



## INDICE

1. PREMESSA	1
2. DEFINIZIONI	1
3. LE AREE SENSIBILI IN PIEMONTE E VINCOLI NORMATIVI	2
3.1 L'individuazione delle aree sensibili	2
3.2 Il Piano Stralcio Eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po	3
3.3 Il D.Lgs. 152/99	4
3.4 Normativa regionale	5
3.4.1 La politica sugli scarichi e il servizio idrico integrato	5
3.4.2 Le acque a specifica destinazione d'uso	6
3.5 Lo stato trofico dei laghi piemontesi	7
4. IL LAGO MAGGIORE	9
4.1 Inquadramento generale	10
4.2 Lo stato di qualità delle acque	15
4.2.1 Caratteristiche termiche	15
4.2.2 Caratteristiche trofiche	17
4.2.2.1 Trasparenza	17
4.2.2.2 Ossigeno disciolto	17
4.2.2.3 pH	18
4.2.2.4 Composti del fosforo	19
4.2.2.5 Composti dell'azoto	20
4.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	20
4.2.2.7 Clorofilla "a"	21
4.2.2.8 Evoluzione trofica del lago	21
4.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri	23
4.2.4 La balneabilità delle acque lacustri	24
4.3 Il bacino drenante	26
4.3.1 Inquadramento territoriale	26
4.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	27
4.3.3 Relazione tra carichi e condizioni trofiche	32
4.4 La classificazione dello stato di qualità del lago	32
4.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	32
4.4.2 Gli obiettivi del Progetto di Piano stralcio per il controllo dell'eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po (PsE)	34
4.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	35
4.6 Programmi di misure	36
5. IL LAGO DI MERGOZZO	36

5.1	Inquadramento generale	37
5.2	Lo stato di qualità delle acque	41
5.2.1	Caratteristiche termiche	41
5.2.2	Caratteristiche trofiche	42
5.2.2.1	Trasparenza	42
5.2.2.2	Ossigeno disciolto	43
5.2.2.3	pH	43
5.2.2.4	Composti del fosforo	44
5.2.2.5	Composti dell'azoto	46
5.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	47
5.2.2.7	Clorofilla "a"	47
5.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	47
5.2.3	Potenziati fattori di inquinamento delle acque lacustri	48
5.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	48
5.3	Il bacino drenante	49
5.3.1	Inquadramento territoriale	49
5.3.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	49
5.3.3	Relazioni tra carichi e condizioni trofiche	50
5.4	La classificazione dello stato di qualità del lago	51
5.4.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	51
5.5	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	53
5.6	Programmi di misure	53
6.	IL LAGO D'ORTA	54
6.1	Inquadramento generale	55
6.2	Lo stato di qualità delle acque	57
6.2.1	Caratteristiche termiche	57
6.2.2	Caratteristiche trofiche	59
6.2.2.1	Trasparenza	59
6.2.2.2	Ossigeno disciolto	60
6.2.2.3	pH	61
6.2.2.4	Composti del fosforo	62
6.2.2.5	Composti dell'azoto	63
6.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	64
6.2.2.7	Clorofilla "a"	65
6.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	65
6.2.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)	65
6.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	67
6.3	Il bacino drenante	68
6.3.1	Inquadramento territoriale	68
6.3.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	69
6.3.3	Relazioni tra carichi e condizioni trofiche	70
6.4	La classificazione dello stato di qualità del lago	71

6.4.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	71
6.5	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	72
6.6	Programmi di misure	73
7.	IL LAGO DI VIVERONE	74
7.1	Inquadramento generale	75
7.2	Lo stato di qualità delle acque	78
7.2.1	Caratteristiche termiche	78
7.2.2	Caratteristiche trofiche	79
7.2.2.1	Trasparenza	79
7.2.2.2	Ossigeno disciolto	80
7.2.2.3	pH	80
7.2.2.4	Composti del fosforo	81
7.2.2.5	Composti dell'azoto	83
7.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	84
7.2.2.7	Clorofilla "a"	84
7.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	85
7.2.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)	86
7.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	86
7.3	Il bacino drenante	87
7.3.1	Inquadramento territoriale	87
7.3.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	88
7.3.3	Relazione tra carichi e condizione trofica	89
7.4	La classificazione dello stato di qualità del lago	91
7.4.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	91
7.5	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	92
7.6	Programmi di misure	93
8.	IL LAGO DI CANDIA	94
8.1	Inquadramento generale	95
8.2	Lo stato di qualità delle acque	97
8.2.1	Caratteristiche termiche	97
8.2.2	Caratteristiche trofiche	98
8.2.2.1	Trasparenza	98
8.2.2.2	Ossigeno disciolto	99
8.2.2.3	pH	99
8.2.2.4	Composti del fosforo	100
8.2.2.5	Composti dell'azoto	101
8.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	103
8.2.2.7	Clorofilla "a"	103
8.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	103
8.2.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)	104
8.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	104

8.3	Il bacino drenante	105
8.3.1	Inquadramento territoriale	105
8.3.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	105
8.3.3	Relazione tra carichi e condizioni trofiche	107
8.4	La classificazione dello stato di qualità del lago	108
8.4.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	108
8.5	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	109
8.6	Programmi di misure	110
9.	I LAGHI DI AVIGLIANA	111
9.1	Inquadramento generale	112
9.2	Lo stato di qualità delle acque: Lago Piccolo di Avigliana	115
9.2.1	Caratteristiche termiche	115
9.2.2	Caratteristiche trofiche	117
9.2.2.1	Trasparenza	117
9.2.2.2	Ossigeno disciolto	117
9.2.2.3	pH	118
9.2.2.4	Composti del fosforo	119
9.2.2.5	Composti dell'azoto	120
9.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	121
9.2.2.7	Clorofilla "a"	122
9.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	122
9.2.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)	123
9.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	123
9.3	Lo stato di qualità delle acque: Grande di Avigliana	123
9.3.1	Caratteristiche termiche	124
9.3.2	Caratteristiche trofiche	126
9.3.2.1	Trasparenza	126
9.3.2.2	Ossigeno disciolto	126
9.3.2.3	pH	127
9.3.2.4	Composti del fosforo	128
9.3.2.5	Composti dell'azoto	130
9.3.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	131
9.3.2.7	Clorofilla "a"	131
9.3.2.8	Evoluzione trofica del lago	132
9.3.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)	132
9.3.4	La balneabilità delle acque lacustri	133
9.4	Il bacino drenante	133
9.4.1	Inquadramento territoriale	133
9.4.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti ai due laghi	134
9.4.3	Relazione tra carichi e condizioni trofiche	135
9.5	La classificazione dello stato di qualità del lago	137
9.5.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	137

9.6	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	140
9.6.1	Lago Piccolo	140
9.6.2	Lago Grande	141
9.7	Programmi di misure	142
9.7.1	Lago Piccolo	142
9.7.2	Lago Grande	142
10.	IL LAGO SIRIO	144
10.1	Inquadramento generale	145
10.2	Lo stato di qualità delle acque	146
10.2.1	Caratteristiche termiche	146
10.2.2	Caratteristiche trofiche	148
10.2.2.1	Trasparenza	148
10.2.2.2	Ossigeno disciolto	148
10.2.2.3	pH	149
10.2.2.4	Composti del fosforo	150
10.2.2.5	Composti dell'azoto	152
10.2.2.6	Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante	153
10.2.2.7	Clorofilla "a"	153
10.2.2.8	Evoluzione trofica del lago	154
10.2.3	Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri	154
10.2.4	La balneabilità delle acque lacustri	155
10.3	Il bacino drenante	155
10.3.1	Inquadramento territoriale	155
10.3.2	Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago	156
10.3.3	Relazione tra carichi e condizione trofica	157
10.4	La classificazione dello stato di qualità del lago	158
10.4.1	Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità	158
10.5	Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago	160
10.6	Programmi di misure	160
11.	CONCLUSIONI: SINTESI DELLE CRITICITÀ E INTERVENTI PREVISTI	161

## APPENDICE 1 - Appendice metodologica

## 1. PREMESSA

Nella presente relazione si riassumono alcuni degli elementi conoscitivi raccolti, analizzati ed utilizzati nell'ambito della terza fase del progetto "INDAGINI E STUDI FINALIZZATI ALLA PREDISPOSIZIONE DEL PIANO DI TUTELA DELLE ACQUE DI CUI AL DECRETO LEGISLATIVO 152/1999", denominata "**Analisi dell'impatto esercitato dall'attività antropica: meccanismi di diffusione e valutazione dei carichi inquinanti**", con particolare riferimento alle problematiche relative all'inquinamento nelle cosiddette aree sensibili, individuate fondamentalmente come i sistemi idrici eutrofizzati o a rischio di eutrofizzazione.

Nel seguito sono pertanto riassunte le attività conoscitive e valutative relative alle aree sensibili individuate dalla Regione Piemonte sulla base delle storiche attività di monitoraggio quali-quantitativo dei corpi idrici, tenendo in considerazione tutto il bagaglio conoscitivo derivante dagli studi pregressi (Autorità di Bacino del Po, Regione Piemonte, CNR – Istituto per lo studio degli Ecosistemi. – Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne – e altri) ed in particolare dalle attività di controllo della Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere per quanto riguarda l'area del Lago Maggiore.

Definite quindi le aree soggette a inquinamento da nutrienti, partendo dalla delimitazione del bacino drenante che contribuisce a tale inquinamento, sono analizzate tutte le pressioni antropiche (prelievi, scarichi depurati e non e carichi di origine diffusa) su di esso localizzate; sono quindi descritte le condizioni attuali di stato qualitativo (sulla base dei monitoraggi ARPA 2001-2002), i trend evolutivi dei livelli trofici e sono sintetizzati alcuni elementi valutativi in merito alle azioni da applicare a tali aree individuate per il raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale dei corpi idrici recettori.

È importante segnalare che il decreto 152/99 prevede che ogni quattro anni si provveda alla reidentificazione delle aree sensibili.

## 2. DEFINIZIONI

Ai fini della prima individuazione sul territorio regionale, il D. Lgs.152/99 – art.18 indica che sono designabili come aree sensibili:

- 1. i laghi (come definiti nell'allegato 6) nonché i corsi d'acqua ad essi afferenti per un tratto di 10 chilometri dalla linea di costa;*
- 2. le zone umide individuate ai sensi della convenzione di Ramsar del 2 febbraio 1971, resa esecutiva, con decreto del Presidente della Repubblica 13 marzo 1976, n. 448;*
- 3. i corpi idrici ove si svolgono attività tradizionali di produzione ittica sostenibile che necessitano di tutela.*

La definizione specifica di “aree sensibili”, riportata in Allegato 6, del decreto è la seguente.

*“Si considera area sensibile un sistema idrico classificabile in uno dei seguenti gruppi:*

- a) *laghi naturali, altre acque dolci, estuari e acque del litorale già eutrofizzati, o probabilmente esposti a prossima eutrofizzazione, in assenza di interventi protettivi specifici.*

*Per individuare il nutriente da ridurre mediante ulteriore trattamento, vanno tenuti in considerazione i seguenti elementi:*

i) *nei laghi e nei corsi d'acqua che si immettono in laghi/bacini/baie chiuse con scarso ricambio idrico e ove possono verificarsi fenomeni di accumulazione la sostanza da eliminare è il fosforo, a meno che non si dimostri che tale intervento non avrebbe alcun effetto sul livello dell'eutrofizzazione. Nel caso di scarichi provenienti da ampi agglomerati si può prevedere di eliminare anche l'azoto;*

*.....(omissis)*

- b) *acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile che potrebbero contenere, in assenza di interventi, una concentrazione di nitrato superiore a 50 mg/l (stabilita conformemente alle disposizioni pertinenti della direttiva 75/440 concernente la qualità delle acque superficiali destinate alla produzione d'acqua potabile)*

- c) *aree che necessitano, per gli scarichi afferenti, di un trattamento supplementare al trattamento secondario al fine di conformarsi alle prescrizioni previste dalla presente norma.*

*Ai sensi del comma 2 punto a) dell'articolo 18, sono da considerare in prima istanza come sensibili i laghi posti ad un'altitudine sotto i 1.000 m sul livello del mare e aventi specchio liquido almeno di 0.3 km<sup>2</sup>. “*

### **3. LE AREE SENSIBILI IN PIEMONTE E VINCOLI NORMATIVI**

#### **3.1 L'individuazione delle aree sensibili**

Sul territorio regionale il monitoraggio delle concentrazioni di nutrienti, fosforo e azoto, mostra alcune situazioni particolari a rischio di eutrofizzazione; ma solo le aree che rispondono all'accezione del D. Lgs. 152/99 sono individuate come “sensibili”.

Pertanto, attualmente possono essere considerate aree sensibili in Piemonte solo i principali laghi, molto studiati e conosciuti perché su di essi sono condotte sia le analisi secondo il D. Lgs. 152/99, sia, per alcuni di essi, indagini per approfondire le conoscenze limnologiche delle acque lacustri.

Una prima identificazione delle aree sensibili sul territorio piemontese, secondo i criteri di individuazione stabiliti dal D.Lgs. 152/99 e s.m.i., (Art. 18 “Aree sensibili” - Allegato 6 - “Criteri per la individuazione delle aree sensibili”), ha portato a individuare come tali (recepiti dalla giunta regionale con il DGR n. 46) i principali laghi localizzati nel torinese, nel biellese e nel verbano (Maggiore, Mergozzo, Orta, Viverone, Candia, i due di Avigliana e il Sirio) per i quali sono evidenti, seppur a

diverso livello, le storiche problematiche degli impatti dei nutrienti sulla qualità delle acque e dell'ambiente acquatico in generale, in termini di eutrofizzazione.

Con il recepimento della direttiva 91/271/CEE, concernente il trattamento Acque Reflue Urbane e con il D.Lgs. 152/99 e s.m.i., all'Art. 32 "Scarichi di acque reflue urbane in corpi idrici ricadenti in aree sensibili" ed all'Allegato 5, vengono definite le disposizioni che le regioni devono adottare per tutelare le aree sensibili, imponendo precisi requisiti relativi alla riduzione del carico complessivo (di fosforo, per i laghi ed i relativi bacini drenanti, - cfr. Allegato 6) in entrata ai depuratori, "all'interno dei bacini drenanti afferenti alle aree sensibili."

Secondo l'articolo 32 del D.L. 152/99 il quale stabilisce che *"le acque reflue urbane provenienti da agglomerati con oltre 10.000 abitanti equivalenti, che scaricano in acque recipienti individuate quali aree sensibili, devono essere sottoposte ad un trattamento più spinto di quello previsto dall'articolo 31 comma 3, secondo i requisiti specifici indicati nell'allegato 5."*, occorre una ricognizione in Piemonte dei laghi che rientrano in tali condizioni. Si può affermare con un certo margine di certezza che gli unici laghi piemontesi ricadenti in tali condizioni sono il Lago Maggiore e l'Orta con i relativi bacini drenanti.

La Commissione Internazionale per la Protezione delle acque comuni Italo-Svizzere CIPAIS, in relazione al Lago Maggiore e al Lago d'Orta, quest'ultimo considerato come bacino drenante afferente al Lago Maggiore, stabilisce che le prescrizioni di cui all'Art. 32 sono già soddisfatte per il Maggiore, mentre per l'Orta e bacino, inteso come entità a sé stante, necessitano di approfondimenti.

Nei paragrafi successivi verranno presi in considerazione e approfonditi tutti gli aspetti normativi legati agli obblighi di legge previsti per la salvaguardia delle aree sensibili individuate.

### **3.2 Il Piano Stralcio Eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po**

Il Progetto di Piano stralcio per il controllo dell'eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po (nel seguito Pse) definisce, in conformità a quanto stabilito dal D. Lgs. 152/99 e successive modifiche, gli obiettivi a scala di bacino e le priorità di intervento riferiti specificatamente al controllo dell'eutrofizzazione delle acque interne, tenendo conto di quanto disposto dalla L. 36/94 in termini di riequilibrio dei prelievi idrici e di riutilizzo delle acque reflue. Le Regioni recepiscono tali obiettivi e le relative priorità nell'ambito dei Piani di tutela.

Ai fini del controllo della trofia delle acque interne, e quindi del Mare Adriatico, sono state definite le concentrazioni massime ammissibili di fosforo totale per sezioni strategiche lungo l'asta del Fiume Po e per i Grandi laghi prealpini. Il raggiungimento di tali concentrazioni costituisce obiettivo strategico sia del Pse sia del presente PTA regionale.

Il controllo dell'eutrofizzazione delle acque interne è quindi da attuarsi attraverso una riduzione del carico di nutrienti tale da assicurare il raggiungimento dello stato trofico ritenuto accettabile per le finalità del Pse.

Ai fini della pianificazione delle azioni e del controllo degli effetti, lo stato trofico di riferimento è stato espresso in termini di valori di concentrazione massima ammissibile fissati in punti ritenuti strategici, in quanto indicativi dello stato qualitativo delle acque a scala di bacino.

Il Pse per i corsi d'acqua definisce quindi una massima concentrazione ammissibile di fosforo espressa come concentrazione media raggiunta attraverso la determinazione del carico massimo ammissibile.

Poiché obiettivo del Pse è una concentrazione di 0.10 mg/l di fosforo totale alla sezione di chiusura del bacino a Pontelagoscuro, viene assegnata una concentrazione massima ammissibile pari a 0.10 mg/l nella sezione di Isola S. Antonio nel 2016 (0.12 mg/l nel 2008), sezione di chiusura del bacino del Po piemontese.

La concentrazione massima ammissibile di fosforo totale per i Grandi laghi prealpini è stata definita, invece, a partire dalla comparazione dell'attuale concentrazione di fosforo con quella naturale. Dato lo scostamento medio osservato tra il valore attuale e quello naturale, l'obiettivo del PsE al 2016 è pari alla concentrazione naturale di fosforo di ogni corpo idrico interessato, incrementata del 25%. È stato inoltre fissato un obiettivo intermedio al 2008 pari ad una concentrazione di fosforo totale non superiore ad un incremento del 50% della concentrazione obiettivo finale.

Anche la CIP AIS (Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere) riprende tali limiti di carico ammissibile per il Lago Maggiore e ne definisce un valore massimo di fosforo pari a 200 t/a.

### **3.3 Il D.Lgs. 152/99**

Il D. Lgs. 152/99, (Capo III – Tutela qualitativa della risorsa: disciplina degli scarichi), indica che, in recepimento della direttiva 91/271/CEE, con termine il 31/12/98, per le acque reflue urbane che si immettono in acque recipienti considerate "aree sensibili", gli agglomerati con oltre 10.000 abitanti equivalenti devono essere provvisti di rete fognaria.

Inoltre, l'art.31 stabilisce che, entro il 31/12/2005, anche tutte le acque reflue urbane provenienti da agglomerati con più di 2000 abitanti equivalenti devono essere convogliate in reti fognarie e sottoposte, prima dello scarico, a trattamento secondario o equivalente.

L'Art. 32 specifica, quindi, che gli scarichi in corpi idrici ricadenti in "aree sensibili" di acque reflue urbane provenienti da agglomerati con oltre 10.000 abitanti equivalenti devono essere sottoposte, ad

un trattamento più spinto che raggiunga, per i parametri azoto totale e fosforo totale, le concentrazioni o le percentuali di riduzione del carico inquinante indicate nella Tabella 3.1 seguente.

Parametri (media annua)	Potenzialità impianto in A.E.			
	10.000 - 100.000		> 100.000	
	Concentrazione	% di riduzione	Concentrazione	% di riduzione
Fosforo totale (P mg/l)	≤2	80	≤1	80
Azoto totale (N mg/l)	≤15	70-80	≤10	70-80

Tabella 3.1 - Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili.

Però tali disposizioni, da imporsi secondo le cadenze temporali indicate dal decreto, non si applicano nelle aree sensibili in cui può essere dimostrato che la percentuale minima di riduzione del carico complessivo in ingresso a tutti gli impianti di trattamento delle acque reflue urbane è pari almeno al 75% per il fosforo totale ovvero per almeno il 75% per l'azoto totale.

È necessario, quindi, individuare tra gli scarichi provenienti dagli impianti di trattamento delle acque reflue urbane situati all'interno dei bacini drenanti afferenti alle aree sensibili, quelli che, contribuendo all'inquinamento di tali aree, sono da assoggettare a diverso trattamento in funzione del raggiungimento dell'obiettivo di qualità dei corpi idrici ricettori.

Infine, per i reflui industriali, per i quali non sussistono generalmente particolari vincoli se non quelli relativi ai limiti di emissione, è consentito lo scarico diretto nelle acque superficiali di "aree sensibili" ma con limiti di emissione pari a quelli definiti per impianti civili oltre i 100.000 abitanti equivalenti.

### 3.4 Normativa regionale

#### 3.4.1 La politica sugli scarichi e il servizio idrico integrato

In Regione Piemonte, la legge regionale n.13 del 26/3/1990 (ex L.319/76) ha disciplinato gli scarichi delle pubbliche fognature e degli insediamenti civili.

Questa legge, oltre ad imporre agli enti gestori del pubblico servizio di fognatura e depurazione il rispetto di standard di carico finale differenziati in base alla classificazione delle reti, consente agli stessi di disciplinare in modo più organico tutti gli aspetti inerenti il sistema e in particolare di stabilire norme, prescrizioni regolamentari e limiti di accettabilità per gli scarichi produttivi allacciati alla fognatura rapportati alla capacità depurativa dell'impianto centralizzato.

La legge n.36 del 5/1/94 (“Legge Galli”), affermando la priorità del consumo umano sugli altri utilizzi, ha dettato disposizioni in materia di riorganizzazione dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione dell’acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue in un unico sistema idrico integrato.

La Regione Piemonte ha dato attuazione a tale legge con la legge regionale n.13 del 20/1/97, che ha permesso la delimitazione del territorio regionale in 6 ambiti territoriali ottimali (A.T.O.), presupposto della riorganizzazione dei servizi idrici nella realtà piemontese.

### 3.4.2 Le acque a specifica destinazione d’uso

Poiché le aree sensibili in Piemonte sono attualmente i principali laghi e poiché alcuni di questi sono classificati per specifiche destinazioni d’uso, si ritiene necessario integrare il quadro normativo regionale anche rispetto a questo aspetto.

Fra le acque a specifica destinazione funzionale sono riconosciute in Piemonte quelle ad uso potabile, quelle destinate alla balneazione e quelle idonee alla vita dei pesci.

La qualità delle acque destinate al consumo umano deriva dalla legislazione relativa agli aspetti igienico-sanitari del Decreto del Presidente della Repubblica n.515 del 3/7/1982, la cui disciplina si richiama completamente nel D. Lgs. 152/99. Le acque sono classificate secondo 3 categorie di trattamento, alle quali corrispondono 3 diverse classi di qualità.

Ulteriore elemento sviluppato dal D. lgs. 152/99 è relativo alle disposizioni riguardanti la tutela delle fonti di approvvigionamento. Le “aree sensibili” riguardano pertanto anche gli aspetti di tutela delle acque a scopo approvvigionamento potabile.

Il D.Lgs. 130/92, recependo la direttiva europea sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci, ha introdotto il concetto di obiettivi di qualità ecologica attraverso la valutazione ed il monitoraggio di alcuni parametri del corpo idrico significativi.

La Regione ha quindi designato e classificato nel proprio territorio le acque dolci salmonicole o ciprinicole, che possono essere idonee o meno alla vita dei pesci in relazione ai limiti di accettabilità previsti dal decreto. Di fatto in Piemonte sono stati designati come idonei alla vita dei pesci solo alcuni tratti fluviali, senza vincolare laghi o altre aree ad acque non correnti.

Pertanto i tratti fluviali attualmente classificati come idonei alla vita dei pesci sono a tutti gli effetti acque a specifica destinazione d’uso, la cui non conformità, secondo i parametri di legge attualmente in vigore, deve essere analizzata e ricondotta agli specifici obiettivi qualitativi.

È da tenere in conto per la pianificazione a scala regionale, il fatto che i laghi naturali e artificiali, gli stagni e altri corpi idrici situati in aree protette (parchi nazionali e riserve naturali dello stato, parchi e riserve naturali regionali) possono essere comunque privilegiati nella designazione delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci.

Le zone umide o altre zone di rilevante interesse scientifico, naturalistico, ambientale o produttivo possono essere individuate come aree sensibili ma essere anche soggette ad ulteriori limitazioni o essere indicate per specifiche destinazioni d'uso.

Similmente molti laghi sono anche balneabili; pertanto le acque lacustri devono essere conformi a specifici valori tabellari. Se non lo sono, è necessario raccogliere tutte le informazioni relative alle cause di non idoneità e indicare le misure che si intendono adottare, perché spesso l'inagibilità alla balneazione può essere ricondotta a scarsa qualità generale delle acque lacustri, anche riguardo ai problemi di eutrofizzazione.

### **3.5 Lo stato trofico dei laghi piemontesi**

L'eutrofizzazione è un fenomeno degenerativo causato dall'eccessiva moltiplicazione delle alghe unicellulari normalmente presenti nelle acque lacustri. Il fenomeno si rende evidente con la perdita di trasparenza delle acque e, in casi estremi, con morie di pesci causate dalla deossigenazione delle acque profonde.

È ormai ampiamente riconosciuto che la proliferazione delle alghe è causata dalla presenza nelle acque di quantità eccessive di composti del fosforo e dell'azoto, che funzionano da "fertilizzanti". Pertanto l'eutrofizzazione è "accelerata" dalle attività antropiche (principalmente l'agricoltura intensiva e l'urbanizzazione) che insistono sul bacino o direttamente sullo stesso corpo idrico, poiché spesso esse determinano un notevole incremento di apporto di nutrienti.

Il rischio legato ai fenomeni di proliferazione algale nelle acque lacustri è definibile attraverso le categorie di "stato trofico" così specificate:

- oligotrofia, i laghi che si trovano in questo stato trofico non presentano rischio di insorgenza di fenomeni degenerativi;
- mesotrofia, rischio moderato;
- eutrofia, rischio elevato.

Lo stato trofico nei singoli laghi è regolato da una serie di fattori che possono, a parità di carichi inquinanti afferenti al corpo idrico, indurre risposte differenti (Figura 3-1).

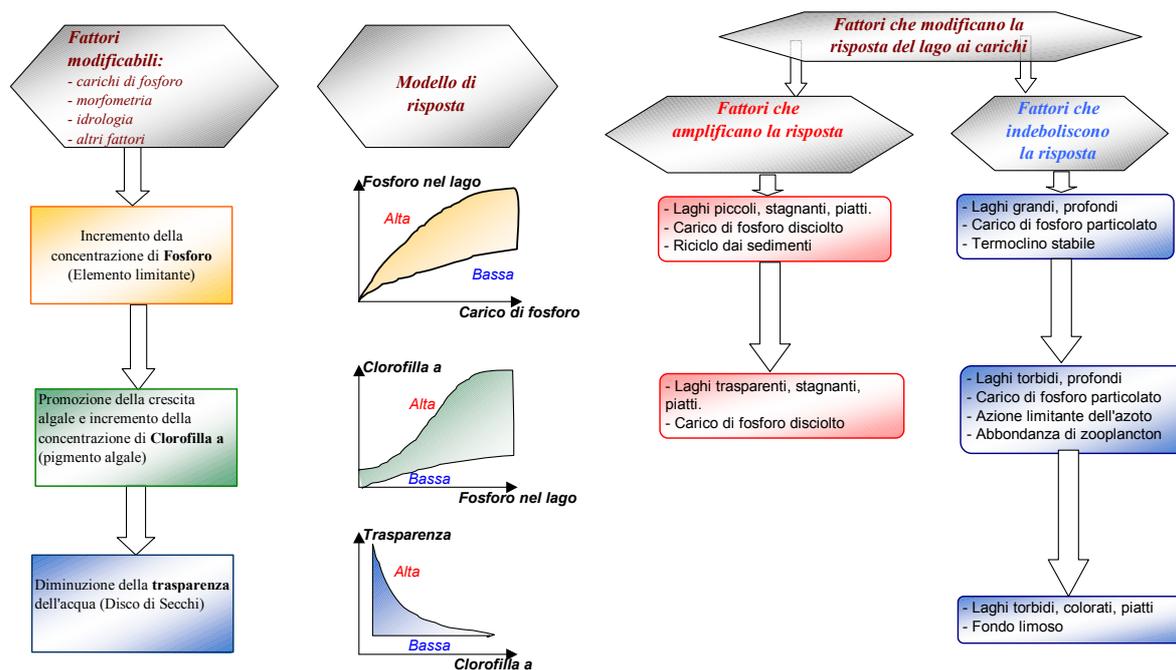


Figura 3-1 - Fattori che regolano lo stato trofico di un lago (fonte: U.S. EPA).

L'attuale stato trofico dei laghi significativi piemontesi (fonte ARPA 2002) valutato sulla base dei monitoraggi condotti è il seguente riportato nella tabella seguente

LAGO	SUPERFICIE (km <sup>2</sup> )	PROFONDITÀ MASSIMA (m)	STATO TROFICO ATTUALE
Maggiore	212.5	372	oligotrofia
Orta	18	143	oligotrofia
Mergozzo	1.83	73	oligotrofia
Candia	1.69	8	mesotrofia
Avigliana (Lago Grande di Avigliana)	0.84	26	eutrofia
Trana (Lago Piccolo di Avigliana)	0.58	12	mesotrofia
Viverone	5.78	50	eutrofia

Tabella 3-2 -Stato trofico dei laghi significativi (fonte ARPA 2002).

Il lago Sirio, corpo idrico non significativo ma di interesse naturalistico-ambientale, è inserito nell'elenco delle aree sensibili e presenta uno stato di meso-eutrofia.

Nei capitoli successivi, sono illustrate per ciascuno degli 8 laghi individuati e dei relativi bacini imbriferi, le caratteristiche morfologiche e limnologiche, l'evoluzione trofica recente, le criticità ambientali riscontrate; il quadro conoscitivo pregresso, definito sulla base dei più recenti studi e del monitoraggio ambientale in atto, è stato la base per la definizione di interventi finalizzati al miglioramento o mantenimento della qualità della risorsa idrica in relazione agli obiettivi ambientali fissati.

#### **4. IL LAGO MAGGIORE**

Un recentissimo rapporto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIP AIS), "Rapporto sullo stato attuale e fabbisogni di opere per la protezione delle acque Italo-Svizzere", settembre 2003, riporta l'analisi dello stato qualitativo attuale delle acque del Lago Maggiore condotta attraverso il monitoraggio continuo e la ricerca limnologica dal CNR – Istituto per lo studio degli Ecosistemi. – Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne – Verbania Pallanza. Nello studio si pone in evidenza il fatto che negli ultimissimi anni lo stato trofico del Lago Maggiore è risultato sostanzialmente soddisfacente, con valori discreti di ossigeno ipolimnico, buona trasparenza delle acque e livelli complessivi di fosforo totale relativamente limitati, che evidenziano condizioni di oligotrofia. Si valuta, infatti, che il carico medio di fosforo totale riversato nel lago nell'anno 2001 (224 tonnellate/anno) risulta di poco superiore al valore posto come massimo ammissibile (200 t/a) per il contenimento dei processi di eutrofizzazione.

Anche i risultati del monitoraggio ARPA sul biennio 2001-2002 evidenziano un buono stato ecologico del Verbano: secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato al nuovo criterio di classificazione CSE - Classificazione dello Stato Ecologico - proposto dall'IRSA, il Lago Maggiore ricade nella classe di qualità 2, che esprime un giudizio *buono* dello stato ecologico.

Ciò porta a valutare positivamente tutte le azioni poste in atto dalle amministrazioni riguardo al collettamento e depurazione dei reflui civili, ritenuti la principale fonte di nutrienti dal bacino afferente al lago, che negli ultimi anni è risultato prevalentemente balneabile.

Studi approfonditi evidenziano, però, alcune aree potenzialmente più fragili e suscettibili di arricchimento trofico indesiderato. Inoltre anche la vulnerabilità all'inquinamento batteriologico di alcune zone dimostra come i livelli di depurazione siano ancora molto variabili in relazione alle condizioni pluviometriche e idrologiche sull'intero bacino, che causano abbassamenti anche notevoli della resa e della funzionalità depurativa a causa degli sfioratori di piena.

È necessario infine segnalare una importante criticità ambientale attuale del lago Maggiore, ovvero l'inquinamento da sostanze fortemente tossiche, ed in particolare il DDT (insetticida clorurato), che

nonostante il divieto di produzione, commercio e utilizzo in quasi tutto il mondo<sup>1</sup>, è stato riscontrato in concentrazioni significative (accertato nell'estate del 1996) nelle acque e specialmente nei sedimenti del lago e del Fiume Toce, a causa della pluridecennale produzione negli stabilimenti industriali a Pieve Vergonte, un comune sul Toce, poco distante dal lago.

Il DDT, come altri pesticidi clorurati, e nel 1996 è stato bandito in Italia a causa della sua tossicità e della sua elevata persistenza nell'ambiente.

Anche se la contaminazione da DDT non aveva prodotto effetti sulla qualità delle acque lacustri tali da pregiudicarne l'utilizzo balneare, nei sedimenti e nella fauna acquatica si rilevarono concentrazioni rilevanti, che indussero le autorità sanitarie ad adottare misure restrittive, in parte tutt'ora vigenti, riguardo il consumo alimentare dei pesci e quindi, specialmente, riguardo alla pesca di alcune specie ittiche.

Attualmente l'insediamento industriale di Pieve Vergonte è stato oggetto di numerosi interventi (fra cui la messa in sicurezza dell'impianto e il risanamento e protezione delle acque di falda), e benché le attività di bonifica dell'area contaminata siano iniziate, i fenomeni di accumulo del DDT nell'ecosistema lacuale continuano e si ritiene continueranno per lungo tempo, anche successivamente all'eliminazione totale delle fonti dirette di inquinamento.

A partire dall'aprile 2001, la Commissione internazionale per la Protezione delle Acque italo-svizzere ha predisposto un progetto di monitoraggio del DDT nell'ecosistema del Lago Maggiore a lunga scadenza, della durata di 5 anni, allargato anche all'indagine sulla presenza nei vari comparti ambientali di contaminanti metallici tossici e di altri pesticidi.

#### **4.1 Inquadramento generale**

Il Lago Maggiore, altresì detto Verbano, è collocato a sud della catena alpina ad un'altitudine di 193,8 m s.l.m.

È il secondo lago italiano per superficie (212 km<sup>2</sup>), profondità massima (370 m) e volume (37,5 km<sup>3</sup>). Possiede una lunghezza massima di 54 km e una larghezza massima di 10 km; il perimetro del bacino lacustre misura 170 km e l'indice di sinuosità è pari a 3,29. La Tabella 4-1 riporta tutte le principali caratteristiche morfometriche del lago in esame e la batimetria è illustrata dalla Figura 4-1.

Il Lago Maggiore è un bacino naturale con variazioni di livello regolate artificialmente a causa dei prelievi idrici a scopo irriguo a carico dell'emissario Fiume Ticino, appartenente al bacino idrografico di quest'ultimo.

---

<sup>1</sup> l'uso del DDT è vietato fin dal 1978 con l'eccezione di alcune applicazioni in floricoltura e in ambito zootecnico, mentre la produzione è stata consentita in Italia fino al 1996.

Il Verbano appartiene ai grandi laghi glaciali terminali prealpini, la cui conca lacustre si formò durante un periodo di 100.000 anni a seguito dell'azione di escavazione di due ghiacciai Würmiani che dalle Alpi scendevano lungo le valli attualmente occupate dai fiumi Ticino e Toce, rimodellando le incisioni fluviali che risalivano al periodo Messiniano.

L'avanzamento di tali ghiacciai ha determinato la deposizione di una grande quantità di materiale roccioso che essi portavano sul fronte in corrispondenza dello sbocco in pianura, dando luogo ad una sorta di sbarramento, detto "anfiteatro morenico". La conca formatasi in tal modo è stata occupata dall'acqua circa 15.000 anni fa, nel momento in cui iniziò il ritiro dei ghiacciai, al termine dell'era quaternaria, dando luogo appunto ad un grandissimo lago glaciale. Esso, avendo occupato una valle glaciale, è per lunghi tratti delimitato da pareti rocciose molto ripide, raggiungendo le massime profondità in prossimità del centro del bacino.

L'unico emissario del Lago Maggiore è costituito dal Fiume Ticino, che segna il confine tra Lombardia e Piemonte fino all'ingresso nella provincia di Pavia, per poi immettersi nel Po.

Il lago risulta ubicato entro un'area elvetica compresa nel Cantone Ticino e in due zone, separate, in territorio italiano: una a Est, in Provincia di Varese, e una a Ovest in Piemonte (nelle province di Novara e Verbania). La superficie del lago è compresa per l'80% in territorio nazionale, mentre solo il 20% rientra in territorio svizzero.

<b>NOME</b>		MAGGIORE O VERBANO
<b>TIPO</b>		NATURALE REGOLATO
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		VB-47
<b>BACINO</b>		F. TICINO
<b>ORIGINE</b>		ESCAVAZIONE FLUVIALE E RIMODELLAMENTO GLACIALE
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	472083
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	5090440
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	193,8
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	37,5
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	370
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	177
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	54
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	10
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	170
<b>SUPERFICIE TOTALE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	212,5
<b>SUPERFICIE IN PIEMONTE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	93,8
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	6599

Tabella 4-1 - Principali caratteristiche del Lago Maggiore.

Le ARPA e le ASL di competenza risultano essere, rispettivamente, quelle di Novara e V.C.O., e le numero 13 e 14; il Lago Maggiore ricade nell'A.T.O. 1.

Sul territorio del Lago Maggiore insistono, in sponda piemontese, alcune aree protette, quali la Riserva Naturale Speciale di Fondotoce, la Riserva Naturale Speciale dei Canneti di Dormelletto e il Parco Naturale dei Lagoni di Mercurago.

La Riserva Naturale di Fondotoce, estesa 360 ettari, comprende il più esteso canneto sulla sponda piemontese del Lago Maggiore, con un elevato valore naturalistico dovuto al carattere quasi relittuale di questo habitat e alla presenza di numerose specie ornitologiche sia stanziali che migratorie. La Riserva Naturale Speciale dei Canneti di Dormelletto comprende, invece, 157 ettari di canneto sulla sponda sud-occidentale del Lago Maggiore, e rappresenta uno degli ultimi esempi nel novarese di zona di transizione tra terra ed acqua a prevalente vegetazione spontanea. Il Parco Naturale dei Lagoni di Mercurago, infine, occupa 470 ettari di area collinare morenica, caratterizzata da boschi misti, prati-pascoli, stagni e paludi, di elevato valore botanico ed archeologico.

La comunità ittica del Lago Maggiore è caratterizzata dalla presenza di molte specie, tra le quali assume un significato particolare il popolamento di coregoni (*Coregonus* sp.), che rappresenta la componente più abbondante della biomassa ittica del lago. I coregoni, presenti con tre forme, rappresentavano anche la specie di maggior interesse della pesca professionale, prima del divieto di pesca causato dall'inquinamento del lago da DDT. Le altre specie pregiate comprendono: la trota lacustre (*Salmo trutta trutta*), la trota fario (*salmo trutta*), e la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*).

Ancora nell'ambito dei Salmonidi si osserva la presenza di una popolazione di salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), di consistenza piuttosto scarsa.

Tra le altre specie di particolare rilievo è abbondante la popolazione di pesce persico (*Perca fluviatilis*), Luccio (*Esox lucius*), l'agone (*alosa fallax lacustris*), il lucioperca (*Stizostedion lucioperca*), che pare in espansione.

L'anguilla (*Anguilla anguilla*) è in calo, impedita nella colonizzazione del lago dalle dighe poste lungo il Ticino e, in particolare da quella di Porto della Torre; un'altra specie di rilievo è la bottatrice (*Lota lota*).

Tra i Ciprinidi si segnala la presenza dell'alborella (*Alburnus alburnus alborella*), del cavedano (*Leuciscus cephalus*), del pigo (*Rutilus pigo*), della savetta (*Chondrostoma soetta*), della tinca (*Tinca tinca*) e della scardola (*Scardinius erythrophthalmus*).

In espansione è una specie esotica proveniente dal Ceresio, il gardon, che viene costantemente pescato in tutto il lago e che sta già colonizzando anche il Ticino emissario.

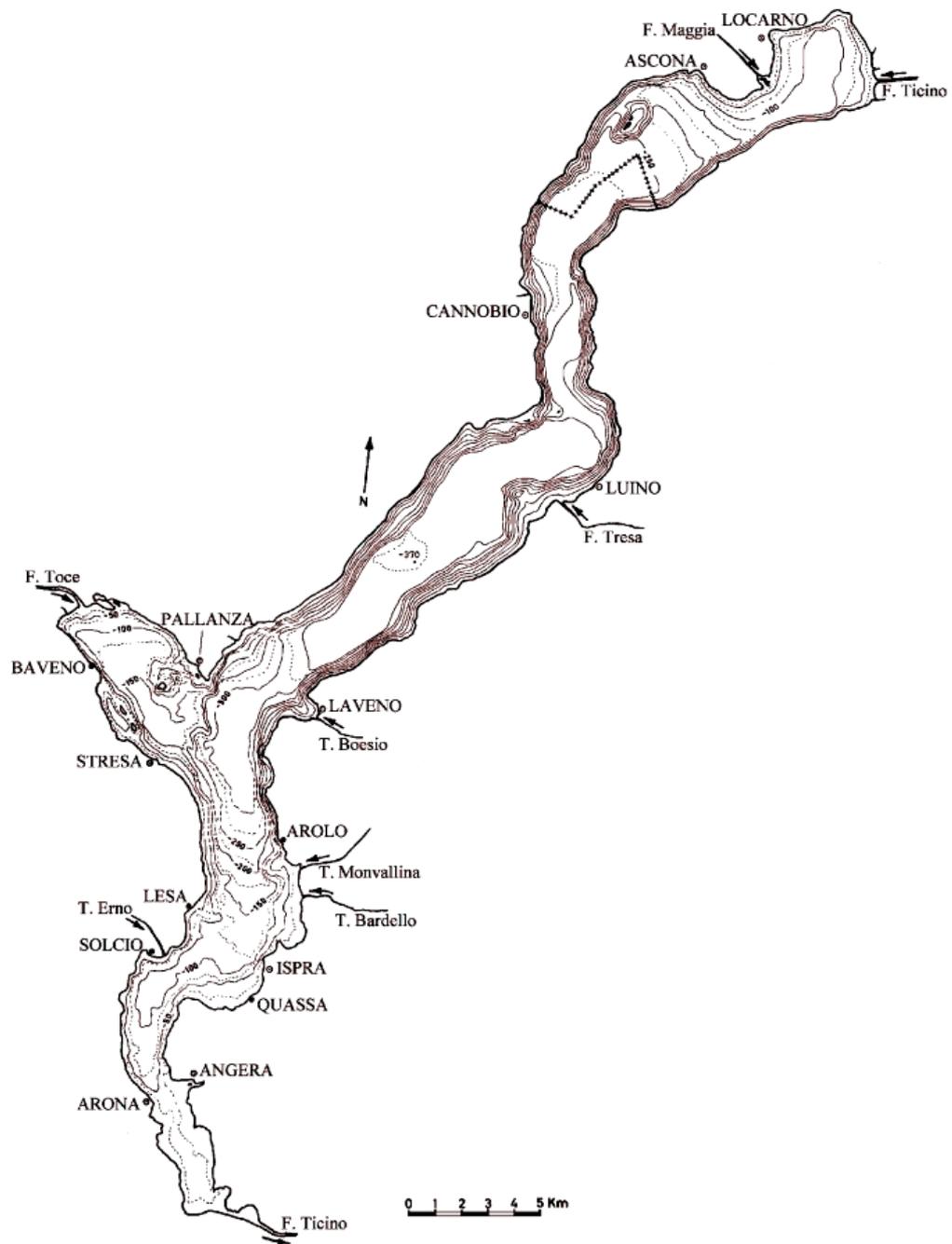


Figura 4-1 -Carta delle isobate del Lago Maggiore.

## 4.2 Lo stato di qualità delle acque

### 4.2.1 Caratteristiche termiche

Le acque del lago raggiungono l'isotermità alla fine dell'inverno, periodo in cui la temperatura è compresa tra i 5 ed i 7°C lungo l'intera colonna d'acqua. Alla fine dell'estate, invece, il lago è completamente stratificato e viene raggiunta una temperatura in superficie superiore ai 20 °C che determina un gradiente tra fondo e strato superficiale di circa 13 - 14°C. La stratificazione termica interessa di fatto i primi 50 – 100 metri di profondità, al di sotto dei quali la temperatura dell'acqua è costantemente compresa tra i 6,5 i 7 gradi centigradi (Figura 4-2). Al di sotto di tale profondità è compresa dunque la fascia ipolimnetica della colonna d'acqua.

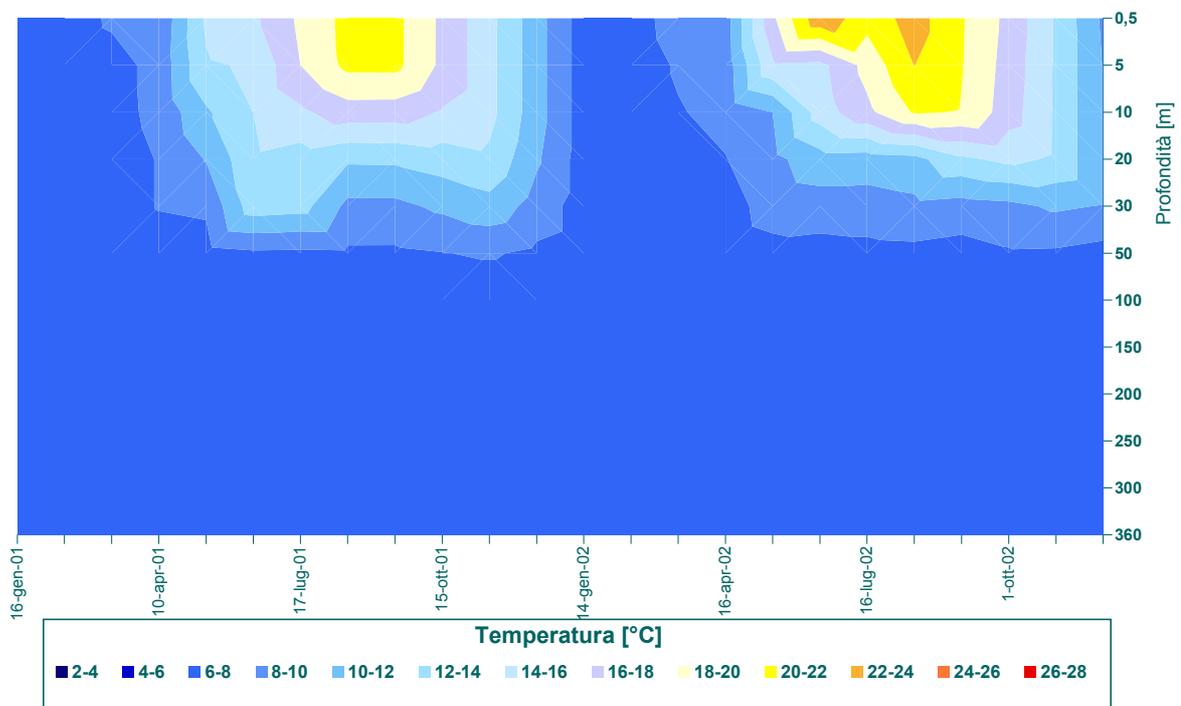


Figura 4-2 - Isoplete della temperatura nel Lago Maggiore (anni 2001-2002)

Nella Figura 4-3 è riportato l'andamento delle temperature sulla colonna dei mesi di febbraio, quando avviene la massima circolazione e di settembre, quando è massima la stratificazione termica, confrontato con l'andamento dell'ossigeno disciolto negli stessi periodi (dati 2002, CNR, ARPA).

Durante l'estate, la stratificazione termica determina una produzione di ossigeno elevata nei primi 10 metri, dovuta alla concentrazione dell'attività fitoplanctonica e una diminuzione della concentrazione di ossigeno disciolto negli strati più profondi, dovuta alla dominanza dell'attività respiratoria piuttosto che produttiva. Nel mese di febbraio, quando il lago si trova in condizioni di rimescolamento,

dovrebbe verificarsi una omogeneizzazione delle concentrazioni di ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua. Tale fenomeno in realtà, non sempre occorre in laghi delle dimensioni del Verbano, che pertanto risulta oligomittico, ossia rimescola le proprie acque solo occasionalmente. L'ultima circolazione completa risale infatti al 1999. Nella figura successiva è riportato l'andamento delle profondità di rimescolamento dal 1951 al 1996, dal quale si evidenzia l'occasionalità dei fenomeni di totale riomogeneizzazione delle acque e la loro collocazione prevalentemente in corrispondenza di una profondità variabile tra 100 e 200 m, in relazione alle condizioni meteorologiche dei mesi invernali.

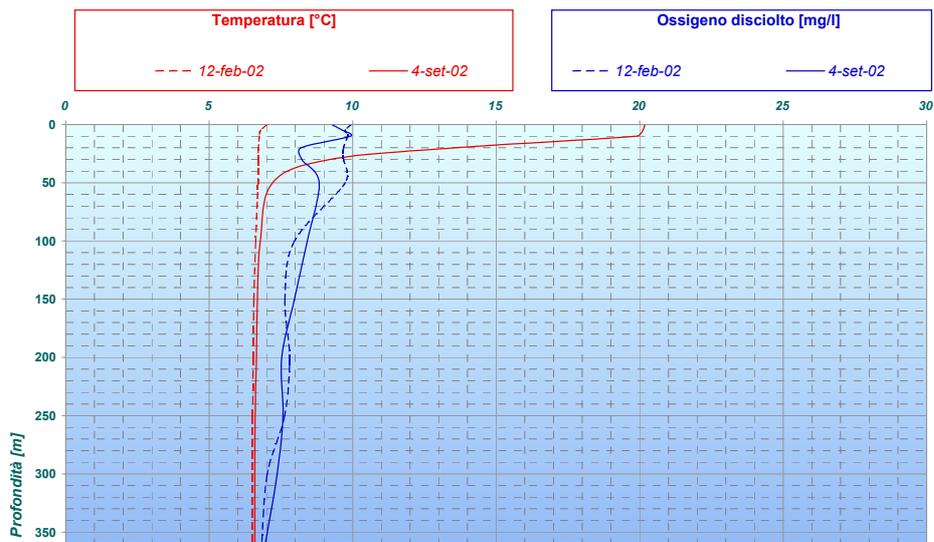


Figura 4-3 - Andamento termico e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna nel Lago Maggiore (anno 2002).

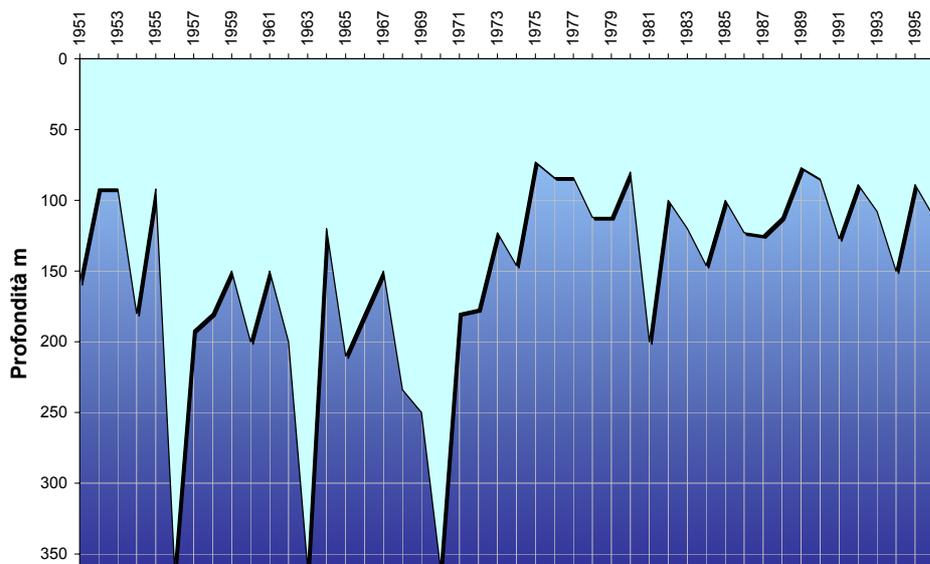


Figura 4-4 - Profondità del mescolamento verticale tardo-invernale nel Lago Maggiore.

