con valori di indice spesso elevati (indice I.B.E. pari a 11 e 10/11) nel periodo primaverile. E' da notare che nel torrente Lora, nella stagione estiva, i valori di I.B.E. non scendono al di sotto della II classe con indice pari a 9. Tale risultato è probabilmente da mettere in relazione con le migliori caratteristiche della stazione, caratterizzata da una fascia riparia più funzionale e continua e da una maggiore diversità del substrato e delle rive.

La popolazione corrispondente al maggiore valore di indice (I.B.E. pari a 11, primavera 2005) è costituita da più generi di Plecotteri, fra i quali Isoperla, particolarmente sensibile alle alterazioni ambientali, da generi di Efemerotteri di pregio quali Ecdyonurus, da Tricotteri, Coleotteri, Odonati, Ditteri, Gasteropodi, Bivalvi, Tricladi e Oligocheti.

Fig. 4.34 Torrente Lora



Commento sulla qualità biologica dei tributari

In generale si può apprezzare come la qualità biologica dei torrenti in esame sia generalmente buona, caratterizzata da variazioni a volte significative, comprese tra valori ottimi e sufficienti. I valori ottimali sono generalmente raggiunti nei mesi primaverili, nei quali si riscontrano valori elevati di indice I.B.E., con comunità macrobentoniche diversificate e caratterizzate dai generi più esigenti in termini ambientali (Plecotteri). La stagione estiva, caratterizzata da scarsa portata, minore capacità autodepurativa e in alcuni torrenti da asciutta, è caratterizzata da valori di I.B.E. più bassi, con differenze nelle varie stazioni collegabili a peculiarità morfologiche quali la conformazione del substrato, dei microhabitat e l'integrità della fascia vegetazionale con funzioni di ombreggiamento, di regolazione della temperatura e della trofia, di tampone nei confronti del flusso di inquinanti o nutrienti proveniente dal territorio. Inoltre possibili inquinamenti episodici delle acque e dei sedimenti, producono, in condizioni di scarsità di acqua e di ridotta capacità di diluizione, un danno maggiore sulla componente macrobentonica. La qualità dell'autunno risente in molti casi ancora della siccità estiva o di condizioni di siccità che si protraggono nell'autunno. Quella invernale è influenzata dal trascinarsi a valle degli organismi causato da fenomeni di piena (*drift*).

Nell'inverno si ottengono in genere valori più bassi di I.B.E. a causa del *drift* causato da fenomeni di piena.

Le fluttuazioni di portata cui vanno soggetti stagionalmente questi torrenti, sono sicuramente rese più severe da captazioni per usi umani.

Per il fiume Sieve, per il quale si dispone di una serie più limitata di dati, si individua un peggioramento della comunità macrobentonica nell'estate e nell'autunno 2006, da attribuire in parte al modificato assetto dell'alveo e delle sponde, che in regime siccitoso e forse in concomitanza di fenomeni di inquinamento ha determinato un netto peggioramento della comunità macrobentonica. Rispetto a quanto veniva rilevato nel 2003, oggetto della pubblicazione precedente, si rileva una tendenza a maggiori valori di indice I.B.E. in tutti i torrenti analizzati.

A questo proposito bisogna ricordare che nel 2003 sono stati registrati valori I.B.E. più bassi in molti dei corsi d'acqua della provincia, a causa delle condizioni di siccità prolungate, iniziate fin dalla tarda primavera del 2003.

4.4.3 Stato Ecologico (SECA)

Per i vari corsi d'acqua abbiamo calcolato il *SECA* basandosi sui dati dei tre anni, non avendo a disposizione i dati mensili annui. I risultati sono riportati nella sottostante tabella.

Tab. 4.9 - Risultati Indice SECA per gli anni 2004-2005-2006

	2004--2005--2006		
	LIM	I.B.E	Classe SECA
MAB 01 Fiume Sieve	380	7	3
MAB 03 Torrente Sorcella	340	9	2
MAB 04 Torrente Tavaiano	320	9	2
MAB 05 Torrente Stura	310	9/8	2
MAB 06 Torrente Lora	300	9	2

Per il fiume Sieve e per il torrente Stura ARPAT monitora, ai sensi del D.Lgs 152/99, due stazioni (rispettivamente codici MAS-119 e MAS-118) situate poco a monte delle due stazioni MAB 01 e MAB 05, per le quali sono disponibili dati mensili per i parametri macrodescrittori e stagionali per l'I.B.E.