## 4.2.2 Caratteristiche trofiche

### 4.2.2.1 *Trasparenza*

I valori di trasparenza misurati sono tipici di un lago versante in una condizione di oligotrofia al limite con la mesotrofia. I valori maggiori si riscontrano intorno a febbraio, oscillando tra 14 e 16 m di profondità, mentre trasparenze minori (3 - 6 m) si osservano a partire dalla tarda primavera fino al periodo tardo autunnale, in corrispondenza dello sviluppo delle fioriture algali. In base alla classificazione OECD (1982), il valore medio annuo di trasparenza relativo al 2002, pari a 7,3 m, rientra nella classe di oligotrofia, mentre il valore di trasparenza minima annua, pari a 2,5 m, ricade nella classe di mesotrofia al limite dell'oligotrofia (1,5 - 3 m).

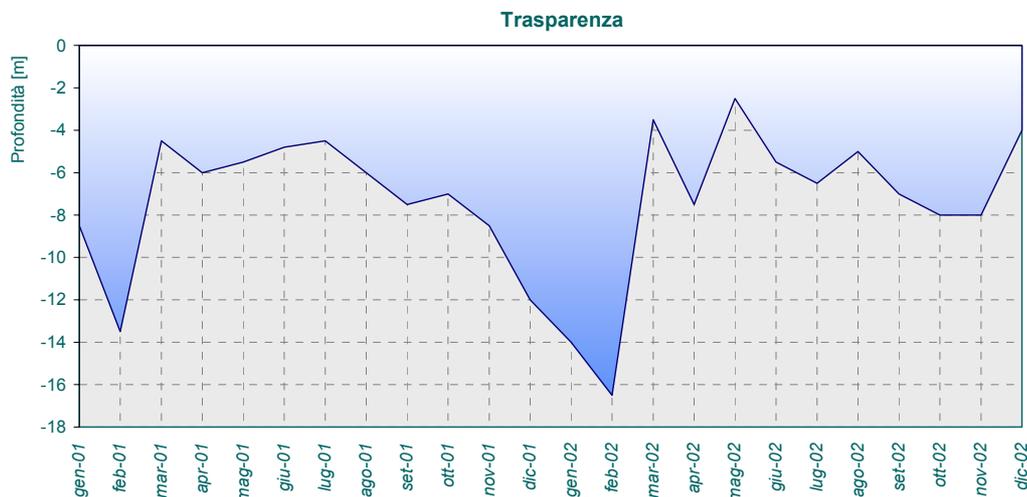


Figura 4-5 - Andamento della trasparenza delle acque - disco di Secchi nel Lago Maggiore (anni 2001–2002).

### 4.2.2.2 *Ossigeno disciolto*

Dal grafico dell'andamento della percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto si vede con chiarezza che in superficie permane per tutta l'estate uno stato di sovrasaturazione dovuta alla produzione primaria da parte delle alghe; tale fenomeno è particolarmente evidente durante la stagione primaverile in cui si hanno, occasionalmente e solo localmente, principalmente sulla sponda lombarda, le più importanti fioriture algali.

Terminata la produzione primaria, si osserva un consumo d'ossigeno nelle acque tra i mesi d'agosto ed ottobre che interessa una profondità inferiore ai 20 metri, ma che non determina particolari deficit d'ossigeno (la concentrazione si mantiene costantemente superiore ai 7,6 mg/l).

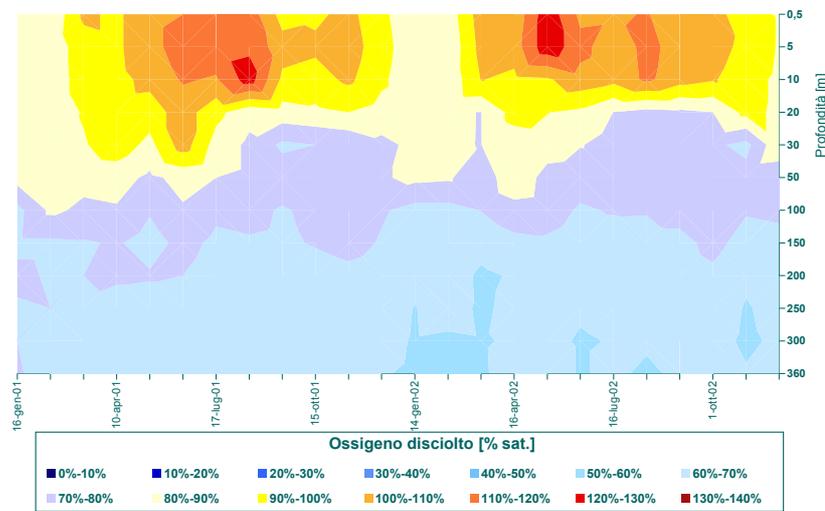


Figura 4-6 - Isoplete dell'ossigeno disciolto – percentuale di saturazione nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.2.2.3 pH

L'andamento del pH riportato in Figura 4-7 evidenzia un leggero incremento dei valori del parametro nel periodo estivo nella porzione superficiale della colonna in relazione al maggiore sviluppo algale stagionale; nel complesso i valori risultano nella norma non evidenziando particolari problemi.

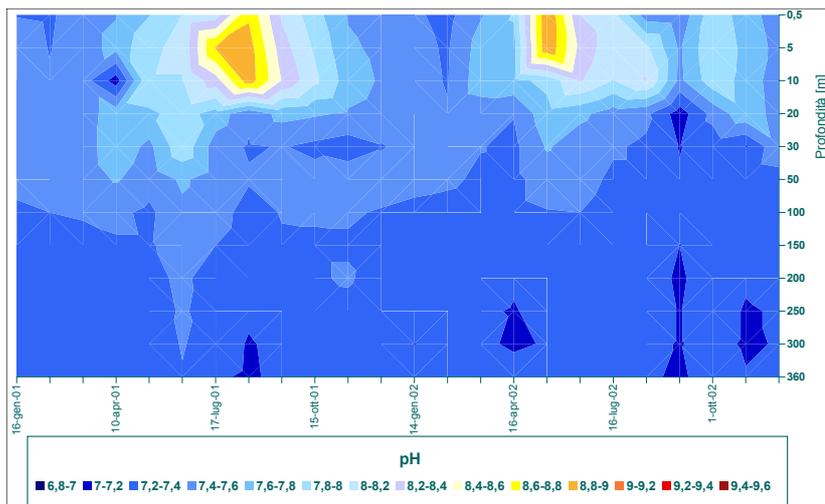


Figura 4-7 -Isoplete del pH nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.2.2.4 Composti del fosforo

Nel biennio 2000-2001, la concentrazione media di fosforo totale è risultata compresa tra 10 e 11  $\mu\text{g P/l}$ , che corrisponde ad una condizione di mesotrofia tendente all'oligotrofia. Le concentrazioni del fosforo totale risultano maggiori negli strati profondi, anche se permangono su valori piuttosto contenuti (12-14  $\mu\text{g P/l}$ ). Le concentrazioni minori sono rilevabili nel periodo tardo-estivo negli strati superficiali, a causa del maggior consumo dell'elemento da parte delle alghe durante i periodi di fioritura.

Le concentrazioni di fosforo reattivo, invece, direttamente assimilabile dalla componente algale, si mantengono prevalentemente al di sotto dei 4 - 6  $\mu\text{g/l}$ , assumendo valori ancora inferiori in corrispondenza dei bloom algali.

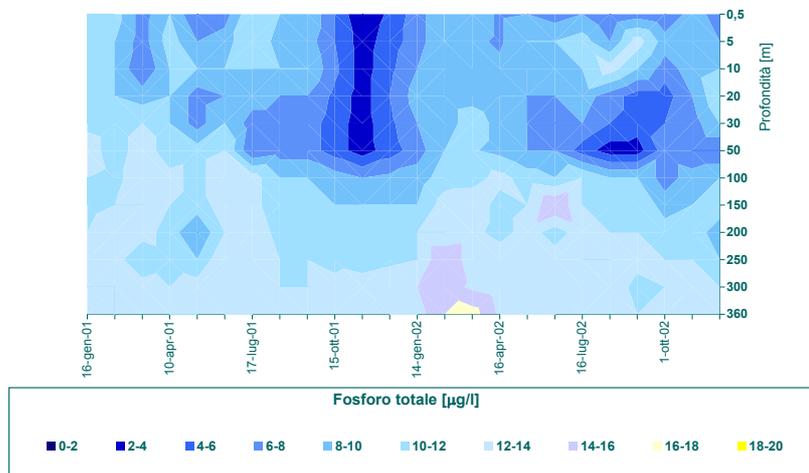


Figura 4-8 - Isopiete del fosforo totale nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

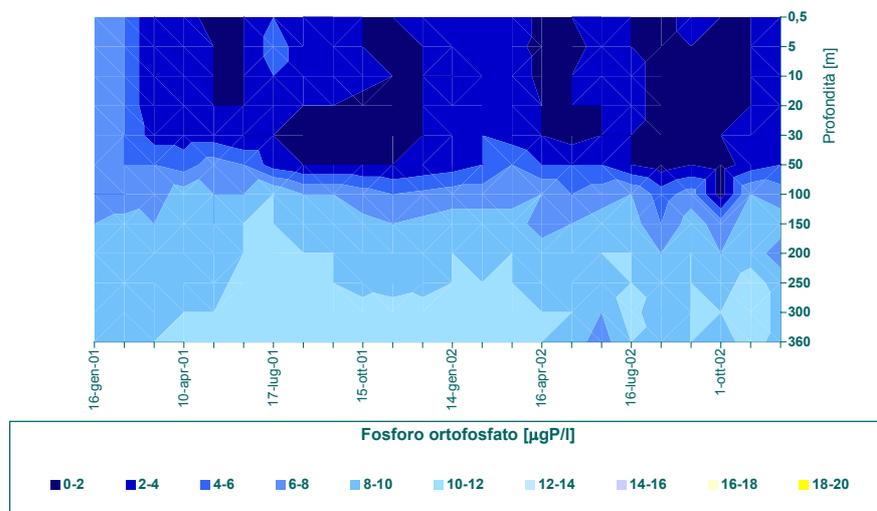


Figura 4-9 - Isopiete del fosforo ortofosfato nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.2.2.5 Composti dell'azoto

Dall'andamento delle concentrazioni dell'azoto si evidenzia come i valori siano piuttosto elevati e uniformemente distribuiti lungo tutta la colonna d'acqua, e soltanto nei periodi di massima stratificazione gli strati superficiali ne risultano momentaneamente impoveriti a causa dell'attivo e intenso utilizzo da parte dei produttori primari.

Non si riporta il grafico dell'ammoniaca poiché i valori riscontrati, estremamente bassi, risultano al di sotto dei limiti strumentali.

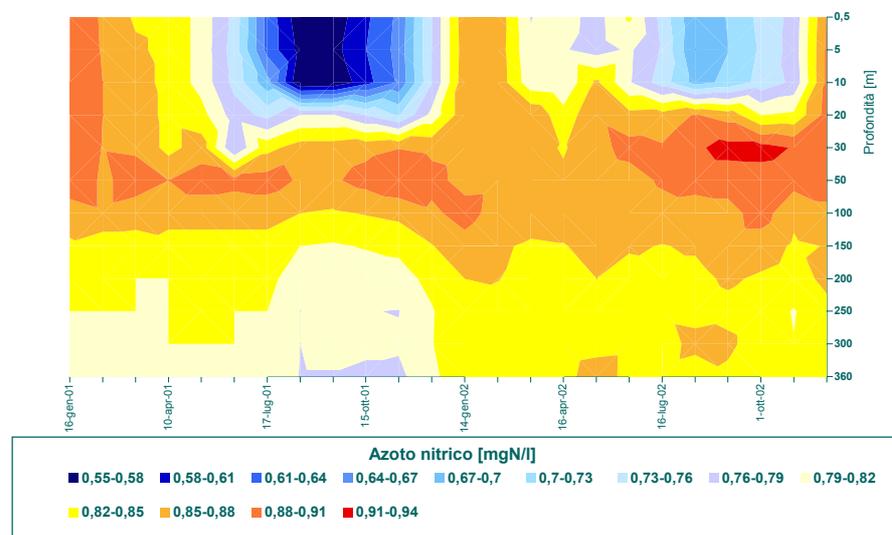


Figura 4-10 - Isopiete dell'azoto nitrico nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Nel Lago Maggiore l'attuale rapporto tra le concentrazioni medie misurate di azoto inorganico totale e fosforo ortofosfato supera il valore di 90, indicando nel fosforo l'elemento limitante per la produttività algale; tale situazione è tipica della maggior parte dei laghi italiani.

Questo nutriente è dunque il principale cardine per le strategie di controllo dei fenomeni di eutrofizzazione delle acque lacustri.

Secondo Gaggino, nel 1985 il rapporto N/P era di 42, valore nettamente inferiore rispetto all'attuale, indicando che le strategie di controllo del fenomeno di eutrofizzazione attuate sono state rivolte all'abbattimento del fattore limitante, ossia il fosforo, la cui concentrazione è infatti notevolmente diminuita.

#### 4.2.2.7 Clorofilla "a"

I valori di Clorofilla "a" (Figura 4-11) misurati sono tipici di un lago versante in una condizione di oligotrofia; solamente durante l'inizio dei periodi di maggiore attività fotosintetica da parte del fitoplancton, si assiste all'aumento della concentrazione della Clorofilla "a", in quanto sono maggiormente disponibili i nutrienti che favoriscono il proliferare dei produttori primari (maggio-luglio). Per l'anno 2001 non sono disponibili i dati riguardanti la concentrazione della Clorofilla "a" durante i mesi di luglio, agosto, ottobre novembre e dicembre.

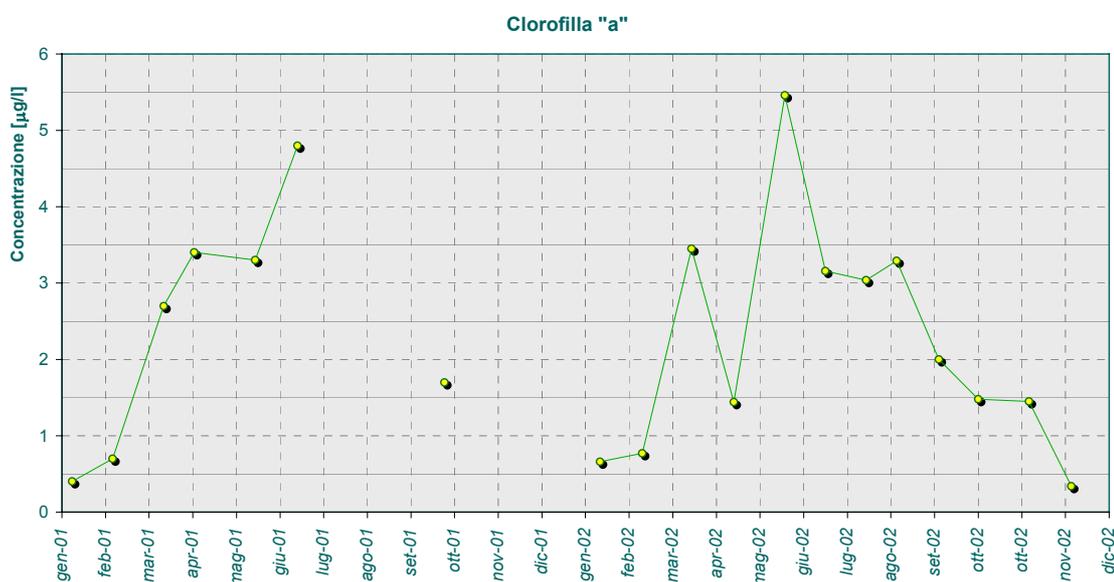


Figura 4-11 - Andamento della clorofilla "a" nel Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Fino ad alcuni decenni fa, il Lago Maggiore presentava caratteristiche oligotrofiche ma a partire dagli anni '60 ha subito pesanti variazioni che lo hanno portato, negli anni '70, a raggiungere condizioni di meso-eutrofia, soprattutto a causa dell'aumento di popolazione, del fenomeno di inurbamento e della mancanza di efficienti sistemi di depurazione.

A partire dagli anni '80 e più marcatamente dagli anni '90, il graduale miglioramento delle acque lacustri, legato alla diminuzione dei carichi in ingresso, ha riportato il lago ad una condizione di oligotrofia al limite della mesotrofia. Attualmente, il lago viene classificato oligotrofo per i parametri clorofilla "a" e trasparenza e mesotrofo tendente all'oligotrofo per il parametro fosforo totale; i valori di ossigeno ipolimnico misurati risultano inoltre discreti. Le condizioni del bacino lacustre, peggiorate

a partire dagli anni Settanta, stanno quindi subendo un'attuale inversione di tendenza verso le naturali condizioni originarie attraverso un processo di rioligotrofizzazione.

Un'ulteriore diminuzione del carico è prevista grazie al completamento delle opere di raccolta e depurazione programmate, nonché al graduale miglioramento, già in atto da alcuni anni, dei laghi di Lugano e di Varese tributari del Verbano attraverso i rispettivi emissari Fiumi Tresa e Bardello.

La riduzione dello stato trofico del lago ha avuto come conseguenza un ritorno a bassi livelli di biomassa algale e di produzione primaria. Tuttavia le fioriture algali di cianobatteri o di altre specie, associate a particolari condizioni meteorologiche, possono provocare, come è avvenuto nel 1997, aumenti di pH e sovrassaturazione di ossigeno fino a valori prossimi o superiori ai limiti di legge per le acque balneabili.

Gli apporti attuali al lago, stimati attualmente complessivamente in 224 t P/anno, eccedono di poco (circa il 10%) il carico accettabile per raggiungere e mantenere la condizione di oligotrofia (CIPAIS, 2003).

L'andamento storico del fosforo a partire dagli anni Settanta evidenzia una marcata diminuzione della concentrazione del nutriente nelle acque lacustri, come illustrato nella figura seguente; negli ultimi trenta anni si è, infatti, passati da 27-35  $\mu\text{g P/l}$  degli anni '78-'80, a valori prossimi a 10  $\mu\text{g P/l}$ , a partire dal 1992, tipici di condizioni meso-oligotrofia. Tale netto miglioramento è ascrivibile, come già accennato, alla diminuzione del carico di fosforo esterno apportato annualmente al lago che, dal 1979 ad oggi, si è ridotto di oltre il 60%: si è infatti passati da un carico afferente di 600 tonnellate di P/anno nel 1999 alle 224 attuali. Nel biennio 2000-2001, la concentrazione media di fosforo totale è risultata di 10,4  $\mu\text{g P/l}$ , che corrisponde ad una condizione di mesotrofia tendente all'oligotrofia. In tale classe rientrerebbe infatti naturalmente il Lago Maggiore, poiché le concentrazioni naturali di fosforo, calcolate con l'indice MEI, risultano essere di 5,7  $\mu\text{g/l}$ .

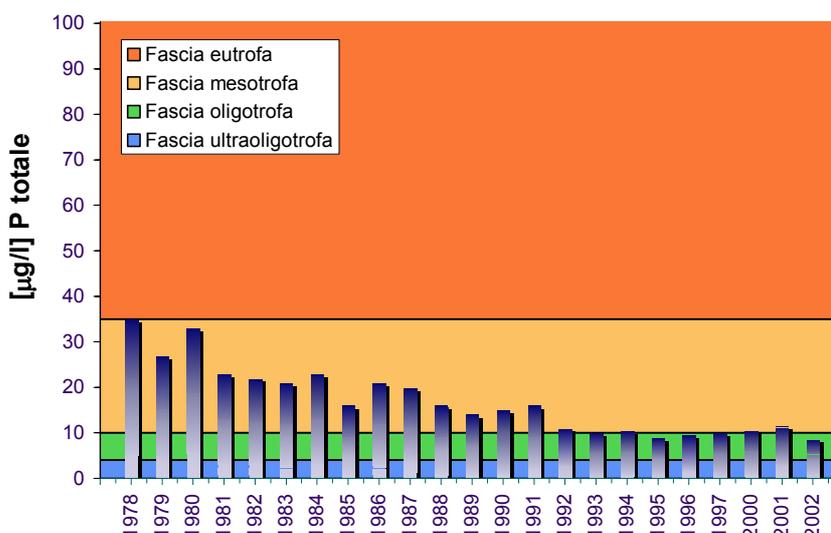


Figura 4-12 - Andamento storico del fosforo medio totale nel Lago Maggiore.

#### 4.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri

Nel 1993 fu rilevata per la prima volta una contaminazione da DDT in alcune specie ittiche del Lago Maggiore, quali agone, coregone, scardola e arborella. In virtù delle sue proprietà idrofobiche, tale insetticida clorurato in ambiente acquatico tende a concentrarsi nei sedimenti e ad accumularsi nel tessuto adiposo degli organismi in maniera persistente a causa della sua refrattarietà ai processi biochimici e chimico-fisici di demolizione.

A seguito delle rilevazioni di DDT, furono avviati studi preliminari, estendendo l'area di indagine al Lago di Lugano, al Lago di Mergozzo e al bacino del Fiume Toce a monte e a valle dell'insediamento industriale di Pieve Vergonte (VB), nel quale veniva prodotto proprio il DDT.

I primi risultati confermarono la presenza di DDT in concentrazioni superiori a quelle previste dalla normativa italiana (da 0,05 a 0,15 mg/kg a seconda della percentuale di grassi nel prodotto) e svizzera (1 mg/kg) per il consumo di molte specie ittiche del Lago Maggiore, dell'Agone nel Lago di Mergozzo e nella Trota del Fiume Toce, con conseguente necessità di limitazione della pesca.

Va precisato che mentre la normativa italiana prevede limiti diversi di DDT in funzione della percentuale di grassi presenti nel prodotto alimentare, in Svizzera il limite è unico ed è più elevato.

Alla luce di tali risultati nel 1997 fu avviato, dalla Commissione, un programma di ricerche approfondite per valutare l'estensione del fenomeno e la sua durata nel tempo, prendendo in considerazione anche i tributari dei laghi per ricercare eventuali altre cause di inquinamento.

Gli esiti di tale ricerca hanno evidenziato che la presenza di DDT interessa tutte le componenti dell'ecosistema, anche se in misura differente. L'area maggiormente contaminata è la Baia di Pallanza, a conferma del fatto che l'inquinamento proviene dalle acque del Fiume Toce.

La situazione del lago sembra essere in equilibrio dinamico, poiché i quantitativi di DDT in ingresso sono pareggiati da quelli in uscita; tuttavia, sono possibili fenomeni di risospensione dei sedimenti, in occasione delle piene per esempio, che possono portare ad un aumento delle concentrazioni di DDT nel particolato soprattutto nelle zone costiere.

L'inquinamento da DDT, data la sua scarsa solubilità in acqua, non ha pregiudicato le caratteristiche di potabilizzazione e la balneabilità delle acque del Lago Maggiore (Bollettino d'informazione della CIP AIS N. 1 Ottobre 2001).

#### 4.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

Anche sotto l'aspetto dell'inquinamento microbiologico delle sue coste, le indagini sul Lago Maggiore riguardano ormai un lungo periodo. Esse sono iniziate con carattere di continuità e regolarità fin dal 1986 e, attualmente, si riferiscono a 117 zone di balneazione, di cui 47 in Piemonte.

I dati raccolti durante le campagne di monitoraggio dimostrano, a partire dal 1988, un evidente miglioramento legato soprattutto all'attivazione di impianti di depurazione efficienti, che hanno permesso di eliminare la quasi totalità degli scarichi grezzi a lago, recuperando zone rivierasche nel passato molto compromesse.

Infatti, alla fine della stagione balneare 1997, solo l'8,2% delle zone erano vietate alla balneazione, probabilmente perché ancora influenzate dalla presenza di piccoli scarichi fognari di case utilizzate a scopo turistico oppure dalla presenza di scarichi degli sfioratori, che regolano la portata delle condutture fognarie consortili e che raccolgono acque bianche, meteoriche e provenienti dal dilavamento del terreno.

Nella stagione balneare 2002, 8 stazioni sulle 47 monitorate in sponda piemontese sono risultate non agibili.

La non conformità è sempre stata limitata al superamento dei limiti di legge per i parametri microbiologici.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Cannobbio	Camp. Internazionale Riviera	201 103 017 001	Agibile	Nessuno	Nessuno
Cannobbio	Lido Parco	201 103 017 003	Agibile	Nessuno	Nessuno
Cannobbio	Camp. Nosetto	201 103 017 004	Agibile	Nessuno	Nessuno
Cannero riviera	Lido Cannero	201 103 016 005	Agibile	Nessuno	Nessuno
Oggebbio	Dell'Orto	201 103 049 007	Agibile	Nessuno	Nessuno
Oggebbio	Sotto Camogno	201 103 049 009	Agibile	Nessuno	Nessuno
Oggebbio	Villa Gianna	201 103 049 010	Agibile	Nessuno	Nessuno
Ghiffa	Quarantina	201 103 033 011	Agibile	Nessuno	Nessuno
Ghiffa	Villa Volpi	201 103 033 012	Agibile	Nessuno	Nessuno
Ghiffa	Spiaggia Incrino	201 103 033 013	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Camp. Sasso	201 103 072 014	Non agibile	Microbiologico	Nessuno
Verbania	Camp. Isolino	201 103 072 015	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Lido Toce	201 103 072 016	Agibile	Nessuno	Nessuno
Baveno	Hotel Palazzo	201 103 008 017	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Isola Pescatori	201 103 064 018	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Isola Bella	201 103 064 019	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Lido Carciano	201 103 064 020	Non agibile	Microbiologico	Nessuno
Stresa	Villa Pallavicino	201 103 064 021	Agibile	Nessuno	Nessuno
Belgirate	Villa Carlotta	201 103 010 022	Agibile	Nessuno	Nessuno
Belgirate	Lido Comunale	201 103 010 023	Agibile	Nessuno	Nessuno
Lesna	Lido	201 03 084 024	Agibile	Nessuno	Nessuno
Lesna	Madonna di Campagna	201 03 084 025	Agibile	Nessuno	Nessuno
Lesna	Castellaccio	201 03 084 026	Agibile	Nessuno	Nessuno
Lesna	Presso Torrente Erno	201 03 084 027	Non agibile (3)	Microbiologico	Nessuno
Meina	Scivolo Galli	201 03 095 028	Agibile	Nessuno	Nessuno
Arona	Lido Nautica - Lido Rocchette	201 03 008 030	Agibile	Nessuno	Nessuno
Dormelletto	Camp. Lago Azzurro	201 03 062 031	Agibile	Nessuno	Nessuno
Dormelletto	Loc. Piroli - Bar Leonardi	201 03 062 033	Agibile	Nessuno	Nessuno
Dormelletto	Camp. Smeraldo	201 03 062 034	Agibile	Nessuno	Nessuno
Castelletto sopra Ticino	Sp. Cicognola	201 03 043 035	Non agibile (3)	Microbiologico	Nessuno
Cannobbio	Spiaggia amore	201 103 017 073	Non disponibile	Non disponibile	Non disponibile
Ghiffa	Panizza	201 103 033 074	Agibile	Nessuno	Nessuno
Lesna	Camp. Solcio	201 03 084 075	Agibile	Nessuno	Nessuno
Meina	Lido	201 03 095 076	Agibile	Nessuno	Nessuno
Dormelletto	La Rotta	201 03 063 077	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Lido e Colonia Solare Suna	201 103 072 085	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Località Tre Ponti	201 103 072 086	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Spiaggia Borromeo	201 103 064 088	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Spiaggia Regina Blu	201 103 064 089	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Gigi Bar	201 103 064 092	Agibile	Nessuno	Nessuno
Stresa	Isola Madre	201 103 008 092	Agibile	Nessuno	Nessuno
Baveno	Spiaggia Campings	201 103 008 093	Agibile	Nessuno	Nessuno
Baveno	Sp. Via Rep. Ossola	201 103 008 094	Agibile	Nessuno	Nessuno
Baveno	Sp. Lungo Lago Feriolo	201 103 008 095	Non agibile	Microbiologico	Nessuno
Baveno	Sp. Villa Fedora	201 103 008 096	Agibile	Nessuno	Nessuno
Baveno	Sp. Baracchetta	201 103 008 097	Non agibile	Microbiologico	Nessuno
Verbania	Villa Taranto	201 103 072 100	Non agibile (3)	Microbiologico	Nessuno
Verbania	Beata Giovannina	201 103 072 101	Non agibile	Microbiologico	Nessuno

(3): giudizio espresso con riferimento ai disposti della L. del 29/12/2000 n. 422 che modifica il DPR 470/82: punti di cui all'articolo 7, comma 1 caso B non ammessi alla balneazione né obbligatoriamente sottoposti a controlli fino a provvedimenti di bonifica eseguiti e comunicati al Ministero dell'Ambiente

Tabella 4-2 - Situazione delle acque lacustri ad uso balneare (anno 2002).

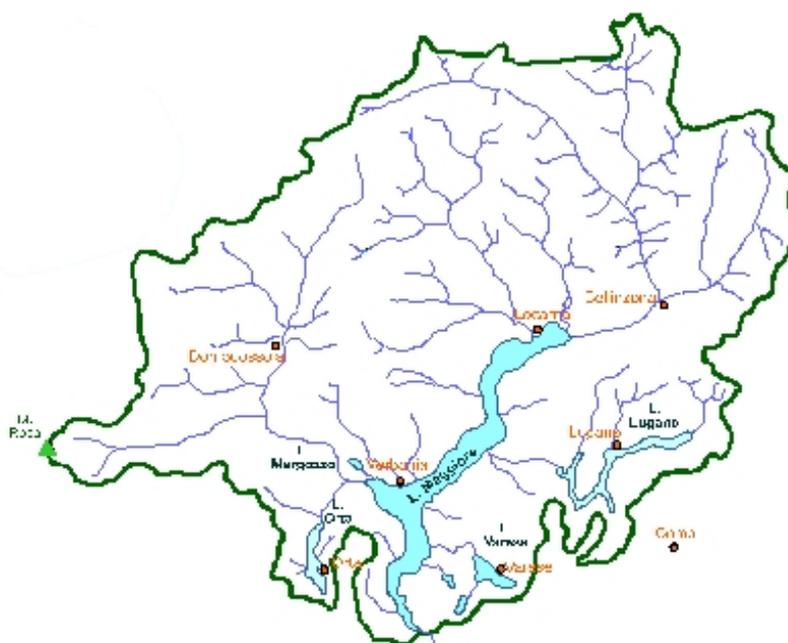
## 4.3 Il bacino drenante

### 4.3.1 Inquadramento territoriale

Il Lago Maggiore e il suo bacino drenante, per le loro stesse dimensioni, costituiscono un sistema di difficile gestione. Infatti, il bacino imbrifero del Lago Maggiore occupa un territorio di 6.599 km<sup>2</sup>, suddiviso tra due Regioni italiane (circa il 35% in Piemonte e il 14% in Lombardia) e due Cantoni svizzeri (complessivamente, circa il 51%), che contiene importanti centri urbani (come Lugano, Varese, Verbania, Domodossola ed Arona), nonché vaste e diffuse aree industriali comprendenti soprattutto aziende chimiche, tessili ed elettrochimiche.

Queste elevate superfici determinano un rapporto fra l'intero bacino imbrifero e lo specchio lacustre particolarmente elevato (31) che è indice evidente dell'influenza del territorio sulle caratteristiche idrologiche, chimiche e trofiche del lago.

Amministrativamente il territorio è ripartito in 329 comuni, di cui 98 piemontesi. Di questi ultimi, 13 sono situati sulle sponde del Lago Maggiore e occupano una superficie complessiva di 258 km<sup>2</sup>.



Province su cui insiste il bacino drenante	N° comuni compresi nel bacino drenante
Verbania; Novara; Varese; Canton Vallese (CH); Canton Ticino (CH); Canton Grigioni (CH)	329 di cui 98 in Piemonte

Figura 4-13 - Bacino idrografico del Lago Maggiore.

La popolazione residente è di circa 540.000 unità; considerando anche l'afflusso turistico stagionale si arriva a 900.000 unità, comprensivo in parte anche degli abitanti equivalenti del comparto industriale.

Nelle sue linee generali, il bacino è caratterizzato da rilievi montuosi assai elevati (altitudine massima: Punta Dufour 4.663 m s.l.m.), ubicati in prevalenza nel territorio piemontese e svizzero, mentre l'altimetria è contenuta nelle Prealpi varesine, dove raggiunge la quota massima sul Monte Paglione (1.594 m s.l.m.), sul confine con il territorio elvetico.

I principali affluenti in sponda piemontese sono il Fiume Toce, il Torrente Erno e il Torrente Cannobino, mentre in sponda Lombarda sono il Fiume Tesa, il Torrente Boesio, il Torrente Monvallina e il Torrente Bardello, in sponda Svizzera sono presenti due affluenti: il Fiume Ticino e il Fiume Maggia, mentre l'emissario posto a sud è il Fiume Ticino.

#### 4.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

Per quanto riguarda il Lago Maggiore, i dati relativi all'apporto di carichi di nutrienti riversati nelle acque lacustri, derivano dalla pubblicazione del novembre 2003 del CIP AIS "Rapporto sullo stato attuale e fabbisogni di opere per la protezione delle acque italo svizzere".

Gli apporti inquinanti di nutrienti sul bacino del Lago Maggiore derivano in parte da fonti antropiche (popolazione residente e fluttuante, abitanti equivalenti del settore produttivo, stato della collettamento e depurazione) in parte da fonti endogene quali il dilavamento del bacino stesso, specialmente durante eventi di precipitazione eccezionali, e sono identificabili e suddivisibili fra territorio piemontese, lombardo e svizzero.

La consistenza della popolazione allacciata a sistemi fognari sul bacino del Lago Maggiore è sintetizzata dal CIP AIS nella tabella seguente.

Regione o Cantone	Popolazione insediata	Popolazione totale servita	% Popolazione servita su insediata
Piemonte	362090	312659	86,3
Lombardia	331347	248628	75,0
Vallese	530	180	34,0
Ticino	172563	140827	81,6
Grigioni	12800	11200	87,5
<b>TOTALE ITALIA</b>	<b>639437</b>	<b>561287</b>	<b>80,9</b>
<b>TOTALE SVIZZERA</b>	<b>185893</b>	<b>152207</b>	<b>81,9</b>
<b>TOTALE GENERALE</b>	<b>879330</b>	<b>713494</b>	<b>81,1</b>

Tabella 4-3 - Consistenza del servizio di fognatura sul bacino del Lago Maggiore (CIP AIS).

Le stime del rapporto CIP AIS sul carico di fosforo sversato nel lago dai bacini afferenti sono legate solo alle quantità appurabili dagli scarichi dei depuratori; tali valori derivano dal citato “Rapporto sullo stato attuale e fabbisogni di opere per la protezione delle acque italo svizzere” del CIP AIS.

Dal rapporto CIP AIS si rileva che sui bacini piemontesi afferenti al Lago Maggiore i 90 impianti attuali trattano circa 300.000 A.E.

Nella Tabella 4-4 è riportata la consistenza degli impianti di depurazione esistenti nel bacino afferente al Verbano dal versante piemontese, da cui si osserva che dei 90 attivi, 69 presentano una potenzialità inferiore ai 2000 A.E. e sono prevalentemente ubicati in zone meno densamente abitate (montagna, fondi valle).

IMPIANTI	SITUAZIONE IMPIANTO (*)	TOTALE IMPIANTO (*)	Popolazione totale trattata (***)	Potenzialità [A.E.]	Fosforo totale in uscita (***) CARICO [t/anno]
Bee	A	1	2.227	1.500	0,33
Brovello Carpugnino	A	1	3.344	4.100	1,56
Cannobbio	A	3	18.105	23.000	0,26
Ceppo Morelli	A	1	356	2.100	0,17
Domodossola	A	3	16.003	16.000	0,28
Dormelletto	A	3	25.673	45.000	0,76
Druogno	A	1	5.332	2.300	0,24
Formazza	A	1	958	2.500	0,36
Gravellona	A	3	34.086	44.600	0,53
Lesa	A	3	27.081	9.800	0,33
Macugnaga	A	1	5.144	3.200	0,28
Meina	A	2	5.554	2.500	1,16
Mergozzo	A	2	3.966	15.000	1,12
Omega	A	3	23.755	29.000	0,70
San Maurizio d'Opaglio	A	3	4.379	14.500	0,82
Toceno	A	2	2.810	1.000	0,66
Varzo	A	2	2.234	2.500	0,22
VERBANIA	A	3	48.674	48.400	0,74
Villadossola	A	2	6.297	10.000	0,25
Vigogna	A	2	3.773	5.000	0,58
Vigogna	A	2	1.620	5.000	0,60
<b>Totale Impianti con potenzialità ≥ 2000 A.E. o trattanti &gt; 2000 A.E. (n° = 21)</b>	<b>21 A</b>	<b>6(1); 7(2) 8(3)</b>	<b>241.371</b>	<b>287.000</b>	<b>11,95</b>
Sommatoria impianti con potenzialità < 2000 A.E. (n° = 69)	69 A	38 (1); 31 (2)	59.462	51.300	12,67
<b>Totale Impianti afferenti al Verbano in territorio piemontese (n° = 90)</b>	<b>90 A</b>	<b>44(1); 38 (2); 8(3)</b>	<b>300.833</b>	<b>338.300</b>	<b>24,62</b>

(\*) A = Esistente e funzionante, B = esistente e non funzionante, C = progettato e finanziato

(\*\*) 1 = impianto e trattamento primario, 2 = impianto e tratt. secondario, 3 = impianto a tratt. + avanzato

(\*\*\*) Valori riferiti all'anno 2001

N.B. Nei totali della colonna "Tipologia impianto" è evidenziato il numero di impianti per ciascuna tipologia (in parentesi)

Tabella 4-4 - Impianti di depurazione sul bacino drenante del versante piemontese del lago Maggiore (CIP AIS).

Tali piccoli depuratori apportano complessivamente circa 13 tonnellate anno di fosforo. Gli impianti principali sono localizzati lungo i principali tributari al lago e lungo l'area rivierasca; quasi tutti sono dotati di trattamento avanzato dei reflui e si stima che producano il 78% dei reflui e trattano il 78% circa dei reflui complessivamente prodotti, apportando un carico annuo di fosforo stimabile (dati allo scarico, ottenuti dall'autocontrollo dei gestori o dai controlli istituzionali di ARPA ) pari a circa 12 tonnellate.

Una sintesi dello stato della depurazione sul bacino complessivo del Lago Maggiore è riportata nella tabella seguente.

È da notare come il contributo derivante dalla sponda piemontese sia solamente una quota parte degli scarichi totali, poiché la situazione della depurazione all'interno del bacino risulta assai variegata se consideriamo anche il territorio svizzero e soprattutto quello lombardo.

Regioni o Cantoni	Impianti a trattamento primario				Impianti a trattamento secondario			
	n°	Popolazione totale trattata	Potenzialità globale	% pop. trattata su insediata	n°	Popolazione totale trattata	Potenzialità globale	% pop. trattata su insediata
Piemonte	44	39.622	38.600	10,9	38	63.455	69.500	17,6
Ticino	1	-	-	-	12	144.070	319.500	83,5
Vallese	1	530	400	n.d.	-	-	-	-
Grigioni	2	750	950	n.d.	2	4.900	6.800	n.d
Lombardia	13	9.699	12.831	2,9	16	34.187	51.500	10,3

Regioni o Cantoni	Impianti a trattamento più avanzato				Dati globali relativi agli impianti esistenti			
	n°	Popolazione totale trattata	Potenzialità globale	% pop. trattata su insediata	n°	Popolazione totale trattata	Potenzialità globale	% pop. trattata su insediata
Piemonte	8	197.756	230.300	54,6	90	300.833	338.400	83,1
Ticino	3	1.985	4.700	1,1	16	146.801	326.700	85,1
Vallese	1	0	400	n.d	2	530	400	n.d
Grigioni	-	-	-	-	4	5.650	7.750	n.d
Lombardia	14	181.700	248.800	54,8	43	225.586	331.347	68,1

Totale. pop. insediata: 879.330 A.E.

Tabella 4-5 - Impianti di depurazione esistenti sull'intero bacino drenante del Lago Maggiore (CIP AIS).

Alcuni dati di sintesi sullo stato di fatto del risanamento sul Verbano derivano dallo studio CIP AIS e riguardano principalmente la popolazione servita da fognature rispetto alla popolazione totale insediata, la popolazione trattata almeno a livello minimale e lo stato di servizio dei comuni che si affacciano direttamente sul lago rispetto ai comuni interni. Sono tabelle che considerano, però, solo la quota di servizio prestata all'utenza civile, in quanto i dati relativi al comparto industriale non sono, allo stato attuale, omogeneamente disponibili su tutto il bacino drenante.

Rimane infatti poco chiaro il quadro degli scarichi produttivi allacciati in fognatura e i cui reflui vengono trattati nei pubblici impianti di depurazione.

Tuttavia dalle tabelle riportate nel seguito, rispetto alle condizioni pregresse del 1985, si rileva un netto incremento del collettamento fognario, soprattutto per quanto riguarda i bacini di utenza direttamente afferenti al lago<sup>2</sup>, anche in seguito alla realizzazione, negli ultimi 15 - 20 anni, di numerosi impianti di depurazione nei principali centri abitati.

<b>Estensione percentuale complessiva del servizio di fognatura</b>				
<b>Fognature Municipali</b>	<b>Lago Maggiore (898'430 AE)</b>	<b>Lago di Lugano (266'059 AE)</b>	<b>Bacini Secondari (67'760 AE)</b>	<b>Totale per Regione, Cantone</b>
<b>LOMBARDIA (477'035 AE)</b>	75,0%	80,4%	78,9%	76,5%
<b>PIEMONTE (362'090 AE)</b>	86,3%	-	-	86,3%
<b>TICINO (360'694 AE)</b>	81,6%	96,1%	93,8%	89,0%
<b>TOTALE PER LAGO (1'199'819 AE)</b>	81,0%	89,9%	84,9%	<b>% Popolazione Servita su Insiediata</b>

<b>Estensione percentuale complessiva del servizio di depurazione</b>				
<b>Impianti di depurazione</b>	<b>Lago Maggiore (898'430 AE)</b>	<b>Lago di Lugano (266'059 AE)</b>	<b>Bacini Secondari (67'760 AE)</b>	<b>Totale per Regione, Cantone</b>
<b>LOMBARDIA (477'035 AE)</b>	68,1%	53,8%	35,6%	62,2%
<b>PIEMONTE (362'090 AE)</b>	83,1%	-	-	83,1%
<b>TICINO (360'694 AE)</b>	79,9%	96,1%	93,8%	88,2%
<b>TOTALE PER LAGO (1'199'819 AE)</b>	77,0%	79,4%	58,9%	<b>% Popolazione Trattata su Insiediata</b>

<b>Distribuzione territoriale su base comunale dei servizi di fognatura e depurazione</b>					
<b>Entità amministrativa</b>	<b>Tipologia di Servizio</b>	<b>Lago Maggiore (898'430 AE)</b>		<b>Lago di Lugano (266'059 AE)</b>	
		<b>Comuni Rivaschi</b>	<b>Comuni Interni</b>	<b>Comuni Rivaschi</b>	<b>Comuni Interni</b>
<b>LOMBARDIA</b>		(83'151 AE)	(248'196 AE)	(29'177 AE)	(75'797 AE)
<b>PIEMONTE</b>		(180'062 AE)	(182'028 AE)	-	-
<b>TICINO</b>		(70'232 AE)	(102'331 AE)	(98'350 AE)	(62'735 AE)
<b>LOMBARDIA</b>	<b>Fognatura</b>	68,0%	77,4%	90,5%	76,5%
(436'321 AE) *	<b>Depurazione</b>	58,1%	71,4%	26,7%	64,2%
<b>PIEMONTE</b>	<b>Fognatura</b>	93,4%	79,3%	-	-
(362'090 AE)	<b>Depurazione</b>	91,1%	75,2%	-	-
<b>TICINO</b>	<b>Fognatura</b>	95,0%	81,6%	98,4%	92,3%
(333'648 AE) *	<b>Depurazione</b>	95,0%	79,9%	98,4%	92,3%

\* escluso i bacini secondari

**Tabella 4-6 - Stato dei servizi di collettamento e depurazione sul lago Maggiore (CIPAIS)**

<sup>2</sup> Nei comuni rivieraschi piemontesi la percentuale di servizio è prossima al 100%, mentre le zone più interne sono caratterizzate da piccoli insediamenti e frazioni isolate o case sparse che hanno una copertura di servizio minore, peraltro compensata da fatto che i relativi apporti non sono riversati direttamente nel lago.

I dati evidenziano, in prospettiva, la necessità di puntare, in futuro, su una miglior razionalizzazione ed un potenziamento degli impianti esistenti, con un conseguente miglioramento quali-quantitativo del servizio, anziché prevedere un ulteriore incremento numerico dei depuratori.

Nella Tabella 4-7 è riportato il bilancio dei carichi, evidenziando un leggero superamento del carico totale rispetto al carico massimo ammissibile del lago.

Regione o Cantone	Sottobacino	P in uscita (t/a) #	P in sezione di chiusura (t/a) #	Carico a lago (t/a) #	principali depuratori afferenti ai bacini
<b>Ticino</b>	MAGGIA	0.3	12.0	12.0	Loco, Broglio, Auressio, Mosogno
	TICINO	10.2	27.0	27.0	B'zona, Foce Ticino, Quinto, Biasca, Olivone, Altanca, Airola, Campello-Cari
	TRESA*	0.8			Magliasina
	VERZASCA	0.1	2.6	2.6	Mergoscia
	ZONE RIVIERASCHE	5.7		5.7	Brissago, Foce, Maggia
<b>Totale Ticino</b>		<b>17.1</b>		<b>47.3</b>	
<b>Piemonte</b>	ZONE RIVIERASCHE	4.2		4.2	Verbania, Cannobio, Dormelletto, Lesa, Meina
	MELEZZO ORIENTALE**	3.2			Craveggia, Re, Toceno, S. Maria, Maggiore
	SAN GIOVANNI INTRA	0.3	0.8	0.8	Caprezzo, Intragna
	VEVERA	n.d.	1.4	1.4	-
	ERNO	1.6	0.6	0.6	Brovello Carpugnino; Gignese
	SAN BERNARDINO	0.9	1.6	1.6	Cossogno, Miazzina; S. Bernardino
	CANNOBINO	0.3	1.0	1.0	Cavaglia Spocchia, Cursolo Orasso, Gurro
	TOCE+STRONA	13.5	51.0	51.0	Domodossola, Gravellona, Omegna, S. Maurizio d'Opaglio, Mergozzo, Macugnaga
<b>Totale Piemonte</b>		<b>24.0</b>		<b>60.6</b>	
<b>Lombardia</b>	ACQUANERA	6.9	n.d.	6.9	Brescia, Ispra 70, Travedona Monate
	BARDELLO	5.9	23.0	23.0	Besozzo, Brebbia, Cocquio Trevisago, Casale Litta, Gavirate
	BOESIO	1.6	6.3	6.3	Brenta, Casalzuigno, Laveno Mombello
	COLMEGNA	n.d.	n.d.	n.d.	-
	GIONA	0.0	1.3	1.3	-
	MONVALLINA	0.3	n.d.	0.3	Monvalle
	ZONE RIVIERASCHE	9.0		9.0	Angera, Castelveccana, Leggiuno, Luino, Maccagno, Porto Valtravaglia
	TRESA*	6.8	26.0	26.0	Laveno Ponte Tresa
	MARGORABBIA*	n.d.	n.d.	n.d.	Ferrera di Varese, Rancio Valcuvia
<b>Totale Lombardia</b>		<b>30.5</b>		<b>72.8</b>	
<b>CARICO TOTALE IDA</b>		<b>71.6</b>			
<b>CARICO A LAGO (bacini afferenti)</b>				<b>180.7</b>	
<b>CARICO TOTALE A LAGO (2001)</b>				<b>224.0</b>	
<b>CARICO MASSIMO AMMISSIBILE</b>				<b>200.0</b>	

# i dati sono riferiti al 2001; la media del quinquennio '97-'01, comprendente il dato relativo al 2000, che costituisce una eccezione, è di 246 t/a, mentre scende a 230 t/a scorpendo tale dato

\* Il torrente Tresa nel tratto iniziale è condiviso tra Canton Ticino e Lombardia, prima di entrare in territorio lombardo e sfociare a lago, a valle della confluenza con le acque del Mergorabbia

\*\* Il Melezzo Orientale percorre un primo tratto in territorio piemontese e diviene affluente del Maggia in territorio elvetico

Tabella 4-7 - carichi di fosforo in uscita dagli impianti di depurazione e confronto con carichi rilevati sulle sezioni di chiusura dei singoli sottobacini.

### 4.3.3 Relazione tra carichi e condizioni trofiche

Applicando il grafico di Vollenweider (rif. paragrafo 0) al Lago Maggiore emerge che l'attuale carico in ingresso di 224 t di fosforo all'anno, è di poco inferiore al limite del carico eccessivo.

L'obiettivo di 200 tonnellate/anno, fissato dal CIP AIS, è conseguibile con gli interventi volti ad ottimizzare il sistema integrato fognature-colletamento-depurazione descritti nel paragrafo 4.6.

Una volta raggiunta tale condizione, il lago si stabilizzerà sulle condizioni di oligotrofia in cui si trova attualmente.

Confrontando invece il carico attuale con quello stimato nel 1984 nel Catasto dei laghi italiani, si osserva che c'è stato in questi 20 anni un'evidente riduzione dei carichi in ingresso che ha determinato l'attuale condizione di oligotrofia.

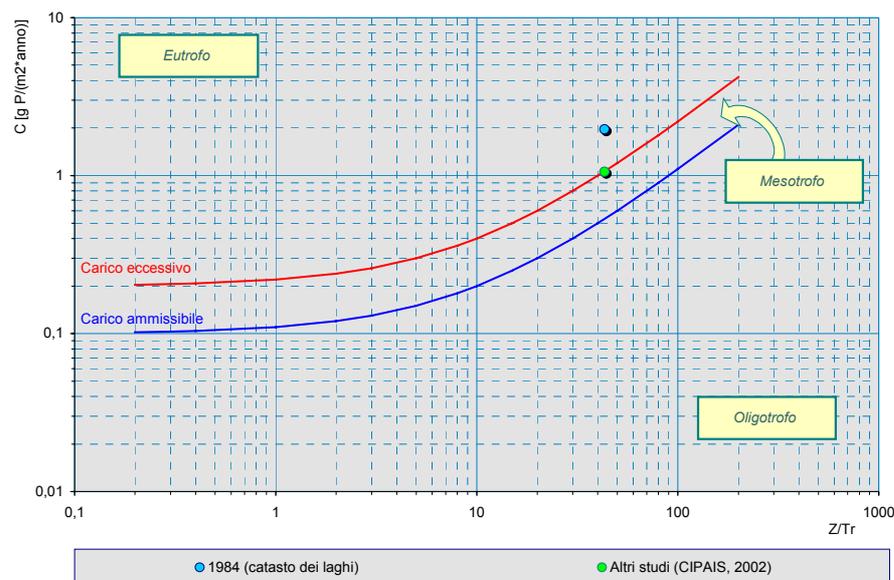


Figura 4-14 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago Maggiore.

## 4.4 **La classificazione dello stato di qualità del lago**

### 4.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391

del 29 dicembre 2003 emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità ai sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago Maggiore si trova in classe 2 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti, ossia una eccellente qualità della risorsa idrica che è il risultato degli sforzi profusi sul territorio per la riduzione degli apporti di fosforo.

Nella

Tabella 4-8 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie su ciascuno dei due anni di riferimento.

Lo stato di qualità ambientale (BUONO) per le acque del Lago Maggiore, corrisponde allo stato ecologico (CSE) di cui alla tabella 1 Allegato 1 del D.Lgs 152/99 e s.m.i.; ne consegue che gli obiettivi futuri (al 2008 e al 2016) risultano già raggiunti e che gli stessi dovranno essere mantenuti.

Come già precedentemente precisato, tale classificazione non tiene conto del livello di contaminazione da DDT e altri composti organici persistenti nei sedimenti lacustri e nel biota, che, come già accennato, rappresentano la principale criticità del Lago Maggiore.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3- tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
<b>anno</b>	<b>SD</b>	<b>Chl</b>	<b>TP</b>	<b>O2</b>	
2001	2	2	2	2	3
2002	2	2	2	3	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE (biennio 2001-2002) 2</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
<b>anno</b>	<b>SD</b>	<b>Chl</b>	<b>TP</b>	<b>O2</b>	<b>Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *</b>
2001	2	2	2	2	8
2002	2	2	2	2	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 4-8 - La classificazione dello stato ecologico del Lago Maggiore (anni 2001-2002).

#### 4.4.2 Gli obiettivi del Progetto di Piano stralcio per il controllo dell'eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po (PsE)

La concentrazione massima ammissibile di fosforo totale per il Lago Maggiore è stata definita, invece, a partire dalla comparazione dell'attuale concentrazione di fosforo con quella naturale. Dato lo scostamento medio osservato tra il valore attuale e quello naturale, l'obiettivo del PsE al 2016 è pari alla concentrazione naturale di fosforo di ogni corpo idrico interessato, incrementata del 25%. È stato inoltre fissato un obiettivo intermedio al 2008 pari ad una concentrazione di fosforo totale non superiore ad un incremento del 50% della concentrazione obiettivo finale.

Avendo determinato nell'ambito del Piano Stralcio dell'Eutrofizzazione (Autorità di Bacino del Fiume Po) una concentrazione naturale del Fosforo (con indice  $Mei_{(alcalinit\grave{a})}$ ) un valore di circa  $7\mu\text{g/l}$ , i valori obiettivo del PsE risultano:

- per il 2008 circa 12,9 µg /l, di poco superiore alla concentrazione media attuale del nutriente nelle acque lacustri;
- per il 2016 circa 8,6 µg /l, valore leggermente inferiore all'attuale.

#### **4.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago**

Relativamente all'intero bacino idrografico, il carico totale di fosforo in ingresso al lago (224 t P<sub>tot</sub>/a) supera solo leggermente (12%) il carico ammissibile (200 t P<sub>tot</sub>/a). Anche le concentrazioni attuali di fosforo totale, attualmente limitanti per il Lago Maggiore risultano prossime al valore obiettivo indicato dal Pse.

Relativamente alla porzione di bacino insistente nella Regione Piemonte, il carico totale in ingresso risulta ridotto a 60 t P/a. In Piemonte il grado di collettamento e di trattamento dei reflui civili risultano soddisfacenti: l'86,3% della popolazione insediata è collettata e l'83,1% della popolazione insediata risulta servita da impianti di trattamento. Il lago ha dunque tratto beneficio dagli interventi di collettamento e depurazione intrapresi nel bacino di afferenza negli ultimi vent'anni.

Le occasionali e puntuali situazioni di non balneabilità sono principalmente correlate alla presenza di sfioratori del troppo pieno della rete fognaria (Stresa-Lido Carciano, Castelletto s.t.-Cicognola, Baveno-Spiaggia Baracchetta, Verbania-Villa Taranto) e al *run off* urbano (Lesa-Foce Erno, Spiaggia Lungolago-Feriolo). Solo in un punto la non balneabilità (2002) è dovuta alla mancanza di allacciamento alla pubblica fognaria, peraltro autorizzata (Verbania-Beata Giovannina); tale situazione contribuisce al superamento dei limiti microbiologici anche per la spiaggia di Villa Taranto-Verbania.

Scarichi non adeguatamente depurati sono risultati responsabili della non agibilità della spiaggia del Campeggio Sasso (Verbania). Tutto ciò indica che i livelli di depurazione risentono fortemente della variabilità delle condizioni idrologiche e pluviometriche, con abbassamento della resa di depurazione quando il superamento dei livelli di sfioro impedisce il trattamento totale delle acque (CIP AIS, 2003).

Nel bacino imbrifero del Lago Maggiore sono presenti attività industriali in grado di mettere seriamente a repentaglio la qualità ambientale delle acque del lago. La principale criticità ambientale per il Lago Maggiore è ascrivibile alla contaminazione da DDT, e più in generale da inquinanti organici persistenti PCBs oltre che metalli pesanti (Hg), rilevata a partire dal 1996. Anche se la contaminazione non ha prodotto effetti negativi sulla qualità delle acque tali da pregiudicarne gli usi potabili o la balneabilità, essa è abbastanza duratura e rilevante da comportare la diffusione dell'inquinante nell'ecosistema lacustre e nella catena alimentare.

La criticità di tale situazione è dovuta sia all'incertezza sugli effetti a lungo termine del DDT sia all'improbabilità di una sua riduzione significativa nel medio-breve periodo. La contaminazione più elevata è accertata nella Baia di Pallanza, come diretta conseguenza degli apporti dal Toce.

## **4.6 Programmi di misure**

La situazione descritta nei precedenti paragrafi ha fatto emergere nel complesso un quadro positivo sia per quanto riguarda la qualità delle acque lacustri sia per i carichi di fosforo afferenti attualmente al corpo idrico.

Considerato il buon livello di collettamento della popolazione residente nella porzione piemontese del bacino imbrifero, risulta necessario più che altro potenziare i trattamenti di depurazione attraverso interventi di razionalizzazione, ammodernamento, ampliamento e potenziamento di impianti di depurazione già esistenti allo scopo di diminuire ulteriormente i carichi in ingresso (CIP AIS, 2003).

Secondo quanto riportato nel rapporto della Commissione Italo-elvetica, relativamente al versante piemontese è necessario un investimento di circa 40 Milioni di Euro per il completo risanamento delle fognature municipali (9.900 KEuro), delle canalizzazioni consortili (5.000 KEuro) e degli impianti di depurazione (25.636 KEuro). Relativamente a questa ultima voce, in Piemonte è previsto l'ammodernamento e il potenziamento di 48 impianti, fra cui 7 di medio-alta potenzialità e 41 a bassa o medio-bassa potenzialità, per un totale complessivo di quasi 145.000 A.E. (CIP AIS, 2003).

I problemi riscontrati per la balneazione riguardano situazioni puntuali e richiedono in prevalenza interventi mirati sulla rete fognaria in grado di evitare scarichi a lago di acque microbiologicamente contaminate.

Infine per quanto riguarda la principale criticità riscontrata, la contaminazione di sedimenti e biota da DDT, attualmente è in atto un intervento di bonifica per il risanamento dell'area ex Enichem contaminata da DDT e altre sostanze pericolose.

## **5. IL LAGO DI MERGOZZO**

Il Lago di Mergozzo è stato segnalato all'UNESCO tra gli ambienti acquatici meritevoli di particolare protezione e incluso dalla Regione Piemonte tra le aree da destinare a parco o riserva naturale.

Il lago, anche a causa del substrato granitico del suo bacino imbrifero, è poco produttivo e oligotrofico, comunque a netta limitazione da fosforo.

Risente, anche se in misura minore, delle stesse fonti di inquinamento da organoclorurati del Lago Maggiore, cui è annesso attraverso il Canale di Mergozzo, il quale risulta talvolta rigurgitato dalle condizioni di piena del Verbano, che determinano un travaso di acque a più bassa qualità.

Il pressoché completo collettamento della rete fognaria dell'abitato di Mergozzo ad un depuratore che recapita i reflui nel Fiume Toce, fa sì che il lago sia sempre risultato balneabile.

I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione dettati dal Decreto n. 391 del 29 dicembre 2003 che si basa sulla formulazione del CSE (il nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico), valuta il Lago di Mergozzo in classe 2, corrispondente ad un giudizio di qualità ambientale “buono”, in assenza di contaminazione chimica delle acque lacustri.

## **5.1 Inquadramento generale**

Il Lago di Mergozzo è un piccolo lago, esteso circa 1,83 km<sup>2</sup>, formatosi per separazione di un bacino dal Lago Maggiore. La deposizione di materiale solido ha causato infatti il progressivo ampliamento del delta del Fiume Toce, fino alla formazione dell'attuale lago.

Il lago ha una profondità massima di 73 metri, una profondità media di 45,4 metri (vedi carta batimetria:

Figura 5-1) e una lunghezza e larghezza massime rispettivamente di 2,32 e 1,1 km.

Il bacino imbrifero è piuttosto ridotto in estensione, occupando una superficie di 10,4 km<sup>2</sup>, pari a circa sole 6 volte la superficie lacustre.

Dal punto di vista idrografico, il lago possiede immissari di scarso rilievo: le acque meteoriche raggiungono il bacino lacustre o direttamente per scorrimento superficiale o attraverso gli immissari (R. Rescina e R. Bracchio) non più lunghi di qualche centinaio di metri.

L'emissario del lago è invece il Canale di Mergozzo che si immette nel Lago Maggiore dopo qualche chilometro. La portata media in uscita è di circa 0,44 m<sup>3</sup>/s (rif. Catasto dei laghi).

Nella Tabella 5-1 sono riportate le principali caratteristiche morfometriche del lago e in Figura 5-1 è rappresentata la batimetria del bacino lacustre.

Attualmente, il livello minimo del lago è dato dalla quota della soglia della traversa che divide il lago dal canale (quota media di 1934,34 m s.l.m.). Il dislivello tra la soglia e il fondo del canale subito a valle della stessa è di poco inferiore ai 50 cm.

È interessante osservare che per livelli del Lago Maggiore superiori alla quota della soglia si assiste al rigurgito delle acque del Lago Maggiore al Lago di Mergozzo attraverso il canale omonimo; in questa particolare situazione, si ripristina per un periodo di tempo limitato (qualche giorno) il collegamento valle-monte.

Dall'analisi dell'andamento storico dei livelli<sup>3</sup> del Lago Maggiore per il quale sono disponibili dati giornalieri, illustrati nei grafici in Figura 5-2 si evince che:

1. il livello del Lago Maggiore subisce escursioni annue anche superiori ai 4 metri;
2. i livelli minimi del Lago Maggiore si registrano nei mesi di agosto e settembre; in questi mesi risulta dunque massima la differenza tra la quota della soglia del Lago di Mergozzo ed il livello idrico nel Canale;
3. i livelli massimi del Lago Maggiore si hanno nei mesi autunnali ed invernali in cui risulta frequente il raggiungimento della quota della soglia da parte dell'acqua del canale (fenomeno di rigurgito).

Occorre inoltre evidenziare che in periodi particolarmente siccitosi, coincidenti con i minimi livelli del Lago Maggiore, è estremamente limitata, se non nulla, la portata in uscita dal Lago di Mergozzo.

<b>NOME</b>		MERGOZZO
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		VB-14
<b>BACINO</b>		TICINO
<b>ORIGINE</b>		ESCAVAZIONE GLACIALE
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	458683
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	5089435
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	194
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	82,15
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	73,0
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	45,4
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	2,32
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	1,1
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	6,15
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	1,8
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	10,4

Tabella 5-1 - Principali caratteristiche del Lago di Mergozzo.

Dal punto di vista faunistico, data la contiguità del lago di Mergozzo con il Lago Maggiore, la popolazione ittica dei due laghi presentano la stessa composizione. In ogni caso esiste una differenza sia di tipo quantitativo che qualitativo del popolamento ittico nei due ambienti, infatti il coregone

<sup>3</sup> Per le elaborazioni dei livelli del Lago Maggiore sono stati impiegati i dati giornalieri dal 1/12/1981 al 31/12/2000 dell'osservatorio meteorologico di Pallanza.

“bondella” (*Coregonus oxyrinchus*), specie che costituisce uno dei popolamenti più consistenti del Lago Maggiore, non è presente nel Mergozzo. Nel lago sono ben rappresentate sia specie pregiate, con elevate esigenze per la qualità delle acque come i Salmonidi: trota (*Salmo trutta trutta*), salmerino (*Salvelinus alpinus*), coregone (*Coregonus* sp.), tipiche di laghi oligotrofici con elevata profondità, sia altre specie meno esigenti come i ciprinidi: alborella (*Alburnus alburnus alborella*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), pigo (*Rutilus pigo*), carpa (*Cyprinus carpio*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), savetta (*Chondrostoma soetta*). Le altre specie principali presenti sono: agone (*Alosa fallax*), luccio (*Esox lucius*), persico reale (*Perca fluviatilis*), persico trota (*Micropterus salmoides*), persico sole (*Lepomis gibbosus*), anguilla (*Anguilla anguilla*), bottatrice (*Lota lota*).

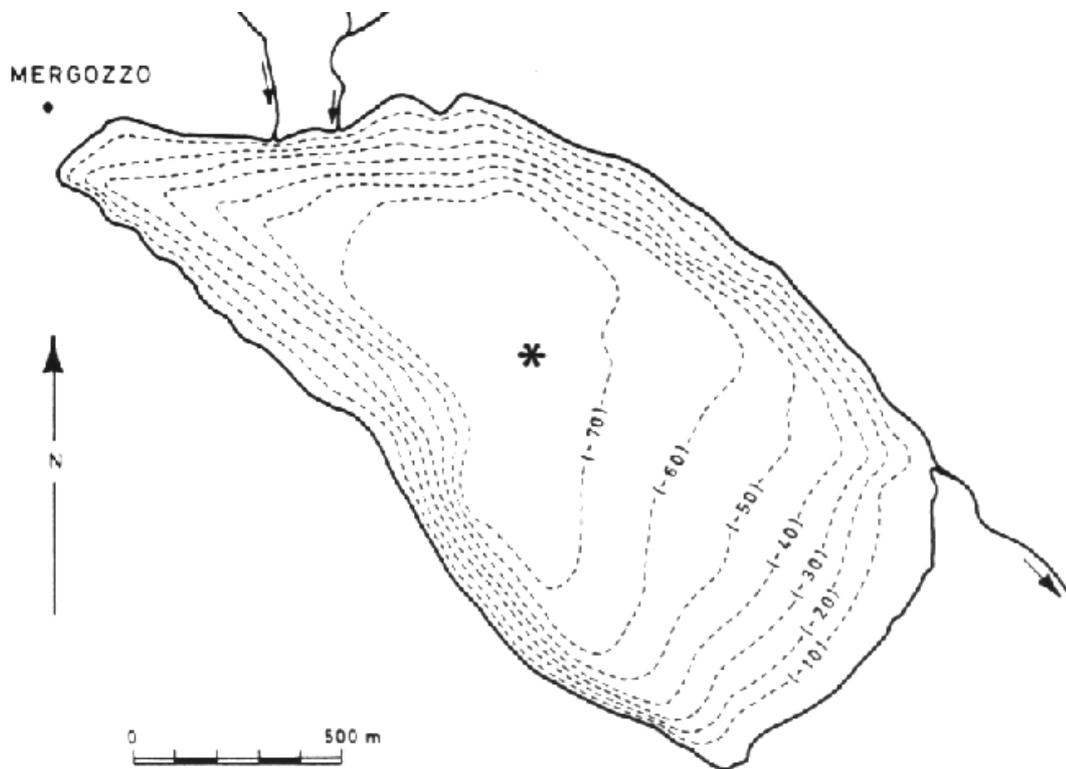


Figura 5-1 - Carta delle isobate del Lago di Mergozzo.

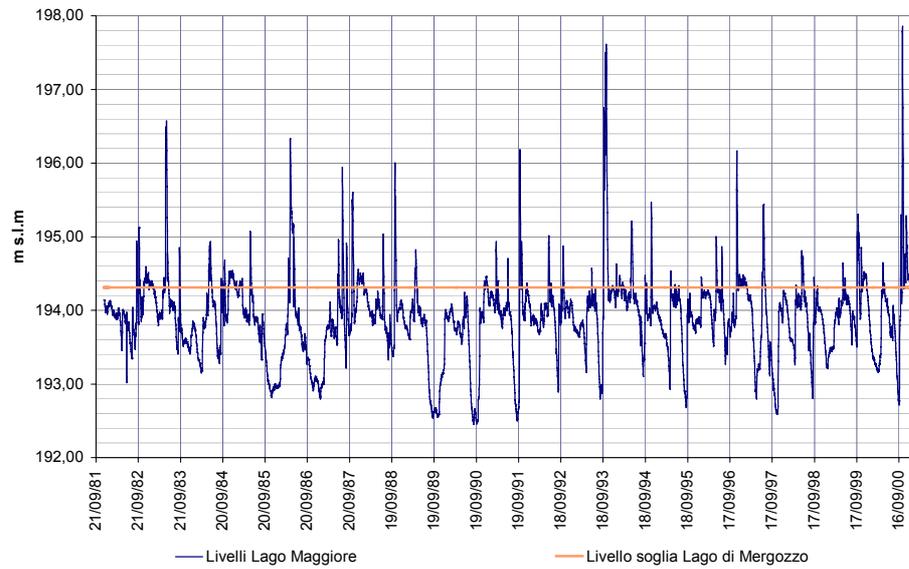


Figura 5-2 - Andamento dei livelli giornalieri del Lago Maggiore confrontato con il livello della soglia del Lago di Mergozzo (1981-2000).

## 5.2 Lo stato di qualità delle acque

### 5.2.1 Caratteristiche termiche

Il Lago di Mergozzo è un lago monomittico caldo che presenta una netta stratificazione termica nel periodo estivo-autunnale, durante il quale i primi 20 metri della colonna d'acqua sono interessati da un'escursione termica di circa 15 °C, e un periodo di massimo rimescolamento delle acque lacustri in corrispondenza di gennaio-febbraio, in cui la temperatura dell'intera colonna d'acqua si assesta intorno ai 5 - 6 °C. Considerato l'evidente sbalzo termico che interessa la colonna durante il periodo tardo estivo lo strato metalimnico nel Lago di Mergozzo raggiunge approssimativamente i 20 metri di profondità.

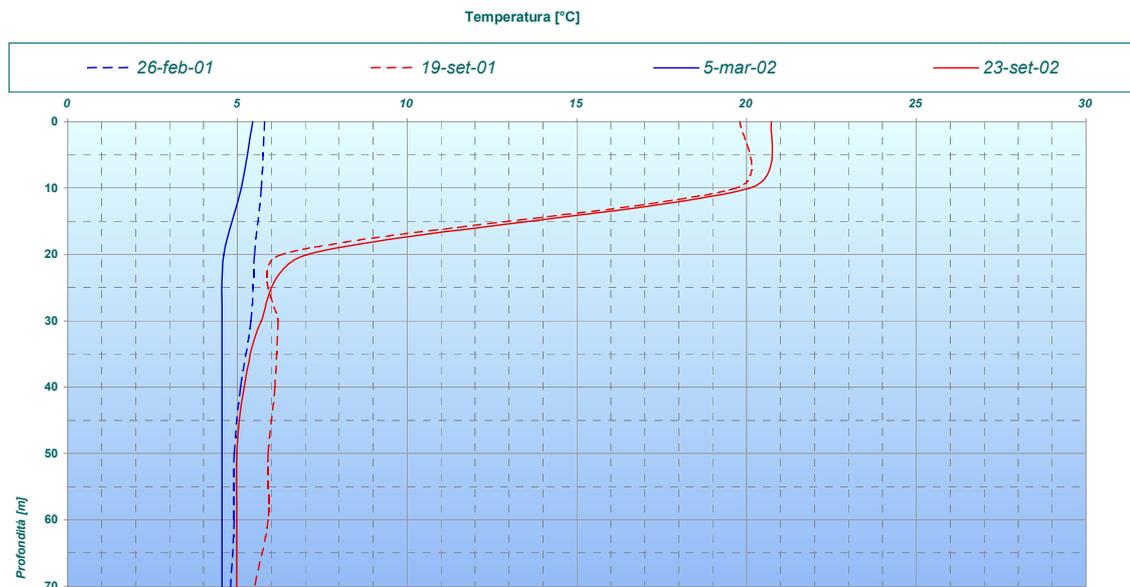


Figura 5-3 - Andamento della temperatura lungo la colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

Come risulta evidente dalla Figura 5-4 la concentrazione di ossigeno durante il periodo di stratificazione termica diminuisce negli strati più profondi, a causa del mancato rimescolamento delle acque; tuttavia, le condizioni oligotrofiche in cui versa il lago assicurano sempre buone condizioni di ossigenazione anche in tali strati (conc. O<sub>2</sub> disciolto >5 mg/l).

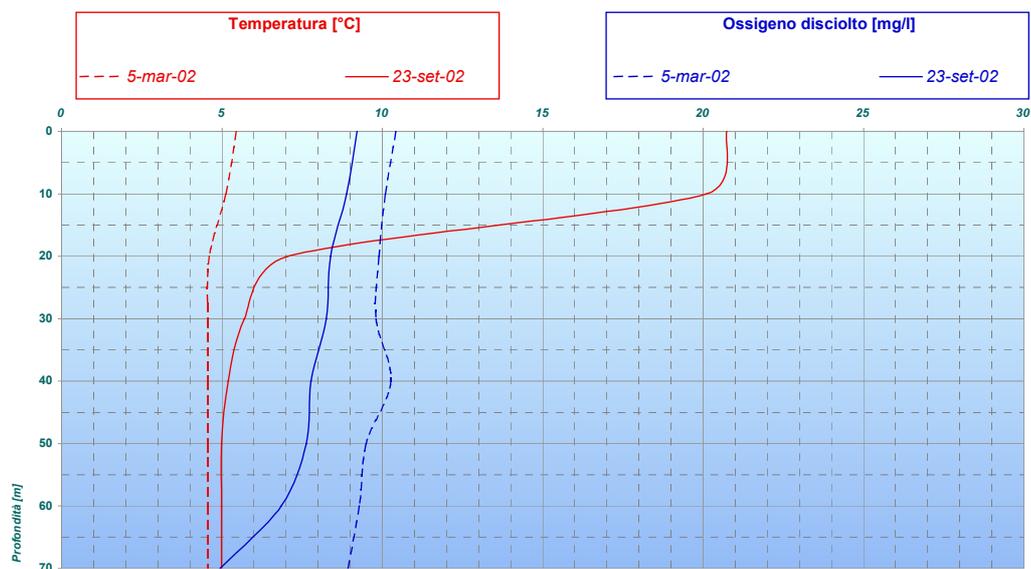


Figura 5-4 - Andamento termico e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

## 5.2.2 Caratteristiche trofiche

### 5.2.2.1 Trasparenza

L'andamento dei valori di trasparenza, che oscillano tra i 14 e i 6 metri di profondità, evidenzia il rientro di tale parametro nella classe dell'oligotrofia al limite con l'ultraoligotrofia (OECD, 1982). I valori misurati, relativi al biennio 2001-2002, sono riportati nel grafico seguente (Figura 5-5).

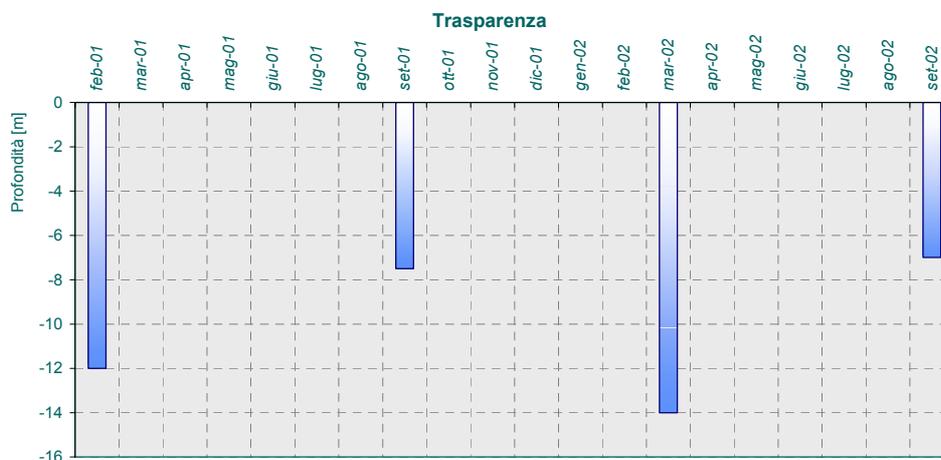


Figura 5-5 - Andamento della trasparenza delle acque del Lago di Mergozzo - disco di Secchi (anni 2001-2002).

### 5.2.2.2 Ossigeno disciolto

I valori della percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto, come già anticipato, mostrano un buon tenore di ossigenazione su tutta la colonna anche durante i periodi più critici di stratificazione termica, solo occasionalmente sono riscontrabili, a fondo lago, parziali deficit di ossigeno. Tale condizione è ascrivibile alle condizioni oligotrofiche che caratterizzano il lago.

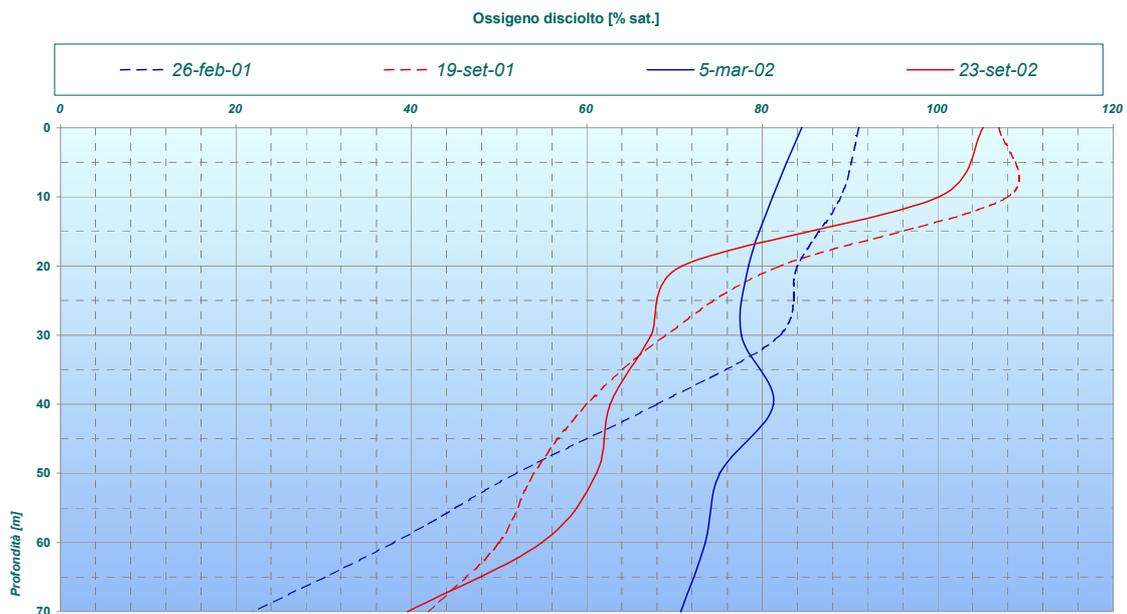


Figura 5-6 - Andamento dell'ossigeno disciolto sulla colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

### 5.2.2.3 pH

L'andamento del pH riportato in Figura 5-7 evidenzia un leggero incremento dei valori del parametro pur entro limiti di assoluta normalità, durante il periodo estivo, nella porzione superficiale della colonna, in relazione al maggiore sviluppo algale stagionale.

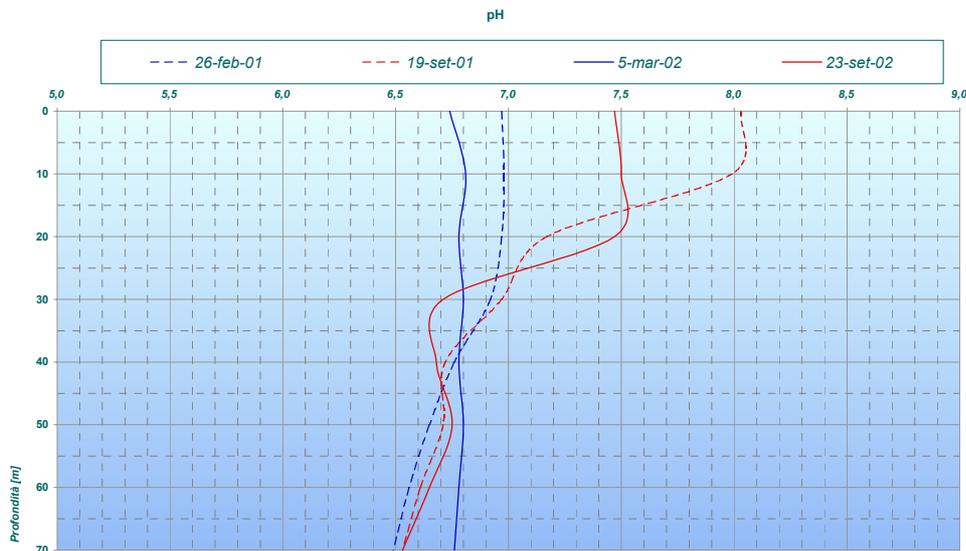


Figura 5-7 - Andamento del pH sulla colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

#### 5.2.2.4 Composti del fosforo

I valori di fosforo totale, misurati in corrispondenza dei periodi di circolazione invernale a partire dal 1975, evidenziano un trend migliorativo che ha portato le massime concentrazioni di 11  $\mu\text{g P/l}$  riscontrate tra il 1975 e il 1982 ai tenori di 4-5  $\mu\text{g/l}$  riscontrati nell'ultimo decennio (fosforo tot medio biennio 2001-2002 pari a 5,5  $\mu\text{g P/l}$ ). Secondo la classificazione trofica a valori fissi dell'OECD (1982), tale range di valori corrisponde tendenzialmente ad una situazione di oligotrofia, anche se risulta evidente il passaggio, relativamente al parametro fosforo, da una condizione di oligotrofia al limite con la mesotrofia a una condizione di oligotrofia al limite con l'ultraoligotrofia. Le concentrazioni di fosforo reattivo, invece, direttamente assimilabile dalla componente algale, dal 1975 si mantengono sempre al di sotto dei 4  $\mu\text{g P/l}$  e, nello specifico, nel biennio 2001-2002 risultano inferiori ai 3  $\mu\text{g P/l}$  su tutta la colonna.

L'osservata diminuzione delle concentrazioni lacustri di fosforo sono correlabili alla graduale realizzazione a partire dagli anni '80 della diversione degli scarichi urbani all'impianto di depurazione di Ornavasso-Mergozzo, esterno al bacino imbrifero. L'aumento delle concentrazioni di fosforo totale sul fondo sono dovute alla minore concentrazione di ossigeno che interessa tali strati instaurano condizioni riducenti che favoriscono il rilascio dell'elemento dai sedimenti.

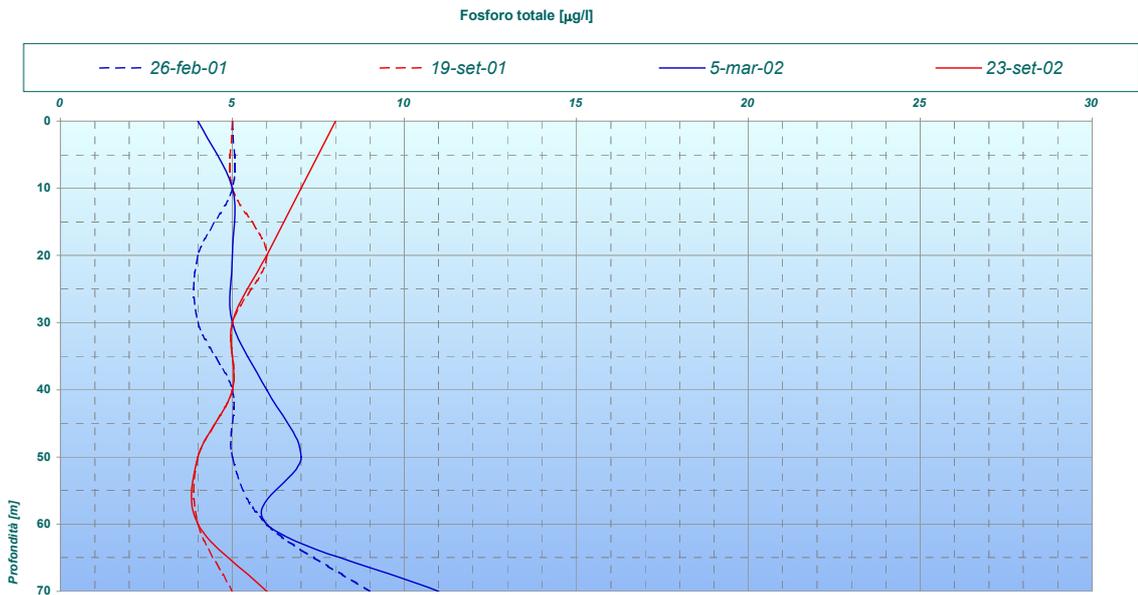


Figura 5-8 - Andamento del fosforo totale sulla colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

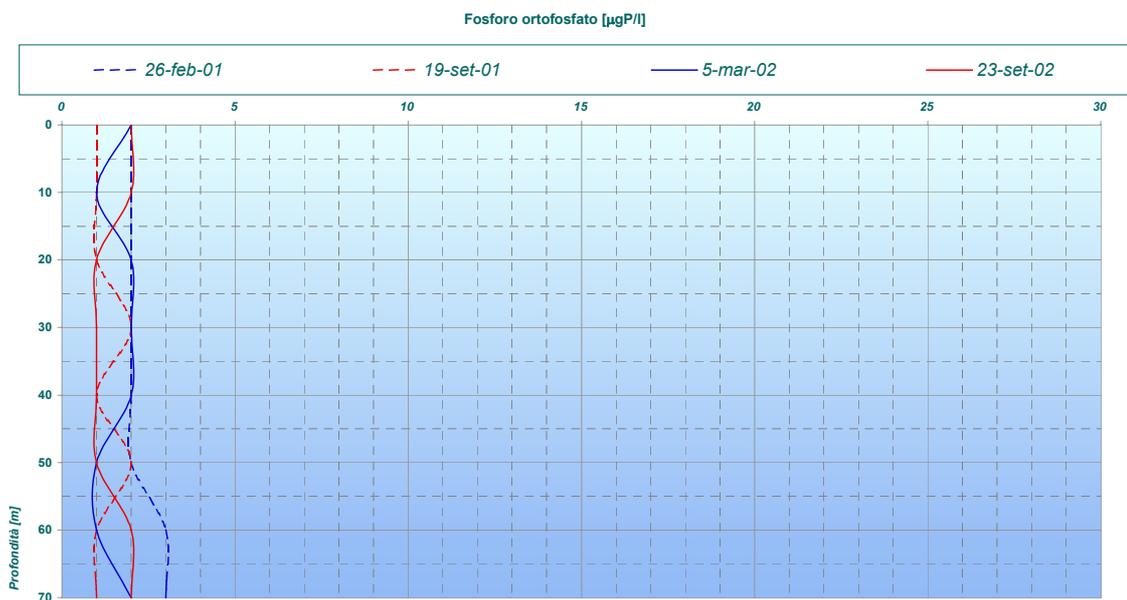


Figura 5-9 - Andamento del fosforo ortofosfato sulla colonna del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

### 5.2.2.5 Composti dell'azoto

I valori dell'azoto nitrico risultano estremamente bassi e uniformemente distribuiti lungo tutta la colonna d'acqua anche se si assiste negli ultimi anni ad un sensibile aumento del valore del parametro derivante dalle precipitazioni atmosferiche.

La situazione derivante dall'analisi dell'andamento delle concentrazioni dell'azoto ammoniacale, evidenzia come in generale i valori riscontrati siano bassi e solo a livello ipolimnico in prossimità del fondale per l'instaurarsi di processi di decomposizione batterica della sostanza organica negli strati ipolimnici e in prossimità del fondale.

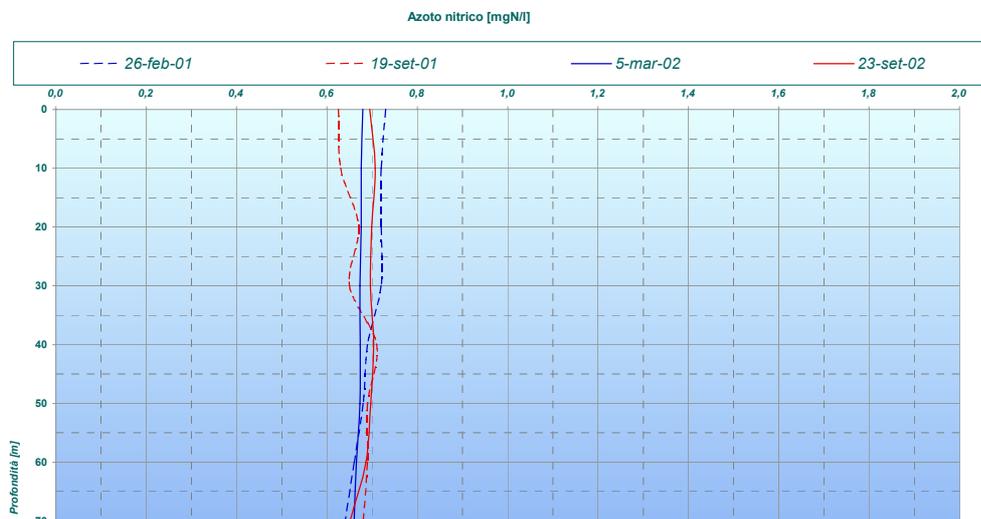


Figura 5-10 - Andamento dell'azoto nitrico sulla colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

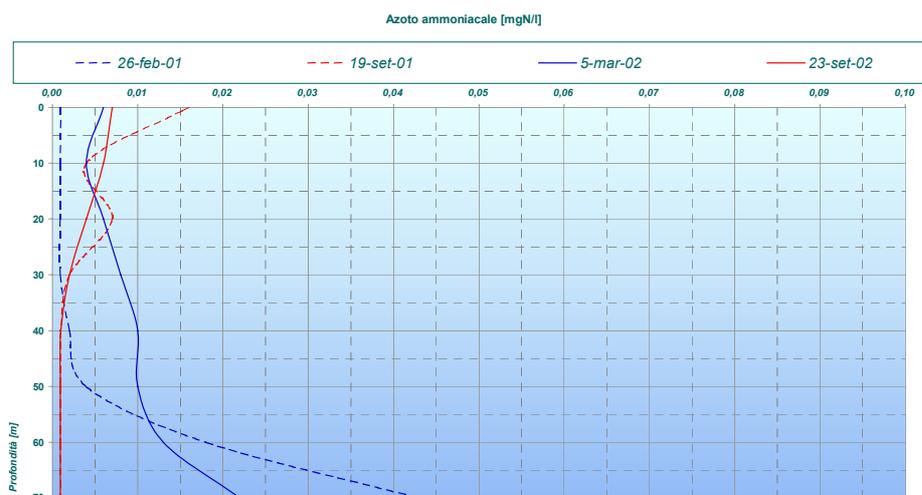


Figura 5-11 - Andamento dell'azoto ammoniacale sulla colonna d'acqua del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

### 5.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Il rapporto N/P nel Lago di Mergozzo raggiunge il valore, particolarmente elevato, di 153,5, indicando una netta limitazione da fosforo della produttività primaria delle acque lacustri.

### 5.2.2.7 Clorofilla "a"

I valori molto bassi di Clorofilla "a", riportati nel grafico seguente, confermano l'appartenenza delle acque lacustri alla classe oligotrofica, e seguono di pari passo l'andamento della trasparenza illustrato in

Figura 3-1 (N.B. il dato riferito al campionamento di marzo 2002 non è disponibile).

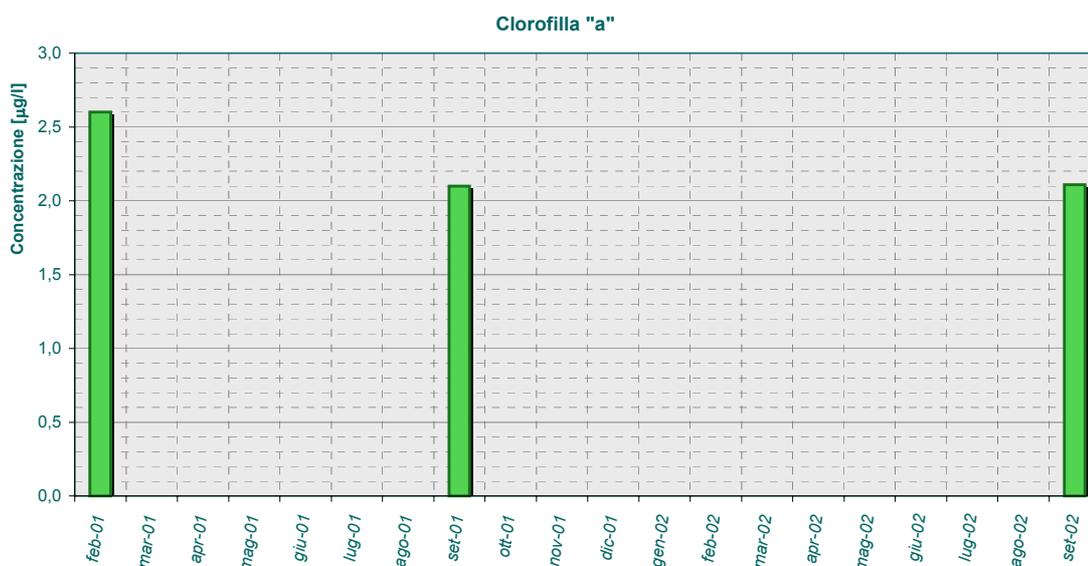


Figura 5-12 - Andamento della clorofilla "a" del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

### 5.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Negli ultimi decenni, il Lago di Mergozzo ha mantenuto le sue originarie caratteristiche di oligotrofia, grazie ai bassi valori di concentrazione del fosforo e ai ridotti apporti in ingresso di questo elemento provenienti dal bacino imbrifero. Tuttavia, nel periodo 1969-1970 il lago cadde in condizioni temporaneamente eutrofiche, caratterizzate da imponenti fioriture di *Oscillatoria rubescens*, a causa di uno scarico diretto in lago di una condotta fognaria priva di depurazione e dell'innalzamento di una soglia artificiale all'incile del lago, che impediva il deflusso delle sue acque nel Maggiore. Negli ultimi anni si è assistito ad un recupero delle condizioni trofiche e, attorno alla prima metà degli anni '90 il

lago versava addirittura in condizioni di ultraoligotrofia-oligotrofia, mostrando produttività biologiche ed ittiche estremamente contenute. Attualmente le condizioni di oligotrofia sono confermate dai valori dei parametri fosforo totale, clorofilla "a" e trasparenza. Studi risalenti al 1994 (Giussani, 1994) confermano il basso livello trofico del lago in relazione alle caratteristiche del popolamento ittico, quali la scarsa produttività, la composizione in specie, la contrazione numerica delle specie litorali e il ridotto accrescimento delle specie pelagiche.

### 5.2.3 Potenziali fattori di inquinamento delle acque lacustri

A causa del ridotto dislivello (50-60 cm) esistente tra il Mergozzo e il Lago Maggiore, in corrispondenza di copiose precipitazioni, le acque del Verbano possono riversarsi nel Lago di Mergozzo e se i fenomeni di esondazione risultano prolungati, il rischio di ingresso di nutrienti ed eventuali apporti di inquinanti al lago è elevato (Calderoni & Marchetto, 1998). Prova diretta ne è la contaminazione da DDT dei coregoni catturati nel Mergozzo (Calderoni et al, 1996). Non sono segnalate ulteriori particolari situazioni di inquinamento delle acque lacustri.

### 5.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

Il Lago di Mergozzo non ha mai presentato situazioni di inquinamento rilevanti ed è sempre risultato interamente balneabile, mantenendo tale condizione di balneabilità nel corso degli anni fino ai giorni nostri. Nella

Tabella 5-2 sono riportati i risultati della campagna di analisi condotta nel 2002, durante la quale sono state monitorate 5 stazioni, di seguito elencate.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Verbania	La Quiete	202 103 072 48	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Continental	202 103 072 49	Agibile	Nessuno	Nessuno
Verbania	Piccolo lago	202 103 072 50	Agibile	Nessuno	Nessuno
Mergozzo	Lido Pilastrì sp. Quartina	202 103 096 51	Agibile	Nessuno	Nessuno
Mergozzo	Portaiolo	202 103 096 52	Agibile	Nessuno	Nessuno

Tabella 5-2 - Balneabilità delle acque del Lago di Mergozzo (anno 2002).

## 5.3 Il bacino drenante

### 5.3.1 Inquadramento territoriale

Il bacino imbrifero del Lago di Mergozzo occupa un tronco laterale del tratto terminale della Val d'Ossola, dalla quale è stato separato, a monte dell'abitato di Mergozzo, dalla piana alluvionale del Fiume Toce. Il lago, infatti, condivide origine ed evoluzione con il Lago Maggiore, dal quale fu separato 5-6 secoli fa dai depositi alluvionali del Toce. Il bacino si estende longitudinalmente tra le pendici orientali del Monte Orfano (790m s.l.m.) e la dorsale Monte Faiè - Monte Castello.

Il bacino è inserito nell'unità sudalpina del "Massiccio dei Laghi", costituita prevalentemente da graniti e rocce metamorfiche ricche di silicati.

Esso si estende per una superficie complessiva piuttosto ridotta di circa 10 km<sup>2</sup> ed è caratterizzato da una pendenza alquanto elevata, pari a circa il 35%.

L'unico centro abitato compreso nel bacino è Mergozzo i cui attuali scarichi sono totalmente collettati in un depuratore che scarica nel Fiume Toce; parte del bacino è tuttavia compreso nel territorio del comune di San Bernardino Verbano.

Comune	Pr	Sup (km2)	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
MERGOZZO	VB	7.3	27%	2083	559	cm valle ossola	ATO1	V.C.O.	14
SAN BERNARDINO VERBANO	VB	2.5	10%	1165	0	cm valgrande	ATO1	V.C.O.	14

Tabella 5-3 - Dati dimensionali e amministrativi relativi al bacino imbrifero del Lago di Mergozzo.

### 5.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

L'unico centro urbano presente nel bacino imbrifero del lago è rappresentato dal Comune di Mergozzo. Gli scarichi urbani generati in questo comune sono tutti raccolti dalla rete fognaria e convogliati nel depuratore di Mergozzo che scarica i reflui trattati nel Fiume Toce.

La popolazione insediata nel bacino ammontante a 559 abitanti, risulta per il 96% sia collettata che trattata. Solamente 22 abitanti equivalenti non sono raggiunti da fognature o non vengono trattati, generando 4 Kg/a di fosforo che, teoricamente, vengono apportati al lago. Le unità abitative presenti

nel bacino e non allacciate a questa rete sono poche e si esclude che possano contribuire in modo significativo al carico complessivo riversato nel lago.

Pertanto, il carico di nutrienti riversato nel lago è costituito prevalentemente dal carico di origine diffusa ed in misura assai minore dal carico di origine meteorica che ricade direttamente sul lago; il carico totale riversato a lago è stato stimato in 350 Kg/a.

Nella seguente tabella si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

A titolo di confronto si riporta la stima dei carichi effettuata nell'ambito dello studio del CNR (1998). Le quantità di fosforo apportate a lago sono risultate circa di 200 Kg P/a e hanno tenuto esclusivamente conto degli apporti di fosforo da fonti diffuse, ipotizzando nulli gli apporti di origine puntiforme (situazione che di fatto coincide con la reale). Si può osservare come i valori ricavati nell'ambito del presente studio (2004) probabilmente sovrastimano l'apporto di fosforo a lago.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P	N		P	N
	[t/a]	[t/a]		[t/a]	[t/a]
Scarichi fognari trattati	0	0	Agricola		
Scarichi non trattati	0,004	0,03	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0,007	0,08	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	<b>0,011</b>	<b>0,11</b>	<b>Totale origine diffusa</b>	<b>0,34</b>	<b>11,2</b>
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				<b>0,35</b>	<b>11,3</b>

Tabella 5-4 - Carichi di nutrienti afferenti al Lago di Mergozzo.

### 5.3.3 Relazioni tra carichi e condizioni trofiche

Considerando che, come è stato esposto nel paragrafo 5.2.2.6 per il lago in esame il fattore limitante è rappresentato dal fosforo, le analisi di seguito esposte saranno relative al solo fosforo totale.

In particolare, nella figura seguente, attraverso il grafico di Vollenweider si propone un confronto tra il carico attualmente afferente al lago d'Orta, il carico ammissibile ed il carico critico definiti nella parte metodologica.

Applicando il grafico di Vollenweider al Lago di Mergozzo, si osserva che l'attuale carico in ingresso al lago di 350 kg/anno (CNR-ISE, 1998) corrisponde alle condizioni di oligotrofia stabile in cui si trova attualmente il lago.

Il carico specifico, rispetto al 1984, si è notevolmente ridotto, passando da 0,36 a 0,11 g di P/(mq\*anno).

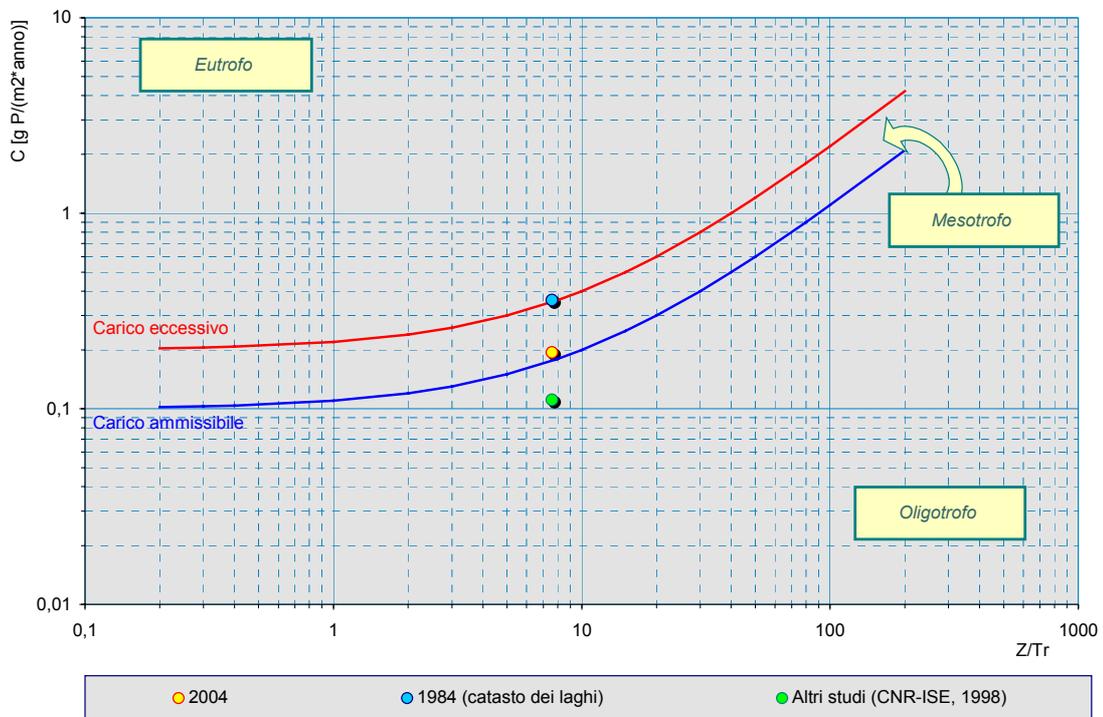


Figura 5-13 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago di Mergozzo.

## 5.4 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 5.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003, emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità a i sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago di Mergozzo si trova in classe 2 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti, ossia una eccellente qualità della risorsa idrica.

Nella

Tabella 5-5 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie.

Lo stato di qualità ambientale per le acque del Lago di Mergozzo, corrisponde allo stato ecologico (CSE) non essendo emerse situazioni di inquinamento delle acque da attribuire a microinquinanti; ne consegue che gli obiettivi futuri (al 2008 e al 2016) risultano già raggiunti e che gli stessi dovranno essere mantenuti.

L'evoluzione recente del lago porta a ritenere possibile il conseguimento al 2008 dell'obiettivo di OTTIMO.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3-tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	1	1	1	3	4
2002	1	1	2	4	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE (biennio 2001-2002) 2</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
anno	SD	Chl	TP	O2	Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *
2001	1	1	1	2	<b>6</b>
2002	1	1	2	3	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 5-5 - La classificazione dello stato ecologico del Lago di Mergozzo (anni 2001-2002).

## **5.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago**

Il Lago di Mergozzo non è soggetto ad alcuna criticità né dal punto di vista dello stato trofico né della balneabilità: gli apporti di fosforo al lago risultano alquanto modesti grazie alla diversione degli scarichi urbani realizzata negli anni '80 e di conseguenza le condizioni trofiche del lago risultano ottimali e tutte le spiagge campionate balneabili.

Il sistema è tuttavia vulnerabile e a rischio, soprattutto se si considera che il tempo di ricambio è sufficientemente alto da intensificare in maniera sensibile i processi di trattenimento delle sostanze inquinanti in ingresso al lago. Il ricambio può essere estremamente ridotto soprattutto in corrispondenza dei periodi di scarsi apporti idrici che causano deflussi dell'emissario inferiori addirittura a  $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$  e determinano fenomeni di accumulo dei nutrienti, in particolare di fosforo, in grado di modificare temporaneamente la trofia lacustre. Condizioni di prolungata siccità influenzano negativamente anche lo stato ambientale del Canale emissario a causa di persistenti condizioni di stagnazione.

Le caratteristiche morfologiche e idrologiche del bacino, quali la modesta estensione, il ridotto rapporto tra la sua area e la superficie del lago, l'elevato dilavamento per la scarsa permeabilità del suolo e per l'accentuata pendenza dei versanti, determinano una elevata sensibilità del chimismo del lago nei confronti delle precipitazioni atmosferiche, come dimostra il netto incremento delle concentrazioni di composti azotati nelle acque del lago (Calderoni & Marchetto, 1998). Il lago tuttavia pare non vulnerabile all'acidità delle acque meteoriche grazie verosimilmente alla sua riserva alcalina in grado di tamponare le variazioni di pH.