Per uniformare il confronto fra i dati rilevati nelle stazioni di monitoraggio MAB e quelli registrati nelle stazioni di monitoraggio MAS (rete regionale) è stato calcolato il SECA utilizzando i dati triennali (2004-2005-2006).

Calcolando per la stazione MAS-119 (Sieve) il SECA utilizzando i dati dei tre anni 2004/05/06, si ottiene una II classe determinata da un LIM di 400 e un I.B.E. pari a 10. In questa stazione la qualità biologica è ottima e la II classe viene determinata dal LIM.

Vi è quindi fra le due stazioni un LIM analogo, uno scarto di due classi di qualità I.B.E. e di una classe SECA. A giustificazione di ciò si ricorda che la stazione MAS 119, che si trova più a monte della MAB01, è caratterizzata da una migliore tipologia ecologica (substrato e vegetazionale), e si trova a monte dei principali centri abitati. Fra le due stazioni inoltre sono stati effettuati i lavori di realizzazione di difesa spondale sopra descritti.

La stazione MAS 118 è situata sul torrente Stura in corrispondenza della presa dell'acquedotto di Barberino del Mugello. Calcolando il SECA utilizzando i dati dei tre anni si ottiene un SECA di II classe determinato da un LIM di 360 ed un I.B.E. pari a 10.

Il calcolo su più anni del SECA dà quindi risultati analoghi per le due stazioni, risultate entrambe in seconda classe, tuttavia la stazione MAS 118 ha una qualità biologica più elevata.

Più in generale si può notare come gli indici applicati permettano di rilevare uno stato buono in tutti i torrenti sia per quanto riguarda le caratteristiche fisico-chimiche e microbiologiche che per quelle biologiche: tutti sono classificati classe 2 di LIM e in classe 2 di I.B.E., eccetto la Sieve, nella quale a fronte di una buona qualità chimico-fisica delle acque la qualità biologica è peggiore ed è quella che determina la 3 classe SECA.

Lo studio conferma quanto pubblicato nel 2003 per i torrenti Lora e Tavaiano. Il torrente Stura registra un miglioramento rispetto al 2003, passando da una III classe SECA ad una II. Sul fiume Sieve si evidenzia un peggioramento con il passaggio dalla II classe SECA del 2003 alla III attuale.

4.4.4 Indice Diatomico di Eutrofizzazione (EPI-D)

Negli anni 2005 e 2006 nei punti MAB dei principali tributari dell'invaso di Bilancino, è stato eseguito anche il biomonitoraggio delle diatomee.

Nelle tabelle che seguono vengono riportati i dati ottenuti dall'elaborazione dei valori mediante l'applicazione dell'indice $EPI-D_{(1-20)}$ durante le campagne di monitoraggio degli anni 2005 e 2006.

Stagione 2005	Fiume	Valori $EPI-D_{(1-20)}$	Classe
Autunno	Tavaiano	14.5	II
	Lora	14.1	II
	Sorcella	12.7	II
	Sieve	14.5	II
	Stura	11.8	III

Nell'autunno 2005 i risultati ottenuti evidenziano per i Torrenti Tavaiano, Lora, Sorcella e Sieve una II classe che si esprime con un giudizio di qualità buono, per il Torrente Stura invece una classe III che esprime un giudizio di qualità mediocre.

Tali dati risultano analoghi a quelli ottenuti nelle corrispondenti campagne di monitoraggio con il metodo I.B.E.

Stagioni 2006	Fiume	Valori EPI-D ₍₁₋₂₀₎	Classe	
Primavera	Sieve	15.0	I	II
	Sorcella	11.0	III	
	Lora	16.9	I	
	Stura	15.9	I	
Estate	Sieve	14.7	II	
	Sorcella	13.7	II	
	Tavaiano	13.4	II	
Autunno	Tavaiano	14.1	II	
	Sorcella	13.0	II	
	Sieve	8.9	IV	
	Stura	13.2	II	
	Lora	14.9	II	I

Nel 2006 i risultati primaverili evidenziano un livello di classe-qualità più basso per il Torrente Sorcella, mentre Lora e Stura raggiungono livello di classe di qualità elevato e Sieve tra elevato e buono. Nella campagna estiva si assiste ad un ritorno ad una classe II, qualità buona, mantenuta anche in autunno. Il punto di campionamento sul fiume Sieve ha presentato una drastica flessione verso il basso dell'Indice con una IV classe ed un giudizio di qualità cattivo. L'osservazione dell'ambiente acquatico circostante il punto di campionamento offriva una conferma del dato rilevato dall'indice diatomico, infatti il corpo idrico si presentava ricoperto per l' 80% di alghe macroscopiche filamentose (*Cladophora spp.*) e per il restante 20% di *Typha latifolia* macrofite indicatrici di un inquinamento di tipo organico.

I dati ottenuti sono in gran parte analoghi a quelli ottenuti nelle corrispondenti campagne di monitoraggio con il metodo I.B.E. Una lieve differenza si rileva per le stazioni dei torrenti Sorcella e Tavaiano, nei quali è stata riscontrata una I classe di qualità I.B.E. ed una II EPI-D nell'autunno 2006.

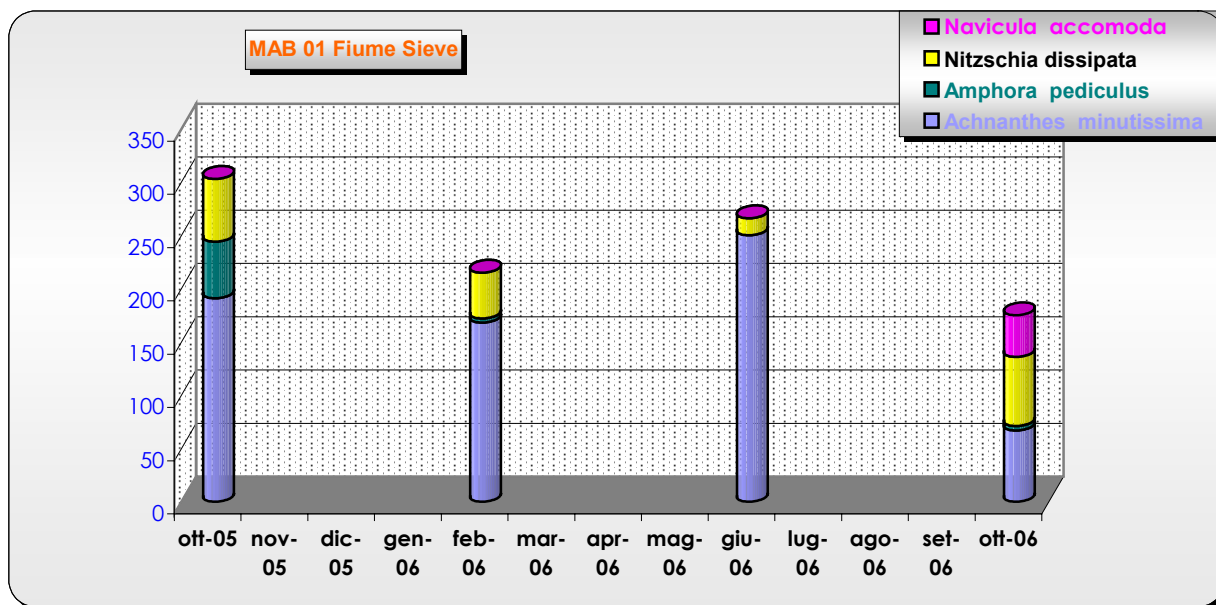
Per il fiume Sieve, per il quale l'indice I.B.E. ha rilevato un peggioramento nel campionamento estivo (III classe di qualità) e ancor più in quello autunnale (V classe di qualità), anche l'indice EPI-D rivela uno scadimento di qualità con il passaggio dalla primavera all'estate da una I/II ad una II classe di qualità e ad una IV in autunno.

Una differenza di una classe fra I.B.E. e EPI-D viene talvolta riportata in letteratura, a causa della diversa natura dei bioindicatori utilizzati.