A causa del ridotto dislivello (50-60cm) esistente tra il Mergozzo e il Lago Maggiore, in corrispondenza di copiose precipitazioni, le acque del Verbano possono riversarsi nel lago attraverso il canale di Mergozzo e se i fenomeni di esondazione risultano prolungati, il rischio di ingresso di nutrienti ed eventuali apporti di inquinanti del Verbano e dal Canale di Mergozzo al lago è elevato (Calderoni & Marchetto, 1998). Prova diretta ne è la contaminazione da DDT dei coregoni catturati nel Mergozzo (Calderoni et al, 1996).

## **5.6 Programmi di misure**

Non vengono proposte misure di risanamento dirette per il Lago di Mergozzo poiché non è soggetto a criticità costanti e persistenti.

Le criticità rilevate risultano essere potenziali o occasionali e pertanto è necessario attuare misure che approfondiscano le conoscenze sulle risposte dei comparti biologici alle diverse condizioni idrologiche.

Considerando che in particolari condizioni meteorologiche il lago può ricevere i reflussi del suo emissario, è necessario procedere ad un'azione di risanamento del territorio che incida direttamente sullo stato ambientale e sanitario del Canale di Mergozzo, allo scopo di migliorare ulteriormente le condizioni ambientali del lago stesso e dell'area umida di Fondotoce. In quest'ottica rientra il progetto di prolungare, fino alla testa del canale di Mergozzo, la condotta che corre lungo il canale stesso proveniente dal Maggiore, per poi pomparvi acqua del Lago Maggiore durante i periodi di magra o asciutta; ciò migliorerebbe le condizioni igienico-sanitarie nel canale evitando lo sviluppo di marciumi e odori vari.

Risultando il lago in buone condizioni si rende necessario dissuadere dall'intraprendere qualsiasi azione che possa modificare le qualità chimico-fisiche delle acque nonché il regime idrologico, come possono essere le opere di diversione di acqua verso il lago, derivanti da altri bacini idrografici con diverse caratteristiche geologiche, utilizzate per la produzione idroelettrica.

## **6. IL LAGO D'ORTA**

Il Lago d'Orta presenta livelli relativamente alti di nitrati, attribuibili al fenomeno di nitrificazione dell'azoto ammoniacale riversato, come ammonio solfato assieme a metalli pesanti (Cu, Zn, Ni) da industrie galvaniche fino agli anni '80.

Le caratteristiche chimiche del lago prima del suo inquinamento non sono conosciute ma ricerche condotte sui sedimenti lacustri fossili (Adams et al. 1978; Guilizzoni & Lami, 1988) hanno evidenziato condizioni originarie di oligotrofia. Il Lago d'Orta è stato interessato fin dall'anno 1926 da un pesante inquinamento industriale da solfato di ammonio, rame e altri metalli pesanti che, in pochissimo tempo, ha alterato l'intera chimica lacustre, provocando una rapida perdita di zoo e fitoplancton fino a raggiungere la pressoché totale sterilità, nonché una drastica riduzione delle comunità ittiche. Inoltre, la nitrificazione dell'azoto ammoniacale ha prodotto una forte acidificazione di tutta l'acqua del lago con pH compresi tra 3,9 e 4,5. Nel ventennio che segue la situazione continua a peggiorare: l'azoto ammoniacale aumenta fortemente (fino a 5 mg N/l) per il rallentamento dei processi biochimici di nitrificazione e accumulo di azoto nitrico (oltre 5 mg N/l). Nel 1980 vengono fortemente ridotte le immissioni di azoto ammoniacale ma non di metalli pesanti, che continuano ad essere elevati. Nel 1989 è stato effettuato un intervento di *liming* con la dispersione di carbonato di calcio sulla superficie del lago per neutralizzarne l'acidità e riportare il chimismo del lago in una situazione di naturalità (intervento proposto dal CNR di Pallanza – Istituto Italiano di Idrobiologia).

Dopo l'intervento di risanamento il pH è ritornato alla neutralità, i metalli pesanti sono precipitati e si è ripristinata l'azione biologica di nitrificazione dell'ammoniaca. Con il ritorno ad un chimismo naturale si sono ristabilite definitivamente le biocenosi acquatiche di fito e zooplancton. Attualmente il lago presenta una condizione di oligotrofia, sua condizione naturale, nonostante i relativamente alti livelli di nitrati riscontrati, attribuibili al fenomeno di nitrificazione dell'azoto ammoniacale (ancora presente in

concentrazione rilevabile in superficie). Il valore della concentrazione di azoto totale misurato è di circa 2,0 mg N/l (marzo 2000).

Tuttavia il lago, a netta limitazione da fosforo, presenta una condizione di oligotrofia anche causata dalla scarsa produttività biologica (sebbene pregressa).

I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione previsti dal decreto n. 391 29 dicembre 2003, che si basano sulla formulazione del CSE, cioè del nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico, valuta il Lago d'Orta in classe 2 - BUONO.

## **6.1 Inquadramento generale**

Il Lago d'Orta è il più occidentale dei grandi laghi marginali italiani. È interamente in territorio piemontese ed è collegato al Lago Maggiore da cui dista circa 30 Km, a mezzo del suo emissario Rio Nigoglia (che fuoriesce dall'estremità nord del lago, contrariamente a quanto avviene per gli emissari degli altri grandi laghi sub-alpini), affluente dello Strona, tributario a sua volta del Toce, uno dei maggiori immissari del Lago Maggiore.

I tributari più importanti ad iniziare dal settore nord-occidentale del bacino, sono i torrenti Fiumetta, Acqualba, Pollino, Lagna, Pescone.

Sia il lago che il suo bacino drenante si sviluppano in senso longitudinale da nord a sud, presentando una stretta conformazione valliva racchiusa da occidente dai primi rilievi montuosi della Val Sesia e ad oriente dai contrafforti del massiccio del Mottarone, mentre a meridione il lago è sbarrato da imponenti depositi morenici.

La conformazione attuale della cuvetta lacustre si è modellata nel quaternario per erosione glaciale esercitata da un braccio laterale del ghiacciaio dalla Val d'Ossola su una preesistente valle fluviale. È tra i più grandi e profondi laghi prealpini, ha una superficie di circa 18 Km<sup>2</sup>, si sviluppa per una lunghezza di 12,5 Km<sup>2</sup> e raggiunge i 143 metri di profondità massima; per la conformazione delle sue sponde, piuttosto scoscese, anche la profondità media risulta elevata (71 m). Nella tabella successiva sono riportate le principali caratteristiche morfometriche del Lago d'Orta, mentre la Figura 6-1 illustra il profilo e la batimetria del lago.

<b>NOME</b>		D'ORTA O CUSIO
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		NO-1
<b>BACINO</b>		TOCE
<b>ORIGINE</b>		ESCAVAZIONE GLACIALE
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	453149
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	5073454
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	292
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	1300
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>M</b>	143
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>M</b>	71
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>M</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	12,55
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	1,85
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	36.2
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	18
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	115,57

Tabella 6-1 - Principali caratteristiche del Lago d'Orta

Dal punto di vista faunistico è noto che, il popolamento ittico del Lago d'Orta è andato rapidamente scomparendo a partire dal 1926 in seguito alle consistenti immissioni di sali di rame ed ammonio, derivanti dalla produzione di rayon. Prima di questa data il popolamento ittico del lago appariva strutturato dalle specie ittiche che caratterizzano i grandi ambienti lacustri sud-alpini; la zona pelagica e eupelagica era caratterizzata dalla presenza del coregone (*Coregonus sp.*) introdotta verso la fine del secolo IX, dell'agone (*Alosa fallax lacustris*), dell'alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e della trota (*Salmo trutta*); la zona sub litorale ospitava il salmerino (*Salvelinus alpinus*), la bottatrice (*Lota lota*), e l'anguilla (*Anguilla anguilla*); mentre il litorale accoglieva persico reale (*Perca fluviatilis*), il luccio (*Esox lucius*), lo scozzone (*Cottus gobio*) ed i ciprinidi: scardola (*Scardinius eritrophthalmus*), cavedano (*Leuciscus cefalus*), tinca (*Tinca tinca*), vairone (*Telestes souffia muticellus*) e barbo (*Barbus barbus plebejus*).

Le migliorate condizioni ambientali e la ricostruzione di una catena alimentare più stabile, dopo l'intervento di liming, hanno permesso di procedere con successo a ripopolamenti con specie pelagiche particolarmente pregiate quali trota e salmerino; nella zona litorale, accanto al miglioramento strutturale delle popolazioni formate dalle specie presenti (persico reale e cavedano), si è proceduto all'introduzione di specie quali carpa, tinca, luccio e anguilla.

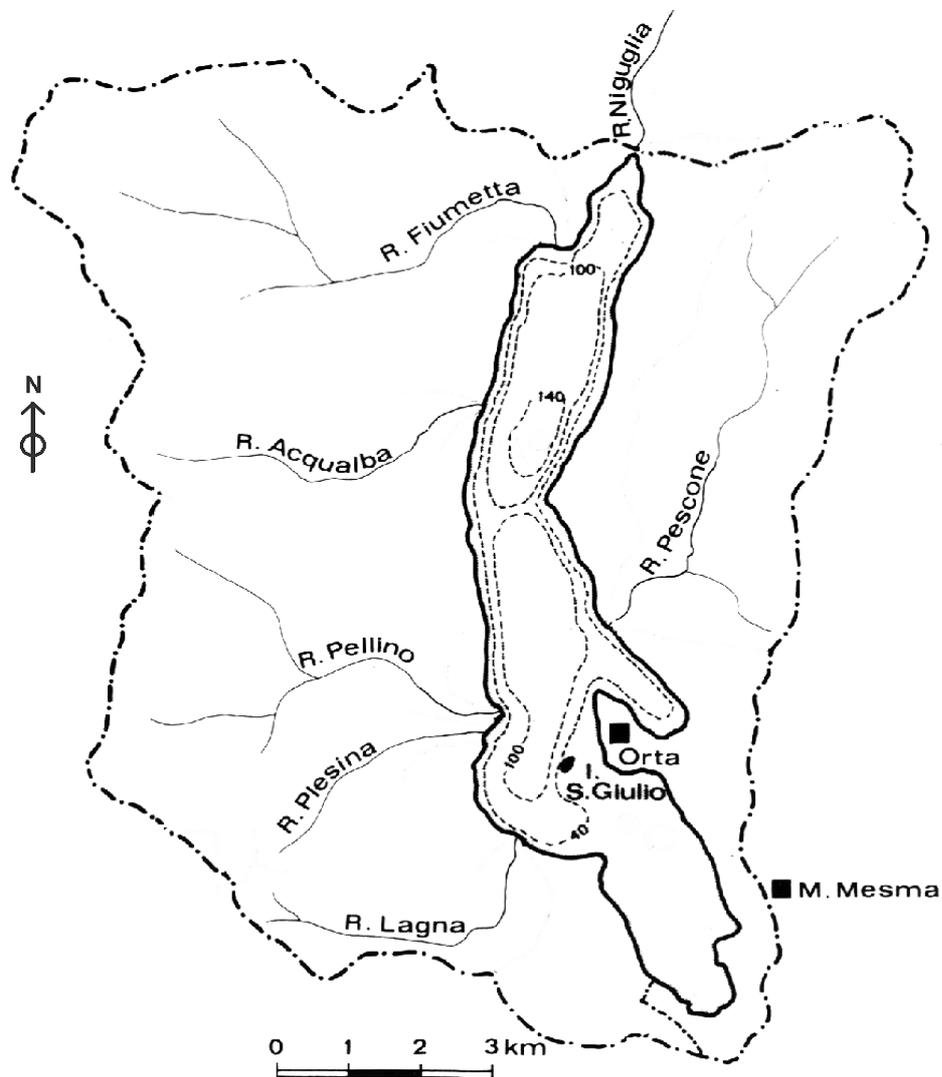


Figura 6-1 - Perimetro bacino e batimetria del Lago d'Orta.

## 6.2 Lo stato di qualità delle acque

### 6.2.1 Caratteristiche termiche

Il Lago d'Orta è tipicamente un lago monomittico caldo che generalmente presenta a gennaio-febbraio una situazione di omeotermia con una temperatura minima tardo invernale di 5 – 6 °C. In tale periodo si assiste alla piena ricircolazione delle acque lacustri, anche se l'elevata profondità e le pareti

scoscese della cuvetta e l'esistenza di gradienti termici verticali in zone profonde, impediscono un efficace rimescolamento degli strati più profondi (oligomissia).

La stratificazione termica inizia nel periodo primaverile inoltrato e si protrae fino a quello tardo estivo. A settembre del 2002, il termoclino si è posizionato tra i 10 e i 20 m e dal confronto con le curve della concentrazione dell'ossigeno si osserva che anche negli strati ipolimnici la sua concentrazione non cala (curva ortograda) e rimane pressoché costante lungo tutta la colonna d'acqua, data la scarsa produzione di sostanza primaria, confermando lo stato oligotrofo.

Non si verificano mai gelate invernali quindi stratificazione inversa.

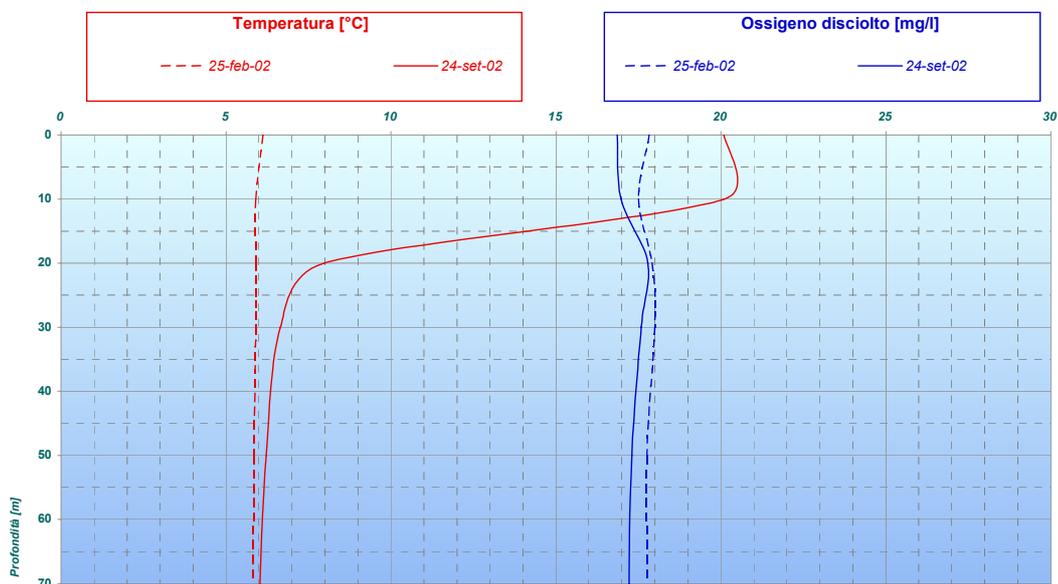


Figura 6-2 - Andamento della temperatura e dell'ossigeno lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anno 2002).

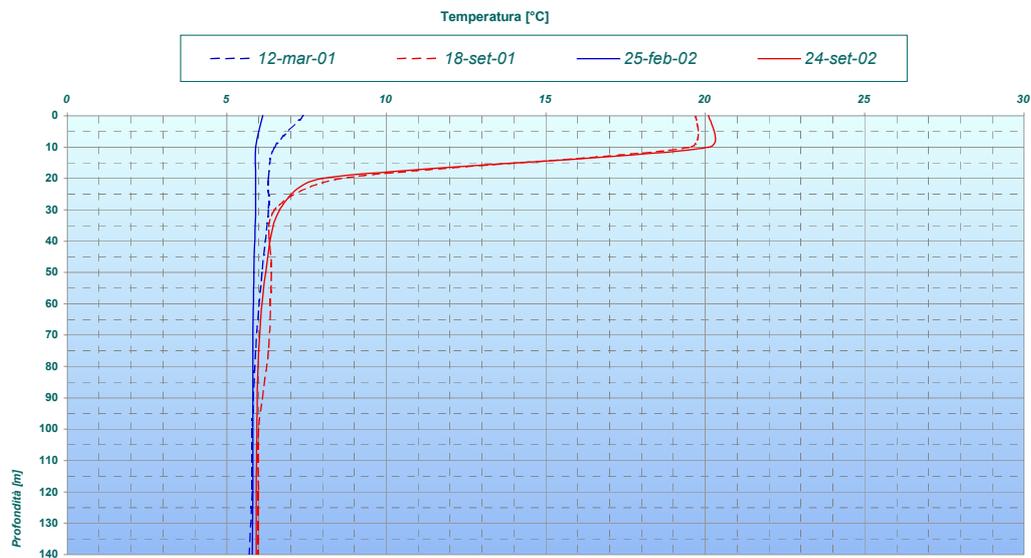


Figura 6-3 -Andamento della temperatura lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

## 6.2.2 Caratteristiche trofiche

### 6.2.2.1 *Trasparenza*

I valori di trasparenza misurati nel biennio 2001-2002, sono tipici di un lago versante in una condizione di oligotrofia e data la scarsa produttività, risultano sempre piuttosto elevati, tranne in sporadici eventi dove si verificano occasionali fioriture (vedi dato del marzo 2001).

I valori oscillano tra i 17 e i 3 metri di profondità, rientrano nella classe dell'oligotrofia al limite con l'ultraoligotrofia (OECD, 1982). I valori misurati, relativi al biennio 2001-2002, sono riportati nel grafico seguente.

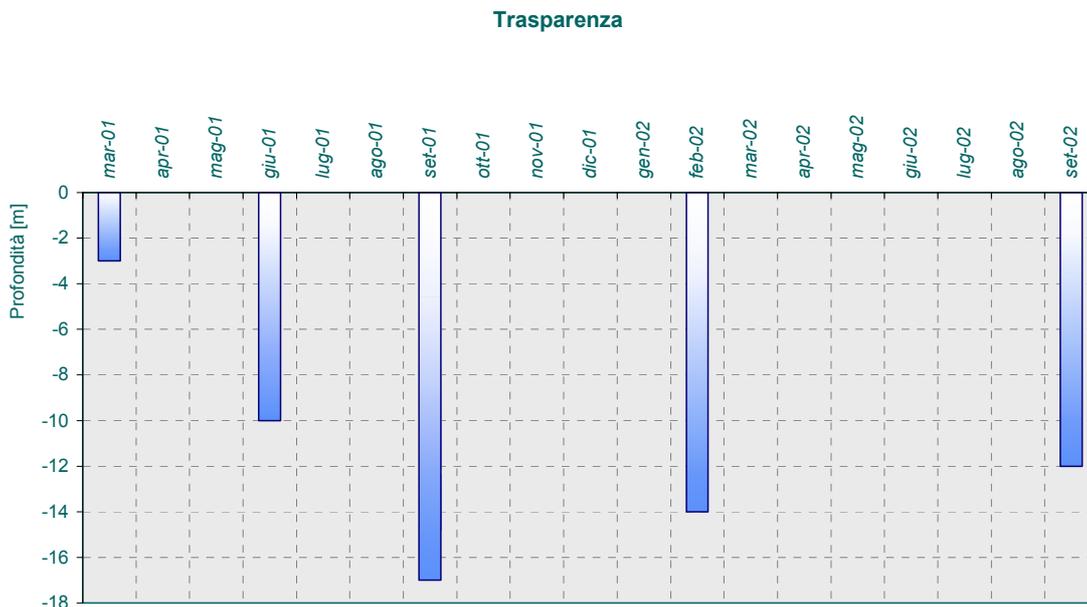


Figura 6-4 -Andamento della trasparenza nel Lago d'Orta - disco di Secchi (anni 2001-2001).

#### 6.2.2.2 Ossigeno disciolto

La concentrazione di ossigeno, misurata durante due periodi dell'anno (al ricircolo e alla stratificazione), rivela come nel periodo tardo invernale sia piuttosto elevata lungo tutta la colonna d'acqua, per i processi di completo rimescolamento. Durante le misure effettuate alla fine del periodo tardo estivo, corrispondente alla stratificazione, si assiste ad una lieve sovraturazione degli strati riguardanti l'epilimnio, dovuto ai processi fotosintetici; mentre al di sotto dello strato metalimnico, la saturazione di ossigeno disciolto diminuisce sensibilmente, per l'instaurarsi dei processi degradativi della sostanza organica, senza però scendere al di sotto del 60%. Solo a profondità molto elevate (inferiore ai 100 m) l'ossigeno disciolto scende progressivamente da un valore di circa 60% fino a raggiungere un valore di circa 40% in prossimità del fondale, valore comunque molto lontano dall'anossia.

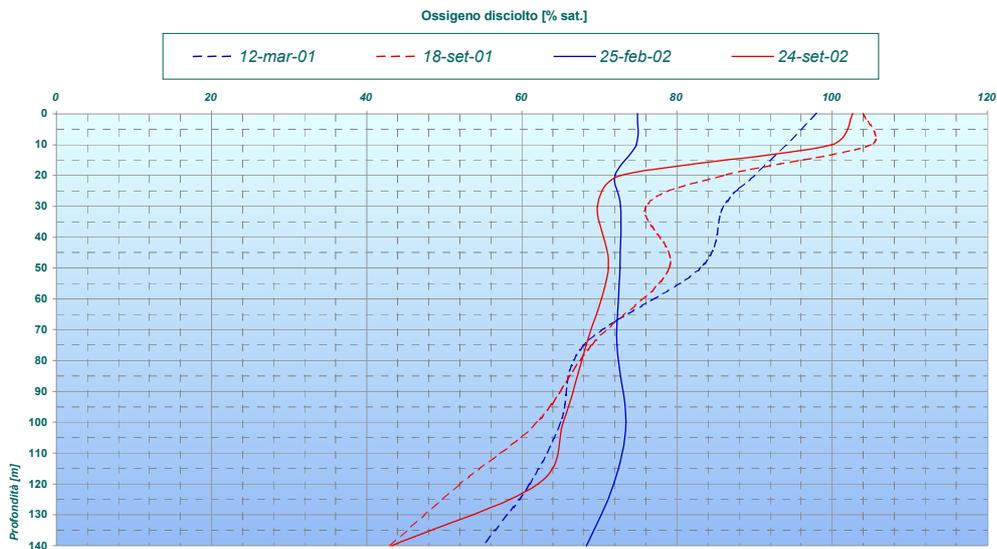


Figura 6-5 - Andamento dell'ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

### 6.2.2.3 pH

Dopo l'intervento di *liming* che ha riportato l'intero chimismo del lago a livelli pressoché naturali, il pH, l'ungo l'intera colonna d'acqua presenta andamenti tipici di un lago monomittico caldo, profondo e poco produttivo. I valori si aggirano sempre intorno alla neutralità o leggermente acidi (6,5 unità). Durante il periodo di stratificazione termica si verifica un sensibile, ma limitato, aumento del pH negli strati superficiali, per l'attività fotosintetica, per altro scarsa, legata alla produzione primaria.

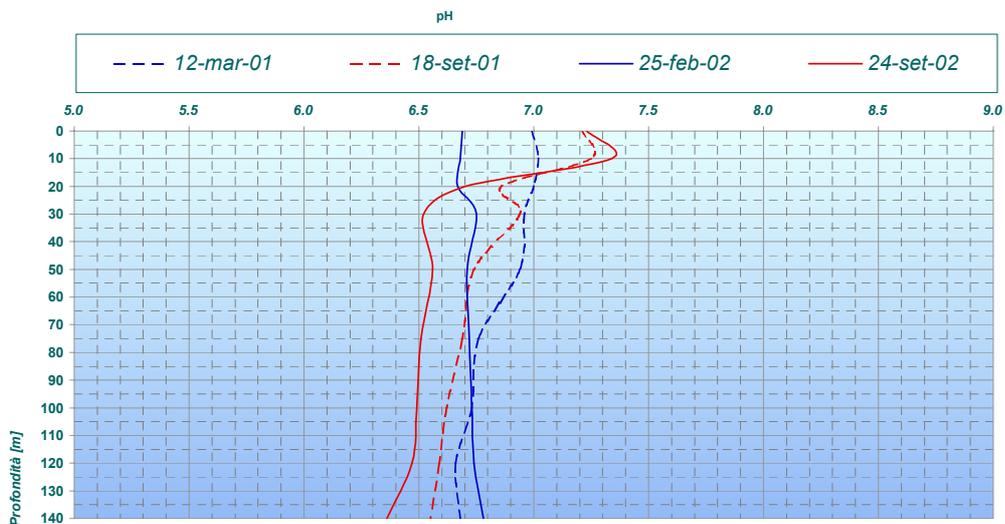


Figura 6-6 - Andamento del pH lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

#### 6.2.2.4 Composti del fosforo

Per quanto riguarda le concentrazioni del fosforo totale e dell'ortofosfato, nelle indagini condotte nel biennio 2001-2002, lungo la colonna, non si evidenziano particolarità, se non livelli estremamente bassi a tutte le profondità.

La concentrazione media del fosforo totale per questo biennio risulta essere di 4,36  $\mu\text{g P/l}$  che corrisponde ad una condizione di piena oligotrofia. Le concentrazioni minori sono rilevabili nel periodo tardo-estivo negli strati superficiali, a causa del maggior consumo dell'elemento da parte delle alghe durante i periodi di fioritura.

Le concentrazioni di fosforo reattivo, invece, direttamente assimilabile dalla componente algale, si mantengono prevalentemente intorno agli 1–3  $\mu\text{g P/l}$ .

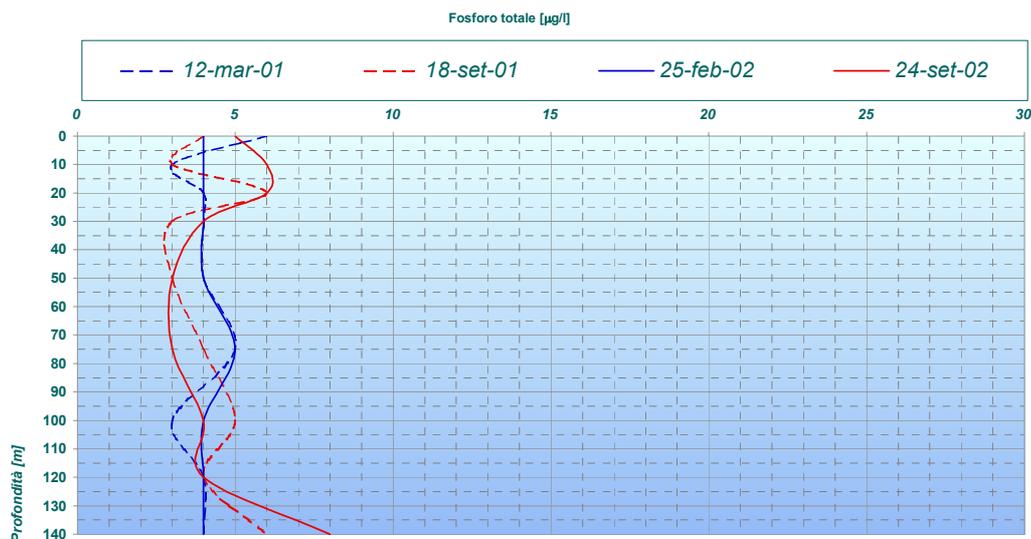


Figura 6-7 - Andamento del fosforo totale lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

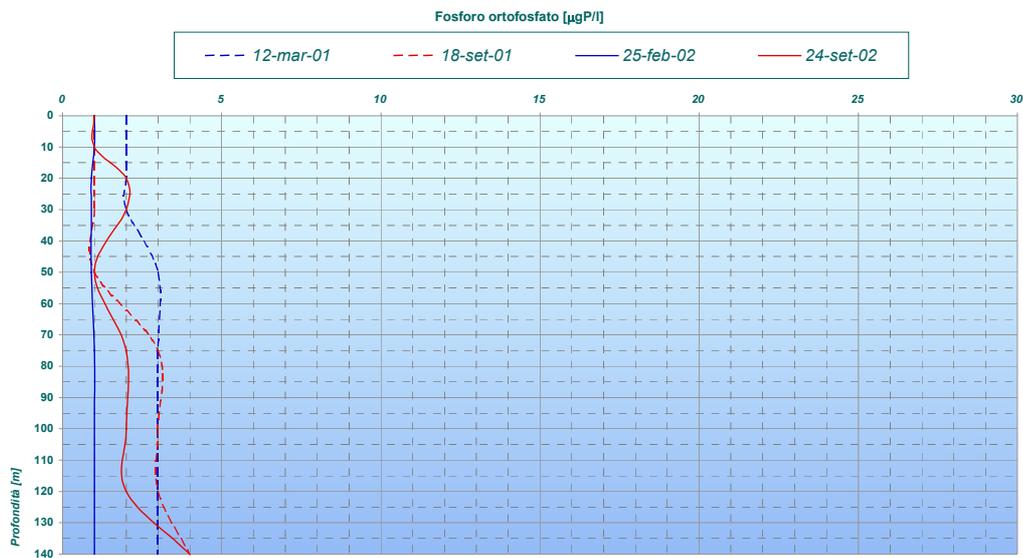


Figura 6-8 - Andamento del fosforo ortofosfato lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

#### 6.2.2.5 Composti dell'azoto

Un discorso a parte è necessario per l'azoto ammoniacale (Figura 6-9) che, solo nel periodo estivo, viene accumulato nello strato epilimnico con concentrazioni non superiori a 0.06 mg N/l. Ciò è dovuto agli apporti residui di ammoniaca ancora presenti negli scarichi industriali della Bemberg e del depuratore del consorzio di Lagna (Calderoni e Marchetto, 1989; ARPA Piemonte, Rapporto sullo stato dell'ambiente 2001). Immediatamente sotto il metalimnio, le concentrazioni dell'azoto ammoniacale precipitano a valori prossimi allo zero.

L'azoto nitrico, nel biennio 2001 - 2002, rimane pressoché costante lungo tutta la colonna d'acqua, con valori compresi tra 1,5 e 2,0 mg N/l, e solo nel periodo estivo diminuisce leggermente negli strati epilimnici per l'utilizzo diretto da parte del fitoplancton (Figura 6-10).

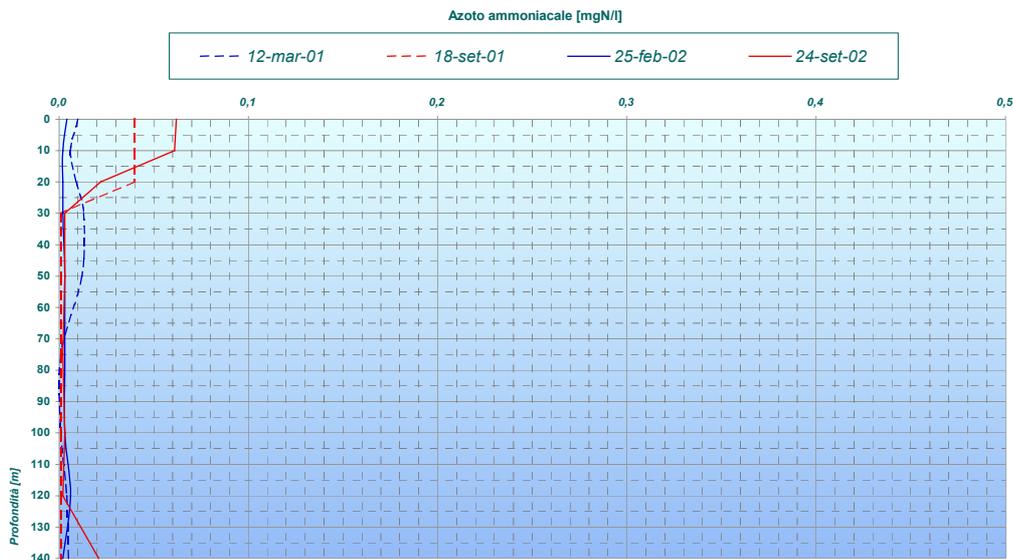


Figura 6-9 - Andamento dell'azoto ammoniacale lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

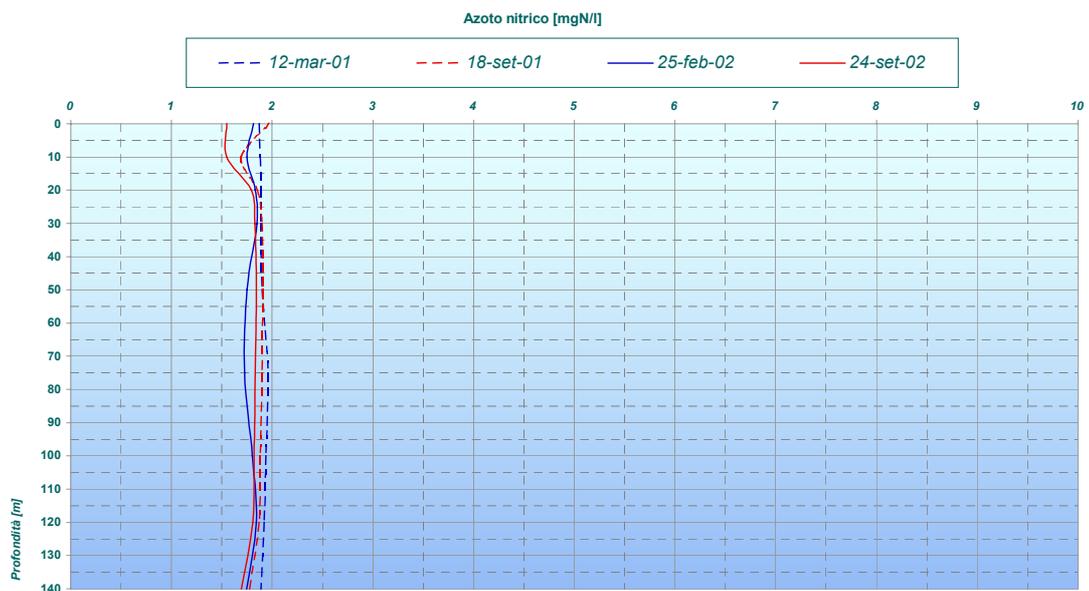


Figura 6-10 - Andamento dell'azoto nitrico lungo la colonna d'acqua nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

### 6.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Attualmente, il rapporto tra azoto e fosforo nel Lago d'Orta, è pari a 457,5, indicando nel fosforo l'elemento limitante per la produttività algale.

### 6.2.2.7 Clorofilla "a"

Anche le concentrazioni della clorofilla sono in linea con le condizioni di bassa produttività del lago poiché risultano poco elevate anche in presenza di fioriture algali (vedi dato marzo 2001).

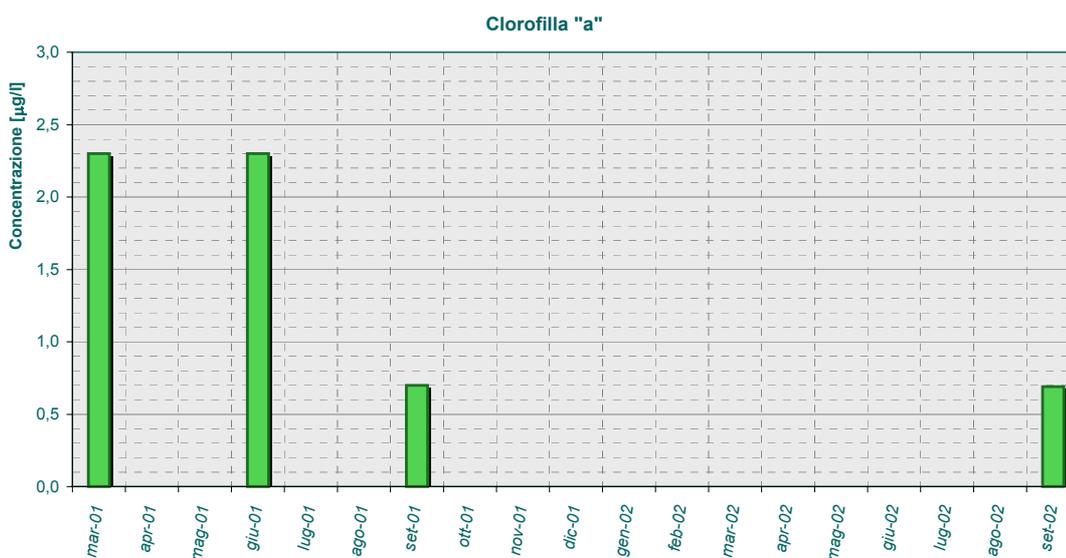


Figura 6-11 - Andamento delle concentrazioni di clorofilla "a" nel Lago d'Orta (anni 2001-2002).

### 6.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Come già descritto precedentemente, l'Orta si trovava in uno stato di oligotrofia prima di subire una forte contaminazione da metalli pesanti e azoto ammoniacale fino a perdere tutte le biocenosi planctoniche e diventare un "lago morto". Ora, dopo il suo recupero è ritornato ad essere in uno stato naturale di oligotrofia.

### 6.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)

Il Lago d'Orta è stato interessato da un pesante inquinamento di tipo industriale fin dal 1926, quando a Gozzano, alla sua estremità meridionale, sorge un insediamento (Bemberg) per la produzione di seta artificiale con il metodo cupro-ammoniacale. Al termine dei processi di lavorazione, le acque reflue, fortemente inquinate da solfati di rame e ammonio, venivano raccolte e sommariamente depurate e scaricate a lago. Nel giro di pochi anni il lago mostra evidenti modificazioni del chimismo e diventa un ambiente invivibile per la maggior parte degli organismi viventi. La situazione peggiora sempre di più negli anni successivi. In sintesi, a partire dagli anni 50, dai dati raccolti da numerosi ricercatori, viene

messo in luce un progressivo aumento, nelle acque lacustri, dei contenuti medi di rame. I tenori di ammonio si mantengono pressoché costanti, sotto 1 mg N/l, ma si accumulano nel lago rilevanti quantità di nitrati, risultanti dai processi di ossidazione biochimica dell'ammonio che continua ad essere scaricato dalla Bemberg. Si assiste anche ad un rapido consumo della riserva di alcalinità del lago a causa della intensa azione nitrificante che porterà ad una sempre più spinta acidificazione, nonché ad un consumo abnorme di ossigeno soprattutto a livello ipolimnico.

Nel 1958, la Bemberg si dota di un impianto per il recupero del rame e il carico inquinante viene così ridotto da un massimo di 80 t/a a 9 t/a, mentre continuano ad arrivare gli apporti non depurati di azoto ammoniacale. Nel frattempo aumentano fortemente gli apporti di rame, zinco, nichel e cromo derivanti dalle aziende elettrolitiche della sponda occidentale in forte crescita numerica e produttiva (Bonacina 1970; Barbanti et al. 1972; Calamari & Marchetti 1975).

Nel ventennio che segue la situazione continua a peggiorare, si verificano nell'ordine: un forte aumento dell'azoto ammoniacale, (fino a 5 mg N/l) per il rallentamento dei processi biochimici di nitrificazione, accumulo di azoto nitrico (oltre 5 mg N/l), una forte e persistente acidificazione con pH compresi tra 3,9 e 4,5, un aumento delle concentrazioni di rame sotto la forma  $\text{Cu}^{++}$ , molto tossica, e una grave alterazione dell'intero spettro ionico con netta prevalenza di ammonio e idrogenioni tra i cationi e nitrati e solfati tra gli anioni.

Soltanto all'inizio degli anni '80, la Bemberg mette in funzione un impianto di depurazione che migliora la resa di abbattimento del rame, e permette un'efficace rimozione dell'azoto ammoniacale; inoltre nel 1982 entra in funzione un impianto di trattamento delle acque di scarico provenienti dagli insediamenti civili e industriali della sponda sud occidentale.

La risposta chimica delle acque lacustri non si fa attendere, nel periodo dal 1981 al 1985 il contenuto medio di azoto ammoniacale scende da 4,6 a 2,3 mg N/l e la concentrazione del rame passa da 40  $\mu\text{g/l}$  a 35  $\mu\text{g/l}$ .

Le indagini condotte in quegli anni non accertano altri segni di modificazione positiva nel chimismo del lago: il pH rimane costantemente acido in tutta la colonna d'acqua, il contenuto di rame non accenna a diminuire ulteriormente e, infine i processi di nitrificazione sono così lenti da far presumere che l'eliminazione dell'ammonio richieda ancora parecchi anni.

Viene così proposto dall'Istituto Italiano di Idrobiologia del C.N.R. un "piano diretto di risanamento" da realizzarsi mediante *liming* del lago, cioè con una neutralizzazione delle sue acque con l'aggiunta di carbonati. (CNR – Istituto Italiano di Idrobiologia 1986, 1987; Calderoni et al. 1990).

Dal deficit di alcalinità totale a partire del 1988 è stato calcolato che complessivamente occorre allora per la completa neutralizzazione della massa d'acqua lacustre circa 23.000 t di carbonato di calcio.

Il trattamento di *liming* ha riportato il pH a livelli naturali determinando la precipitazione dei metalli pesanti e il ristabilirsi delle normali condizioni chimiche. La totalità della massa d'acqua è stata completamente neutralizzata a partire dall'inizio del 1991; il pH è costantemente risalito fino al 1999-2000.

Attualmente risulta critica la presenza di numerose aziende galvaniche a conduzione familiare nella zona sud-est tra Pella e Gozzano, che non risultano essere collettate a nessun sistema fognario, i cui scarichi vengono abusivamente smaltiti insieme a quelli civili direttamente a lago; ad oggi non sono conosciute le entità di tali apporti. Negli ultimi anni, nel lago sono stati riscontrati valori crescenti di concentrazione di alcuni metalli pesanti come il nichel e il carico di fosforo stimato afferente al lago risulta superiore al carico massimo ammissibile, elemento che comincia lentamente ad aumentare anche nelle acque lacustri con un evidente rischio per la stabilità della trofia lacustre.

#### 6.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

Le prime indagini sulla balneabilità risalgono al 1971 e venivano tenute in considerazione soltanto alcuni fattori microbiologici, ma solo dopo il 1976 sono state condotte con regolarità. Dal '76 al '83 era presente una situazione eterogenea con oscillazione del numero riguardante le spiagge non agibili per la balneazione; risultarono essere non agibili mediamente il 35,7% delle spiagge. Dal 1984 le indagini sono state estese a tutti i parametri previsti dal dispositivo di legge D.P.R. n. 470, e la totalità delle spiagge è risultata non balneabile, risultato dovuto in massima parte dal superamento dei limiti di pH. Mancano i dati relativi al 1989 per la momentanea sospensione dei rilevamenti (operazioni di *liming*); i rilievi del 1990 danno risultati paragonabili a quelli del 1988; dopo l'intervento di *liming* tutte le spiagge sono tornate ad essere balneabili. Negli anni 2000-2001-2002 tutte le stazioni balneari sono risultate agibili.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Gozzano	Lido Gozzano	203 03 076 058	Agibile	Nessuno	Nessuno
Orta S.Giulio	Miami	203 03 112 059	Agibile	Nessuno	Nessuno
Orta S.Giulio	Ortello	203 03 112 060	Agibile	Nessuno	Nessuno
Orta S.Giulio	Villa Motta	203 03 112 061	Agibile	Nessuno	Nessuno
Orta S.Giulio	Bagnera	203 03 113 062	Agibile	Nessuno	Nessuno
Pettenasco	Camp. Verde Lago	203 03 116 063	Agibile	Nessuno	Nessuno
Pettenasco	Camp. Allegro	203 03 116 064	Agibile	Nessuno	Nessuno
Pettenasco	Punta di Caribba	203 03 116 065	Agibile	Nessuno	Nessuno
Nonio	Imbarcadero	203 103 048 066	Agibile	Nessuno	Nessuno
Pella	Rialaccio	203 03 115 068	Agibile	Nessuno	Nessuno
S.Maurizio d'Opaglio	Porto di Lagna	203 03 133 069	Agibile	Nessuno	Nessuno

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
S.Maurizio d'Opaglio	Pararolo	203 03 113 070	Agibile	Nessuno	Nessuno
S.Maurizio d'Opaglio	Pascolo	203 03 113 071	Agibile	Nessuno	Nessuno
Omegna	Sp. club velico	203 103 050 098	Agibile	Nessuno	Nessuno
Omegna	Sp. Camp. Agip	203 103 050 099	Agibile	Nessuno	Nessuno

Tabella 6-2 - Balneabilità delle spiagge del Lago d'Orta (anno 2002).

## 6.3 Il bacino drenante

### 6.3.1 Inquadramento territoriale

Sia il lago che il suo bacino drenante si sviluppano in senso longitudinale da nord a sud, presentando una stretta conformazione valliva racchiusa da occidente dai primi rilievi montuosi della Val Sesia e ad oriente dai contrafforti del massiccio del Mottarone, mentre a meridione il lago è sbarrato da imponenti depositi morenici; complessivamente il bacino imbrifero ha un'estensione di 115 km<sup>2</sup>.

La conformazione attuale della cuvetta lacustre si è modellata nel quaternario, per erosione glaciale, esercitata da un braccio laterale del ghiacciaio dalla Val d'Ossola su una preesistente valle fluviale.

Dal punto di vista litologico, il bacino imbrifero risulta costituito essenzialmente da rocce intrusive acide, quali gneiss, micascisti e graniti (Borioni & Sacchi, 1974), mentre nella parte meridionale il lago è chiuso da consistenti depositi morenici ad arco. Questa composizione spiega la bassa alcalinità totale e l'assai modesto contenuto di soluti che caratterizzava il lago prima dell'intervento di risanamento mediante *liming* eseguito nel 1989.

Comune	Pr	Sup (km <sup>2</sup> )	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
AMENO	NO	1.4	14%	889	120	bto 4 cusio	ATO1	Novara	14
ARMENO	NO	6.2	19%	2181	421	cm dei due laghi	ATO1	Novara	14
AROLA	VB	6.7	100%	281	281	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
CESARA	VB	11.4	100%	600	597	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
GOZZANO	NO	3.2	24%	6035	1446	bto 1 alta agogna	ATO1	Novara	13
MADONNA DEL SASSO	VB	11.9	78%	445	346	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
MIASINO	NO	2.9	54%	974	531	bto 4 cusio	ATO1	Novara	14

Comune	Pr	Sup (km <sup>2</sup> )	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
NONIO	VB	9.7	100%	883	883	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
OMEGNA	VB	19.8	67%	15461	10350	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
ORTA SAN GIULIO	NO	7.1	100%	1133	1134	bto 4 cusio	ATO1	Novara	14
PELLA	NO	7.8	100%	1171	1171	bto 4 cusio	ATO1	Novara	14
PETTENASCO	NO	7.0	100%	1317	1316	bto 4 cusio	ATO1	Novara	14
POGNO	NO	2.2	23%	1488	343	bto 1 alta agogna	ATO1	Novara	13
QUARNA-SOPRA	VB	2.7	28%	312	88	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
QUARNA-SOTTO	VB	10.8	68%	435	298	cm cusio e mottarone	ATO1	V.C.O.	14
SAN MAURIZIO D'OPAGLIO	NO	8.2	100%	3057	3043	BTO 4 CUSIO	ATO1	Novara	14

Tabella 6-3 - Dati dimensionali e amministrativi relativi al bacino imbrifero del Lago d'Orta.

### 6.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

I carichi di nutrienti in ingresso al Lago d'Orta sono prevalentemente di origine puntiforme; il bacino drenante, infatti, presenta buone caratteristiche di naturalità e pertanto il carico diffuso non si discosta significativamente da quello naturale.

Per quanto concerne invece lo stato della rete fognaria, quasi tutti gli insediamenti presenti sulla sponda orientale scaricano in un collettore che ha come recapito finale il depuratore di Gravellona Toce. Su questa sponda sono comunque presenti alcuni piccoli insediamenti non dotati di impianto di depurazione ed alcuni piccoli depuratori che scaricano o nel lago, o nei suoi immissari. Si segnala infine la presenza di scaricatori di piena del collettore principale che si estende da Orta S. Giulio a Gravellona Toce.

Per quanto concerne invece la sponda occidentale, esiste anche qui un collettore diretto al depuratore di Gravellona Toce, ma la maggior parte degli scarichi urbani ed industriali viene convogliato al depuratore di Lagna. I reflui trattati da quest'ultimo vengono scaricati nel Torrente Lagna, poco a monte dell'immissione nel lago.

Oltre allo scarico del depuratore di Lagna, che sembrerebbe avere un'efficienza ridotta a causa dell'elevato apporto di metalli pesanti (ARPA, 2001), sulla sponda occidentale sono presenti altri scarichi di modesta entità sottoposti esclusivamente a trattamento primario; si stima che tali scarichi apportino complessivamente a lago circa 3,4 t/a di fosforo.

Alla luce di queste considerazioni risulta che, la popolazione all'interno del bacino idrografico dell'Orta, complessivamente, ammonta a 22368 abitanti, il 96% di essa risulta servita da pubblica fognatura e il 93% viene trattata da impianti di depurazione; alla fine risultano non collettati e non trattati 866 abitanti equivalenti, corrispondenti a 0,8 t/a di fosforo totale che vengono apportati al lago.

Pertanto, il carico di nutrienti riversato nel Lago d'Orta è costituito prevalentemente da:

- lo scarico del depuratore di Lagna;
- gli scaricatori di piena dei collettori che convogliano i reflui verso il depuratore di Gravellona;
- gli scarichi di alcuni trattamenti primari di piccole dimensioni presenti lungo le sponde del lago;
- alcuni scarichi di insediamenti produttivi.

Il carico totale di fosforo stimato è di 9,33 t/a ed è leggermente inferiore a quanto ricavato in altri studi che indicano un valore di 11,5 t/a (media periodo 1984-1994 – comunicazione CNR - ISE)

Nella seguente tabella si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P [t/a]	N [t/a]		P [t/a]	N [t/a]
Scarichi fognari trattati	3.4	17.9	Agricola		
Scarichi non trattati	0.8	6.3	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0.1	2.1	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	<b>4.3</b>	<b>26.3</b>	<b>Totale origine diffusa</b>	<b>5.0</b>	<b>133.3</b>
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				<b>9.33</b>	<b>159.6</b>

Tabella 6-4 - Carichi di nutrienti afferenti al Lago d'Orta.

### 6.3.3 Relazioni tra carichi e condizioni trofiche

Considerando che, come è stato esposto nel paragrafo 6.2.2.6 per il lago in esame il fattore limitante è rappresentato dal fosforo, le analisi di seguito esposte saranno relative al solo fosforo totale.

In particolare, nella figura seguente, attraverso il grafico di Vollenweider si propone un confronto tra il carico attualmente afferente al lago d'Orta, il carico ammissibile ed il carico critico definiti nella parte metodologica.

L'attuale carico afferente al lago è superiore al limite del carico eccessivo. Tale situazione, che attualmente non trova corrispondenza nella buona qualità delle acque lacustri, potrebbe, negli anni a venire, determinare improvvisi incrementi del livello trofico lacustre. In questo contesto è dunque

importante mettere in atto tutte le misure proposte volte all'abbattimento dei carichi esterni afferenti al lago.

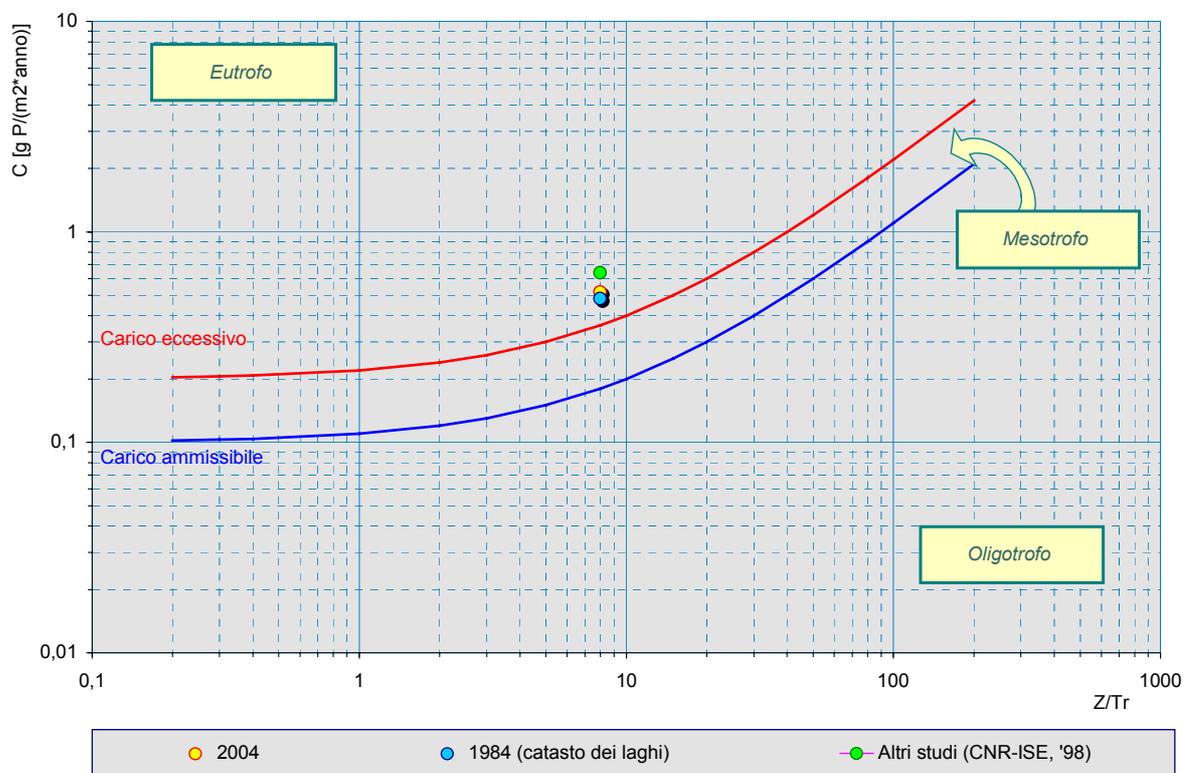


Figura 6-12 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago d'Orta.