Struttura dei popolamenti diatomici prevalenti

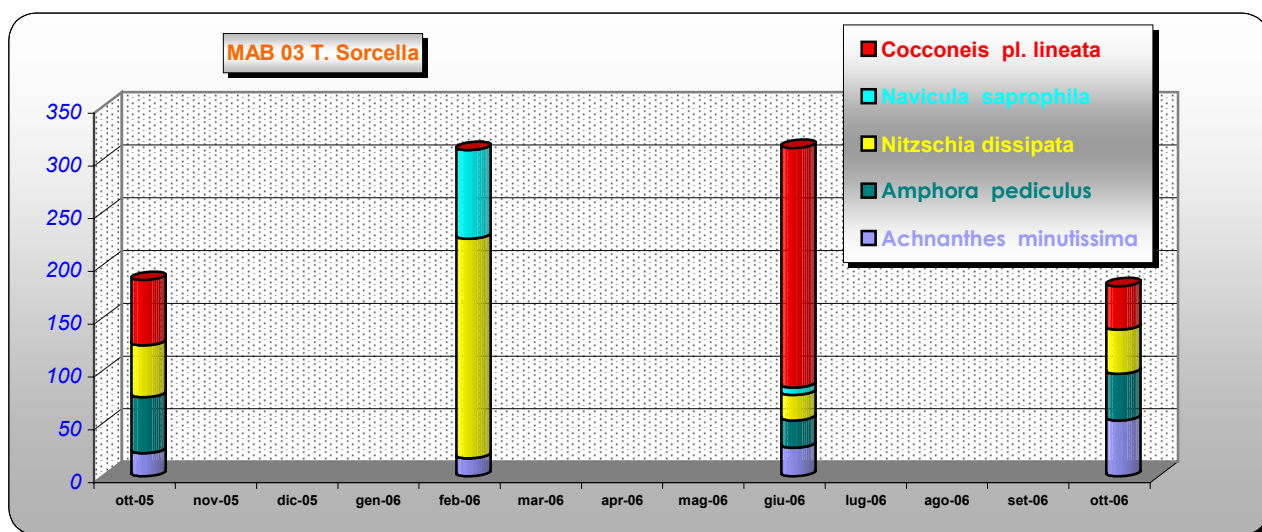
Di seguito viene riportata in forma grafica la struttura dei popolamenti diatomici prevalenti (presenza superiore al 5%) negli affluenti dell'Invaso.

MAB 01 Fiume Sieve



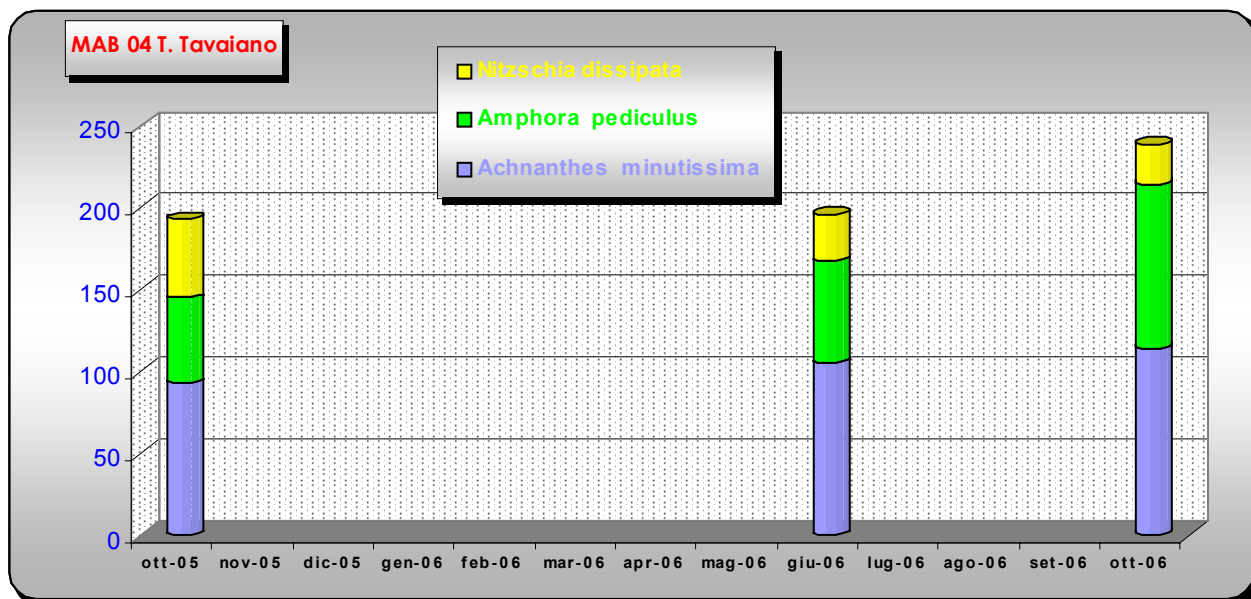
Come si può vedere sono presenti in ogni stagione buoni livelli di *Achnanthes minutissima* che è una specie considerata buona indicatrice ($r=3$) e molto sensibile all'inquinamento ($i = 0.5$), da notare come in ottobre 2006, in presenza di una IV classe di qualità, *Achnanthes* presenti un sostanziale abbassamento numerico con contemporanea comparsa di un discreto numero specie molto più tolleranti tra le quali numericamente significativa abbiamo rilevato: *Navicula accomoda* ($i=3.8$, $r=5$).