## 6.4 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 6.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003, emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità ai sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per i laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la

classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago d'Orta si trova in classe 2 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti. Nella Tabella 6-5 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione nel periodo di massima stratificazione)	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3- tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	2	1	1	3	3
2002	1	1	1	3	
Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99					Classe CSE (biennio 2001-2002) 2
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) tabella 11a	clorofilla "a" (valore massimo) tabella 11a	Fosforo totale (valori massimo e minimo) tabella 11c a doppia entrata	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) tabella 11b a doppia entrata	
anno	SD	Chl	TP	O2	Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *
2001	2	1	1	2	6
2002	1	1	1	3	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 6-5 - La classificazione dello stato ecologico del Lago d'Orta (anni 2001-2002).

Gli obiettivi futuri (al 2008 e al 2016) risultano già raggiunti e che gli stessi dovranno essere mantenuti.

## 6.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago

Complessivamente gli apporti antropici a lago sono stati collettati per circa il 92% (riferita alla popolazione insediata); tuttavia i carichi di fosforo stimati e afferenti al lago (10,63 t/a) sono superiori ai carichi ammissibili (4,5 t/a), in quanto esistono disfunzioni e inefficienze dei processi depurativi del consorzio di Lagna e il carico veicolato dai tributari è tuttora eccessivo. Ciò nonostante il lago si mantiene ancora in condizioni di oligotrofia, con tenori di fosforo totale decisamente bassi (4-6 µg/l)

probabilmente perchè parte del fosforo precipita dando luogo a composti e a complessi insolubili con i metalli tuttora presenti. Cessato questo meccanismo ci si deve però attendere un aumento delle sue concentrazioni medie lacustri e di conseguenza una crescita della trofia. Queste ipotesi sono anche confermate dalla situazione di molti tributari che presentano tenori troppo alti, oltre che di fosforo, anche di ammonio, nitrati e di metalli, che a lungo andare potrebbero inficiare sensibilmente l'efficienza dei provvedimenti di risanamento.

In particolare risulta critica la presenza di numerose aziende galvaniche a conduzione familiare nella zona sud-est tra Pella e Gozzano, che non risultano essere collettate a nessun sistema fognario, i cui scarichi vengono abusivamente smaltiti insieme a quelli civili direttamente a lago. Non sono conosciute le entità di tali apporti. Si ricorda brevemente che il lago è stato il recapito di massicce immissioni di solfati di ammonio e rame avvenute dal 1927 fino al 1982 da parte della azienda Bemberg, produttrice di un filato (rayon) prodotto con il metodo cuproammoniacale. Inoltre dopo gli anni '60 si è completamente acidificato ed ha ricevuto grandi quantità di metalli tossici derivanti dalle rubinetterie.

Dopo l'attivazione di interventi di depurazione pubblici e privati è stato finalmente oggetto di un importante intervento di recupero, condotto tra il 1989 e il 1990, periodo in cui sono state immesse in lago circa 15.000 tonnellate di carbonato di calcio (*liming*). I risultati sono stati positivi ed hanno consentito la neutralizzazione e ricostituzione di una accettabile riserva alcalina, anche con vantaggi immediati per la balneabilità delle zone interessate; la insolubilizzazione dei metalli pesanti, con conseguente forte diminuzione dell'azione tossica esercitata in particolare dal rame nei confronti della componente biologica dell'ecosistema; l'aumento della velocità di nitrificazione dell'azoto ammoniacale ancora presente fino alla sua completa rimozione, eliminando così la causa primaria dell'acidificazione del lago; la ricostituzione di una ricca ed equilibrata comunità biologica, che in un ambiente risanato, ha permesso un normale sviluppo e riproduzione del popolamento ittico.

Non sono state riscontrate criticità per quanto riguarda la balneabilità, essendo risultate agibili alla balneazione tutte le spiagge monitorate.

## **6.6 Programmi di misure**

E' auspicabile un maggior rigore sul controllo degli scarichi industriali ed urbani, considerata la criticità riscontrata relativa alle elevate concentrazioni di metalli pesanti e nutrienti. E' necessario inoltre, verificare l'effettiva efficacia degli interventi depurativi per valutarne una eventuale estensione o potenziamento.

Allo scopo, risulta utile proseguire nelle indagini limnologiche, per documentare l'evoluzione delle caratteristiche chimiche e biologiche, a seguito dell'intervento di risanamento.

Risulta indispensabile condurre indagini accurate per censire tutte le attività produttive, operanti nel settore galvanico di tipo artigianale, dislocate nel settore sud-est del lago tra Pella e Gozzano, per stimare i carichi di nutrienti e metalli pesanti recapitati direttamente a lago dai relativi scarichi.

Al fine di eliminare gli apporti delle aziende galvaniche occorre valutare, tramite un piano di massima, la possibilità di realizzare un collettore fognario di gronda, che raccolga ed invii i reflui industriali delle rubinetterie fuori bacino ad un impianto di depurazione che sia anche al servizio delle numerose aziende produttive, a stessa tipologia, ubicate nella zona del borgomanerese.

L'ultimo studio riguardante il bilancio idrico del Lago d'Orta risale al 1987, risulta per tanto utile istituire delle stazioni di monitoraggio idrologico sui principali immissari per ricavare una valutazione più precisa per un nuovo bilancio idrico e dati sperimentali per il calcolo dell'apporto di nutrienti dal bacino idrografico.

Il Lago d'Orta è inserito nei programmi annuali di attività e di ricerca del CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, che pubblica e divulga con regolarità i risultati ottenuti e costituisce in campo limnologico un sicuro riferimento per gli enti preposti al monitoraggio ambientale.

## **7. IL LAGO DI VIVERONE**

Il Lago di Viverone si presenta come lago fortemente eutrofizzato, sia per le elevate concentrazioni di fosforo, specialmente in profondità, sia per la significativa presenza di azoto in forma ossidata (nitrati in superficie) e ridotta (punte di forte riduzione ad ammoniacca sul fondale). Il rapporto N/P è vicino a 10 e indica una limitazione attribuibile prevalentemente al fosforo ma probabilmente anche all'azoto.

È da mettere in evidenza però che i carichi di nutrienti portati dall'immissario Roggia di Viverone sono bassi e piuttosto stabili nel tempo. È quindi probabile che il massimo apporto di fosforo e azoto sia fornito in parte dai sedimenti del lago (carico interno), in ambiente riducente per la marcata anossia, ed in parte dagli apporti diffusi del bacino contribuente (attività agricole e zootecniche).

Il problema delle cattive condizioni ambientali del Lago di Viverone era già stato studiato a partire dal 1976; all'inizio degli anni '90 un progetto di ricerca specifico (Regione Piemonte - "L'eutrofizzazione del lago di Viverone" – Collana Ambiente n°9 – 1996) aveva messo a punto un sistema di controllo dei carichi afferenti al lago, anche attraverso il monitoraggio degli affluenti e dei sedimenti del lago, per individuare azioni e strumenti di gestione finalizzati al recupero dello stato qualitativo.

Le risultanze principali di tale ricerca confermavano la compromissione evidente della qualità ambientale del lago.

Lo stato di eutrofia rilevato era in parte da mettere in relazione con le caratteristiche idrologiche del lago stesso (il tempo di ricambio del lago di Viverone è molto lento, 7.5 anni, e la stratificazione

termica permane a lungo, fra aprile e dicembre; pertanto la scarsa circolazione induce problemi di anossia) ed in parte da attribuirsi alle pressioni antropiche (attività agricole e scarichi civili) che determinavano alti carichi di fosforo sversati nel lago, anche superiori al doppio del carico massimo ammissibile.

Più recentemente l'ARPA ha sviluppato uno studio ("Progetto di recupero del lago di Viverone",) mirato a raccogliere nuovi dati, poiché, nonostante gli interventi di collettamento realizzati verso la fine degli anni '80, attraverso la costruzione di un collettore circumlacuale e di un impianto di depurazione a Piana (in comune di Azeglio) che raccoglie i reflui civili dei comuni facenti parte del consorzio di depurazione, la situazione di equilibrio, peraltro precaria, del lago subisce spesso notevoli peggioramenti, a causa degli sfioratori del sistema fognario. L'attività di monitoraggio condotta annualmente ai fini della balneazione, ha rilevato, durante il periodo estivo, la presenza di elevate quantità di coliformi fecali e totali, legate in gran parte allo sfioro delle acque miste durante gli eventi di precipitazione.

L'attività sul campo ha anche localizzato sul territorio tutti i recapiti di acque al lago (sfioratori, rogge, scarichi non collettati, prevalentemente di tipo domestico) ed è stato valutato del tutto insufficiente il dimensionamento del collettore fognario circumlacuale, in quanto gli sfiori si attivano non solo in condizioni eccezionali di pioggia ma anche in condizioni di funzionamento ordinario.

L'ARPA segnala infine che il territorio circostante al lago è caratterizzato da una intensa attività agricola, con spandimento e accumulo di fertilizzanti organici che spesso causano anomali apporti al lago per dilavamento dei terreni durante le precipitazioni.

A tal riguardo, il progetto di "recupero del lago" redatto dall'ISE-CNR di Pallanza e dal dipartimento ARPA di Biella prevede oltre ad altri interventi la fitodepurazione di tutte le acque affluenti al lago con potenziale carico inquinante sia chimico sia batteriologico.

I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione proposti dall'IRSA, che si basano sulla formulazione del CSE, cioè del nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico, valuta il Lago di Viverone in classe 4 - SCADENTE.

## **7.1 Inquadramento generale**

Il Lago di Viverone o d'Azeglio è un lago intermorenico situato al confine tra le province piemontesi di Biella, Torino e Vercelli. La sua conca di origine glaciale, posta ad una quota di 229 m s.l.m., ha una forma pressoché ellittica con una lunghezza massima di 3,47 Km in senso N-S e una larghezza di 2,55 Km; la sua superficie è attualmente di 5,72 Km<sup>2</sup> mentre in passato si estendeva anche all'insenatura costituita dalla regione Logge nonché alla zona paludosa del Maresco. La profondità massima è di 50 m mentre il suo volume è di circa 129 Mm<sup>3</sup>. Nella tabella seguente vengono riportati i dati morfometrici e in Figura 7-1 la carta batimetria del bacino lacustre.

NOME		VIVERONE O D'AZEGLIO
TIPO		NATURALE
CODICE REGIONE PIEMONTE		BI-1
BACINO		DORA BALTEA
ORIGINE		INTERMORENICO
COORD BARICENTRO XC	UTM	424532
COORD BARICENTRO YC	UTM	5030006
QUOTA MEDIA	m s.m.	229
VOLUME	Mm <sup>3</sup>	128,77
PROFONDITA' MAX	m	50,0
PROFONDITA' MEDIA	m	22,5
CLASSE PROFONDITA'	m	III
LUNGHEZZA MAX	km	3,47
LARGHEZZA MAX	km	2,55
PERIMETRO	km	13,06
SUPERFICIE	km <sup>2</sup>	5,72
AREA BACINO IMBRIFERO	km <sup>2</sup>	25,7

Tabella 7-1 - Principali caratteristiche del Lago di Viverone.

La fauna ittica che popola il lago è assai varia e comprende sia specie poco esigenti per quanto riguarda la qualità delle acque (Ciprinidi), sia quelle più esigenti soprattutto per la temperatura e la presenza di ossigeno (Salmonidi).

Tra le varie specie, quella senz'altro più pregiata, è il coregone (*Coregonus lavaretus*), un Salmonide piuttosto esigente dal punto di vista delle temperature e dell'ossigeno disciolto, e dalle condizioni chimico-fisiche e trofiche in cui versa il lago, si presuppone che viva in condizioni critiche durante il periodo estivo; tra i ciprinidi troviamo: la tinca (*Tinca tinca*), la scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), e tra le altre principali specie il luccio (*Esox lucius*), il persico trota (*Micropterus salmoides*), il persico reale (*Perca fluviatilis*), il persico sole (*Lepomis gibbosus*) e il pesce gatto (*Ictalurus melas*).



Figura 7-1 - Carta delle isobate del Lago di

## 7.2 Lo stato di qualità delle acque

### 7.2.1 Caratteristiche termiche

Il Lago di Viverone, come la maggior parte dei laghi subalpini, è un lago monomittico caldo caratterizzato cioè da un unico periodo di piena circolazione che si verifica in genere tra dicembre e febbraio e da temperature minime sempre superiori o uguali a 4°C. In questo lago non si verificano pertanto gelate invernali con stratificazione inversa delle acque. Fino al mese di marzo la temperatura è uniforme lungo la colonna d'acqua e assume valori compresi tra 4°C e 6°C (Figura 7-3); tra marzo e aprile il lago comincia gradualmente a stratificare e tra giugno e agosto raggiunge la massima stratificazione. Nell'agosto 2002 il lago si presenta completamente stratificato con temperature massime all'epilimnio di circa 27°C (Figura 7-2). Il metalimnio, che presenta un gradiente termico di circa 3°C per ogni metro di profondità, si posiziona tra 2,5 m e 10 m.

La stratificazione termica interessa di fatto i primi 10 metri, al di sotto dei quali la temperatura dell'acqua scende gradualmente sino a 5 gradi a 20 metri e da qui si mantiene costante sino al fondo. Confrontando l'andamento dell'ossigeno disciolto con quello della temperatura del lago, si osserva come la stratificazione chimica evolva in parallelo con quella termica soprattutto nel momento di massima stratificazione.

L'andamento dell'ossigeno nel mese di agosto 2002 presenta un tipico profilo clinogrado caratteristico dei laghi eutrofici, il quale mette in evidenza una situazione di marcata anossia in prossimità dell'ipolimnio (ossigeno disciolto <2 mg/l), posizionato tra 7 metri e il fondo, e durante il periodo di stratificazione termica.

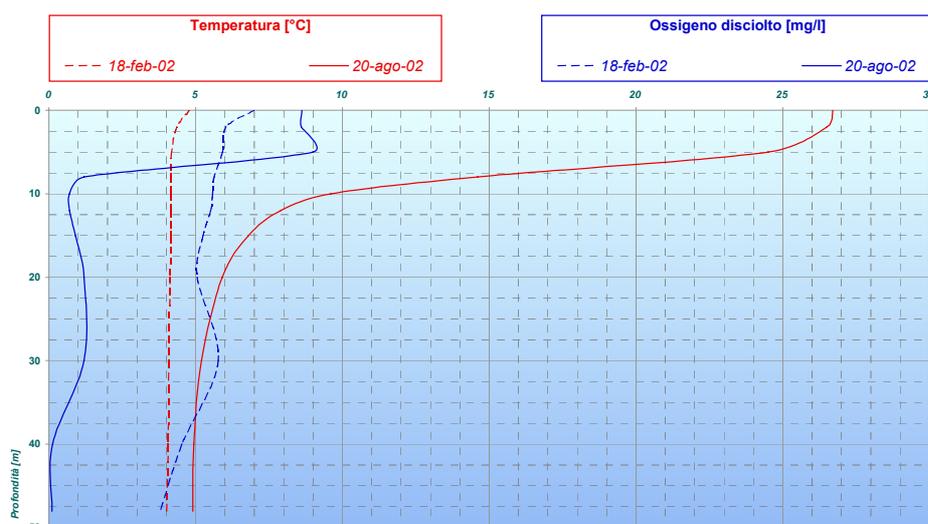


Figura 7-2 - Andamento della temperatura e dell'ossigeno lungo la colonna d'acqua nel Lago di Viverne (anno 2002).

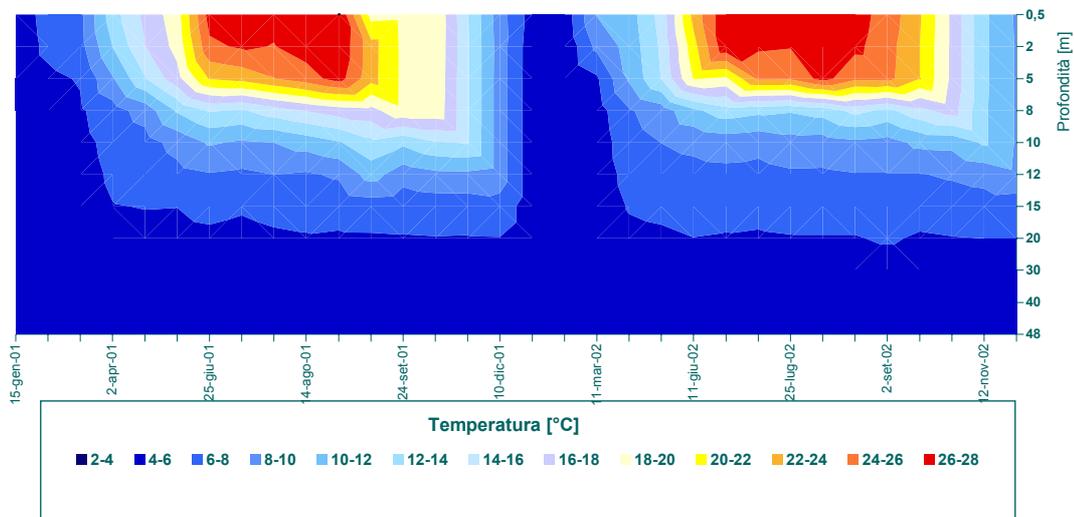


Figura 7-3 - Isoplete della temperatura nel Lago di Viverone (anni 2001-2002).

## 7.2.2 Caratteristiche trofiche

### 7.2.2.1 *Trasparenza*

I valori di trasparenza oscillano tra un minimo di 2,5 m (luglio 2001; marzo 2002) e un massimo di 8 m (novembre 2001 e aprile-maggio 2002). Il valore minimo riscontrato ricade all'interno dell'intervallo stabilito dalla OECD per i laghi mesotrofi.

La Figura 7-4 illustra l'andamento della trasparenza per il biennio 2001-2002.

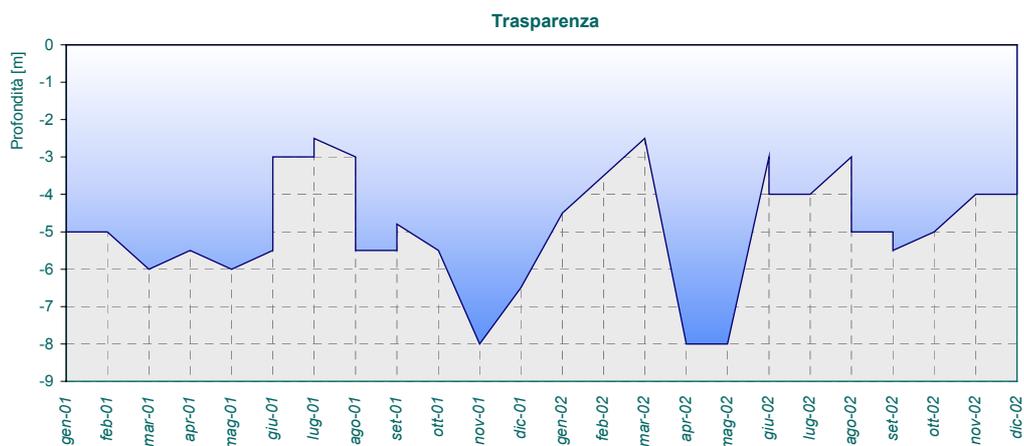


Figura 7-4 - Andamento della trasparenza nel Lago di Viverone – disco di Secchi (anni 2001-2002).

### 7.2.2.2 Ossigeno disciolto

L'andamento dell'ossigeno disciolto durante il biennio 2001-2002 evidenzia una forte condizione di anossia nell'ipolimnio durante tutto il periodo della stratificazione termica con valori di saturazione di ossigeno compresi tra 0 e 10%. Allo stesso tempo, si registra una marcata sovrasaturazione negli strati più superficiali dove prevalgono i processi fotosintetici con punte massime di 130 – 140% registrate ad una profondità di 5 m nell'estate 2002. Durante i periodi di piena circolazione delle acque l'ossigeno riesce a distribuirsi in maniera abbastanza uniforme lungo la colonna d'acqua, ma mantiene comunque valori di saturazione piuttosto bassi compresi fra 30% e 50%.

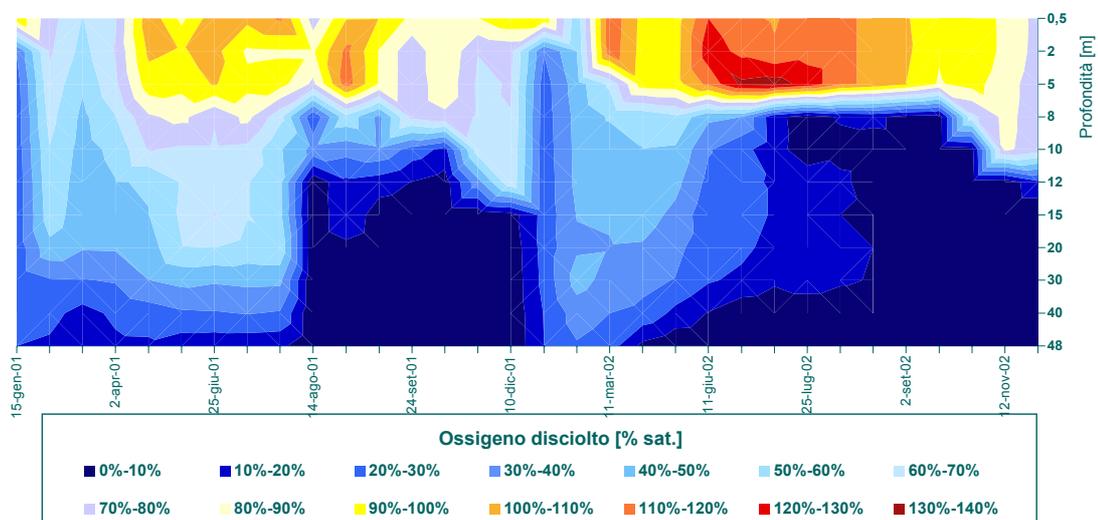


Figura 7-5 - Isoplete dell'ossigeno nel Lago di Viverne (anni 2001-2002).

### 7.2.2.3 pH

L'andamento del pH rispecchia quello della saturazione dell'ossigeno, in quanto negli strati superficiali durante il periodo di maggiore produzione primaria, si osserva un aumento piuttosto consistente di tale parametro, tanto che, in alcuni momenti, può superare il valore di 9 unità. Tale fenomeno è risultato molto marcato nell'estate 2001, quando il pH ha raggiunto valori compresi tra 9,4 e 9,6 ad una profondità compresa fra 2 e 5 m, mentre è meno evidente nel 2002. Al ricircolo, invece, i valori si normalizzano intorno alla neutralità.

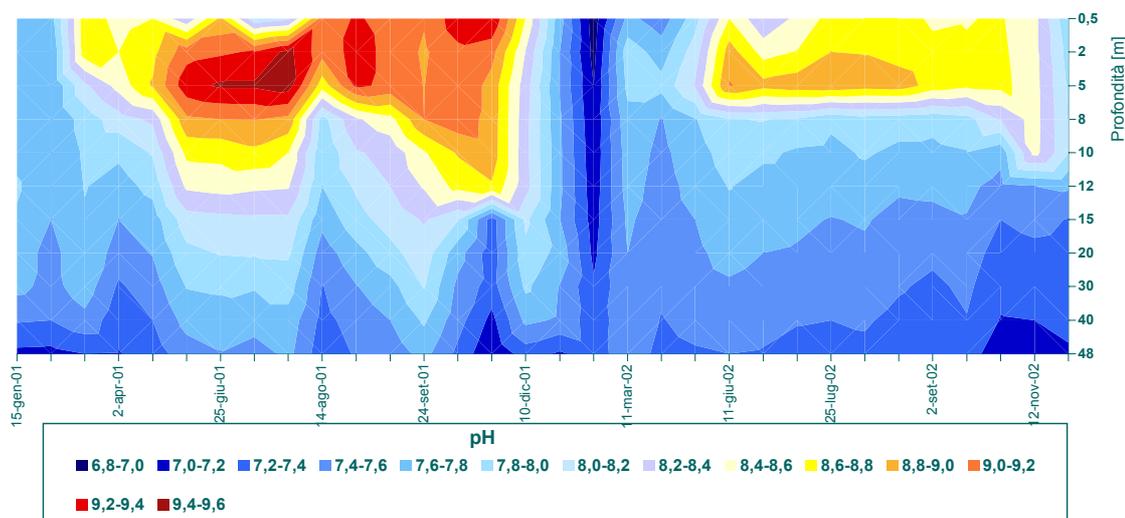


Figura 7-6 - Isoplete del pH nel Lago di Viverone (anni 2001-2002).

#### 7.2.2.4 Composti del fosforo

Analizzando i dati relativi al fosforo totale alle diverse profondità si nota che negli strati profondi le concentrazioni sono molto elevate soprattutto quando, in estate si instaurano sul fondo delle condizioni fortemente riducenti, che facilitano la rimobilizzazione dei composti del fosforo segregati nei sedimenti. Nei primi tre mesi del 2002 la concentrazione del fosforo totale è all'incirca uniforme lungo la colonna d'acqua a causa del rimescolamento invernale e in febbraio assume valori superiori a 120  $\mu\text{g P/l}$ ; nei mesi successivi in corrispondenza della superficie si rilevano i valori minimi (TP < 10  $\mu\text{g P/l}$  in luglio) mentre negli strati più profondi le concentrazioni di fosforo aumentano progressivamente fino a valori prossimi a 200  $\mu\text{g P/l}$  a livello dei sedimenti (agosto-settembre). Nel 2002 la concentrazione media annuale di fosforo totale è molto elevata (94  $\mu\text{g P/l}$ ) ed è molto prossima al valore di 100  $\mu\text{g P/l}$  indicato come limite fra l'eutrofia e l'ipertrofia (OECD, 1982).

Il fosforo ortofosfato, che rappresenta la forma direttamente utilizzata dagli organismi fitoplanctonici, ha un andamento del tutto simile al fosforo totale. Nei primi mesi dell'anno la sua concentrazione, pari a circa 90  $\mu\text{g P/l}$ , è praticamente uniforme lungo la colonna d'acqua, mentre nei mesi successivi a causa del suo utilizzo da parte degli organismi fitoplanctonici che lo trasformano in sostanza organica, subisce un rapido decremento nella zona fotica ( $\text{P-PO}_4 < 10 \mu\text{g P/l}$ ).

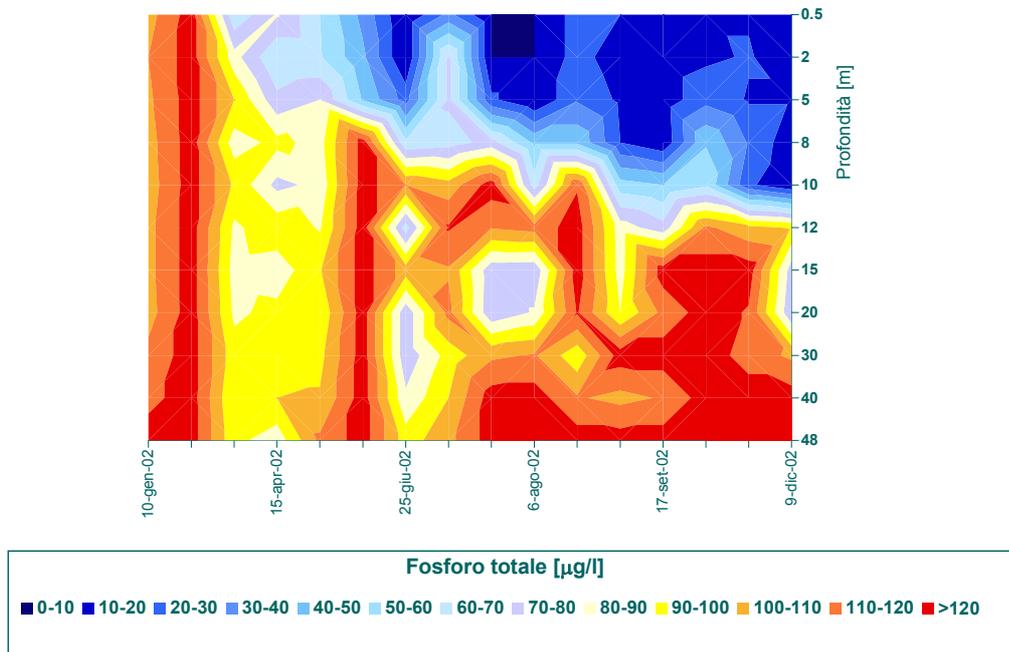


Figura 7-7 Isoplete del fosforo totale nel Lago di Viverone (anno 2002).

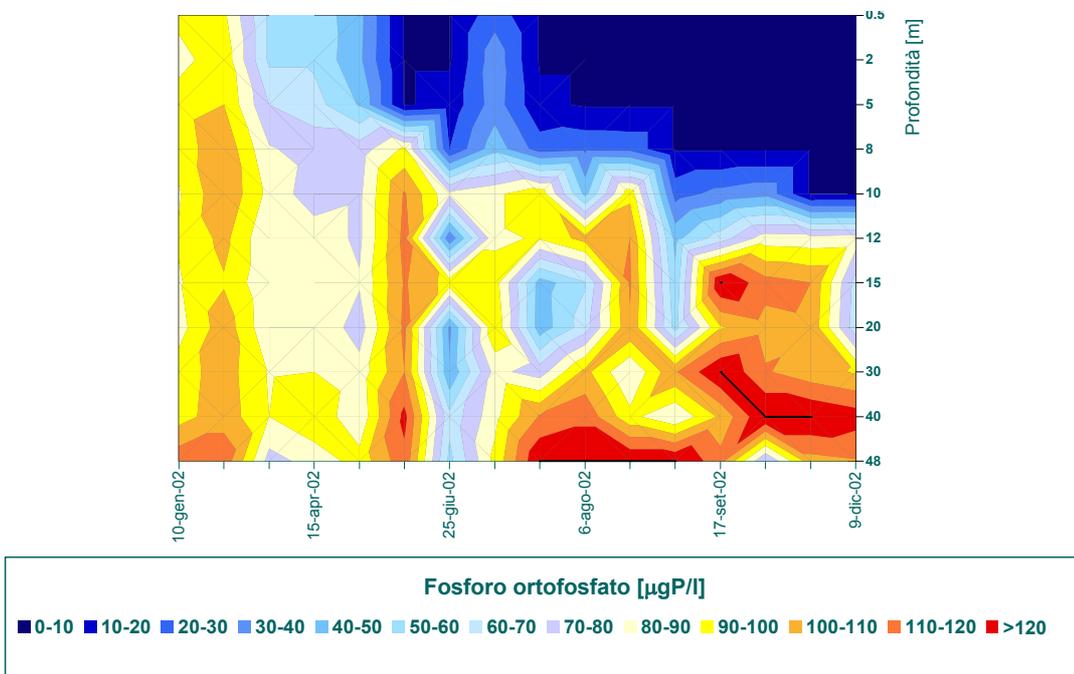


Figura 7-8 - Isoplete del fosforo ortofosfato nel Lago di Viverone (anno 2002).

### 7.2.2.5 Composti dell'azoto

Nei primi mesi dell'anno, quando il rimescolamento delle acque fa aumentare la concentrazione di ossigeno disciolto anche in profondità, i nitrati si distribuiscono in maniera omogenea lungo l'intera colonna (valori compresi tra 0,05 e 0,10 mg N/l). Nel periodo estivo, invece, negli strati superficiali le concentrazioni di azoto nitrico subiscono un decremento a causa del consumo da parte dei produttori primari e assumono valori inferiori a 0.05 mg N/l.

Allo stesso tempo si assiste ad un accumulo a livello degli strati più profondi di azoto ammoniacale per la degradazione della sostanza organica e anche a causa delle condizioni anossiche che si instaurano sul fondo, per la riduzione dei nitrati ad ammoniaca. Tra agosto e settembre 2002 l'azoto ammoniacale in prossimità dei sedimenti assumeva un valore molto elevato di 0,45-0,50 mg N/l.

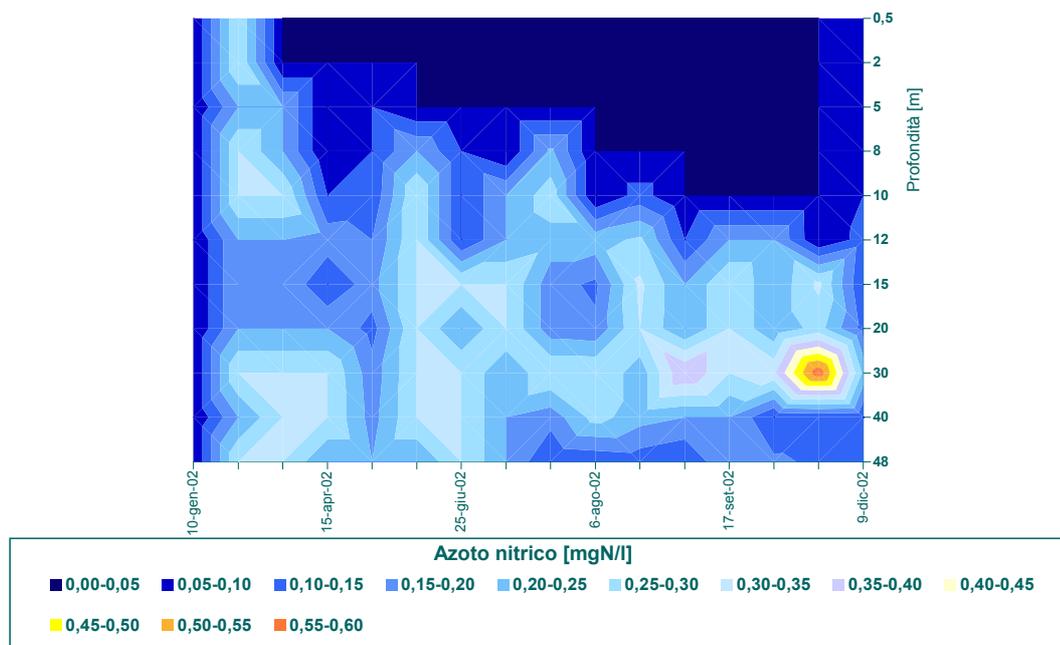


Figura 7-9: - Isoplete dell'azoto nitrico nel Lago di Viverone (anni 2002).

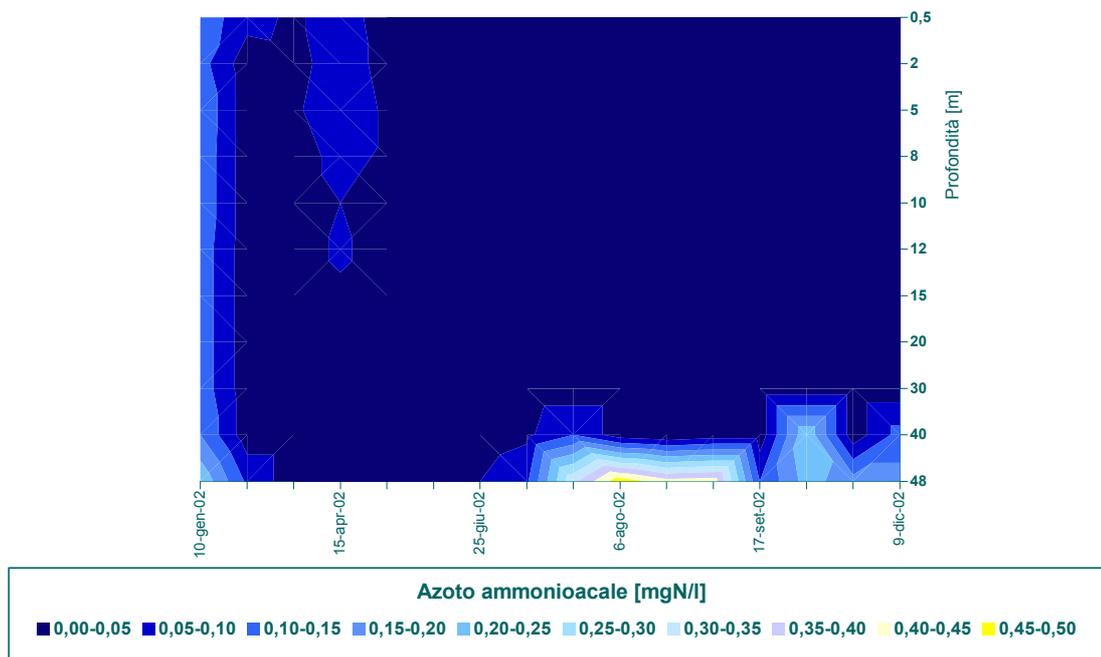


Figura 7-10 - Isoplete dell'azoto ammoniacale nel Lago di Viverone (anno 2002).

#### 7.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Il rapporto azoto-fosforo dà utili indicazioni sull'esistenza di una condizione limitante la produzione algale e sull'elemento che la determina. Nel caso del Viverone tale rapporto, valutato sull'azoto totale e sul fosforo totale, è pari a 10, ciò implica che il ruolo di fattore limitante per la produttività primaria può essere assunto principalmente dal fosforo ma in determinate condizioni anche dall'azoto.

#### 7.2.2.7 Clorofilla "a"

La clorofilla "a" è considerata, entro certi limiti, l'espressione della densità fitoplanctonica e quindi della biomassa algale.

L'andamento della clorofilla "a" per il biennio 2001-2002 è riportato nella Figura 7-11. Esso presenta un picco tra marzo-aprile 2001 e uno tra giugno-luglio 2002 in corrispondenza di una maggiore attività fotosintetica. In ogni caso, dai valori assoluti osservati nei campionanti eseguiti, sembrerebbero esistere concentrazioni di clorofilla molto basse, anomali se confrontati con i valori riscontrati della trasparenza, dell'ossigeno disciolto e del pH.

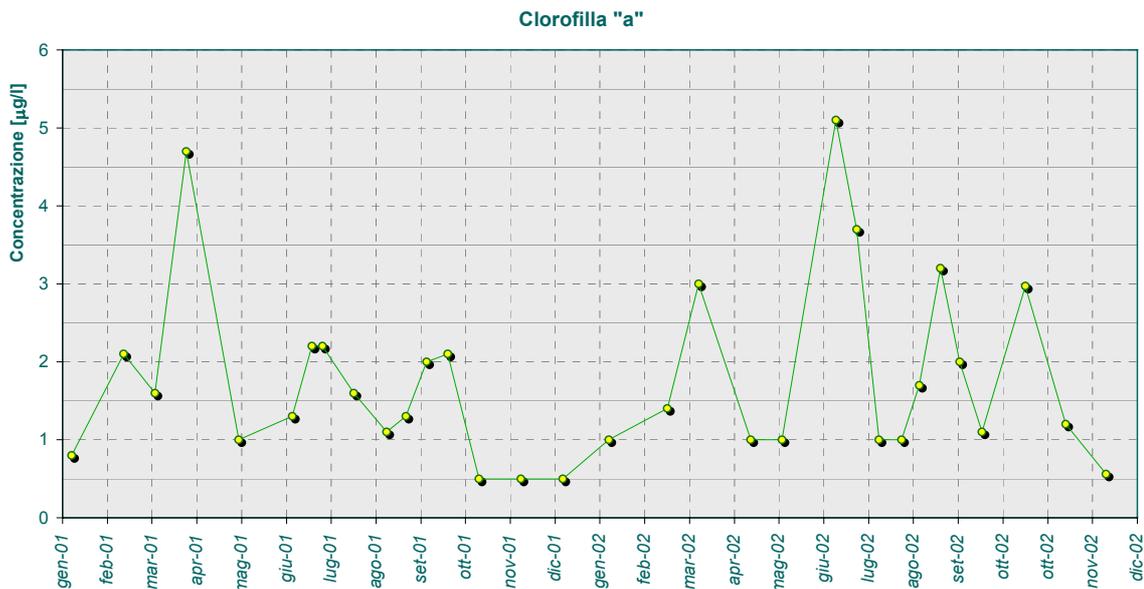


Figura 7-11 - Andamento della clorofilla nel Lago di Viverone (anni 2001-2002).

### 7.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

I primi dati raccolti sullo stato trofico del lago di Viverone risalgono ai primi anni ottanta quando numerosi laghi italiani sono stati interessati da una serie di studi finalizzati alla definizione delle cause del fenomeno dell'eutrofizzazione.

Nel periodo considerato le caratteristiche chimiche del lago mostravano una situazione di elevata compromissione delle acque evidenziata in particolare da elevati valori medi sulla colonna di fosforo totale e reattivo (rispettivamente 80 e 50 µg P/l), da un deficit ipolimnetico di ossigeno nel periodo di massima stratificazione estiva e da valori piuttosto bassi di trasparenza. Il popolamento algale risultava rappresentato da specie tipiche di acque ad elevata produttività (Cianofitiche) e caratterizzato da intense fioriture estive offrendo delle ulteriori conferme sulla condizione di elevata trofia evidenziata dalle analisi chimiche (De Bernardi et al., 1984).

La costruzione di un anello circumlacuale completata nel 1987 ha portato ad una riduzione dell'apporto esterno di fosforo di origine antropica a lago, considerato una delle principali cause dell'eutrofizzazione, ma non è stata sufficiente a contenere l'aggravarsi del fenomeno eutrofico come confermerebbero alcuni studi più recenti (A.A.V.V., 1996; Calderoni & Marchetto, 1998). Quest'ultimi hanno messo in evidenza un miglioramento per quel che riguarda la trasparenza e i livelli di clorofilla "a", ma non per il P che nel biennio 1992-93 presentava una concentrazione media di 111 µg P/l, valore che ricade nella classe di ipertrofia secondo l'OECD (1982). Attualmente il lago si presenta in

condizioni di eutrofia determinata essenzialmente dal fosforo che nel 2001-2002 presentava una concentrazione media di 94 µg P/l (ARPA 2003).

### 7.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)

Non sono noti attualmente altri fattori di inquinamento.

### 7.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

Le stazioni di prelievo per i controlli di balneazione sono situate in sette punti differenti distribuiti presso gli stabilimenti balneari e i principali corsi d'acqua afferenti al lago. Nel corso del 1997 risultavano non balneabili il Lido Anzasco e i Bagni Comunali e Marinella a causa della presenza di salmonelle nei campioni analizzati. Nel periodo 2000-2002 il lago è stato sottoposto a controllo di III livello.

Nel 2000 tutte le stazioni risultavano agibili sulla base della legge 18 agosto 2000, n. 245, che consente in presenza di un programma di monitoraggio algale di esprimere un giudizio di idoneità per un valore di ossigeno disciolto fra 50 e 170%. Nella stagione 2001 il lago è risultato quasi interamente balneabile, ad eccezione della località lido Anzasco a cui non è stata data l'agibilità per un inquinamento da coliformi fecali e coliformi totali dovuto probabilmente ad un malfunzionamento degli sfioratori di pubblica fognatura in ingresso al collettore circumlacuale e ad un collettamento incompleto dei reflui domestici.

La situazione subisce un notevole peggioramento nel 2002 con il superamento dei limiti e conseguente interruzione della balneazione in tutte le stazioni di campionamento. Le principali cause sono attribuibili ad un inquinamento di tipo microbiologico legato alla presenza di elevate concentrazioni di coliformi fecali e totali attribuibili presumibilmente alla presenza di alcuni scarichi non collettati recapitanti in rogge immissarie ma soprattutto al malfunzionamento nei periodi di forti precipitazione degli sfioratori di pubblica fognatura posti in ingresso al collettore circumlacuale e di alcune stazioni di sollevamento.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Viverone	Lido Anzasco	204 02 165 001	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Bagni Beppe	204 02 165 002	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Bagni comunali e Marinella	204 02 165 003	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Bagni Lac et Soleil	204 02 165 004	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Bagni Masseria	204 02 165 005	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Campeggio Haway	204 02 165 006	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH
Viverone	Bagni Ghigliotta	204 02 165 007	Non agibile	Coliformi fecali e totali	pH

Tabella 7-2 - Balneabilità delle spiagge del Lago di Viverone (anno 2002).

### 7.3 Il bacino drenante

#### 7.3.1 Inquadramento territoriale

Il bacino imbrifero del Lago di Viverone ha una superficie di 25,7 km<sup>2</sup> e si estende tra il versante interno dei rilievi che costituiscono la Serra di Ivrea e l'arco laterale del settore frontale del noto anfiteatro, in un territorio compreso tra le Province di Biella, Torino e Vercelli.

La sua morfologia attuale è dovuta in massima parte al modellamento dei ghiacciai Quaternari e in particolare all'azione imponente del ghiacciaio Balteo che nel corso del Pleistocene (1,6 milioni - 10000 anni fa) ha subito almeno tre espansioni, occupando a più riprese il bacino montano del Fiume Dora Baltea e il suo sbocco in pianura. Le tracce di queste espansioni glaciali sono riconoscibili nei tre gruppi principali di cerchie che dall'esterno verso l'interno del corpo morenico sono rappresentate da:  
a) Gruppo S. Michele Borgo, più antico; b) Gruppo Serra d'Ivrea; c) Gruppo Bollengo-Strambino.

In particolare, nell'ambito dell'Anfiteatro di Ivrea caratteristica è la poderosa dorsale rettilinea della Serra (Pleistocene medio), che estesa per un'altezza di 600 m e una lunghezza di circa 15 km, va a formare la sua morena laterale sinistra e i depositi che circondano il Lago di Viverone.

Quest'ultimo prende origine dalla parte più avanzata della lingua glaciale che ha formato la conca in cui si sono accumulate le acque di scioglimento dei ghiacciai durante la fase Postglaciale. Le zone più pianeggianti del bacino imbrifero del Viverone, destinate essenzialmente ad uso agricolo, sono formate principalmente da depositi fluvioglaciali e fluviali mentre i rilievi collinari, occupati essenzialmente da boschi e vigneti, sono formati da depositi glaciali poligenici.

Comune	Pr	Sup (km <sup>2</sup> )	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
ALICE CASTELLO	VC	2.1	8%	2625	222	oa vercellese 5	ATO2	Vercelli	11
AZEGLIO	TO	2.4	27%	1274	340	oa biellese 3	ATO2	Ivrea	9
BORGO D'ALE	VC	2.0	5%	2587	129	oa vercellese 5	ATO2	Vercelli	11
CAVAGLIA'	BI	1.4	6%	3689	211	oa biellese 3	ATO2	Biella	12
PIVERONE	TO	4.7	43%	1218	528	oa biellese 3	ATO2	Ivrea	9
ROPPOLO	BI	3.8	44%	830	367	oa biellese 3	ATO2	Biella	12
VIVERONE	BI	11.4	93%	1361	1262	oa biellese 3	ATO2	Biella	12
ZIMONE	BI	0.7	23%	406	92	cm alta valle elvo	ATO2	Biella	12

Tabella 7-3 - Dati dimensionali e amministrativi relativi al bacino imbrifero del Lago di Viverone.

### 7.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

Il Lago di Viverone è quasi del tutto circondato da un collettore circumlacuale che costeggia la sponda del lago ed intercetta gli scarichi diretti allo stesso. Il collettore non raggiunge la sponda occidentale del lago, dove però non vi sono insediamenti abitativi.

Per quanto concerne il carico puntuale, si ritiene che il contributo più significativo sia dato dagli scaricatori di piena del collettore circumlacuale che, in occasione di eventi meteorici di media e alta entità, scaricano a lago nutrienti e inquinanti microbiologici.

Il carico totale di fosforo afferente al lago stimato in questo lavoro ammonta a 4,4 t/a; di seguito viene illustrata la ripartizione dei carichi tra le diverse sorgenti.

La popolazione servita da pubblica fognatura, quindi collettata e trattata, raggiunge il 96%, su un totale di 3151 abitanti insediati all'interno dell'area del bacino imbrifero. Sulla somma degli abitanti equivalenti non raggiunti da fognatura, non collettati e non trattati, viene calcolato un apporto di fosforo totale diretto al lago pari a 0.2 t/a.

Per quanto concerne invece il carico diffuso, il contributo dato dai suoli agricoli risulta tutt'altro che trascurabile, poiché l'utilizzo di fertilizzanti naturali (deiezioni animali) e chimici incrementa significativamente il carico specifico (kg/m<sup>2</sup>);

Pertanto, il carico di nutrienti riversato nel lago è costituito prevalentemente da:

- il carico di origine diffusa (3,2 t/a), con particolare riferimento alle acque di dilavamento provenienti da aree agricole;
- gli scarichi non trattati (0,2 t/a);

- gli scaricatori di piena del sistema fognario misto che, troppo frequentemente, scaricano direttamente a lago (volere non conosciuto)

Nella seguente tabella si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P [t/a]	N [t/a]		P [t/a]	N [t/a]
Scarichi fognari trattati	0.0	9.4	Agricola		
Scarichi non trattati	0.2	1.3	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0.0	0.5	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	<b>1.2</b>	<b>11.2</b>	<b>Totale origine diffusa</b>	<b>3.21</b>	<b>39.5</b>
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				<b>4.41</b>	<b>50.7</b>

Tabella 7-4 - Carichi di nutrienti afferenti al Lago di Viverone.

A titolo di confronto si riportano le stime dei carichi effettuate nell'ambito dello studio "l'eutrofizzazione del Lago di Viverone. Regione Piemonte, 1996". Le quantità di fosforo apportate a lago sono risultate circa di 3000 Kg P/a e hanno tenuto esclusivamente conto degli apporti di fosforo da fonti diffuse (suoli coltivati e non coltivati, precipitazioni dirette a lago), ipotizzando trascurabili gli apporti di origine puntiforme.

Si può osservare come dunque i valori stimati nell'ambito del presente studio (2004) concordano con quelli stimati del 96 attribuendo principalmente ai carichi diffusi le attuali fonti di nutrienti diretti a lago.

### 7.3.3 Relazione tra carichi e condizione trofica

Considerando che, come è stato esposto nel paragrafo 7.2.2.6 per il lago in esame il fattore limitante in prima istanza può essere comunque considerato il fosforo, le analisi di seguito esposte saranno relative al solo fosforo totale.

In particolare, nella Figura 7-12, attraverso il grafico di Vollenweider si propone un confronto tra il carico attualmente afferente al lago, il carico ammissibile ed il carico critico definiti nella parte metodologica.

Il carico in ingresso nel Lago di Viverone risulta sensibilmente superiore a quello stimato nel 1984 all'interno del Catasto dei Laghi Italiani, più per una sottostima degli apporti di origine agricola che allora non aveva tenuto in debito conto della pressione esercitata sul territorio da tale pratica.

Attualmente il carico in ingresso al lago è superiore al limite del carico eccessivo ed il lago permane infatti in condizioni di eutrofizzazione.

In questi ultimi anni il livello trofico del lago è comunque migliorato, grazie agli interventi sugli scarichi puntiformi. Per riportare il carico esterno al di sotto della soglia del carico eccessivo si ritiene che sia comunque necessario da un lato prevedere ulteriori interventi sulla rete fognaria, ed in particolare sugli sfioratori di piena, dall'altro attuare misure per l'abbattimento dei carichi diffusi di origine agricola.

Le attuali concentrazioni di fosforo sul fondo e in superficie sono tali da indurre a considerare, una volta messi in atto gli interventi di abbattimento dei carichi esterni la necessità di praticare interventi diretti sul lago finalizzati alla riduzione del carico interno rilasciato dal sedimento; tali interventi accelererebbero i tempi di recupero del lago, che senza gli stessi risulterebbero probabilmente di molti anni.