MAB 03 Torrente Sorcella



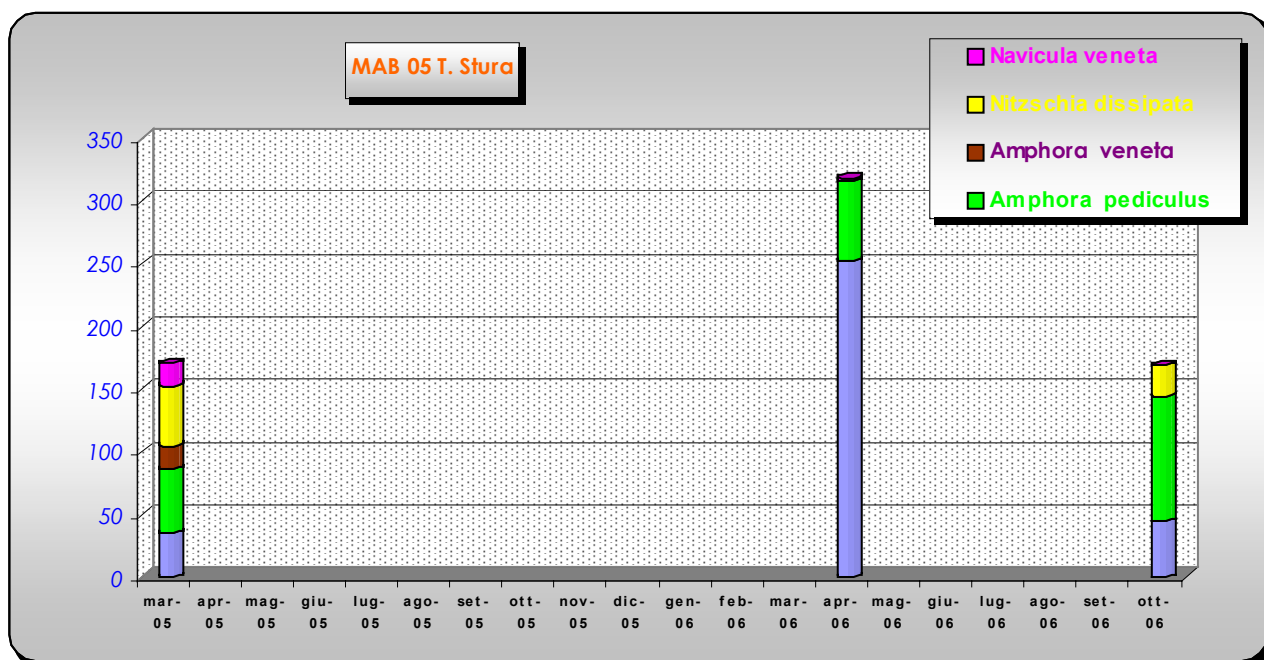
I valori di EPI-D indicano sostanzialmente buona qualità delle acque, solo a febbraio 2006 la qualità scende a mediocre (III classe) con comparsa di un numero discreto di *Navicula saprophila* ($i=3.5$, $r=3$) specie caratteristica di ambiente ipertrofico, e *Nitzschia dissipata* ($i=2.0$ e $r=1$), specie mediamente tollerante. Successivamente in estate *Navicula saprophila* diminuisce drasticamente, compare numerosa *Cocconeis placentula* specie ubiquitaria e tollerante ma la situazione complessiva della comunità è tornata a livelli che esprimono una buona qualità ambientale.

MAB 04 Torrente Tavaiano



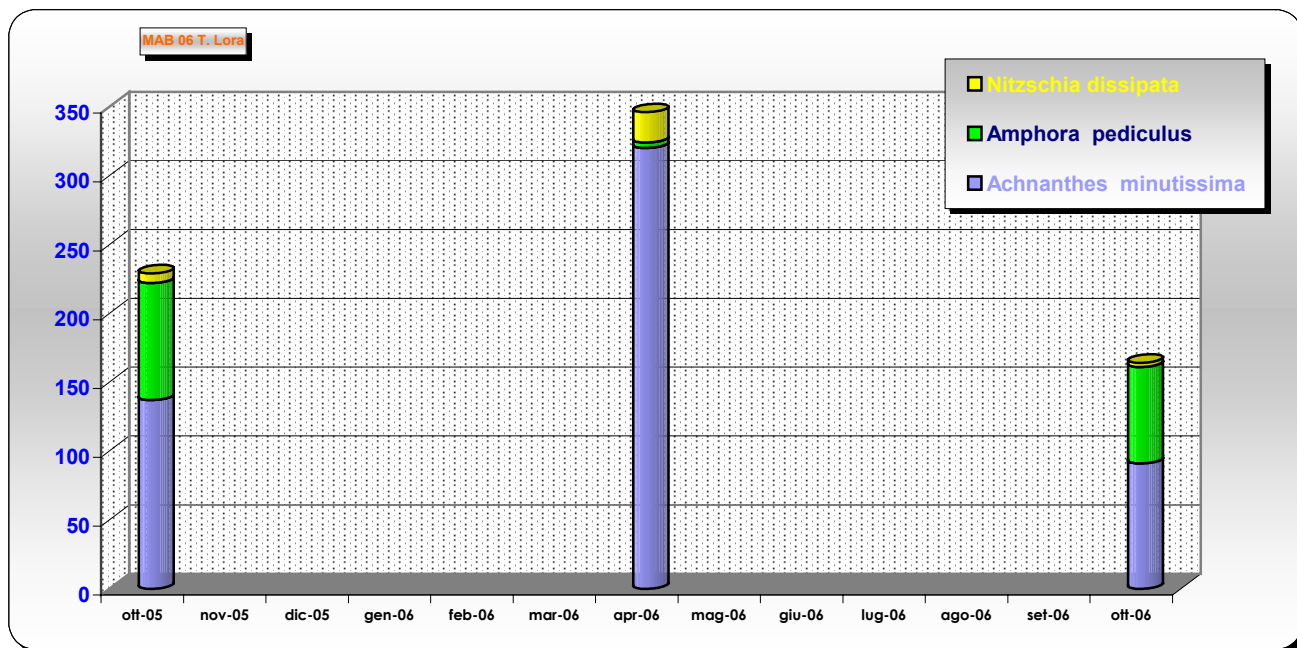
Sono presenti in ogni stagione buoni livelli di *Achnanthes minutissima*, la qualità del corpo idrico si è mantenuta costantemente buona.

MAB 05 Torrente Stura



A marzo 2005 il Torrente Stura presenta una classe di qualità III con presenza di *Amphora veneta* e *Navicula veneta* entrambe con valori di $i=3.5$ ed $r=3$, tipici di specie buone indicatrici e tolleranti l'inquinamento, nei successivi campionamenti la qualità tornava a livelli di ottima e buona.

MAB 06 Torrente Lora



Anche nel torrente Lora sono presenti in ogni stagione alti livelli di *Achnanthes minutissima* la qualità si è costantemente mantenuta buona, in primavera 2006 addirittura ottima.

5 Conclusioni

I risultati delle misure in continuo effettuate dalla stazione automatica nel periodo 2004-2005 mostrano profili termici e di ossigeno sostanzialmente analoghi a quelli rilevati nel precedente periodo. Per l'invaso si conferma la classificazione fra i laghi monomittici caldi, cioè caratterizzati da un unico evento di rimescolamento delle acque (periodo invernale) e da temperature minime non inferiori a 4°C. Nei periodi di massima stratificazione (settembre-ottobre), a profondità superiore ai 12 m si registra il fenomeno di anossia (percentuale di saturazione dell'ossigeno uguale a zero), riconducibile a decomposizione della sostanza organica presente sul fondo.

Dal 2006, a causa della disattivazione della stazione automatica, non è stato possibile seguire l'andamento nel tempo dei parametri misurati. Se la stazione automatica non venisse ripristinata verrebbero a mancare informazioni fondamentali per comprendere le dinamiche dell'ecosistema lago ed i fenomeni ad esso associati.

Riguardo alla classificazione dello stato ecologico delle acque dell'invaso, i dati rilevati (periodo 2004-2007) confermano la classe 3 – sufficiente, determinata principalmente dai bassi valori di ossigenazione dell'ipolimnio durante il periodo di massima stratificazione. Nel 2006, un valore elevato di clorofilla “a”, probabilmente episodico, aveva contribuito ad una attribuzione di classe 4 – scadente, non confermata nel 2007.