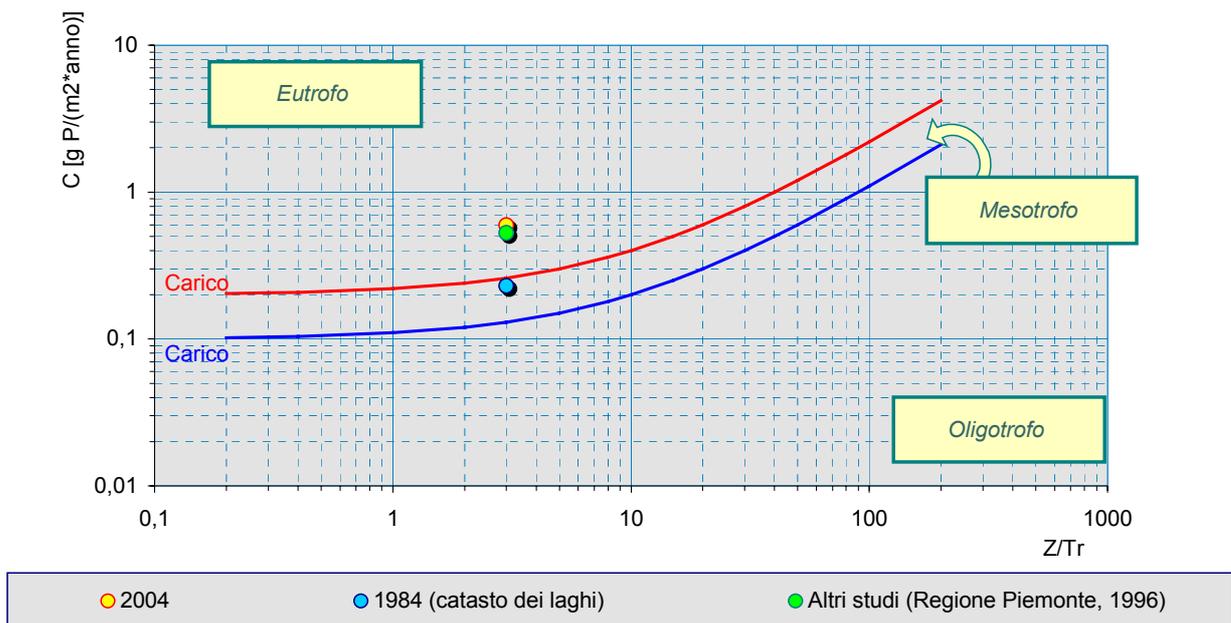


Figura 7-12 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago di Viverone.

## 7.4 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 7.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003, emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità a i sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago di Viverone si trova in classe 4 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti. Nella

Tabella 7-5 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie.

Lo stato di qualità ambientale per le acque del Lago di Viverone, corrisponde allo stato ecologico (CSE) non essendo emerse situazioni di inquinamento delle acque da attribuire a microinquinanti.

Lo stato attuale di SCADENTE comporterebbe, ai sensi del D.Lgs 152/99, la definizione dei seguenti obiettivi di piano:

- SUFFICIENTE al 2008
- BUONO al 2016

Quest'ultimo obiettivo è stato ridefinito poiché il livello trofico naturale attribuito al lago (calcolato con l'indice MEI) non permette il raggiungimento dello stato trofico di oligotrofia che di fatto corrisponde al livello di BUONO. Il raggiungimento dello stato di SUFFICIENTE pertanto permetterebbe al lago di porsi nelle condizioni di naturalità, corrispondenti alla mesotrofia.

In conclusione gli obiettivi di piano sono:

- SUFFICIENTE al 2008
- SUFFICIENTE al 2016

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3- tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	2	2	5	5	5
2002	2	2	5	5	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico)</b> <b>Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391</b> <b>Regolamento recante la</b> <b>modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del</b> <b>D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE</b> <b>(biennio 2001-2002)</b> <b>4</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
anno	SD	Chl	TP	O2	Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *
2001	2	2	5	4	13
2002	2	2	5	4	

(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe)  
4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;

Tabella 7-5 - La classificazione dello stato ecologico del Lago di Viverone (anni 2001-2002).

## 7.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago

L'attuale condizione di eutrofia delle acque lacustri del Lago di Viverone è principalmente ascrivibile agli apporti di origine diffusa (agricoltura e zootecnia) e al carico interno di fosforo.

L'eccesso di nutrienti e in particolare del fosforo che raggiunge valori prossimi all'ipertrofia (fosforo totale 94 µg P/l nel 2002) sono la prima causa del degrado ambientale di questo lago.

L'abbattimento dei carichi esterni è stato messo in atto con la costruzione di un anello di collettamento circumlacuale nel 1986, ma il carico interno di fosforo accumulatosi negli anni precedenti, è comunque notevole tanto che negli strati profondi durante il lungo periodo di stratificazione termica e di deficit di ossigeno ipolimnico (ambiente riducente), i valori della concentrazione di fosforo totale sono di molto superiori ai 100 µg/l (limite fra eutrofia e ipertrofia). Per quanto riguarda gli apporti di origine civile, non sono conosciuti gli apporti di nutrienti dovuti al malfunzionamento della rete fognaria; mentre non si conosce l'entità del carico endogeno del fosforo.

Gli apporti antropici di origine civile di nutrienti a lago sono dovuti agli scarichi depurati di 5 piccoli impianti a servizio di alcune frazioni del Comune di Azeglio, agli apporti da numerosi scolmatori di piena e più in generale da una rete fognaria di tipo misto sottodimensionata.

Rilevante risulta essere il contributo di origine diffusa (> 80% del totale) ascrivibile alle pratiche agricole che interessano il bacino imbrifero.

Nello studio del 1996 sul Lago di Viverone, si segnalava che a causa della situazione compromessa in cui si trova il lago, alcune aree di particolare interesse naturalistico, come la zona umida del Maresco, non sottoposte a tutela, sembrano destinate ad un progressivo degrado.

Negli ultimi anni sono sempre più frequenti i fenomeni di inquinamento microbiologico tanto che nella stagione balneare 2002 tutte le stazioni di campionamento sono risultate inagibili.

Le principali cause sono attribuibili al malfunzionamento degli sfioratori e delle stazioni di sollevamento nei periodi di piogge intense e a scarichi domestici tuttora non collettati recapitanti nelle rogge o direttamente a lago. Sul Lago di Viverone sono state svolte e sono tuttora in corso indagini specifiche per rimuovere le cause di tale inquinamento, in particolare, nel settembre 2002 nel corso di una serie di controlli ispettivi, sono stati individuati alcuni punti soggetti ad inquinamento di natura fecale.

Attualmente sono in corso ulteriori indagini ed è in fase di avvio un programma di studi ed interventi, cui partecipa anche la Regione Piemonte, denominato " Progetto di recupero del Lago di Viverone".

## **7.6 Programmi di misure**

Il Progetto "Recupero del lago di Viverone" (2002) propone una serie di interventi necessari per un miglioramento dello stato trofico e una riqualificazione del lago articolati nelle seguenti fasi:

- a) realizzazione di due stazioni idrologiche di misura delle portate dell'immissario principale (roggia Piverone) e sul principale emissario (roggia Fola) per stimare il bilancio idrico, studi approfonditi sull'idrologia del lago e sul suo bilancio idrico;
- b) valutazione e abbattimento dei carichi da apporti diffusi mediante fitodepurazione; controlli dei carichi esterni puntiformi; ulteriori collettamenti alla rete fognaria;
- c) conversione delle colture e uso di pratiche agricole innovative;
- d) sperimentazione di interventi di bonifica;
- e) riqualificazione ambientale e valorizzazione degli aspetti naturalistici e storici.

Per quanto previsto ai punti *a* e *b* il tempo di attuazione è di 18 mesi, per il punto *c* il di 24 mesi; il progetto è in fase di avvio (anno 2004).

Esistono inoltre delle proposte di intervento formulate sulla base delle simulazioni del modello di simulazione ELVIRA (Eutrophication of Lake Viverone and restoration Alternatives) per risolvere il problema della trofia: ossigenazione forzata dell'ipolimnio; inertizzazione o trattamento biologico dei sedimenti anche in un'area limitata a scopo sperimentale per eliminare le fonti interne di nutrienti; un maggior controllo del prelievo effettuato a scopo irriguo; razionalizzazione delle pratiche agricole per la riduzione dei carichi esterni (fonte Bona & Maffiotti, 1996. L'eutrofizzazione del Lago di Viverone. Studi e proposte di intervento. Collana ambiente).

Oltre agli interventi individuati precedentemente, si può proporre la separazione, ove possibile, della rete fognaria attualmente di tipo misto.

Infine si ritiene necessario, approfondire le conoscenze riguardanti l'entità del carico interno del fosforo e dello stato trofico storico del lago, per mezzo di studi paleolimnologici basati sull'analisi dei sedimenti lacustri.

## **8. IL LAGO DI CANDIA**

Il Lago di Candia è situato all'interno del parco naturale omonimo di interesse provinciale istituito nel marzo 1995, che comprende oltre lo specchio d'acqua anche l'area paludosa della sponda nord.

Attualmente il lago si trova in uno stato intermedio tra la mesotrofia e l'eutrofia, i valori di fosforo totale rilevati risultano ancora piuttosto elevati (30 µg/l), anche se gli interventi volti alla diminuzione dell'apporto di nutrienti di origine antropica (scarichi civili) e quelli di biomanipolazione per i carichi interni, hanno migliorato la condizione trofica delle acque lacustri, che nel passato versava in uno stato di piena eutrofia.

Il Lago di Candia nel corso dell'anno 2002, presenta una situazione chimico-fisica ormai ben conosciuta, con superamento dei limiti fissati dal D.P.R. 470/82 di pH e di ossigeno disciolto, soprattutto tra giugno-luglio, e una discreta vulnerabilità di carattere batteriologico in concomitanza con periodi di piogge particolarmente abbondanti, benché le case rivierasche risultino ormai allacciate alla rete fognaria di Candia o dotate di sistemi di smaltimento a tenuta stagna.

Per questi motivi, nel 2002 il Lago di Candia benché presenti tre località balneari, da alcuni anni non è idoneo alla balneazione.

I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione proposti dall'IRSA, basati sulla formulazione del nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico (CSE), portano a inserire il lago in classe 4-scadente.

## 8.1 Inquadramento generale

Il Lago di Candia, così come alcuni altri piccoli corpi lacustri dell'Anfiteatro morenico d'Ivrea è un lago intermorenico appartenente al bacino idrografico del Fiume Dora Baltea.

Esso occupa una depressione lasciata dal ghiacciaio Balteo alla fine dell'ultima glaciazione (Würm). Il lago è situato ad una quota di 226 m s.l.m. ed, escludendo le zone umide in prossimità dell'emissario e la fascia di canneto perimetrale, ha una superficie di 1.35 Km<sup>2</sup>. Il suo perimetro è di circa 5,5 km e la sua profondità è estremamente modesta tanto che il suo valore massimo è di 8 m.

Il volume è stato stimato in circa 8 milioni di m<sup>3</sup>. Il lago è privo di immissari significativi e l'apporto idrico deriva principalmente dalle piogge, dalle acque di dilavamento del bacino imbrifero e probabilmente da alcune sorgenti sommerse localizzate lungo la costa meridionale del lago.

Si deve segnalare, però, che durante il periodo primaverile ed estivo il lago riceve anche l'eccedenza di acque irrigue provenienti dal Canale di Caluso. L'emissario (Canale Traversaro) scarica le sue acque nella palude di Candia prima di immettersi nel Fiume Dora Baltea. Nella tabella seguente sono riportate le principali caratteristiche morfometriche del lago mentre nella Figura 8-1 si riporta la carta batimetrica del lago.

<b>NOME</b>		DI CANDIA
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		TO-43
<b>BACINO</b>		DORA BALTEA
<b>ORIGINE</b>		INTERMORENICO
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	414829
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	5019952
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	226
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	8,6
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	8
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	5,9
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	II
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	2,1
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	0,84
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	5,5
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	1,35
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	8,1

Tabella 8-1 - Principali caratteristiche del Lago di Candia.

Dal punto di vista faunistico, come ci si poteva aspettare da un ambiente lacustre caratterizzato da una esigua profondità e da un livello di trofia molto alto, esiste una popolazione piuttosto disequilibrata dove predomina una sola specie a discapito delle altre, la quale costituisce la biomassa ittica principale dell'intero lago: la scardola (*Scardinius erythrophthalmus*). Nel corso degli anni 1986 e 1987 sono state condotte delle operazioni di biomanipolazione che hanno permesso di regolare la popolazione numerica della scardola mediante pescate selettive con reti e successivamente la sua regolazione favorendo la predazione introducendo giovani di specie ittiofaghe, naturalmente presenti nel bacino lacustre, come il luccio (*Esox lucius*) e il persico trota (*Micropterus salmoides*). Le altre specie ittiche rilevate nel Lago di Candia sono: tinca (*Tinca tinca*), pesce gatto (*Ictalurus melas*), anguilla (*Anguilla anguilla*), persico sole (*Lepomis gibbosus*).

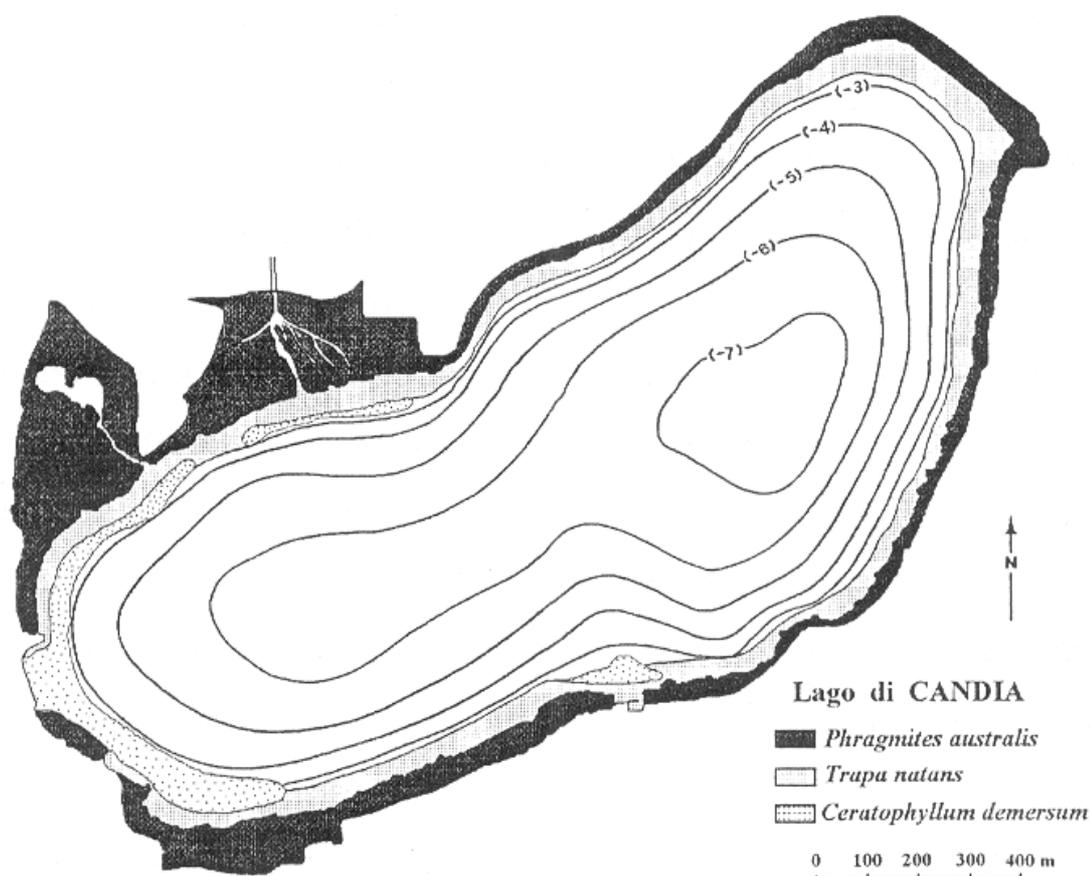


Figura 8-1 - Carta delle isobate del Lago di Candia.

## 8.2 Lo stato di qualità delle acque

### 8.2.1 Caratteristiche termiche

Il Lago di Candia è considerato da un punto di vista termico un lago monomittico, che stratifica tra marzo e ottobre. In rare occasioni può gelare in superficie, comportandosi come un lago dimittico, con due periodi di stratificazione (estate, inverno) e due di ricircolo (primavera, autunno).

Nel biennio 2001-2002 il completo rimescolamento delle acque avviene una sola volta tra dicembre e febbraio con temperature sempre superiori ai 4 °C. Da inizio primavera sino a fine estate si stabiliscono le tipiche condizioni di stratificazione termica anche se, a causa delle modeste profondità che caratterizzano questo lago, non si instaura un vero e proprio termocline (Figura 8-2)

In realtà la temperatura lungo la colonna subisce una progressiva e graduale diminuzione dalla superficie al fondo da valori di 26,5 °C a valori di 19 °C. Le curve della concentrazione dell'ossigeno seguono bene gli andamenti previsti, in quanto al ricircolo l'elemento si ridistribuisce lungo tutta la colonna d'acqua, anche se le concentrazioni tendono a diminuire verso il fondo; durante la stratificazione termica, invece, negli strati immediatamente sottostanti il metalimnio si instaurano condizioni di assoluta anossia, che evidenzia lo stato di estrema sofferenza del lago.

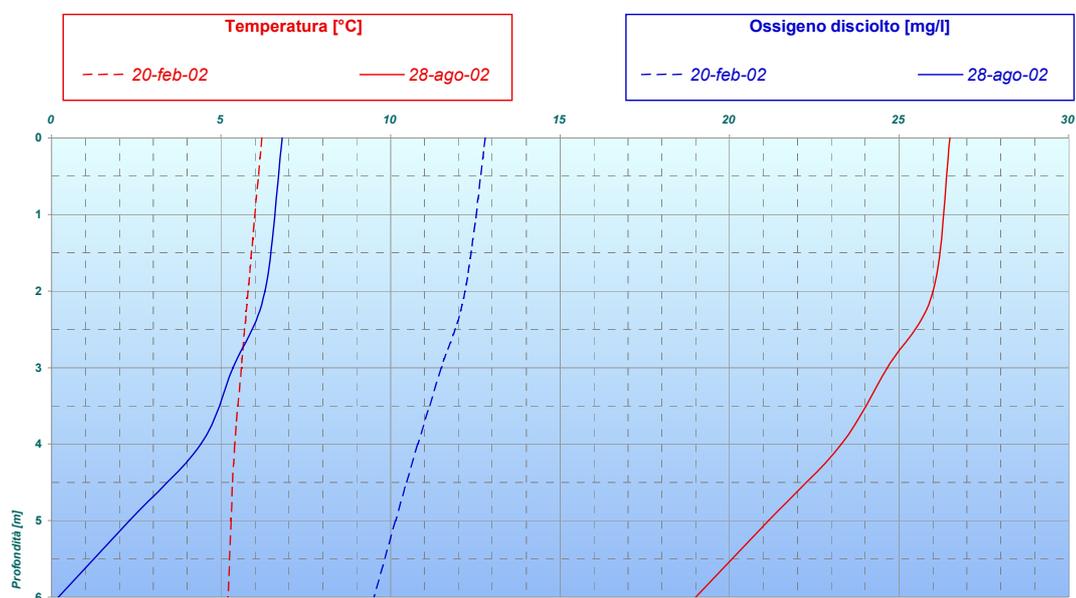


Figura 8-2 - Andamento della temperatura e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna nel Lago di Candia (anno 2002).

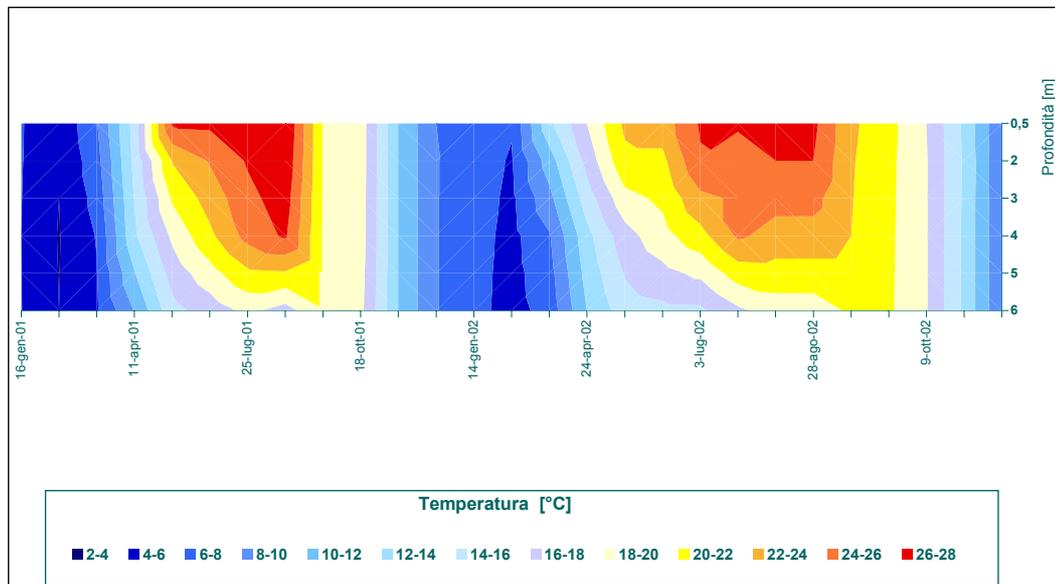


Figura 8-3 - isoplete della temperatura nel Lago di Candia (anni 2001-2002).

## 8.2.2 Caratteristiche trofiche

### 8.2.2.1 *Trasparenza*

I valori di trasparenza dell'acqua seguono perfettamente l'andamento delle concentrazioni della clorofilla "a" e quindi della produzione fitoplanctonica. In presenza di fioriture algali, che in genere si possono verificare in primavera o nel periodo tardo estivo, i valori di trasparenza sono piuttosto bassi (intorno a 1,5 m).

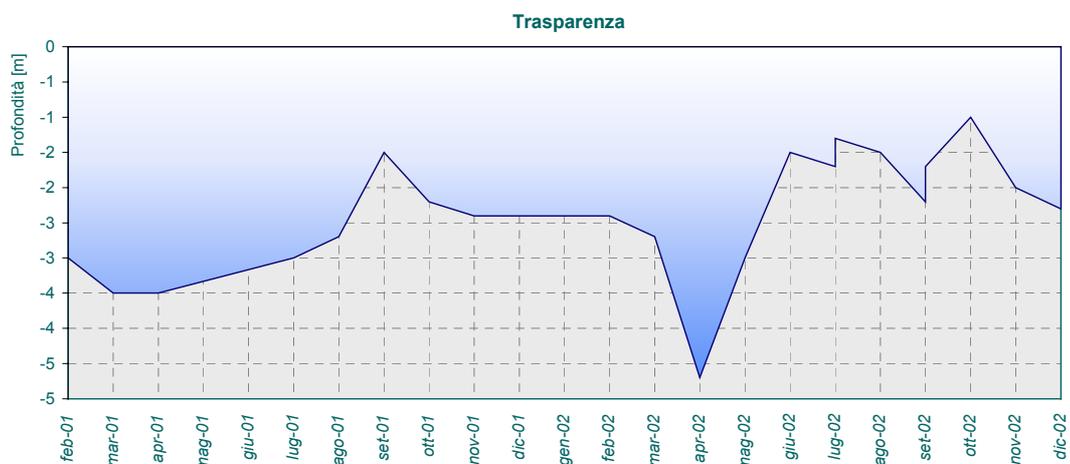


Figura 8-4 - Andamento della trasparenza nel Lago di Candia - disco do Secchi (biennio 2001-2002).

### 8.2.2.2 Ossigeno disciolto

L'andamento dell'ossigeno disciolto durante il biennio 2001-2002 evidenzia una forte condizione di anossia nell'ipolimnio ( $\%O_2 < 10\%$ ), durante tutto il periodo della stratificazione termica e una marcata sovrassaturazione nel metalimnio e negli strati superficiali che toccano punte massime del 130%. Durante la piena circolazione delle acque l'ossigeno riesce a distribuirsi in maniera abbastanza uniforme lungo la colonna, permettendo così la riossigenazione degli strati più profondi.

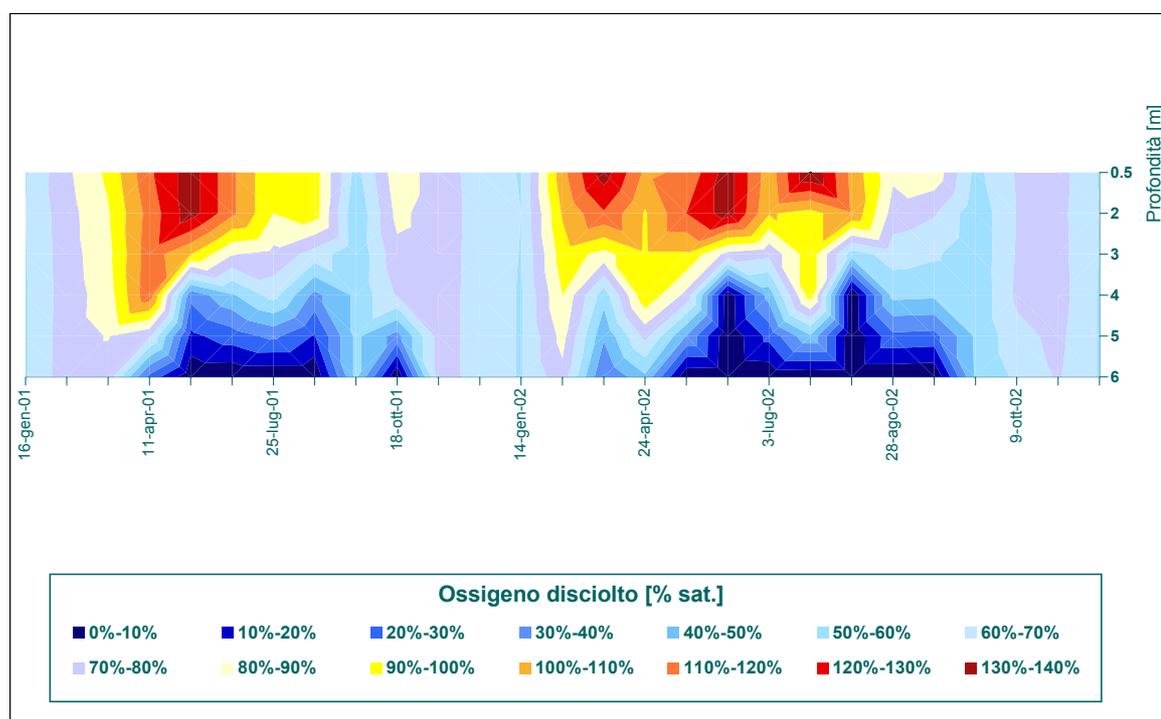


Figura 8-5 - Isoplete della percentuale di saturazione dell'ossigeno nel Lago di Candia (2001-2002).

### 8.2.2.3 pH

Il grafico rappresentante le isoplete del pH è del tutto in linea con l'andamento della saturazione dell'ossigeno, in quanto durante il periodo di maggiore produzione primaria negli strati superficiali si assiste ad un aumento dei valori di pH piuttosto consistente, che causa in alcuni momenti, il superamento del valore di 9 unità. Al ricircolo i valori si normalizzano intorno alla neutralità lungo l'intera colonna d'acqua.

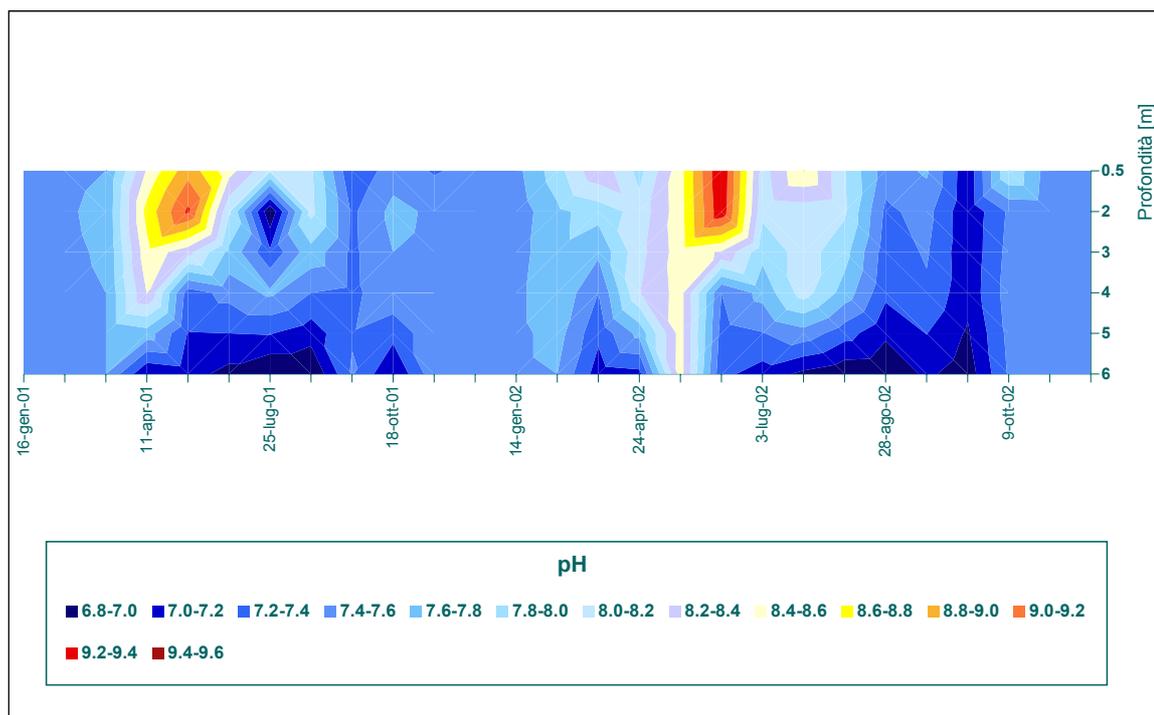


Figura 8-6 - lisopete del pH nel Lago di Candia (2001-2002).

#### 8.2.2.4 Composti del fosforo

Contrariamente a quanto ci si aspetterebbe per un lago come quello di Candia, che da molto tempo versa in uno stato di totale compromissione, l'andamento annuale del fosforo totale a differenza di quanto accade per gli altri parametri di stato trofico non rispecchia prettamente tale situazione.

I valori medi annuali di fosforo totale per il biennio 2001-2002 sono di circa 30  $\mu\text{g P/l}$  e rientrano perciò nella classe di mesotrofia. I valori massimi di fosforo totale si registrano in prossimità del fondo nei mesi estivi (111  $\mu\text{g P/l}$ , luglio 2002), quando le condizioni fortemente riducenti che qui si vengono a creare, causano il rilascio dei composti del fosforo. Al momento del ricircolo tardo invernale il fosforo viene distribuito uniformemente lungo tutta la colonna, raggiungendo così una concentrazione inferiore rispetto alla media annuale). Nel biennio 2001-2002 i dati disponibili relativi all'andamento annuale del fosforo ortofosfato sono risultati al di sotto del limite di rilevabilità strumentale.

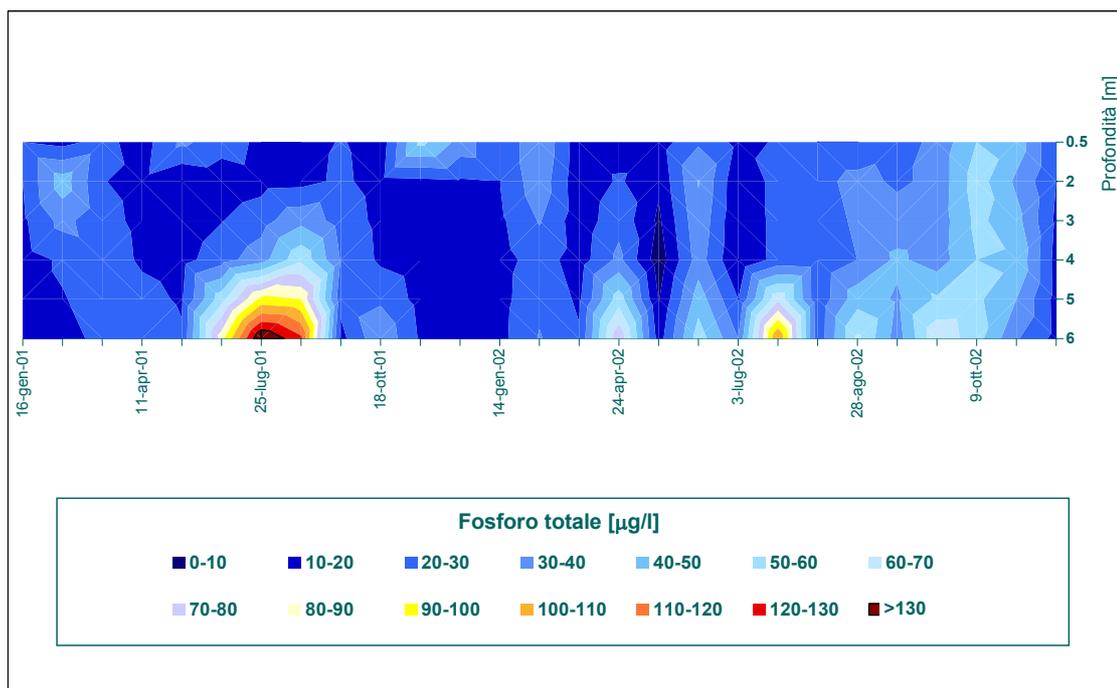


Figura 8-7 - Isoplete del fosforo totale nel Lago di Candia (2001-2002).

#### 8.2.2.5 Composti dell'azoto

Il grafico delle isoplete dell'azoto ammoniacale (Figura 8-8) mostra come le concentrazioni di tale composto siano in genere piuttosto basse durante tutto l'anno ad eccezione del periodo estivo, quando a causa delle condizioni fortemente riducenti che si instaurano sul fondo, favorevoli alla degradazione anaerobica della sostanza organica presente nei sedimenti, si hanno degli accumuli di ammoniaca nell'ipolimnio.

I valori delle concentrazioni di azoto nitrico lungo la colonna d'acqua sono estremamente bassi durante tutto il 2002 come mostra la figura 8-9.

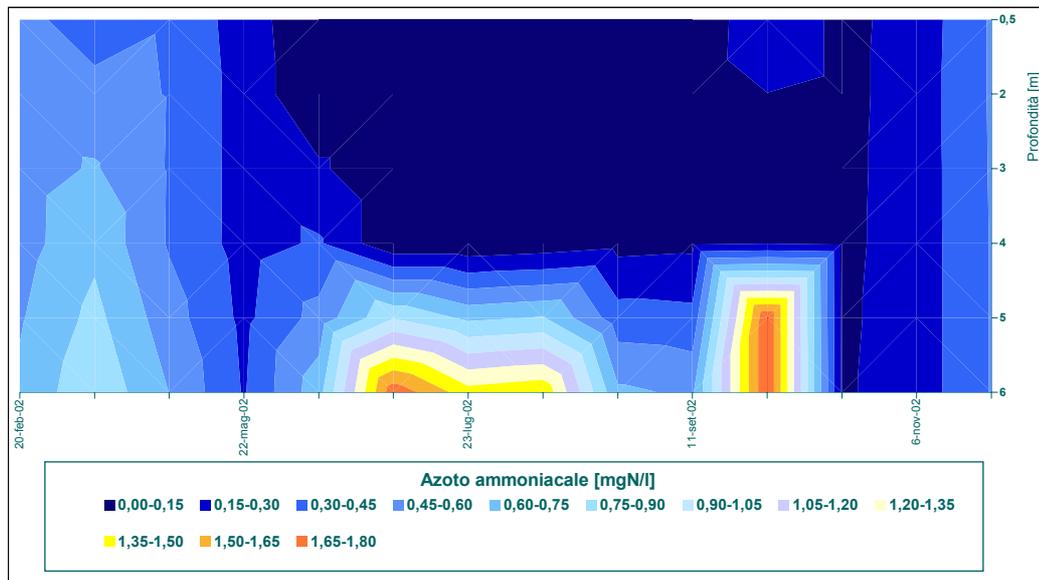


Figura 8-8 - Isoplete delle concentrazioni di azoto ammoniacale nel Lago di Candia (anno 2002).

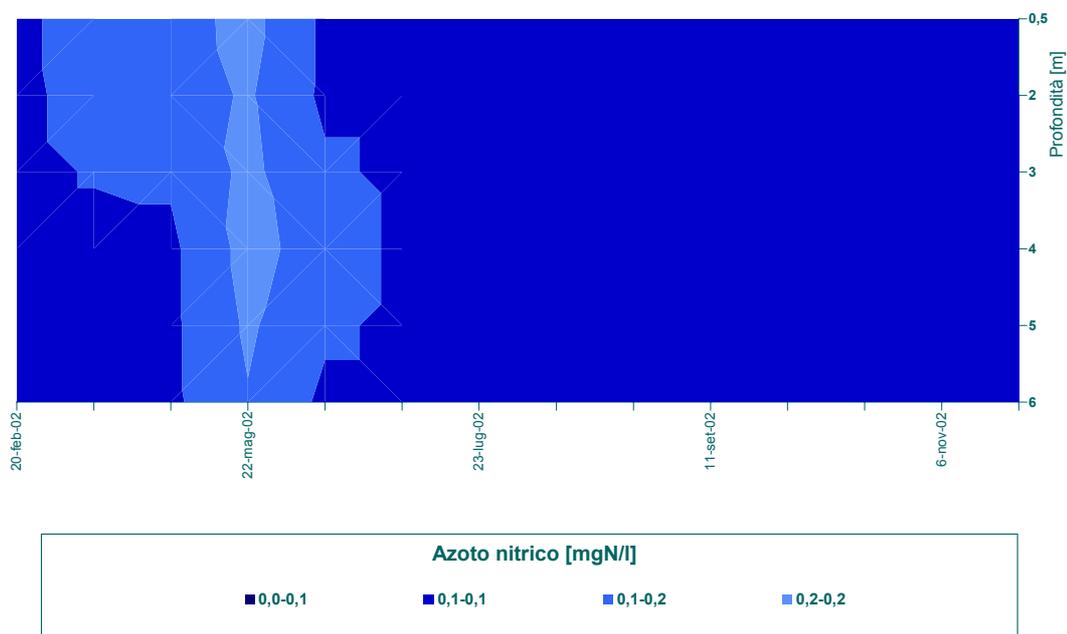


Figura 8-9 - Isoplete dell'azoto nitrico nel Lago di Candia (anno 2002).

### 8.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Attualmente, il rapporto tra azoto totale e fosforo totale nel Lago di Candia è pari a 44,5. Tale valore indica che l'elemento limitante per la crescita algale è rappresentato dal fosforo.

### 8.2.2.7 Clorofilla "a"

L'andamento della concentrazione della clorofilla "a" segue bene gli eventi legati alle fioriture algali durante il biennio considerato, mettendo in luce un aumento dell'attività fotosintetica, soprattutto nel periodo tardo estivo (luglio-agosto 2001).

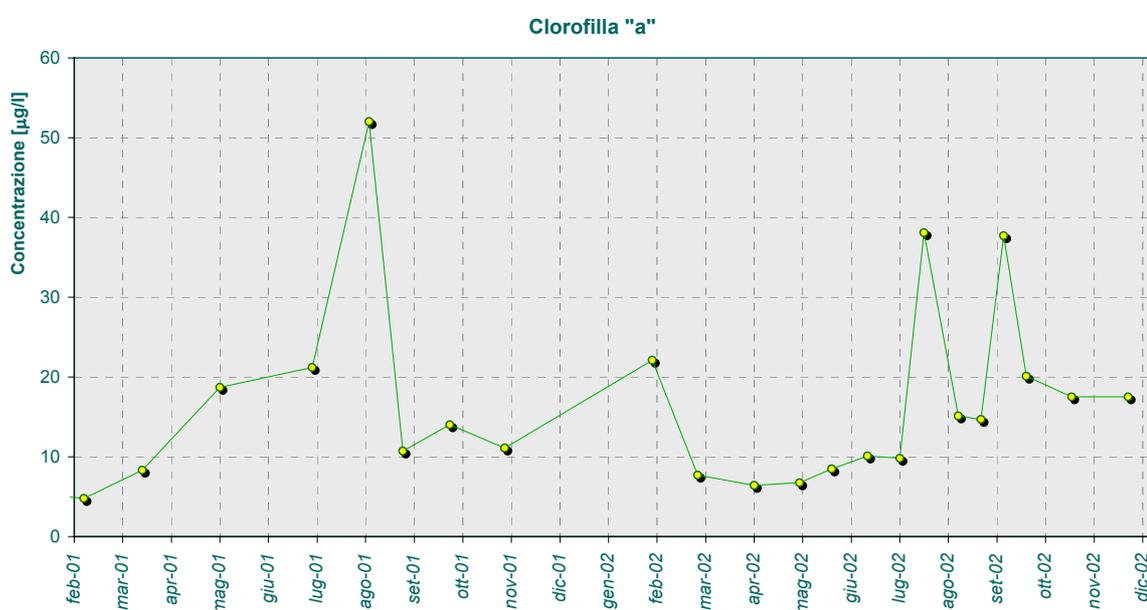


Figura 8-10 - Andamento della clorofilla nel Lago di Candia (anni 2001-2002).

### 8.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Le prime informazioni sullo stato trofico del Lago di Candia risalgono al 1976, quando l'Istituto di Ricerca sulle Acque, nell'ambito di un'ampia indagine condotta su 73 laghi italiani (IRSA, 1980), lo classifica come mesotrofo con concentrazioni di fosforo totale comprese tra un valore minimo 21 e uno massimo di 60 µg P/l.

Nei primi anni ottanta, come la maggior parte dei laghi italiani, viene a trovarsi in una situazione di elevata compromissione dovuta all'elevato grado di eutrofizzazione che causò, oltre a una drastica

diminuzione della trasparenza e a un aumento vertiginoso della produzione algale, anche consistenti morie di pesci (Giussani et al., 1980; De Bernardi et al., 1984).

Per tale motivo furono necessari interventi immediati al fine di ridurre l'elevata produttività e rallentare i naturali processi di invecchiamento del lago. Furono così proposte delle strategie mirate principalmente a ridurre il riciclo interno dei nutrienti. Tra il 1986 e il 1996 si effettuarono interventi di biomanipolazione e di diversione degli scarichi che hanno portato ad un progressivo miglioramento della situazione con il dimezzamento dei valori di fosforo totale nell'acqua del lago (da 65 µg P/l a 30 µg P/l), la drastica riduzione dei tenori medi di clorofilla (da 42 µg/l nel 1986 a 12 µg/l nel 1996) e un aumento dei valori medi di trasparenza (da -2,3 m nel 1986 a -3,6 m nel 1996).

Nonostante ciò, lo stato trofico attuale rimane comunque piuttosto elevato (meso-eutrofo). Le analisi paleolimnologiche hanno dimostrato che lo stato trofico del lago nel passato era inferiore a quello attuale e che per le modeste dimensioni e per le caratteristiche morfologiche del lago subiva le influenze delle variazioni climatiche regionali.

### 8.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)

Non sono stati rilevati altri fattori di inquinamento delle acque lacustri.

### 8.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

I campionamenti per valutare l'idoneità alla balneazione vengono effettuati in tre stazioni differenti. Tra il 2000 e il 2002 tutte e tre le stazioni sono risultate non idonee alla balneazione. Nel 2001 è stato riscontrato il superamento dei valori limite sia per i parametri fisici (pH e ossigeno disciolto), che microbiologici (coliformi totali e salmonelle). Nel 2002 le acque non sono risultate balneabili a causa del superamento dei limiti di pH e OD e dei parametri batteriologici, soprattutto in concomitanza di piogge intense; tale situazione risulta particolarmente evidente in località Barcaccia.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Candia Canavese	Canottieri	209-01-050-001	Non agibile	pH, OD, batteriol.	Nessuno
Candia Canavese	Lido	209-01-050-002	non agibile	pH, OD, batteriol.	Nessuno
Candia Canavese	Barcaccia	209-01-050-003	Non agibile	pH, OD, batteriol.	Nessuno

Tabella 8-2 - Situazione delle acque lacustri ad uso balneare (anno 2002).

## 8.3 Il bacino drenante

### 8.3.1 Inquadramento territoriale

Il bacino imbrifero del Lago di Candia, situato tra 354 e 226 m s.l.m., si estende per 8,1 Km<sup>2</sup> nel territorio della Provincia di Torino. Esso comprende 4 comuni di cui il più importante è quello di Candia Canavese.

Il Lago di Candia fa parte del bacino idrografico del Fiume Dora Baltea. L'origine del lago risale all'ultima glaciazione (Würm), quando il Ghiacciaio Balteo nelle sue fasi di avanzata e ritiro ha deposto le cerchie moreniche dell'Anfiteatro di Ivrea e creato una depressione verso il suo interno in cui si sono raccolte le acque di scioglimento. Il Lago di Candia, come quello di Viverone, è quindi un lago intermorenico formatosi da un antico lago preglaciale alimentato dalla fronte del ghiacciaio.

Comune	Pr	Sup (km <sup>2</sup> )	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
CALUSO	TO	1.9	5%	7312	346	3 ao chivasso	ATO3	Ivrea	9
CANDIA CANAVESE	TO	5.7	46%	1317	599	1 ao ivrea	ATO3	Ivrea	9
MAZZE'	TO	2.8	10%	3922	403	3 ao chivasso	ATO3	Ivrea	9
VISCHE	TO	0.9	5%	1416	74	1 ao ivrea	ATO3	Ivrea	9

Tabella 8-3 - Dati dimensionali e amministrativi relativi al bacino imbrifero del Lago di Candia.

### 8.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

All'interno del bacino imbrifero del Lago di Candia si trovano a nord ovest, gli insediamenti abitativi appartenenti al Comune di Candia Canavese, mentre nella parte meridionale sono presenti alcuni cascinali appartenenti al territorio comunale di Mazzè.

Il Comune di Candia, compreso il Lido di Candia, è servito da rete fognaria la quale recapita i reflui al depuratore di Candia che a sua volta scarica nell'area paludosa posta a nord del lago.

I pochi insediamenti abitativi che si trovano a sud del lago non sono invece serviti da alcuna rete fognaria.

Vista la qualità delle acque lacustri e l'elevata frequenza con cui viene rilevata la presenza significativa di inquinanti di natura microbiologica, si presume che vi sia ancora un carico di tipo puntiforme non

trascurabile riversato nel lago. Questo è dovuto in parte all'inefficienza del sistema fognario di Candia (scaricatori di piena) e in parte agli scarichi derivanti dagli insediamenti non collettati. Inoltre si segnala, come elemento critico la deviazione del Canale di Caluso, che, pesantemente inquinato da scarichi urbani, contribuisce ad aumentare gli apporti inquinanti a lago. Di fatto questo Canale è situato fuori bacino ma le sue acque vengono riversate nel Canale di Mazzè e da qui al Rio Motta, per poi riversarsi direttamente nel lago.

Su una popolazione di 1422 abitanti residenti nel bacino imbrifero del Lago di Candia, il 95% risulta collettata mentre solo il 7 % non risulta collegata ad impianti di trattamento.

Il carico di fosforo puntuale di origine civile risulta essere di 0,7 t/a, di cui 0,62 competono allo scarico del depuratore di Candia; inoltre, considerando che la parte meridionale del bacino imbrifero viene utilizzata per l'agricoltura, si ritiene che vi sia un contributo significativo da parte dei carichi di origine diffusa.

Ne consegue che il carico di nutrienti riversato nel Lago di Candia è costituito prevalentemente da:

- carico di origine diffusa che, nel caso in esame costituisce una parte significativa del carico totale immesso nel lago (stimato in 1,4 t/a comprensive dell'apporto meteorico diretto);
- carico di origine meteorica che ricade direttamente sul lago;
- lo scarico del depuratore di Candia (carico complessivo puntiforme 0,7 t/a);
- scaricatori di piena del sistema fognario misto che, in occasione di eventi meteorici di media e alta entità, scaricano direttamente a lago.

Nella seguente tabella si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P [t/a]	N [t/a]		P [t/a]	N [t/a]
Scarichi fognari trattati	0.71	2.85	Agricola		
Scarichi non trattati	0	0	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0	0	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	<b>0.71</b>	<b>2.85</b>	<b>Totale origine diffusa</b>	<b>1.4</b>	<b>13.5</b>
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				<b>2.1</b>	<b>16.5</b>

Tabella 8-4 - Carichi di nutrienti afferenti al Lago di Candia.

L'apporto dei nutrienti a lago è stato affrontato in un recente studio (PROGETTO MiCaRi – Attività A1. *Definizione di metodologie per la valutazione dei carichi in corpi idrici: Lago di Candia (Torino)*) nel cui ambito sono stati determinati:

- bilancio idrologico del lago;
- carico esterno di nutrienti.

I risultati hanno evidenziato che il principale contributo di fosforo è derivante dall'attività agricola (ruscellamento superficiale ed apporto attraverso la falda); i contributi annui (1997, 1998, 1999 e 2002) sono risultati estremamente variabili ed hanno evidenziato che il carico del nutriente può raggiungere e anche superare i 1.000 kg/anno. Questi valori, per quanto riguarda il carico diffuso, non differiscono significativamente dalla stima effettuata nell'ambito di questo studio, confermando l'importanza di attuare nello specifico interventi mirati alla riduzione degli apporti di origine agricola.

### 8.3.3 Relazione tra carichi e condizioni trofiche

Applicando il grafico di Vollenweider al Lago di Candia si osserva che il carico in ingresso al lago, così come nel 1984, si mantiene al di sopra della linea del carico eccessivo.

In questi ultimi anni il livello trofico del lago è comunque migliorato, grazie agli interventi di biomanipolazione e sugli scarichi puntiformi.

Per riportare il carico esterno al di sotto della soglia del carico eccessivo si ritiene che sia comunque necessario da un lato prevedere ulteriori interventi sulla rete fognaria, ed in particolare sugli sfioratori di piena, dall'altro attuare misure per l'abbattimento dei carichi diffusi di origine agricola, che raggiungono il lago in parte per ruscellamento, in parte per infiltrazione attraverso la falda superficiale.

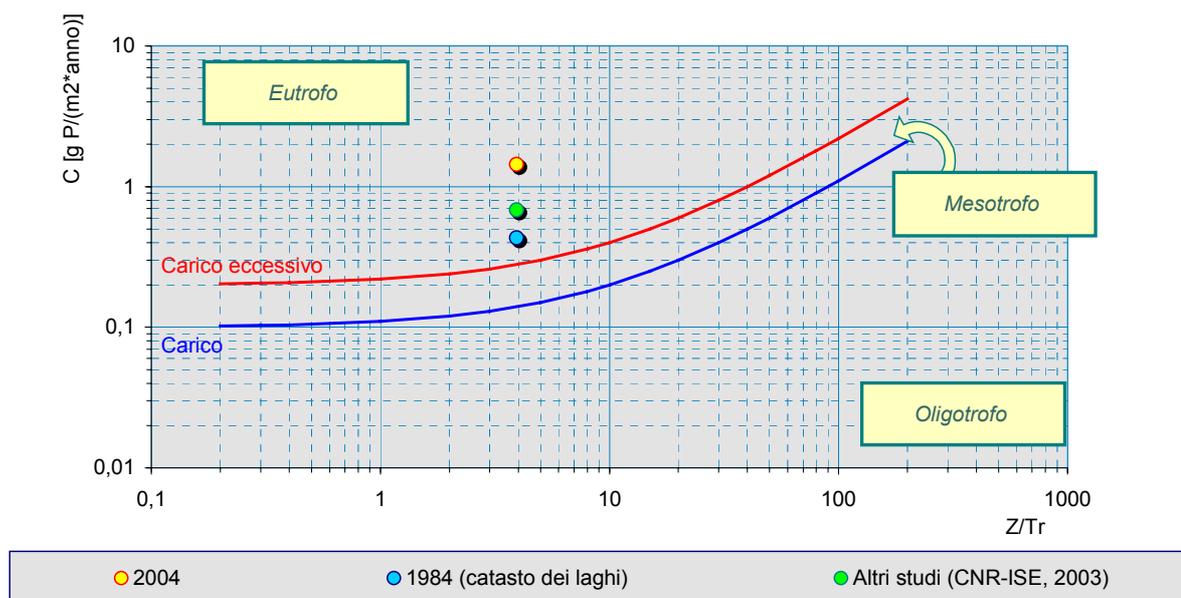


Figura 8-11 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago di Candia.

## 8.4 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 8.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa a norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003 emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Nel medesimo decreto sono stati fissati inoltre i livelli soglia che stabiliscono lo *Stato Chimico* dei singoli laghi. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità, ai sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago di Candia si trova in classe 4 CSE, come conseguenza di quanto è già emerso nei paragrafi precedenti.

Nella Tabella 8-5 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie su ciascuno dei due anni di riferimento. Lo stato di qualità ambientale per le acque del Lago di Candia, corrisponde allo stato ecologico (CSE) SCADENTE, non essendo emerse situazioni di inquinamento delle acque da attribuire a microinquinanti.

Lo stato attuale di SCADENTE comporterebbe, ai sensi del D.Lgs 152/99, la definizione dei seguenti obiettivi di piano:

- SUFFICIENTE al 2008
- BUONO al 2016

Quest'ultimo obiettivo è stato ridefinito poiché il livello trofico naturale (calcolato con l'indice MEI) non permette il raggiungimento dello stato trofico di oligotrofia che di fatto corrisponde al livello di buono. Il raggiungimento dello stato di SUFFICIENTE pertanto permetterebbe al lago di porsi nelle condizioni di naturalità corrispondenti alla mesotrofia.

In conclusione gli obiettivi di piano sono:

- SUFFICIENTE al 2008
- SUFFICIENTE al 2016

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3-tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	4	5	5	5	5
2002	5	5	5	5	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE (biennio 2001-2002) 4</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
<b>anno</b>	<b>SD</b>	<b>Chl</b>	<b>TP</b>	<b>O2</b>	<b>Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *</b>
2001	4	5	4	3	<b>16</b>
2002	5	5	4	3	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 8-5 - Classificazione dello stato ecologico del Lago di Candia (anni 2001-2002).

## 8.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago

Le principali criticità del Lago di Candia sembrano connesse alle condizioni di eutrofia del lago. In realtà, grazie agli interventi di diversione degli scarichi diretti e di biomanipolazione avvenuti alla fine degli anni ottanta, la situazione da allora è notevolmente migliorata tanto che si è assistito al dimezzamento dei valori di fosforo totale e alla diminuzione della concentrazione di clorofilla "a" con conseguente aumento della trasparenza e della concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'ipolimnio.

Tuttora lo stato trofico del lago rimane comunque elevato (mesotrofo-eutrofo) tanto che il fosforo totale è di circa 30-35 µg P/l, i valori di clorofilla "a" sono alti e a inizio primavera e fine estate le fioriture algali possono causare un aumento dei valori di pH e una diminuzione dell'ossigeno disciolto in superficie, con conseguente inagibilità per la balneazione. Inoltre in prossimità del fondo si instaurano condizioni anossiche che portano ad una marcata attività di fermentazione anaerobica, con

consumo di solfati e sviluppo di ammoniaca e mercaptani, oltre che a condizioni riduttive con risospensione dei nutrienti.

Il mantenimento dell'attuale stato trofico del lago è determinato principalmente dagli apporti diffusi di origine agricola e dal carico interno (rilascio dai sedimenti), mentre il ruolo degli apporti urbani è secondario e limitato allo scarico depurato dell'impianto di trattamento di Candia.

Da un punto di vista batteriologico, la situazione attorno al lago è sufficientemente sotto controllo, in quanto la quasi totalità delle case rivierasche sono dotate di sistemi di smaltimento a tenuta stagna o sono allacciate alla rete fognaria di Candia. Solo nel caso di "perdite" più o meno accidentali dalle vasche a tenuta, le abitazioni possono essere causa di problemi di inquinamento microbiologico.

E' stato rilevato che in occasione di forti piogge, il sistema fognario entra in crisi e scarica l'acqua in eccesso direttamente a lago, causandone il deterioramento della qualità batteriologica e determinando di conseguenza l'inagibilità delle stazioni monitorate per inquinamento da coliformi.

L'immissione delle acque provenienti dal Canale di Caluso utilizzate per l'irrigazione possono inoltre rappresentare una ulteriore fonte di inquinamento.

Nel 2002 in primavera si è verificata una situazione anomala con presenza di salmonelle, coliformi e streptococchi in località Barcaccia probabilmente veicolati dall'immisario Rio Motta. In ogni caso questa stazione è risultata la più vulnerabile ad inquinamento di tipo batteriologico.

## **8.6 Programmi di misure**

Lo stato trofico del Lago di Candia, dopo aver raggiunto i livelli massimi tra il 1960 e il 1980, è notevolmente migliorato in seguito a interventi di biomanipolazione e di diversione degli scarichi.

Tuttavia il lago permane in una situazione di trofia tale da causare dei problemi per la balneabilità nei momenti più critici dell'anno (tarda primavera e fine estate). Per un ulteriore miglioramento dello stato trofico sarebbe quindi necessario agire sul carico diffuso e in particolare su quello proveniente dal comparto agricolo. A tal fine sarebbe opportuno limitare l'uso dei fertilizzanti soprattutto sui terreni agricoli a ridosso della sponda meridionale e occidentale del lago o addirittura convertire le attuali colture agricole a mais in colture alternative meno esigenti in termini di fertilizzazione e di irrigazione. Nello specifico si segnala la prioritaria necessità di una diversione delle acque irrigue cariche di azoto e fosforo, provenienti dal Canale di Caluso (Giussani et al, 1997).

La non balneabilità del lago è attribuibile, oltre che al superamento dei limiti di legge per i valori di pH e di ossigeno disciolto in tarda estate, anche ad un inquinamento di tipo microbiologico. Per tale motivo occorrerebbe individuare i principali elementi potenzialmente influenti sullo stato

microbiologico attraverso un monitoraggio specifico. Inoltre è necessario l'allacciamento alla rete fognaria delle abitazioni non ancora collettate.

Attualmente è in corso il progetto Life-Ambiente 2002: "TRELAGHI- Riduzione dell'eutrofizzazione delle acque di tre piccoli laghi italiani". Tale Progetto, attivato per tre piccoli bacini lacustri italiani e precisamente oltre che per il Lago di Candia (Provincia di Torino), anche per il Lago di Endine (Provincia di Bergamo) e il Lago di Conghinna-Casteldoria (Provincia di Sassari) è finalizzato soprattutto alla riduzione dell'inquinamento da nitrati derivanti da fonti agricole e al ripristino di habitat in via di estinzione come le paludi, nello specifico la palude di Candia, indispensabili alla sopravvivenza di una flora e di una fauna altamente specializzata (per approfondimenti si rimanda al sito ufficiale del progetto [www.life.trelaghi.it](http://www.life.trelaghi.it))

## **9. I LAGHI DI AVIGLIANA**

I laghi di Avigliana, che dal 1980 sono parte integrante del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, fin dagli anni '50 hanno presentato condizioni qualitative problematiche, che, indotte principalmente dalla maggior pressione antropica e in parte dalla possibilità della navigazione a motore sul Lago Grande, hanno condizionato l'intero habitat lacuale. Il Lago Piccolo, che sversa normalmente le sue acque nel Lago Grande attraverso il Rio Meana, è condizionato dal travaso di acque dal Grande, che veniva praticato fino a metà degli anni '90, e dall'entrata di acque dalla vicina torbiera.

Studi recenti (Regione Piemonte, Assessorato all'Ambiente - "I Laghi di Avigliana: prospettive di risanamento idrobiologico" – Collana Ambiente n°17 – Gennaio 2001<sup>4</sup>) hanno analizzato la storia della gestione dei laghi; le azioni condotte negli ultimi 20 anni, con investimenti mirati anche della Regione, hanno permesso un sensibile recupero dello stato qualitativo del lago, realizzando opere fognarie (anello circumlacuale) e di depurazione (depuratore consortile di Rosta) di cui si sta verificando l'efficacia, in particolare rispetto alle condizioni di balneabilità.

Dai risultati disponibili dai monitoraggi ARPA (Dipartimento di Ivrea) per l'anno 2002 si osserva però che la situazione rilevata per il Lago Grande di Avigliana è quella di un bacino ancora in stato di avanzata eutrofia, legata ai tenori di fosforo ciclicamente risospesi dal sedimento. Il Lago Piccolo invece sembra stia progressivamente ritornando nella sua naturale condizione di mesotrofia.

Gli interventi effettuati dall'Amministrazione Comunale di Avigliana alla fine degli anni novanta, con il rifacimento del collettore fognario intorno al lago, il cui mal funzionamento era ritenuto alla base dei problemi di inquinamento microbiologico rilevati negli anni precedenti, hanno portato a un evidente miglioramento nelle condizioni del tenore di fosforo: nel periodo della circolazione la concentrazione di fosforo totale è passata dai 250 µg/l del 1980, a circa 160 µg/l del 1994, a meno di 150 µg/l nel 1999, a meno di 100 µg/l nel 2001 e a circa 70 nel 2002 µg/l. Gli interventi effettuati non risultano

---

<sup>4</sup> I dati dello studio sono però relativi al 1994.

ancora del tutto sufficienti; a causa di precipitazioni superiori alla media, come quelle registrate nell'estate 2002, il lago è risultato essere ancora vulnerabile agli scarichi dei "troppo pieni" della rete fognaria; infatti si è rilevata una situazione abbastanza preoccupante dal punto di vista batteriologico, data la concentrazione di coliformi totali e fecali particolarmente alta; pertanto, nonostante il risanamento, il Lago Grande di Avigliana non è risultato balneabile.

La situazione di utilizzo balneare delle acque del Lago Grande di Avigliana è anch'essa problematica: oltre agli effetti dovuti alle condizioni trofiche, rimediabili attraverso provvedimenti di deroga al parametro pH e di controllo di III livello per l'ossigeno disciolto, il lago presenta ancora una contaminazione di carattere microbiologico che ne compromette l'idoneità alla balneazione.

Le medesime condizioni e problematiche si ritrovano sul lago Piccolo di Avigliana, dove nell'unica località monitorata, si verificano frequenti superamenti dei limiti relativi ai parametri microbiologici. E' evidente che una significativa porzione di apporto esogeno al Lago Grande è rappresentata dal Lago Piccolo (90-120 kg/anno di Ptot).

I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione proposti dall'IRSA, che si basano sulla formulazione del CSE, cioè del nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico, valuta il Lago Grande di Avigliana in classe 5 – pessimo e il Lago Piccolo di Avigliana in classe 4 – scadente.

Nelle pagine seguenti vengono riportate le principali caratteristiche morfometriche e limnologiche dei due laghi in esame e del relativo bacino drenante, analizzando la situazione relativa ai carichi afferenti e valutando la possibilità di ridurre l'entità. Sarà inoltre applicata la classificazione CSE sopra descritta e la classificazione dello stato ambientale del lago secondo il D.Lgs 152/99 e successive modifiche.

## **9.1 Inquadramento generale**

I laghi di Avigliana si trovano in provincia di Torino, 20 km a ovest del capoluogo, all'imbocco della Val di Susa. I laghi sono stati generati dall'avanzamento del ghiacciaio della Val di Susa, che ha provocato la formazione dei cordoni intermorenici che delimitano i due laghi e la torbiera di Trana a monte del Lago Piccolo.

I due laghi comunicano tra loro attraverso il Rio Meana, lungo circa 400 m. Gli immissari dei due laghi, viste anche le dimensioni degli stessi e del loro bacino imbrifero sono tutti modesti. L'emissario del Lago Grande, denominato Canale Naviglia, attraversa la Palude dei Mareschi e, dopo circa 3.500 metri a valle del Lago Grande, si immette nella Dora Riparia.

I laghi hanno dimensioni modeste (0,9 km<sup>2</sup> il Lago Grande e 0,6 km<sup>2</sup> il Lago Piccolo), profondità massima pari a 26 e 12 m rispettivamente per il Lago Grande e per il Lago Piccolo. Il loro bacino

imbrifero si trova ad un'altitudine media di circa 400 - 420 m s.l.m. ed il punto più alto è costituito da un rilievo denominato Moncuni (642 m s.l.m.).

Nelle tabelle che seguono sono riportate le principali informazioni relative alla morfometria dei laghi e dei relativi bacini imbriferi.

<b>NOME</b>		GRANDE DI AVIGLIANA
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		TO-19
<b>BACINO</b>		DORA RIPARIA
<b>ORIGINE</b>		INTERMORENICO
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	373142
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	4991834
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	346
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	17,2
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	26,0
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	19,5
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	1,2
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	0,8
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	3,6
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	0,89
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>Km<sup>2</sup></b>	11,5

Tabella 9-1 - Principali caratteristiche del Lago Grande di Avigliana.

<b>NOME</b>		TRANA O PICCOLO DI AVIGLIANA
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		TO-18
<b>BACINO</b>		DORA RIPARIA
<b>ORIGINE</b>		INTERMORENICO
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	373406
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	4990508
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	356
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	4,5
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	12
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	7,7
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	1,1
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	0,65
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	3,04
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	0,58
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	8,1

Tabella 9-2 - Principali caratteristiche del Lago Piccolo di Avigliana.

Dal punto di vista faunistico, nel Lago Grande di Avigliana sono stati censiti essenzialmente Ciprinidi, Percidi ed Esocidi, tutte famiglie poco esigenti per quanto riguarda la qualità delle acque, e tipiche di laghi poco profondi con elevata trofia; si nota l'assenza di salmonidi in quanto le elevate temperature raggiunte nel periodo estivo, con la conseguente carenza di ossigeno negli strati ipolimnici e la limitata profondità, non ne consentono la sopravvivenza.

Le specie ittiche riscontrate sono le seguenti: alborella (*Alburnus alburnus alborella*), carpa (*Cyprinus carpio*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), persico reale (*Perca fluviatilis*), persico sole (*Lepomis gibbosus*), persico trota (*Micropterus salmoides*), anguilla (*Anguilla anguilla*) e cobite (*Cobitis tenia*); è stata altresì segnalata la presenza del siluro (*Silurus glanis*), che se confermata, porterà sicuramente ad un progressivo impoverimento del popolamento ittico dell'intero lago.

Essenzialmente il Lago Piccolo risulta popolato prevalentemente da ciprinidi e specie ittiche poco esigenti per la qualità delle acque, data la sua profondità esigua e le sue caratteristiche trofiche. Nelle sue acque sono stati osservati: cavedani (*Leuciscus cephalus*), alborelle (*Alburnus alburnus alborella*), e presso le rive nidiate di pesci gatto (*Ictalurus melas*) e persico sole (*Lepomis gibbosus*), specie notoriamente alloctone e infestanti.

Si presuppone che, poiché il Lago Piccolo è collegato al Lago Grande, siano presenti anche le specie ittiche presenti nel Lago Grande: carpa (*Cyprinus carpio*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), persico reale (*Perca fluviatilis*), persico trota (*Micropterus salmoides*), anguilla (*Anguilla anguilla*) e cobite (*Cobitis tenia*). Si nota l'assenza di Salmonidi, in quanto le elevate temperature raggiunte nel periodo estivo, con la conseguente carenza di ossigeno negli strati ipolimnici e la limitata profondità, non ne consentono la sopravvivenza.

## **9.2 Lo stato di qualità delle acque: Lago Piccolo di Avigliana**

Il Lago Piccolo è un lago monomittico caldo, con una fase di massima stratificazione termica alla fine dell'estate ed un periodo di rimescolamento che si protrae dalla fine dell'autunno all'inizio della primavera. Per via della modesta profondità la stratificazione chimica delle acque è relativamente poco stabile ed è possibile che, in caso di vento forte, le acque del lago vengano parzialmente o completamente rimescolate anche durante l'estate. Dal punto di vista qualitativo il lago si trova ancora in una fase di transizione tra le condizioni di eutrofizzazione avanzata in cui si trovava fino ad una decina di anni or sono alle attuali condizioni di mesotrofia. Per questo motivo non è ancora stato raggiunto l'equilibrio tra il carico di nutrienti (esterno ed interno) e la qualità delle acque lacustri.

### **9.2.1 Caratteristiche termiche**

Come già anticipato nella parte introduttiva, il Lago Piccolo presenta una stratificazione termica che, in linea teorica, raggiunge il suo massimo nella seconda metà dell'estate (agosto-settembre).

Analizzando i due grafici che seguono, si osserva che, in questo periodo la temperatura in prossimità del fondo è comunque dell'ordine di 10 - 12 °C, a fronte di una temperatura massima in superficie che per un breve periodo supera i 25 °C. Questa condizione è indice del fatto che comunque il lago stratifica (il gradiente termico tra superficie e fondo è superiore a 10 °C, ma che comunque avviene un riscaldamento degli strati profondi e non è possibile definire un vero e proprio termoclinio. Tale fenomeno è dovuto alla profondità del lago, troppo ridotta per consentire che avvenga una completa stratificazione termica.

Durante l'inverno si verifica invece un complessivo raffreddamento delle acque lacustri che raggiunge valori minimi di circa 4 - 5 °C su tutta la colonna d'acqua. Con il mese di marzo, comincia il progressivo riscaldamento delle acque che interessa prima gli strati superficiali, poi, dall'inizio di maggio, anche quelli profondi.

Dal grafico di Figura 9-1 si osserva che in concomitanza con la massima stratificazione termica, si verifica anche una stratificazione piuttosto evidente dell'ossigeno disciolto che da valori prossimi alla

concentrazione di saturazione nei primi tre metri, scende bruscamente fino a valori prossimi allo zero al di sotto dei 7 metri di profondità.

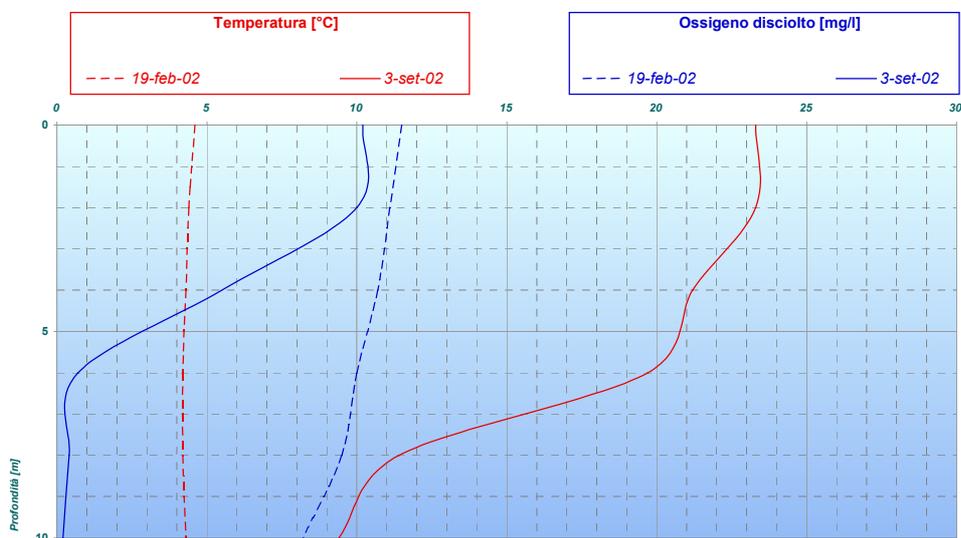


Figura 9-1 - Andamento termico e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua nel Lago Piccolo d'Avigliana (anno 2002).

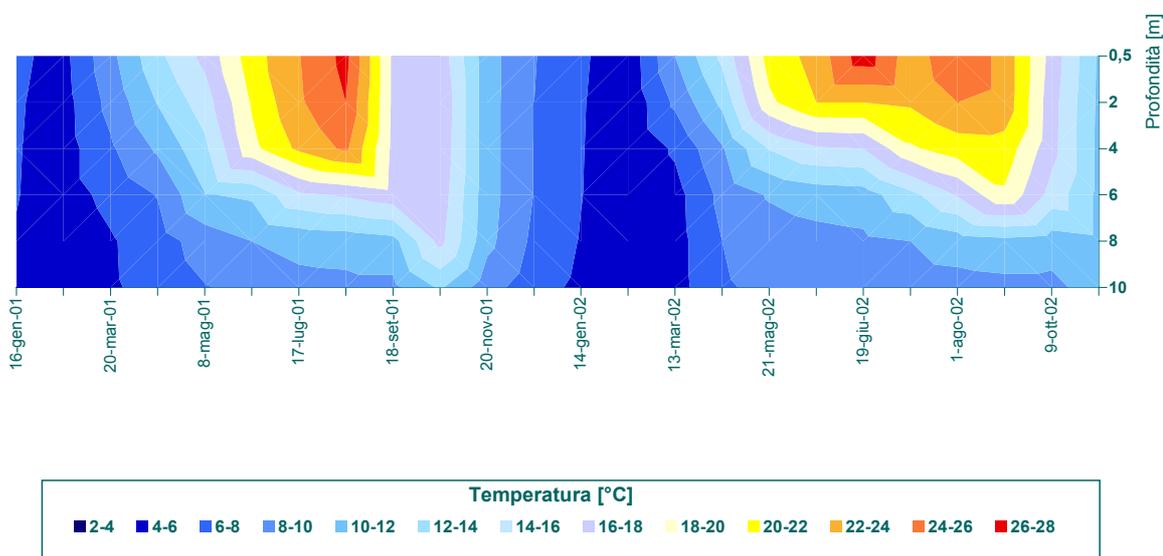


Figura 9-2 - Isoplete della temperatura nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2001-2002).

## 9.2.2 Caratteristiche trofiche

### 9.2.2.1 *Trasparenza*

La trasparenza è uno dei principali parametri utilizzati per valutare le condizioni trofiche di un lago. Nel caso in esame, come si può osservare nel seguente grafico, la trasparenza del lago varia tra valori minimi dell'ordine di 1,5 m a massimi di circa 5,5 - 6 metri. I valori minimi, che come si vedrà in seguito coincidono con le punte di concentrazione di clorofilla, si hanno in occasione delle fioriture algali più consistenti, mentre i massimi si registrano quando l'attività primaria è più limitata. Il valore medio annuo nel 2002 è stato stimato pari a 3,2 m.

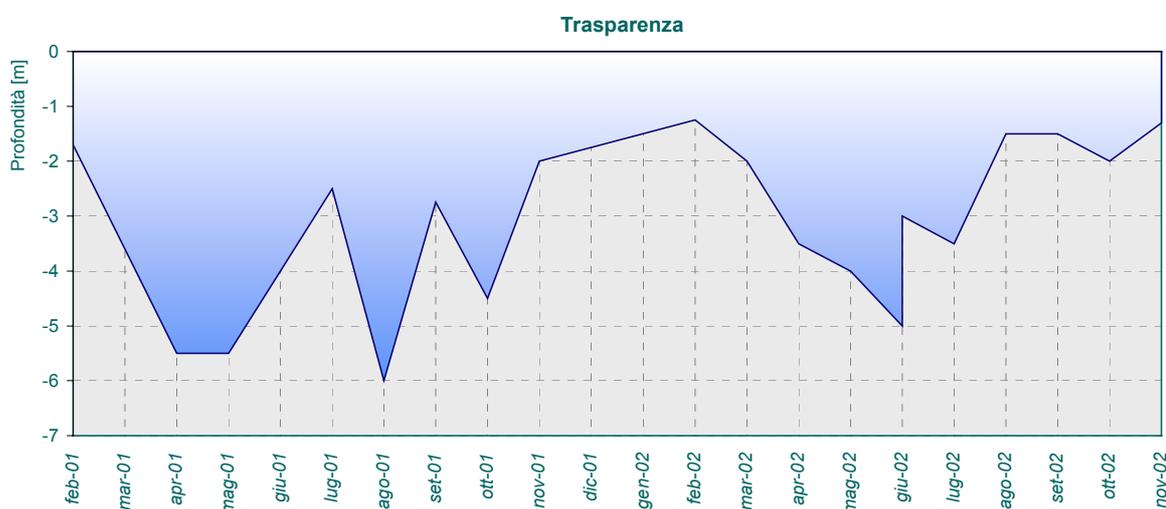


Figura 9-3: andamento della trasparenza nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2001-2002)

### 9.2.2.2 *Ossigeno disciolto*

Dei parametri utilizzati per caratterizzare il lago dal punto di vista trofico, l'ossigeno disciolto è forse quello che rappresenta meglio l'attuale condizione del lago: dal grafico di Figura 9-4 si vede chiaramente come, nel periodo estivo, la concentrazione di ossigeno sia costantemente superiore al valore di saturazione fino a 3 - 4 metri di profondità e prossima a zero al di sotto dei 6 metri. Tale comportamento è dovuto al fatto che nello strato fotico l'attività fotosintetica è molto elevata e si ha dunque un'eccessiva produzione di ossigeno; in profondità, al contrario, la degradazione aerobica delle cellule algali consuma tutto l'ossigeno presente nell'acqua, portandone la concentrazione a valori prossimi allo zero. Durante il rimescolamento la concentrazione di ossigeno è invece omogenea lungo tutta la colonna d'acqua.

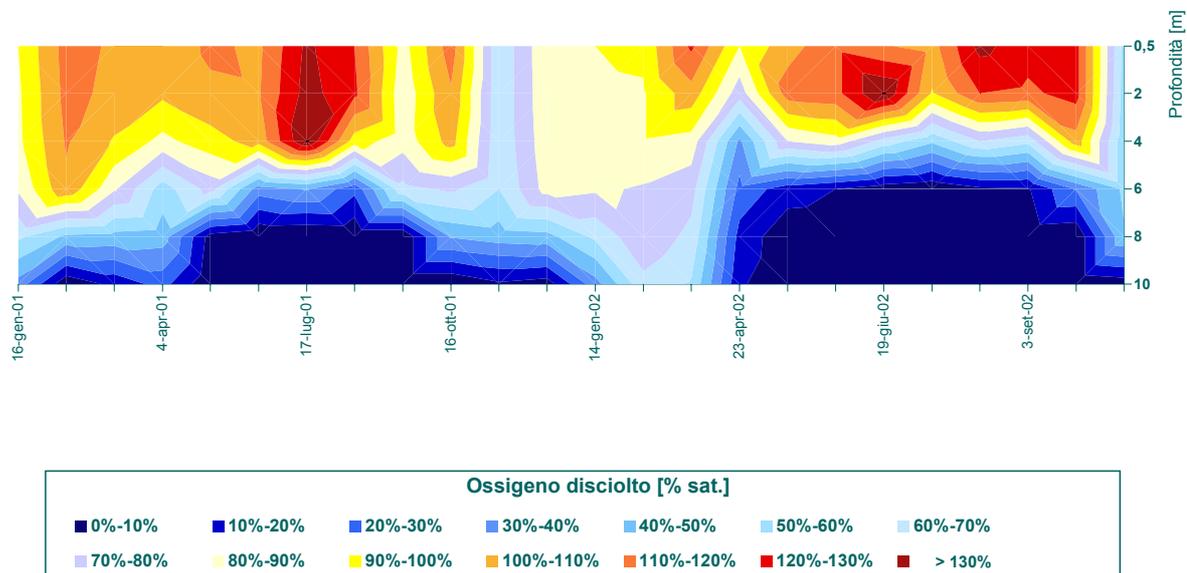


Figura 9-4 - Isopele della percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2001-2002).

### 9.2.2.3 pH

Il pH può essere anch'esso utilizzato come indicatore dell'attività algale di un lago: valori di pH elevati, sono indice di un'intensa attività fotosintetica. Confrontando infatti il grafico di Figura 9-4 con quello di Figura 9-5, si nota che questi hanno un andamento molto simile. Nei periodi di maggiore attività fotosintetica, infatti, oltre ad un innalzamento della concentrazione di ossigeno, si ha anche un aumento del pH.

Per quanto concerne invece i valori minimi di questo parametro, determinati prevalentemente dalle caratteristiche litologiche del bacino imbrifero, si osserva che questi sono mediamente dell'ordine di 7,5 - 7,7 unità.

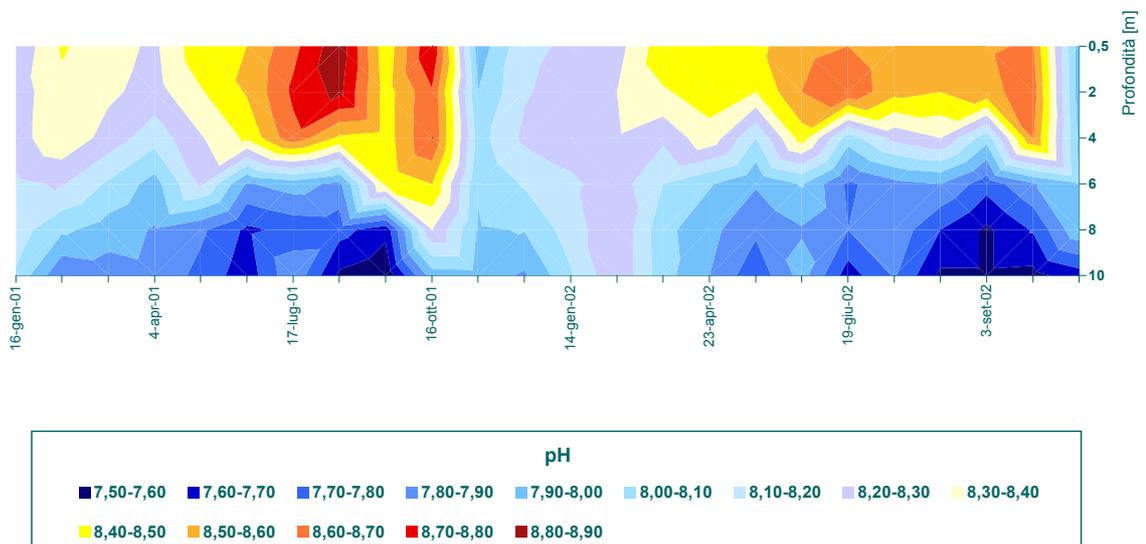


Figura 9-5 - Isoplete del pH nel Lago Piccolo d'Avigliana pH (anni 2001- 2002).

#### 9.2.2.4 Composti del fosforo

Il fosforo, come si vedrà in seguito, costituisce l'elemento limitante l'attività primaria del lago: in pratica l'entità delle fioriture algali e, più in generale dell'attività trofica del lago, è determinata dal quantitativo di fosforo disponibile presente nelle acque lacustri. Dal grafico seguente si osserva che la concentrazione di fosforo totale non subisce grosse variazioni né nell'arco dell'anno, né lungo la colonna d'acqua.

In generale tale concentrazione varia tra 20 e 40  $\mu\text{g P/l}$ . Analizzando il grafico con maggior dettaglio si osserva che si verificano dei forti aumenti di concentrazione di fosforo totale sul fondo, fino a raggiungere occasionalmente anche valori dell'ordine di 100  $\mu\text{g P/l}$ , dovuti al rilascio di fosforo dal sedimento in condizioni anossiche. Tali eventi, nel corso del 2001 e del 2002, si sono verificati in diverse occasioni ed in misura diversa. Il momento più critico da questo punto di vista è comunque il periodo estivo. Il fenomeno appena descritto è la dimostrazione più evidente che il lago si trova ancora in condizioni di transizione tra l'eutrofia e la mesotrofia: benché la qualità delle acque sia notevolmente migliorata, il sedimento lacustre è ancora ricco di nutrienti accumulati in passato.

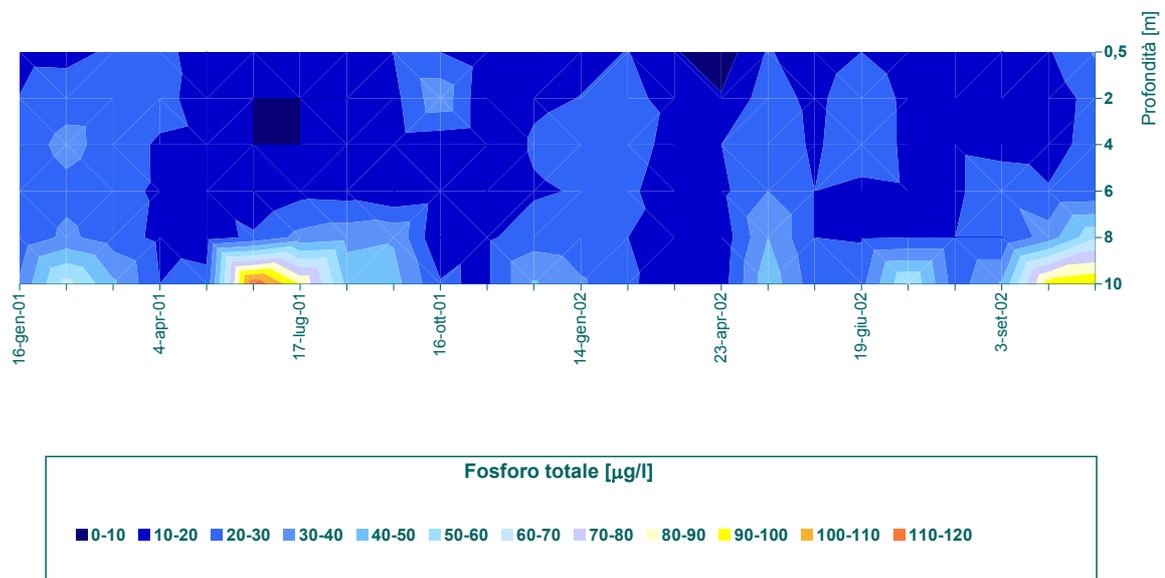


Figura 9-6 - Isoplete del fosforo totale nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2001-2002).

#### 9.2.2.5 Composti dell'azoto

L'andamento dei nitrati nel corso dell'anno e al variare delle profondità presenta concentrazioni molto variabili: in superficie, dopo un accumulo di nitrati che avviene tra l'inverno e l'inizio della primavera, si assiste ad un progressivo consumo dovuto all'attività primaria; sul fondo, analogamente, si assiste ad una progressiva riduzione dei nitrati che culmina quando, in condizioni anossiche, questi vengono convertiti in ammoniaca.

Per quanto riguarda invece quest'ultima, si osserva che i valori rilevati sono sempre mediamente bassi, fatta eccezione per il picco che si verifica sul fondo quando, in condizioni anossiche, si ha un forte rilascio da parte dei sedimenti.

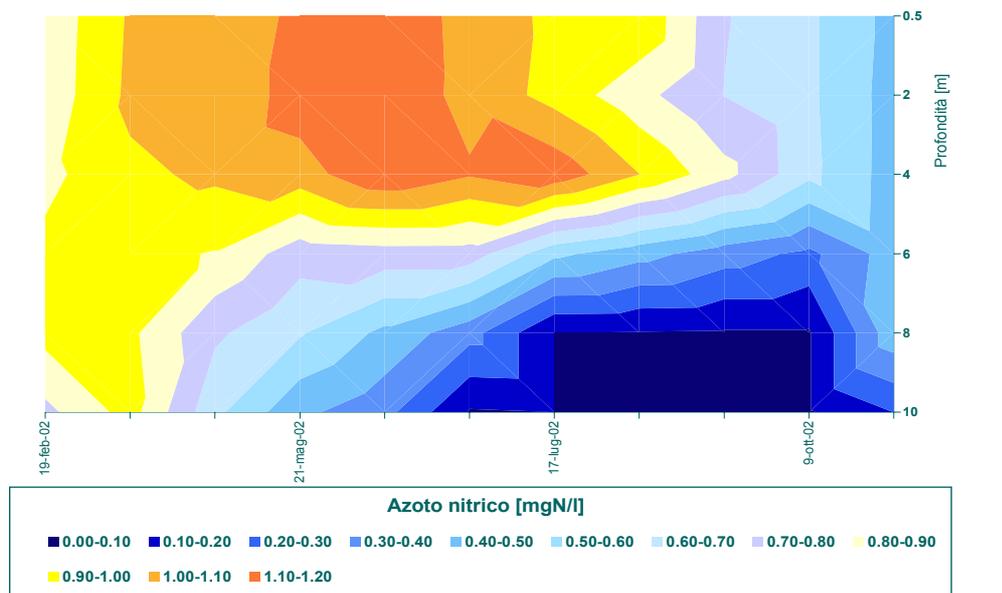


Figura 9-7 - Isoplete dell'azoto nitrico nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2002).

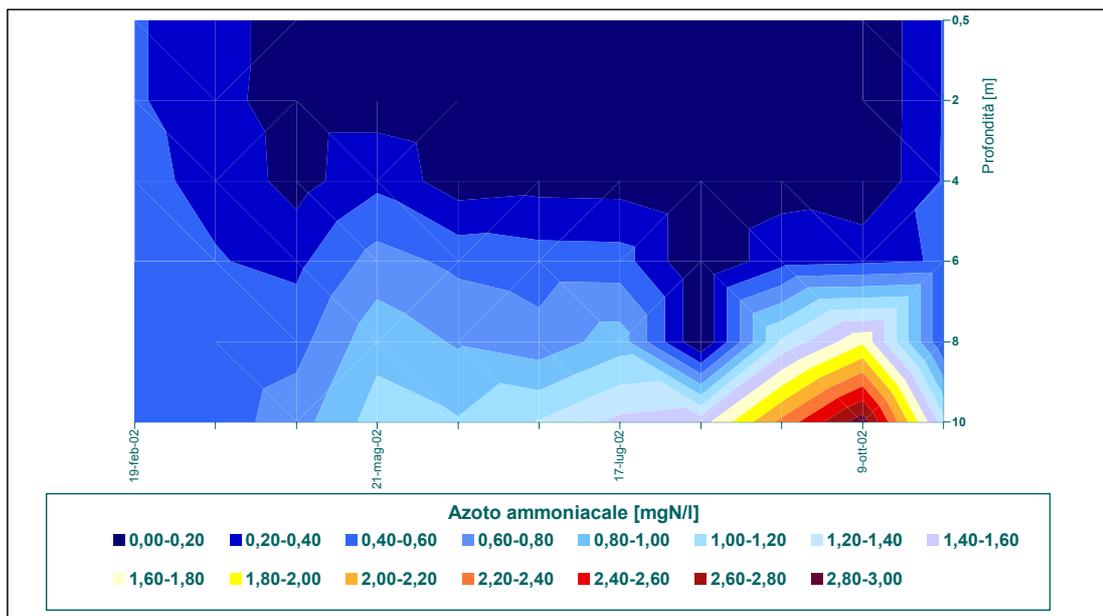


Figura 9-8 - Isoplete dell'azoto ammoniacale nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2002).

### 9.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Il rapporto N/P nel Lago di Avigliana Piccolo raggiunge un valore dell'ordine di 90, indicando una netta limitazione da fosforo della produttività primaria delle acque lacustri.

### 9.2.2.7 Clorofilla "a"

L'andamento della concentrazione della clorofilla "a" segue bene gli eventi legati alle fioriture algali durante il biennio considerato, mettendo in luce le fioriture algali più importanti. In particolare si può osservare che, in entrambi gli anni considerati, è stato rilevato un primo picco ad inizio primavera dovuto alla fioritura delle diatomee, seguito da un periodo di relativa inattività fotosintetica e quindi da un secondo picco durante l'estate.

La concentrazione media annua nel 2002 è stata pari a 5 µg/l, mentre il valore massimo, rilevato nel mese di agosto, era pari a 13 µg/l.

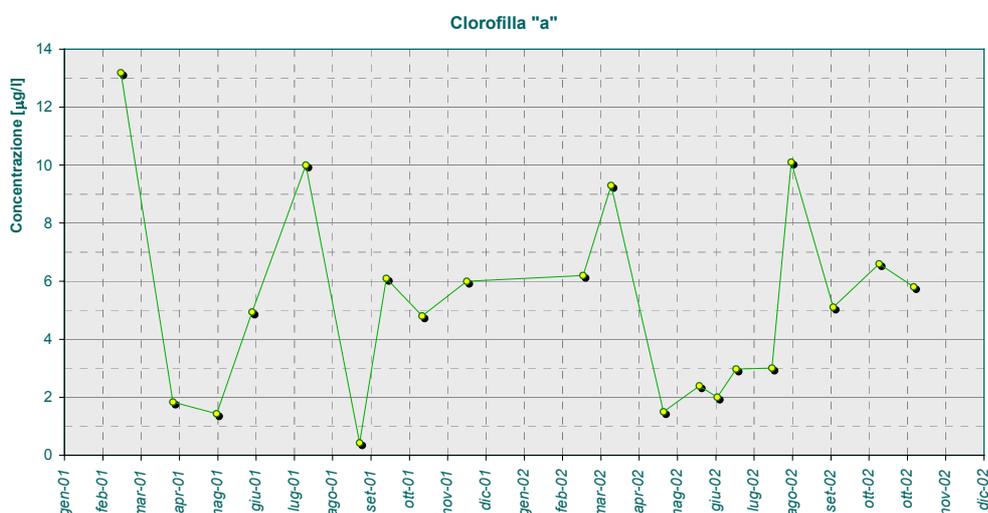


Figura 9-9 - Andamento delle concentrazioni di clorofilla "a" nel Lago Piccolo d'Avigliana (anni 2001-2002).

### 9.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Il Lago Piccolo di Avigliana ha avuto una storia analoga a quella di molti laghi italiani: fino al 1950 la qualità delle sue acque era buona (tant'è che venivano utilizzate a scopo idropotabile). Da quel periodo, fino all'inizio degli anni '80, le condizioni trofiche del lago sono peggiorate drasticamente a causa del crescere degli scarichi diretti a lago e del trasferimento di acque ricche di nutrienti dal Lago Grande al Lago Piccolo; all'inizio degli anni '80 il lago era da considerarsi eutrofo.

Il collettamento di molti scarichi domestici e l'interruzione del travaso d'acqua dal Lago Grande hanno fatto sì che lo stato trofico del lago migliorasse progressivamente passando a condizioni di "normale" eutrofizzazione negli anni '90 e a condizioni di mesotrofia negli ultimissimi anni. Visto il trend in atto,

si può quindi affermare che il lago ha quasi completamente recuperato la sua condizione naturale di mesotrofia.

Analizzando l'evoluzione temporale della concentrazione media annua del fosforo totale, che come è stato esposto nel paragrafo 9.2.2.6 costituisce il fattore limitante per il Lago Piccolo, si osserva una riduzione da valori dell'ordine di 40 µg/l, rilevati all'inizio degli anni '80, all'attuale concentrazione che si assesta su valori poco superiori a 20 µg/l. Tale valore rientra nel range di naturalità calcolato con l'indice MEI.

### 9.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)

Non sono stati al momento rilevati altri fattori di inquinamento.

### 9.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

I campionamenti per valutare l'idoneità alla balneazione delle acque lacustri vengono effettuati in un'unica stazione (loc. La Spiaggetta), che negli anni 2001 e 2002 è risultata "non idonea" a causa di inquinamento di carattere microbiologico e di superamento dei limiti per l'ossigeno disciolto.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Avigliana	La Spiaggetta	205 01 013 001	Non agibile	Parametri batteriologici, OD	Nessuno

Tabella 9-3 - Balneabilità della spiaggia del Lago Piccolo di Avigliana (anno 2002).

## 9.3 **Lo stato di qualità delle acque: Grande di Avigliana**

Il Lago Grande di Avigliana, così come il Lago Piccolo, è un lago monomittico caldo, con una fase di massima stratificazione termica alla fine dell'estate ed un periodo di rimescolamento che si protrae dalla fine dell'autunno all'inizio della primavera. La sua profondità è sufficiente affinché si verifichi un processo ben definito di stratificazione termica, con il termoclinio posto a circa 8 m di profondità.

Per questo motivo l'ipolimnio resta idraulicamente diviso dallo strato più superficiale per tutta la stagione estiva. In queste condizioni, a causa dell'abbondante presenza di nutrienti nelle acque del lago, al di sotto degli 8-9 metri di profondità, il lago permane in condizioni di anossia per parecchi mesi all'anno.

Dal punto di vista qualitativo il lago si trova in condizioni decisamente peggiori rispetto al Lago Piccolo: anche se dai dati disponibili è stato riscontrato un trend migliorativo costante, il lago è ancora da considerarsi eutrofo. Una delle principali cause di questa condizione è probabilmente da individuarsi nel passato del lago: per molti anni sono state riversate nel lago ingenti quantità di nutrienti che, attualmente, sono in parte accumulate nel sedimento dal quale vengono periodicamente rilasciate nelle acque del lago.

### 9.3.1 Caratteristiche termiche

Il Lago Grande di Avigliana ha una profondità massima di 26 metri, più che sufficiente a consentire che, durante l'estate, il lago stratifichi. La stratificazione termica delle acque lacustri ha inizio in aprile, con il progressivo riscaldamento delle acque superficiali: da luglio a settembre il lago è completamente stratificato, con un gradiente termico tra superficie e fondo di oltre 20 °C. Il termoclinio si colloca a circa 8 m di profondità (in agosto, tra -6 m a -9 m la temperatura cala di circa 13 °C).

Dalla seconda metà di settembre gli strati superficiali cominciano progressivamente a raffreddarsi e, dalla fine di novembre all'inizio di marzo, il lago si trova in condizioni di completo rimescolamento (gradiente superficie-fondo nullo).

Si conclude questa parte con un breve commento del grafico di Figura 9-10: dal grafico si vede molto bene come alla stratificazione termica delle acque lacustri sia associata anche la stratificazione chimica: nell'epilimnio, infatti, vi è abbondanza di ossigeno disciolto con concentrazioni prossime a quella di equilibrio con l'atmosfera (concentrazione di saturazione).

In corrispondenza del termoclinio si registra un brusco calo della concentrazione di ossigeno che, già a 9 metri di profondità è praticamente assente. Nel periodo di rimescolamento si può invece osservare come l'ossigeno presenti una concentrazione pressoché omogenea lungo tutta la colonna d'acqua: solamente in vicinanza del fondo è stato rilevato un calo di ossigeno dovuto al fatto che negli ultimi metri il rimescolamento non era ancora stato sufficiente ad innalzare la concentrazione di ossigeno disciolto.

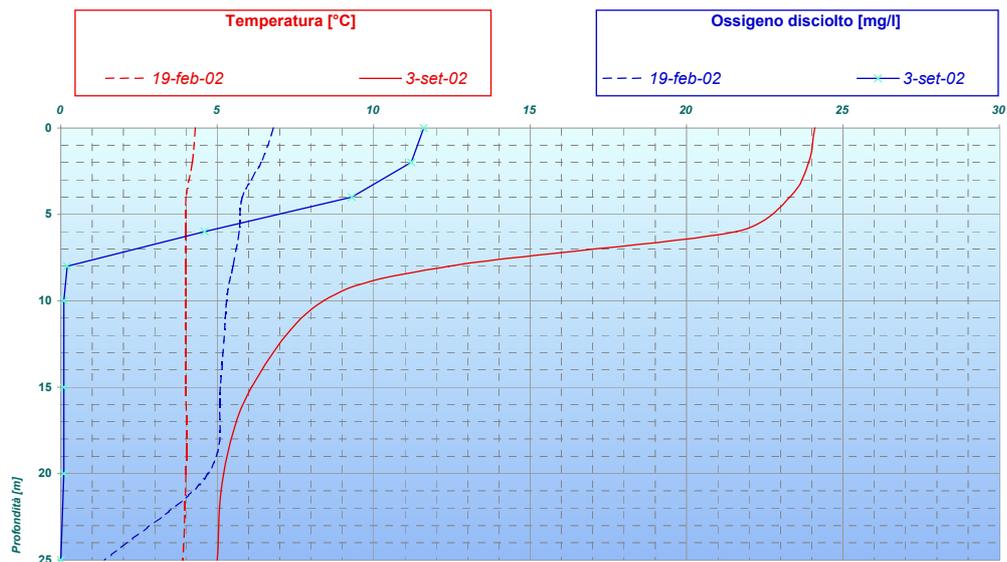


Figura 9-10 - Andamento della temperatura e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua nel Lago Grande di Avigliana (anno 2002).

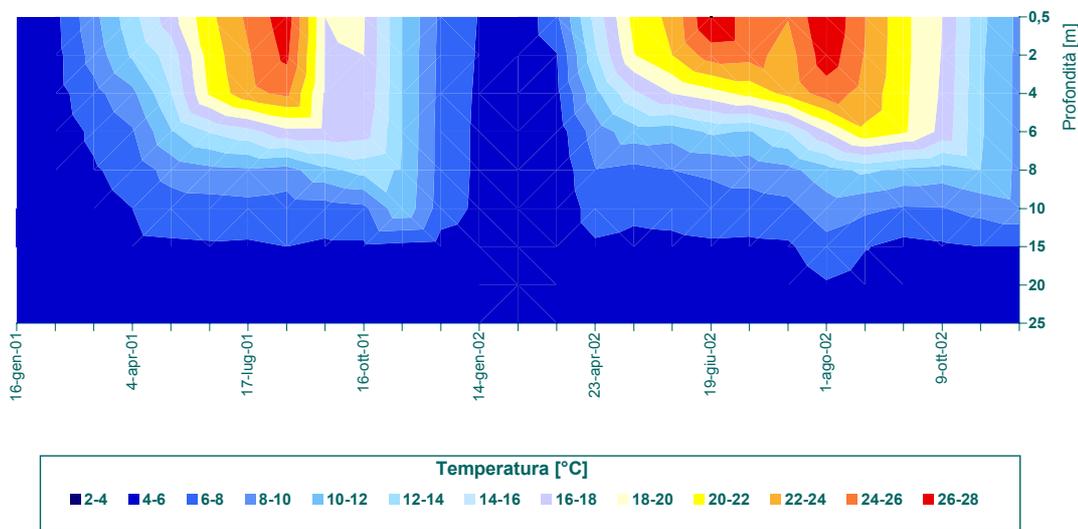


Figura 9-11 - Isoplete della temperatura nel Lago Grande d'Avigliana (anni 2001-2002).

## 9.3.2 Caratteristiche trofiche

### 9.3.2.1 *Trasparenza*

L'andamento della trasparenza nel Lago Grande è tipico di laghi con un'attività primaria intensa. Nel periodo estivo i valori sono molto bassi, raramente superiori a 3 m. dal grafico seguente si vede chiaramente che la trasparenza dapprima si abbassa durante la fioritura delle diatomee (marzo – aprile), poi subisce un sensibile incremento, per poi mantenersi al di sotto di 3,5 m per tutta l'estate. Questo andamento è comune ai due anni rappresentati nel grafico. I valori invernali rilevati sono stati, per entrambi gli anni, dell'ordine di 5-6 metri.

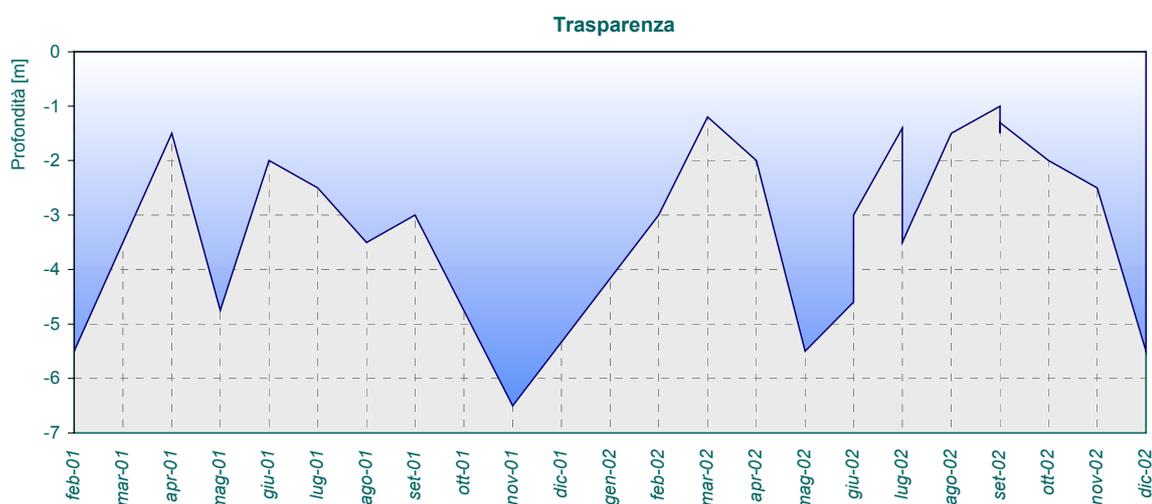


Figura 9-12 - Andamento della trasparenza nel Lago Grande d'Avigliana – disco di Secchi (anni 2001-2002).

### 9.3.2.2 *Ossigeno disciolto*

L'andamento stagionale dell'ossigeno disciolto, come già in parte emerso nel paragrafo 9.3.1, presenta caratteristiche tipiche di laghi eutrofizzati.

Per tutto il periodo in cui vi è attività primaria ed il lago è stratificato (aprile – settembre) le concentrazioni di ossigeno sono superiori al valore di saturazione nei primi 4 - 5 metri di profondità, per poi calare bruscamente, in corrispondenza del termoclinio, e passare in pochi metri a valori nulli. In pratica, per tutto questo periodo il lago, al di sotto degli 8 m di profondità, si trova in condizioni di anossia.

Durante il rimescolamento le acque superficiali ricche di ossigeno si miscelano progressivamente con quelle più profonde; nonostante dal punto di vista termico il lago si trovi in condizioni di completo rimescolamento per alcuni mesi all'anno, tale periodo non è sufficiente a riportare la concentrazione di ossigeno sul fondo a valori prossimi a quelli di equilibrio.