Riguardo alla classificazione dello stato ambientale dell'invaso, non essendo state rilevate concentrazioni di inquinanti chimici superiori alle soglie previste, viene confermata la classe 3 – sufficiente, determinata dallo stato ecologico.

Riguardo allo stato trofico dell'invaso, si rileva una condizione complessiva di *mesotrofia*, già evidenziata nel corso del precedente studio. Il parametro clorofilla fa tendere la classificazione verso l'*oligotrofia* in corrispondenza del centro invasivo e verso la *bassa mesotrofia* per le stazioni situate all'immissione dei torrenti; il parametro trasparenza invece orienta verso uno stato di *eutrofia* al centro invasivo e di *eu-iperotrofia* nelle altre stazioni. La condizione di bassa trofia segnalata dal parametro clorofilla viene confermata dagli indici di biovolume algale, che rilevano una condizione di *oligotrofia* per tutto l'invaso. L'apporto di nutrienti (azoto e fosforo) da parte dei tributari è risultato molto modesto. I risultati ottenuti sembrano indicare che la bassa trasparenza dell'invaso non sia condizionata soltanto dalla concentrazione di clorofilla e dalla biomassa algale, ma anche dal materiale in sospensione dovuto al trasporto solido veicolato dai tributari, in particolare nei periodi di intense precipitazioni.

Riguardo all'analisi della dinamica e dell'evoluzione delle popolazioni fitoplanctoniche i risultati ottenuti negli anni in studio non offrono grandi opportunità di generalizzazione, neppure se confrontati con quelli della precedente pubblicazione riferiti al 2003. Per avere un quadro più definito della struttura fitoplanctonica, dovremo affidarci ad indagini di scala pluriennale, per le quali il nostro studio costituisce una base conoscitiva sui primi anni di esistenza dell'invaso.

Bisogna inoltre tenere conto che negli ultimi due anni le comunità fitoplanctoniche potrebbero aver risentito dell'invasione segnalata in Bilancino di *Dreissena polymorpha*, più comunemente conosciuta come mitilo zebra. *Dreissena polymorpha*, specie alloctona originaria del Mar Caspio è stata definita dall'IUCN come “una delle 100 peggiori specie aliene invasive al mondo” a causa degli effetti negativi che la sua crescita provoca negli ecosistemi lacustri, ma soprattutto per il danno economico che è in grado di produrre.

La comparsa del mollusco bivalve *Dreissena polymorpha* infatti può modificare i delicati equilibri

ecologici che determinano la vita di un lago e produce, direttamente e indirettamente, un impatto sia sugli habitat acquatici e sulle comunità biotiche. E' noto che il mollusco utilizza il fitoplancton per l'alimentazione, operando una selezione indiretta su quelle specie che non ingerisce, come le *Cianoficee*, alghe potenzialmente tossiche. La densità algale di *Cianoficee* negli anni studio, salvo un fenomeno isolato nel gennaio 2005, è risultata variabile, ma mai superiore al milione di individui per litro. I valori di *microcistina* rilevati negli anni (2004-2007) nella stazione di centro invaso non hanno mai superato, né avvicinato, il limite consigliato dall' Istituto Superiore di Sanità per la qualità dell'acqua potabile (1 µg/l).

Nel periodo dello studio, non si sono registrati peggioramenti della qualità delle acque dell'invaso relativamente alla vita dei pesci. L'invaso mantiene la conformità alla classificazione *ciprinidi* ai sensi del D.Lgs 152/06.

Riguardo alla qualità delle acque per la balneazione, nel periodo indagato, salvo un episodio isolato nella primavera 2004 in una stazione, i risultati confermano la conformità a quanto previsto dal DPR 470/82.

Per le acque destinate alla potabilizzazione, nel periodo 2004-2006, si è avuto un peggioramento della qualità delle acque presso la stazione denominata Andolaccio, che passa da una classificazione A2 ad una classificazione >A3. La nuova classificazione è determinata dal parametro *temperatura*, comunque derogabile ai sensi del D. Lgs 152/06, che nel periodo estivo registra livelli superiori ai valori limite previsti dalla normativa.

Per quanto riguarda gli immissari dell'invaso, si può apprezzare nel periodo studiato, in linea generale, una buona qualità biologica caratterizzata da fluttuazioni, a volte anche significative, fra valori ottimi e sufficienti. Nella stagione estiva, caratterizzata da portate scarse o nulle dei torrenti, si registrano valori di I.B.E. più bassi. I fenomeni di siccità, che spesso si protraggono anche nel periodo autunnale, resi ancora più critici da captazioni per usi vari, insieme a possibili episodi di inquinamento, rappresentano la causa principale di danno alla popolazione macrobentonica dei corsi d'acqua. Il fiume Sieve, nel periodo estate-autunno 2006, registra un significativo peggioramento della comunità macrobentonica, principalmente dovuto al modificato assetto dell'alveo e delle sponde e, molto probabilmente, a concomitanti fenomeni di inquinamento. Quest'ultimo dato in particolare, come in generale gli altri, sono confermati anche dai risultati del biomonitoraggio delle diatomee eseguito sugli stessi corsi d'acqua.

Lo studio delle condizioni trofiche dell'ecosistema lacustre di Bilancino non può considerarsi concluso, dal momento che la letteratura scientifica evidenzia come la maggior parte dei bacini artificiali pedemontani vada soggetta, nel nostro paese, a fenomeni di eutrofizzazione.

Alla luce dei risultati ottenuti ad oggi, ARPAT intende ampliare il contenuto conoscitivo e informativo, orientando le future indagini secondo l'approccio previsto dal D.Lgs 152/06, mirato a valutare soprattutto parametri come trofia, biodiversità, assetto idromorfologico, integrati con l'analisi delle pressioni.

E' infine auspicabile che, attraverso l'Osservatorio per la tutela e la valorizzazione di Bilancino, sempre più possano convergere ed integrarsi studi, esperienze, indagini e approfondimenti finalizzati a consolidare, sotto i molteplici aspetti che interessano il lago, la base conoscitiva necessaria per supportare le scelte future delle amministrazioni coinvolte.

6 Bibliografia

- APAT IRSA- CNR, *Metodi analitici per le acque*, Manuali e linee guida 29/2003, APAT, Roma, 2003.
- ARPAT- PROVINCIA DI FIRENZE, *Invaso di Bilancino. Studio e Monitoraggio della qualità delle acque*, ARPAT, Firenze, 2005.
- BRUNO M. E MELCHIORRE S., *Descrizione delle tossine algali e del loro effetto sull'uomo e sull'ambiente*, in: Rapporti ISTISAN 00/31 ISSN, Istituto Superiore di Sanità, Roma, 2000.
- DELL'UOMO A., *Assessment of water quality in an Appennine River as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses*, in: Use of algae for monitoring rivers II, Whitton B.A. & Rott E., Innsbruck, 1996.
- DELL'UOMO A., *L'indice diatomo di eutrofizzazione-polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti Linee guida APAT*, APAT, Roma, 2004.
- GHETTI P. F., *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.) I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*, Provincia Autonoma di Trento, Trento, 2001.
- HAKANSON L., *An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach*, Water research 14, 1980.
- KIMMEL ET AL., *Reservoir Primary Production Chapter 6*, in: Reservoir limnology: ecological perspectives (ed. K. W. Thornton, B. L. Kimmel and F. E. Payne), Wiley- Interscience Publication John Wiley&Sons Inc., New York, 1990.
- MORABITO G., *Influenza dei fattori ambientali sulle fioriture di Cianobatteri*, in: Rapporti ISTISAN 00/30 ISSN, Istituto Superiore di Sanità, Roma, 1999.
- MORABITO G., *Prospettive e problemi nello sviluppo di indici di qualità ecologica basati sul fitoplancton in relazione all'applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*, Biologia Ambientale 19 (1), C.I.S.B.A., Reggio Emilia, 2004.
- O.C.D.E., *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*, Organisation de coopération et de développement économiques, Parigi, 1982.
- ROTT E., *Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterisation of lakes*, Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 1984.
- WETZEL R.G., *Reservoir ecosystem: conclusions and speculations*, in: Reservoir Limnology: ecological perspectives (Thornton K.W., Kimmel B.L. & Payne F.E. eds), Wiley- Interscience Publication John Wiley&Sons Inc., New York, 1990.
- WILLEN E., *Phytoplankton in water quality assessment. An indicator concept*, in: Heinonen P., Ziglio G., Van der Becken A. – Hydrological and Limnological Aspects of lake monitoring- Wiley, 2000.
- TONOLLI V., *Introduzione allo studio della limnologia*, Istituto italiano di idrobiologia, Verbania Pallanza, 1964.
- ZELINKA M. & MARVAN P., *Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer*, Arch. Hydrobiol., 1961.