Se il lago si trovasse nelle sue naturali condizioni di mesotrofia la stratificazione verticale dell'ossigeno sarebbe molto meno accentuata e, durante il rimescolamento, verrebbe ripristinata lungo tutta la colonna d'acqua una concentrazione di ossigeno pari a quella di saturazione con l'atmosfera.

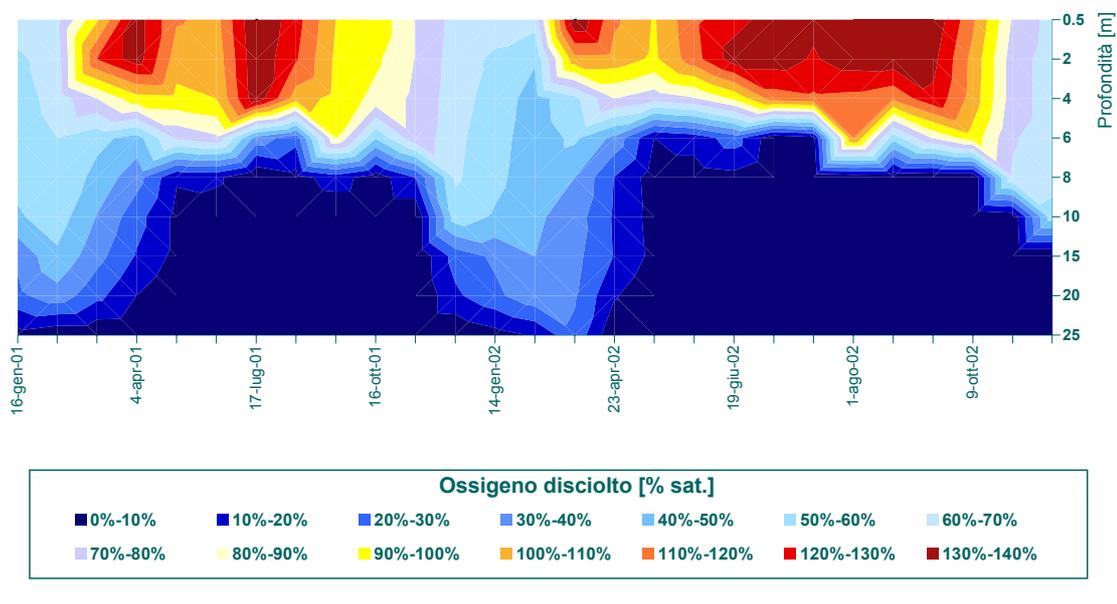


Figura 9-13 - Isoplete della percentuale di saturazione di ossigeno disciolto nel Lago Grande d'Avigliana (anni 2001-2002).

### 9.3.2.3 pH

Il pH, come è già stato esposto in precedenza, può essere anch'esso utilizzato come indicatore dell'attività algale di un lago: valori di pH elevati, sono indice di un'intensa attività fotosintetica. Osservando il grafico di Figura 9-14, e si nota che i valori massimi di pH sono stati registrati in superficie nei periodi di massima attività fotosintetica.

Per quanto concerne invece i valori minimi di questo parametro, determinati prevalentemente dalle caratteristiche litologiche del bacino imbrifero, si osserva che questi sono mediamente dell'ordine di 7,5 - 7,7 unità.

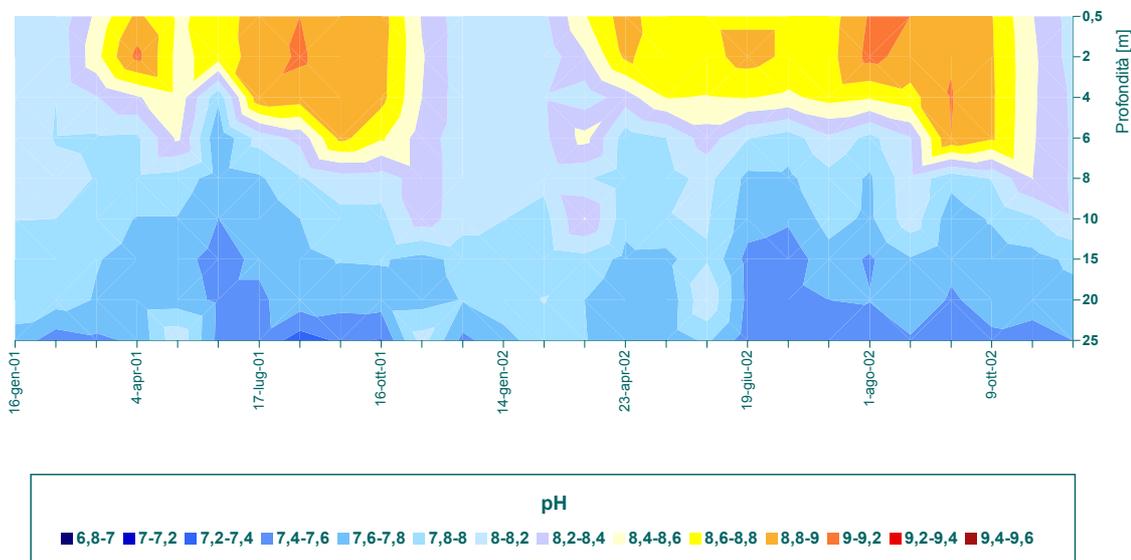


Figura 9-14 - Isoplete del pH nel Lago Grande d'Avigliana (anni 2001-2002).

#### 9.3.2.4 Composti del fosforo

Il fosforo, anche in questo caso, costituisce l'elemento limitante l'attività primaria del lago, il che significa che l'entità delle fioriture algali nelle acque lacustri è strettamente legata alla concentrazione di questo elemento.

Per il Lago Grande, oltre all'andamento del fosforo totale nel biennio 2001-2002, è disponibile l'andamento del fosforo ortofosfato nell'anno 2002. Questo secondo parametro si riferisce al solo fosforo disponibile per l'attività primaria, al contrario del fosforo totale che comprende anche il fosforo già utilizzato ed assimilato dagli organismi planctonici.

Il fosforo totale presenta un andamento speculare rispetto all'ossigeno disciolto: per tutto il periodo della stratificazione si hanno valori medio-bassi in superficie (attorno ai 30 µg/l) e valori decisamente alti sul fondo (superiori a 100 µg/l). Queste condizioni sono dovute da un lato all'accumulo sul fondo di organismi morti in fase di degradazione, dall'altro al carico interno che, in condizioni di anossia, viene rilasciato dal sedimento.

Durante il periodo di rimescolamento avviene un fenomeno simile a quello già visto per l'ossigeno: nonostante il lago si trovi in condizioni di rimescolamento per alcuni mesi all'anno, non sempre la concentrazione di fosforo totale assume valori omogenei lungo tutta la colonna d'acqua. Questo succede perché la concentrazione di fosforo sul fondo all'inizio del rimescolamento è talmente elevata che difficilmente è possibile una completa diluizione di questo elemento lungo tutta la colonna d'acqua.

Osservando il grafico relativo all'andamento del fosforo ortofosfato (Figura 9-16), si possono fare considerazioni analoghe a quelle relative al fosforo totale: il fosforo biodisponibile, durante la stagione estiva è molto basso in superficie (<10 µg/l) e particolarmente abbondante sul fondo (>120 µg/l), mentre durante l'inverno presenta per un breve periodo una concentrazione quasi omogenea lungo tutta la colonna d'acqua, dell'ordine di 70 – 80 µg/l.

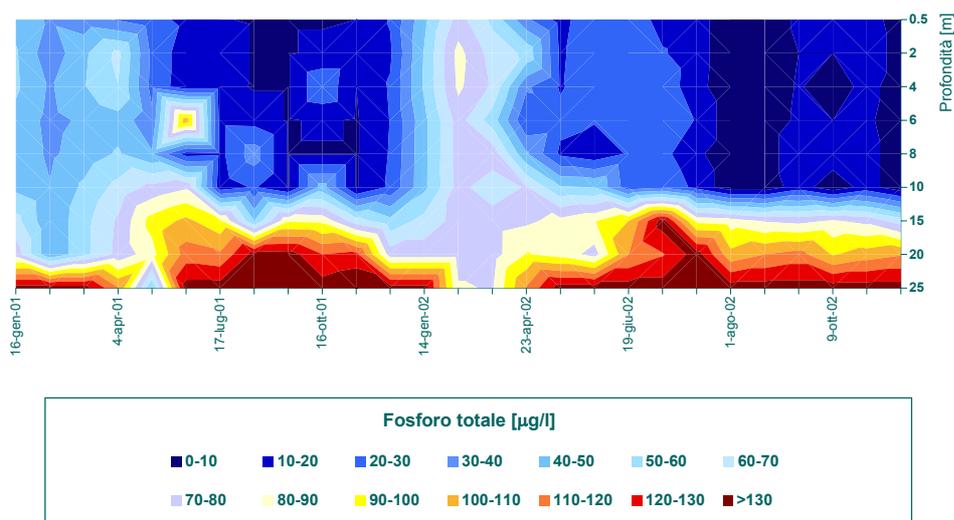


Figura 9-15 - Isoplete del fosforo totale nel Lago Grande d'Avigliana (anni 2001-2002).

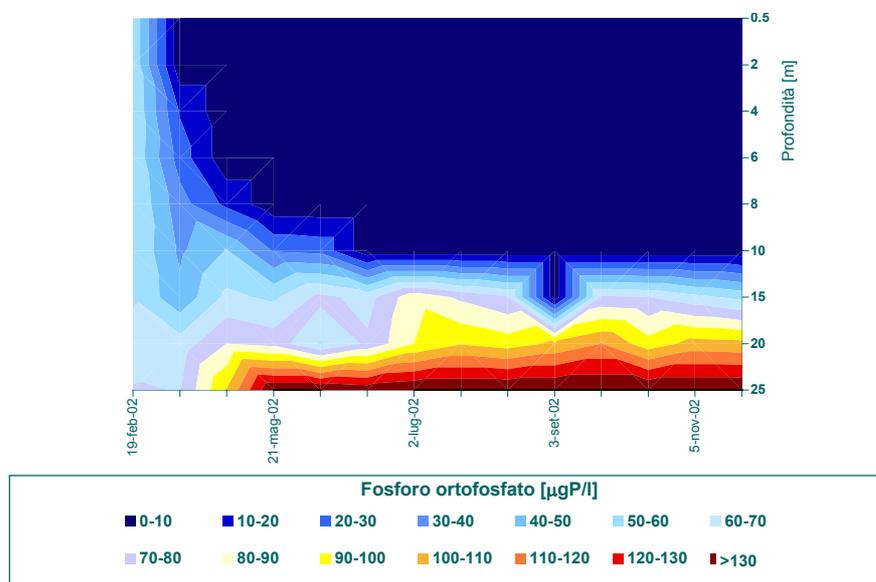


Figura 9-16 - Isoplete del fosforo ortofosfato nel Lago Grande d'Avigliana (anno 2002).

### 9.3.2.5 Composti dell'azoto

L'andamento dei nitrati nel Lago Grande nel corso dell'anno varia sia in funzione del tempo che della profondità. Durante il periodo di stratificazione la concentrazione di nitrati è bassa in superficie, a causa del consumo da parte degli organismi planctonici, elevata tra i 10 e i 20 m di profondità, dove non vi è attività primaria e di nuovo bassa sul fondo, a causa dei processi di riduzione in ammoniaca tipici di condizioni anossiche. Tra ottobre e gennaio, la concentrazione di nitrati è invece piuttosto omogenea lungo l'intera colonna d'acqua.

Per quanto riguarda invece l'ammoniaca, dal grafico di Figura 9-18 emerge chiaramente che si hanno concentrazioni molto alte sul fondo nel periodo in cui l'ipolimnio si trova in condizioni di anossia, concentrazioni pressoché nulle nello stesso periodo negli strati più superficiali e concentrazioni dell'ordine di 0,2 - 0,3 mg/l durante il rimescolamento, quando l'ammoniaca presente sul fondo viene ridistribuita lungo l'intera colonna d'acqua.

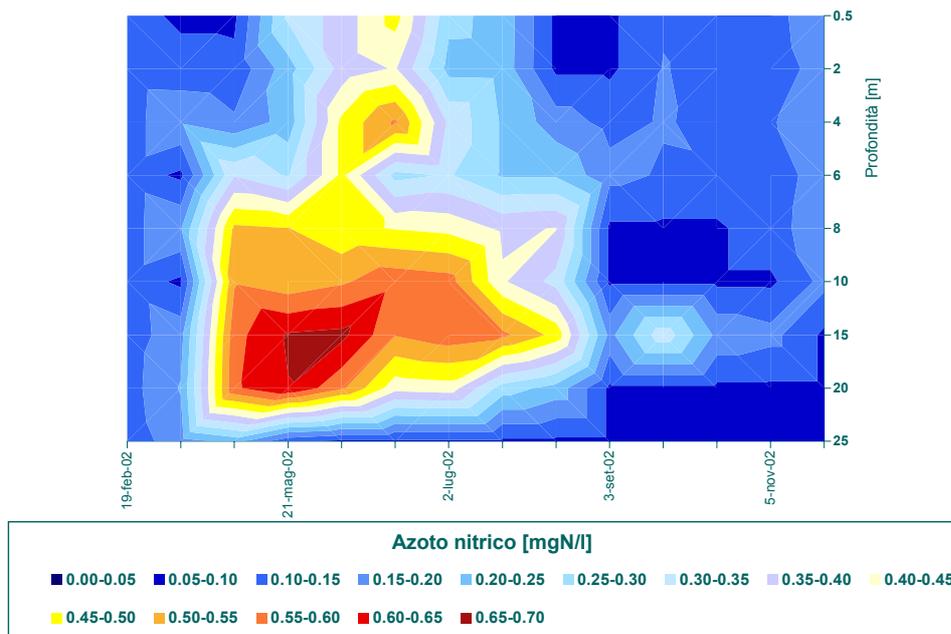


Figura 9-17 - Isoplete dell'azoto nitrico nel Lago Grande d'Avigliana nitrico (anno 2002).

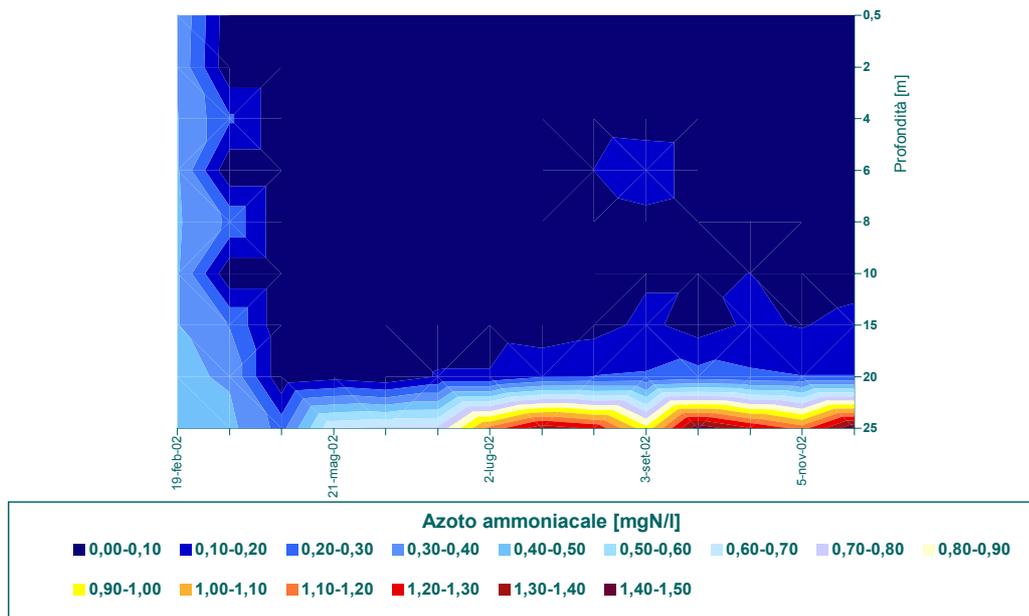


Figura 9-18 - Isoplete dell'azoto ammoniacale nel Lago Grande d'Avigliana (anno2002).

### 9.3.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Il rapporto N/P nel Lago Grande di Avigliana è pari a 16: il fattore limitante la produttività algale è in questo caso il fosforo.

### 9.3.2.7 Clorofilla "a"

Dai dati disponibili relativi alla concentrazione di clorofilla "a" nelle acque lacustri nel biennio 2001-2002 si nota che i valori più elevati sono stati registrati nel periodo in cui l'attività primaria è più intensa (primavera e estate); nel 2002, la concentrazione media di clorofilla nel periodo giugno-ottobre era pari a 8,5 µg/l.

Nel periodo invernale la concentrazione di clorofilla è mediamente compresa tra 2 e 5 µg/l.

Per quanto riguarda i dati relativi al solo 2002, la concentrazione media annua è stata pari a 6,3 µg/l, mentre il valore massimo, rilevato nel mese di luglio, era pari a 14 µg/l. Il dato relativo al campionamento del marzo 2001 e marzo 2002 non è disponibile.

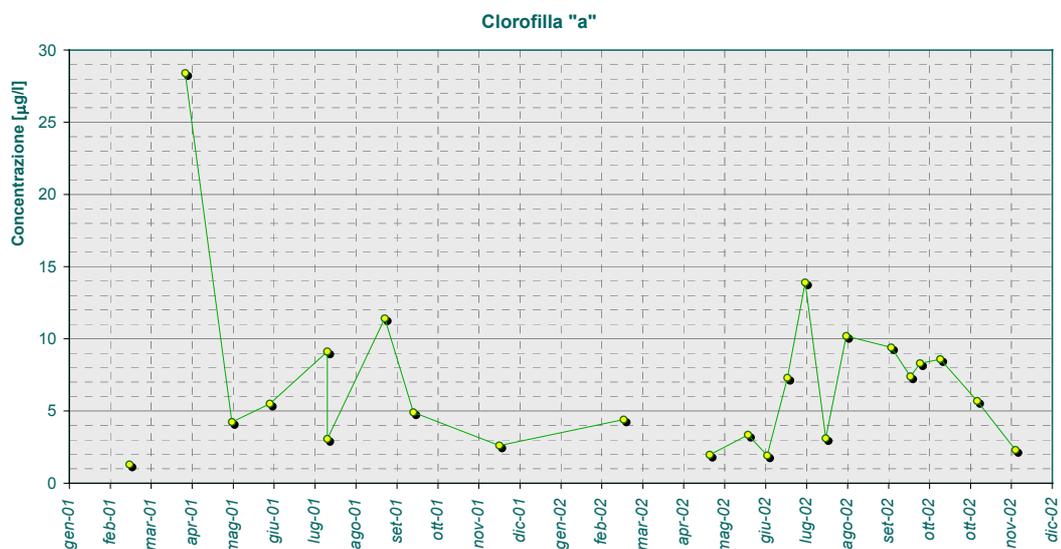


Figura 9-19 - Andamento della clorofilla "a" nel Lago Grande d'Avigliana (anni 2001-2002).

### 9.3.2.8 Evoluzione trofica del lago

Il Lago Grande di Avigliana, fino agli anni '50, si trovava nella sua naturale condizione di oligo-mesotrofia. Negli anni successivi, a causa dell'aumento degli scarichi diretti a lago provenienti dagli insediamenti rivieraschi (in primis il centro di Avigliana), lo stato trofico delle acque è progressivamente peggiorato e, a partire dagli anni '70, il lago presentava caratteristiche di evidente ipertrofia. In seguito alla realizzazione del collettore circumlacuale (inizio anni '80), le condizioni trofiche del lago sono lentamente migliorate ed il trend migliorativo è stato accelerato dal prelievo di acque ipolimnetiche che, per alcuni anni, è stato praticato da parte del "Consorzio irriguo delle Gerbole di Rivalta e paesi limitrofi" a scopo irriguo.

Attualmente il lago continua ad essere in condizioni di eutrofia, anche se è sempre più evidente una tendenza verso condizioni di mesotrofia. Per accelerare tale tendenza sarebbe opportuno riprendere il prelievo ipolimnetico durante la stagione estiva, sospeso da qualche anno a causa dei cattivi odori emessi dalle acque prelevate.

### 9.3.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri (microinquinanti)

Non sono stati rilevati altri fattori di inquinamento.

#### 9.3.4 La balneabilità delle acque lacustri

I campionamenti per valutare l'idoneità alla balneazione delle acque lacustri vengono effettuati in tre stazioni differenti, ma i risultati delle analisi non differiscono di molto a seconda della stazione considerata. Negli anni 2001 e 2002 le tre stazioni presenti sono risultate tutte "non agibili" a causa del numero eccessivo di superamenti dei limiti soglia da parte dei parametri microbiologici. Complessivamente si può osservare che, a fronte di un costante seppur lento miglioramento della qualità trofica del lago, persistono problemi legati alla balneabilità a loro volta ascrivibili principalmente ad inquinamento di natura microbiologica, ma anche al superamento di alcuni parametri trofici (ossigeno disciolto e pH). Per questi ultimi parametri nel 2002 sono stati comunque previsti il controllo di III livello per l'ossigeno disciolto e la deroga al valore limite per il pH.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Avigliana	Grigneto	206 01 013 002	Non agibile	Parametri microbiologici	pH
Avigliana	Gran Baita	206 01 013 003	Non agibile	Parametri microbiologici	pH
Avigliana	Chalet del lago	206 01 013 004	Non agibile	Parametri microbiologici	pH

Tabella 9-4 - balneabilità delle spiagge del lago Grande di Avigliana (anno 2002)

### 9.4 Il bacino drenante

#### 9.4.1 Inquadramento territoriale

Il bacino imbrifero del Lago Grande di Avigliana include i comuni di Avigliana e Trana e si estende complessivamente su una superficie pari a circa 11,5 km<sup>2</sup>. Il bacino del Lago Piccolo, che costituisce un sottobacino di quello del Lago Grande, ricopre entrambi i comuni sopra citati ed ha una superficie complessiva di 8,1 km<sup>2</sup>.

La parte di bacino che drena direttamente nel Lago Grande è rappresentata prevalentemente da una percentuale significativa del centro abitato di Avigliana.

Dal punto di vista geologico, il bacino drenante è prevalentemente ricoperto dal terreno di origine glaciale, con alcuni affioramenti del substrato cristallino sottostante. La presenza nel substrato di rocce ultrabasiche condizionano le caratteristiche chimiche delle acque dei laghi. Il bacino è compreso nell'anfiteatro morenico di Rivoli-Avigliana e presenta tre differenti cerchie moreniche: la prima separa la torbiera di Trana dal Lago Piccolo, la seconda chiude il Lago Piccolo a valle mentre l'ultima sbarra il

Lago Grande. Il rilievo principale compreso nel bacino imbrifero è rappresentato dal Moncuni (642 m s.l.m.).

Comune	Pr	Sup (km2)	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
AVIGLIANA	TO	4.7	19%	11116	n.d.	cm bassa Val Susa	ATO3	Grugliasco	5
TRANA	TO	3.4	21%	3302	677	cm Val Sangone	ATO3	Grugliasco	5

Tabella 9-5 - Dati dimensionali e amministrativi del bacino del Lago Piccolo di Avigliana.

Comune	Pr	Sup (km2)	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
AVIGLIANA	TO	8.1	33%	11116	3696	cm bassa Val Susa	ATO3	Grugliasco	5
TRANA	TO	3.4	21%	3302	677	cm Val Sangone	ATO3	Grugliasco	5

Tabella 9-6 - Dati dimensionali e amministrativi del bacino del Lago Grande di Avigliana.

#### 9.4.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti ai due laghi

La realizzazione del collettore circumlacuale, che raccoglie tutti gli scarichi che in precedenza venivano riversati direttamente nelle acque del Lago Grande, ha modificato in modo consistente la situazione degli scarichi nei Laghi di Avigliana. Attualmente la maggior parte dei carichi di origine puntuale viene convogliata nelle rete fognaria e quindi al depuratore di Rosta, con recapito finale dei reflui depurati nella Dora Riparia.

Su una popolazione di 3696 abitanti residente nel bacino imbrifero, risulta collettata e trattata il 93%.

Gli apporti di fosforo ai due laghi, dovuti alla popolazione non collettata e non trattata sono stati stimati pari a 0.2 t/a; considerando che, fatta eccezione per una parte del centro di Avigliana, nel bacino imbrifero dei due laghi sono presenti solo alcuni edifici sparsi, si può affermare che la maggior parte degli scarichi di origine puntiforme viene collettata. Pertanto, il carico di nutrienti riversato nei due laghi è costituito prevalentemente da:

- un numero esiguo di scarichi domestici non collettati e riversati direttamente a lago o nei suoi immissari (in particolare nel Lago Piccolo);
- gli scaricatori di piena del sistema fognario misto che, in occasione di eventi meteorici di media e alta entità scaricano direttamente a lago (in particolare nel Lago Grande);
- il carico di origine diffusa che, nel caso in esame costituisce una parte rilevante del carico totale immesso nelle acque superficiali;
- il carico di origine meteorica che ricade direttamente sul lago.

Nelle seguenti tabelle si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P [t/a]	N [t/a]		P [t/a]	N [t/a]
Scarichi fognari trattati	0.0	0.0	Agricola		
Scarichi non trattati	0.0	0.3	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0.1	1.6	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	<b>0.1</b>	<b>2.0</b>	<b>Totale origine diffusa</b>	<b>1.11</b>	<b>11.34</b>
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				<b>1.22</b>	<b>13.3</b>

Tabella 9-7 - Carichi di nutrienti afferenti ad entrambe i Laghi Piccolo e Grande di Avigliana.

Tale stima non differenzia l'apporto del carico dei nutrienti ai singoli laghi; considerando comunque la localizzazione del Comune di Avigliana le rispettive superfici dei bacini imbriferi, è ipotizzabile distribuire in questo modo la ripartizione dei carichi, solo per il fosforo totale tra i due laghi:

- ✓ Lago Grande di Avigliana: carico complessivo di ca. 450 Kg/a disaggregati in 100 Kg/a dal puntuale, 300 Kg/a dal diffuso e circa 100 Kg/a provenienti dall'emissario del Lago Piccolo.
- ✓ Lago Piccolo Avigliana: circa 800 Kg/a principalmente dal diffuso.

Per i due laghi di Avigliana non esistono studi approfonditi inerenti l'apporto misurato di nutrienti ai due laghi. L'unico dato certo è il quantitativo dei nutrienti immessi dal Piccolo al Grande, ricavato dalla conoscenza delle concentrazioni e dalla portata dell'emissario del Lago Piccolo (immissario del Lago Grande).

#### 9.4.3 Relazione tra carichi e condizioni trofiche

Per quanto riguarda il **Lago Piccolo di Avigliana** (Figura 9-20), dall'applicazione del modello di Vollenweider, si osserva innanzitutto che, dal 1984, la situazione è rimasta pressoché invariata; a

questo proposito occorre osservare che la relazione tra carichi e stato trofico fornita dal modello di Vollenweider non trova corrispondenza nell'attuale stato intermedio tra eutrofia e mesotrofia delle acque lacustri; tale situazione è probabilmente ascrivibile alla sovrastima degli apporti di origine diffusa ottenuta applicando la metodologia calibrata su scala regionale.

Il Lago Piccolo di Avigliana si trova attualmente in condizioni di eutrofizzazione tendente alla mesotrofia, sua naturale condizione trofica.

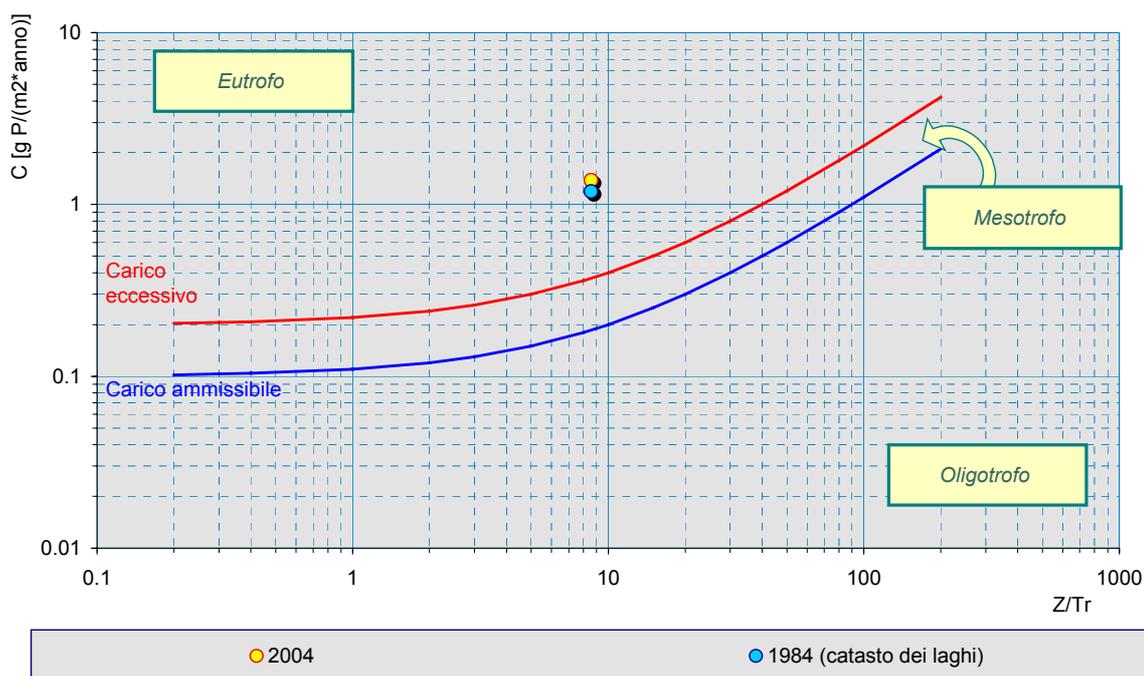


Figura 9-20 - grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago Piccolo di Avigliana.

Dall'applicazione del modello di Vollenweider al **Lago Grande di Avigliana** (Figura 9-21) osserva innanzitutto che, dal 1984, il carico in ingresso al lago si è notevolmente ridotto. Il valore di carico specifico attuale riportato nel grafico è comunque sovrastimato, sia per quanto già esposto in merito al carico diffuso relativamente al Lago Piccolo, sia perché si ritiene che il carico stimato proveniente dalle case sparse (scarichi non trattati), prima di raggiungere il lago subisca comunque un abbattimento; considerando esclusivamente gli apporti di origine diffusa, il carico in ingresso risulta pari a circa 300 - 350 Kg/a corrispondenti ad un valore specifico di 0,4 g/m<sup>2</sup>/a. Con tale valore specifico, la condizione trofica tende alla mesotrofia, confermando che la situazione critica attuale è fortemente condizionata dal carico endogeno di fosforo, non trascurando comunque gli apporti del sistema fognario in caso di forti piogge.

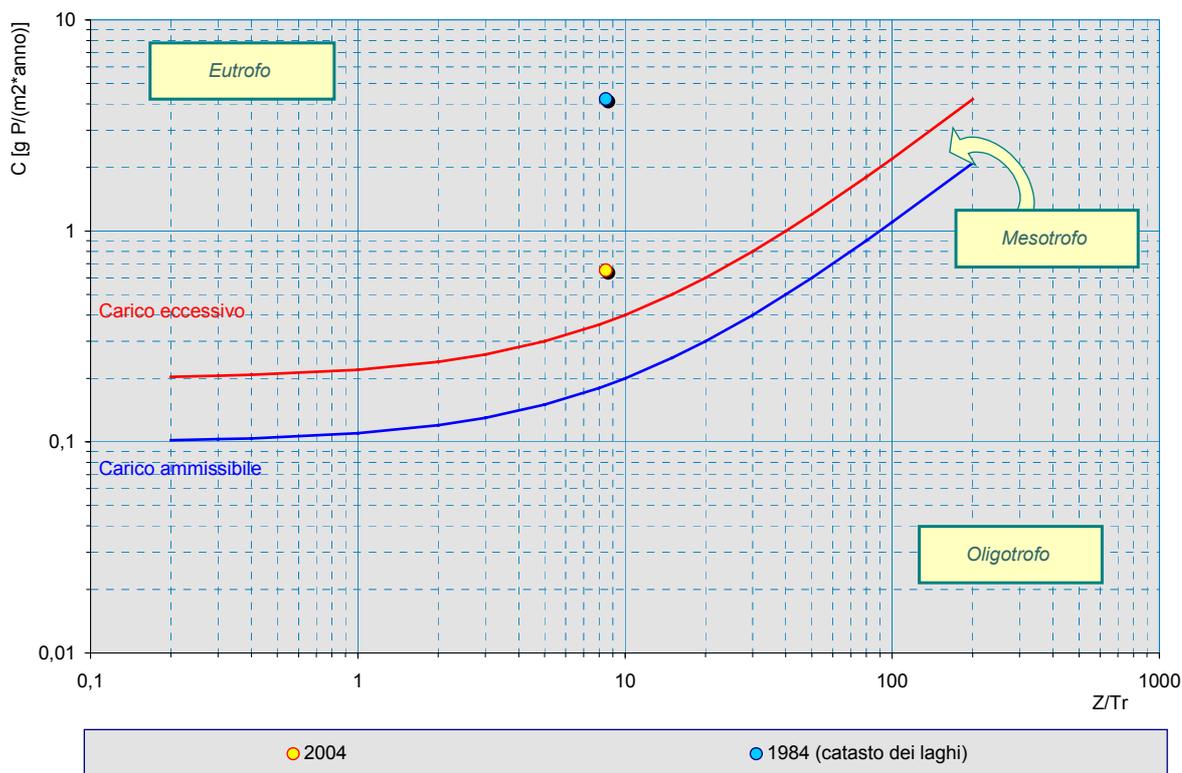


Figura 9-21 - Grafico di Vollenweider sullo stato di trofia applicato al Lago Grande di Avigliana.

## 9.5 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 9.5.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003 emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità a i sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale di seguito proposto, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago Piccolo di Avigliana ed il Lago Grande di Avigliana si trovano rispettivamente in classe 4 e 5 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti.

#### Nella Tabella 9-8

Tabella 9-8 e nella tabella 9-9 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie.

Lo stato di qualità ambientale, per entrambi i laghi considerati, corrisponde allo stato ecologico (CSE) non essendo emerse situazioni di inquinamento delle acque da attribuire a microinquinanti.

Lo stato attuale di SCADENTE (Lago Piccolo) e PESSIMO (Lago Grande) presupporrebbe la definizione dei seguenti obiettivi di piano ai sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i., validi per entrambi i corpi idrici lacustri:

- SUFFICIENTE al 2008;
- BUONO al 2016.

Quest'ultimo obiettivo è stato ridefinito in quanto il livello trofico naturale (calcolato con il MEI) non permette il raggiungimento dello stato di oligotrofia di fatto corrispondente al livello di buono. Il raggiungimento dello stato di SUFFICIENTE permetterebbe al lago di porsi dunque nelle condizioni di naturalità corrispondenti alla mesotrofia.

In conclusione gli obiettivi di piano sono per entrambi i due laghi:

- SUFFICIENTE al 2008;
- SUFFICIENTE al 2016.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3- tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
<b>anno</b>	<b>SD</b>	<b>Chl</b>	<b>TP</b>	<b>O2</b>	
2001	3	5	5	5	5
2002	4	4	4	5	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE (biennio 2001-2002)</b> <b>4</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
<b>anno</b>	<b>SD</b>	<b>Chl</b>	<b>TP</b>	<b>O2</b>	<b>Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *</b>
2001	3	5	4	3	<b>14</b>
2002	4	4	3	3	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 9-8 - Classificazione del Lago Piccolo di Avigliana con dati 2001 e 2002.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3- tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	4	5	5	5	5
2002	4	4	5	5	
Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99					Classe CSE (biennio 2001-2002) <b>5</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
anno	SD	Chl	TP	O2	Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *
2001	4	5	4	4	<b>17</b>
2002	4	4	5	4	

(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe)  
4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;

Tabella 9-9 - Classificazione del Lago Grande di Avigliana con dati 2001 e 2002

## 9.6 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago

### 9.6.1 Lago Piccolo

Dal punto di vista trofico, il lago si trova ancora in condizioni di transizione tra l'eutrofia e la mesotrofia, anche se, negli ultimissimi anni, sembrerebbe tendere verso la sua naturale condizione di mesotrofia.

Attualmente la principale criticità relativa al lago e all'utilizzo delle sue acque è individuabile nella non balneabilità dell'unica stazione monitorata (loc. La Spiaggetta). Tale condizione è correlata al superamento dei valori limite da parte dei parametri microbiologici. Nello specifico, i superamenti di tali valori soglia negli ultimi anni sono ascrivibili sia a batteri tipicamente presenti nei reflui fognari, sia a salmonelle la cui presenza è con molta probabilità dovuta alla comunità di anafidi presenti nel lago (ARPA 2000 - 2002).

Dal punto di vista quantitativo, il prelievo d'acqua ad uso irriguo durante la stagione estiva amplifica notevolmente le fluttuazioni stagionali del livello idrico del lago. Negli ultimi anni, circa il 50% del volume idrico viene prelevato dalle acque del Lago Grande e pertanto l'entità di tale problematica risulta attenuata rispetto a qualche anno fa.

Tra gli elementi di criticità emersi, si segnala che l'immissario principale, proveniente dalla torbiera di Trana raccoglie probabilmente scarichi di origine zootecnica e contribuisce ad apportare carichi di nutrienti alle acque del lago (Regione Piemonte, 2001. "I Laghi di Avigliana prospettive di risanamento idrobiologico").

### 9.6.2 Lago Grande

Gli apporti antropici di nutrienti a lago, teoricamente, sono annullati dalla presenza di un collettore circumlacuale che convoglia i reflui depurati direttamente nel Fiume Dora Riparia, quindi fuori bacino.

Tuttavia esistono numerosi scaricatori di piena e scolmatori che continuano ad apportare nutrienti e non è conosciuta l'entità di tale apporto; sono già stati avviati opportuni interventi per risolvere tali problemi.

Dal punto di vista trofico, il lago permane in condizioni di evidente eutrofia. Nonostante il netto miglioramento delle condizioni trofiche delle acque lacustri avvenuto negli ultimi anni, il lago si trova ancora lontano dalla sua naturale condizione di mesotrofia. Visto il trend in atto si ritiene che, con l'attuale carico in ingresso, le condizioni trofiche del lago all'equilibrio siano migliori di quelle registrate negli ultimissimi anni, il che significa che, in assenza di ulteriori interventi, la qualità trofica delle acque lacustri tenderebbe, seppur molto lentamente, comunque a migliorare.

Per quanto riguarda gli aspetti legati alla balneabilità delle acque lacustri, le tre località monitorate sono risultate, negli ultimi anni, sempre non idonee alla balneazione. Considerando che, a seguito del provvedimento di deroga per il pH (luglio 2002) e del controllo di III livello, i parametri trofici rientrano nei limiti di legge, si può affermare che l'unica causa della non idoneità alla balneazione è riconducibile al frequente superamento dei limiti di legge per i parametri microbiologici. La causa principale di detti superamenti è da individuarsi primariamente nel non perfetto funzionamento del sistema fognario nei periodi di maggior pressione antropica, in concomitanza di eventi meteorici significativi (Regione Piemonte, Elenco dei siti non idonei alla balneazione e relazione di sintesi sulle cause di non idoneità, anno 2002); attualmente è in corso l'adeguamento di alcuni tratti del sistema fognario in Comune di Avigliana.

Dal punto di vista quantitativo, il prelievo d'acqua ad uso irriguo durante la stagione estiva ha notevoli effetti sul ricambio delle acque lacustri. I problemi non sono tanto dovuti al prelievo dal Lago Grande, quanto a quello dal Lago Piccolo. Il prelievo dal Lago Grande, infatti, può essere addirittura

considerato un intervento di recupero in quanto contribuisce all'abbattimento del carico interno senza interferire eccessivamente con il ricambio del lago (prelievo ipolimnetico). Il prelievo dal Lago Piccolo, al contrario, riduce notevolmente l'apporto di acqua relativamente "pulita" al Lago Grande durante tutto il periodo di prelievo.

## **9.7 Programmi di misure**

### **9.7.1 Lago Piccolo**

Visti i risultati non positivi delle analisi finalizzate a stabilire l'idoneità delle acque lacustri all'uso balneare, si ritiene necessario effettuare approfondimenti conoscitivi ed indagini specifiche con lo scopo di individuare le cause della contaminazione microbiologica che, specialmente nei mesi di maggior afflusso turistico, interessa il lago. Di seguito si riportano pertanto gli interventi necessari a ripristinare la condizione di balneabilità delle acque lacustri, secondo quanto indicato nell'ultima relazione inviata al Ministero dell'Ambiente per l'individuazione delle cause di non balneabilità (Acque di balneazione scheda 3.1, Anno 2002 - Regione Piemonte):

1. verifica analitica della qualità dal punto di vista batteriologico delle acque immesse nel lago dagli affluenti;
2. verifica della presenza di eventuali scarichi negli affluenti del lago;
3. verifica di eventuali situazioni puntuali di assenza di collettamento fognario nel bacino imbrifero.

Inoltre, al fine di integrare il quadro conoscitivo esistente, sono state individuate le seguenti misure:

1. Installazione di una stazione idrologica di monitoraggio sull'emissario, per valutarne la portata in continuo al fine di approfondire le conoscenze sul bilancio idrico del lago; inoltre si rende necessaria un'indagine sui prelievi idrici a scopo irriguo che avvengono all'interno del bacino idrico.
2. Condurre studi paleolimnologici sul lago per stabilire lo stato trofico storico e quindi naturale, basato sull'analisi dei sedimenti.

### **9.7.2 Lago Grande**

Visti i risultati delle analisi finalizzate a stabilire la qualità delle acque lacustri in relazione alle loro "condizioni naturali" e la loro idoneità all'uso balneare, è emerso che, nonostante le caratteristiche qualitative del lago stiano progressivamente ma lentamente migliorando, siano necessari una serie di interventi finalizzati sia al controllo dell'inquinamento microbiologico che compromette l'uso balneare delle acque lacustri, sia alla riduzione del carico esterno di fosforo. Alcuni interventi di questo tipo

sono già stati definiti, ed in parte avviati, dalle amministrazioni locali (parco, provincia e regione). Di seguito vengono descritti i suddetti interventi:

1. *“Progetto per la riduzione del carico di fosforo mediante prelievo di acqua ipolimnetica”*, finanziato dal Settore Parchi della regione Piemonte (Regione Piemonte, Elenco dei siti non idonei alla balneazione e relazione di sintesi sulle cause di non idoneità, anno 2002). Questo progetto prevede di ripristinare il sistema di prelievo delle acque ipolimnetiche realizzato negli anni '90 prevalentemente con finalità irrigue. Con questo sistema è possibile estrarre dal lago dell'acqua che, nel periodo di stratificazione, risulta particolarmente carica di nutrienti e assolutamente priva di ossigeno. Negli ultimi anni il prelievo di acque dal fondo del Lago Grande è stato sospeso prevalentemente a causa dei cattivi odori diffusi dall'acqua prelevata e successivamente rilasciata nella rete irrigua superficiale.
2. Progetto *“intervento di ripristino degli equilibri ecologici dei Laghi di Avigliana”*, che prevede la riduzione del carico di fosforo in ingresso dal Lago Piccolo, mediante molluschi biofiltratori; il progetto è stato finanziato da Regione Piemonte, Provincia di Torino e Parco naturale dei Laghi di Avigliana (Regione Piemonte, Elenco dei siti non idonei alla balneazione e relazione di sintesi sulle cause di non idoneità, anno 2002).
3. Progetto *“Difesa del Territorio e sistemazione collettori a seguito dell'alluvione del 14-15-16 ottobre 2000”* nei comuni di Avigliana e Sant'Ambrogio; il progetto prevede, tra l'altro, la realizzazione di 8 nuovi collettori fognari in Comune di Avigliana, la realizzazione di nuovi scolmatori e la sistemazione degli scolmatori esistenti (Regione Piemonte, Elenco dei siti non idonei alla balneazione e relazione di sintesi sulle cause di non idoneità, anno 2002).

Inoltre si rende necessario approfondire tutta una serie di conoscenze, che ora risultano frammentarie o addirittura incognite, per meglio definire e calibrare i futuri interventi:

1. le conoscenze riguardanti gli apporti di nutrienti derivanti dagli episodi di mal funzionamento del collettore fognario (monitoraggio degli apporti inquinanti provenienti dal run off).
2. Installare una stazione idrologica di monitoraggio sull'emissario, per valutarne la portata in continuo, al fine di approfondire le conoscenze sul bilancio idrico del lago.
3. Condurre studi paleolimnologici sul lago per stabilire lo stato trofico storico (quello naturale), basato sull'analisi dei sedimenti.

Tra gli interventi che potrebbero essere messi in atto parallelamente al prelievo ipolimnico si segnala la possibilità di realizzare ambienti biofiltro per abbattere gli apporti di nutrienti derivanti dal dilavamento del bacino imbrifero (carichi diffusi) localizzati in corrispondenza del principale immissario.

## 10. IL LAGO SIRIO

Il Lago Sirio, la cui superficie è al limite della soglia di significatività ai sensi della D.Lgs 152/99 è individuato quale lago di rilevante interesse ambientale ai sensi della D.G.R. 46 –2495 del 19 marzo 2001. Esso è sito a nord di Ivrea e fa parte del Sito di Importanza Comunitaria “Laghi di Ivrea”.

Il lago risulta meso-eutrofico per i valori della clorofilla *a* e del fosforo; quest’ultimo è causa di fioriture periodiche che provocano fenomeni di sovrasaturazione superficiale dell’ossigeno e innalzamento del pH; la trasparenza è buona o discreta.

Il lago è anche mediamente in condizioni di ipossia o di anossia già a profondità prossime al limite fotico; i tenori di sostanze azotate sono relativamente bassi, ma non trascurabili. Ciò nonostante, anche questo lago, un tempo ritenuto a limitazione d’azoto, sembra invece attualmente a limitazione di fosforo.

Il suo lungo tempo di ricambio (calcolato in circa 5,6 anni), a causa dell’assenza di un vero e proprio emissario (il canale detto “Scaricatore” in realtà è uno scaricatore di “troppo pieno” ed è in secca per buona parte dell’anno) è un elemento importante da tenere in considerazione nella valutazione delle azioni di recupero dello stato trofico, in quanto sono necessari tempi molto lunghi prima che si riescano a misurare i possibili segnali di miglioramento.

Gli interventi effettuati dalle Amministrazioni Comunali di Ivrea e Chiaverano negli anni 1995-1998, con la realizzazione del collettore fognario intercomunale e del collettore fognario comunale di Chiaverano con l’allacciamento di tutte le abitazioni presenti, hanno di certo già migliorato la situazione generale dell’ambiente lacustre, eliminando le immissioni di nutrienti nelle acque del lago. Ma la concentrazione del fosforo presente nel lago, nonostante la tendenza alla diminuzione evidenziata negli ultimi anni, è comunque elevata e pertanto non è possibile prevedere tempi veloci di recupero.

L’utilizzo balneare delle acque del Lago Sirio, attraverso provvedimenti di deroga al parametro pH ed al contestuale controllo analitico dello sviluppo algale è ormai consolidato e strettamente controllato. I risultati del monitoraggio 2001-2002, secondo il protocollo del D. Lgs 152/99 aggiornato ai nuovi criteri di classificazione proposti dall’IRSA, che si basano sulla formulazione del CSE, cioè del nuovo sistema di Classificazione dello Stato Ecologico, valuta il Lago Sirio in classe 4 – scadente.

Rispetto alle pressioni rilevabili sul bacino afferente al lago, un’analisi condotta in più riprese da ARPA e dalla ASL ha permesso di evidenziare come le normali pratiche agricole all’interno del bacino siano riconducibili unicamente a operazioni di normale manutenzione dei boschi. L’unica azienda agricola presente nella zona è una piccola azienda floro-vivaistica condotta in serra e localizzata ai margini del bacino; le verifiche effettuate hanno permesso di appurare come essa provveda al corretto smaltimento dei propri reflui.

Pertanto le problematiche sul Lago Sirio che risultano evidenziate sia dal livello qualitativo attuale, sia dalla necessità di deroga per la balneabilità, sia dalla storia stessa del lago, sono da attribuirsi principalmente alle fonti di impatto legate agli scarichi civili non collettati del passato e a eventuali apporti di acque sotterranee (da verificare).

## 10.1 Inquadramento generale

Il Lago Sirio, di origine glaciale, è inserito in una conca naturale circondata da modesti rilievi collinari ed occupa una superficie di poco superiore a 0,3 Km<sup>2</sup> ad una quota di 271 m s.l.m.. È caratterizzato da una notevole profondità massima, pari 43 m, in relazione alle sue dimensioni; anche la profondità media, 18 m, è piuttosto elevata. Non esistono immissari in superficie e si presume che vi siano delle sorgenti subacquee che lo alimentano. L'emissario, detto "Scaricatore", un canale poco rilevante, per buona parte dell'anno è in secca. La zona circostante il lago, caratterizzata dalla presenza di altri quattro specchi d'acqua minori, è denominata "area dei cinque laghi" e possiede un elevato valore ambientale.

Nella Tabella 10-1 sono riportate le principali informazioni amministrative e le caratteristiche morfometriche del lago.

<b>NOME</b>		SIRIO
<b>TIPO</b>		NATURALE
<b>CODICE REGIONE PIEMONTE</b>		TO-48
<b>BACINO</b>		DORA BALTEA – PO
<b>ORIGINE</b>		EROSIONE GLACIALE
<b>COORD BARICENTRO XC</b>	<b>UTM</b>	412895
<b>COORD BARICENTRO YC</b>	<b>UTM</b>	5037808
<b>QUOTA MEDIA</b>	<b>m s.m.</b>	266
<b>VOLUME</b>	<b>Mm<sup>3</sup></b>	5,25
<b>PROFONDITA' MAX</b>	<b>m</b>	43,5
<b>PROFONDITA' MEDIA</b>	<b>m</b>	18
<b>CLASSE PROFONDITA'</b>	<b>m</b>	III
<b>LUNGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	0,9
<b>LARGHEZZA MAX</b>	<b>km</b>	0,45
<b>PERIMETRO</b>	<b>km</b>	3,3
<b>SUPERFICIE</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	0,3
<b>AREA BACINO IMBRIFERO</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	1,4

Tabella 10-1 - Principali caratteristiche del Lago Sirio.

Le sponde e il territorio circostante risultano caratterizzate da vegetazione spontanea di tipo arbustivo e residui appezzamenti adibiti a prati, non più sfruttati dalle pratiche agricole. Per quanto riguarda le caratteristiche faunistiche si segnala che, nel comune di Chiaverano è presente lo stagno del Lago Sirio, un'Area di Rilevanza Erpetologia Nazionale riconosciuta come sito di riproduzione principale del *Pelobate fuscus insubricus*.

Dal punto di vista del popolamento ittico, il Lago Sirio presenta un'ittiofauna caratteristica di laghi eutrofi, con una scarsa qualità delle acque; infatti ospita specie poco esigenti per quanto riguarda la concentrazione dell'ossigeno disciolto e molto tolleranti per le alte temperature raggiunte in superficie durante i periodi estivi, come Ciprinidi quali carpe (*Ciprinus carpio*), cavedani (*Leuciscus cephalus*), scardole (*Scardinius erythrophthalmus*), tinche (*Tinca tinca*); le altre specie rilevanti sono: luccio (*Esox lucius*), anguilla (*Anguilla anguilla*), persico reale (*Perca fluviatilis*), persico trota (*Micropterus salmoides*), persico sole (*Lepomis gibbosus*).

## **10.2 Lo stato di qualità delle acque**

### **10.2.1 Caratteristiche termiche**

Il Lago Sirio è tipicamente un lago monomittico caldo, a volte dimittico per il verificarsi di gelate invernali, con relativa stratificazione inversa. La completa circolazione delle acque si verifica nel periodo tardo invernale (gennaio - febbraio) e le acque del lago presentano temperature sempre superiori ai 4 gradi lungo tutta la colonna d'acqua. Durante il periodo estivo si instaurano le tipiche condizioni di stratificazione termica, con un termoclino che si posiziona ad una profondità di circa 8 metri. Le temperature massime raggiunte all'epilimnio sono compresa tra i 26° e i 28°C.

Le curve della concentrazione dell'ossigeno (Figura 10-1) seguono bene gli andamenti previsti, dato lo stato trofico, e durante la stratificazione termica, negli strati immediatamente sottostanti il metalimnio, si instaurano condizioni di assoluta anossia; ciò sta ad indicare l'elevata produttività negli strati epilimnici, tipica dei laghi eutrofi, dove si assiste alla sovrassaturazione dell'ossigeno disciolto; la curva della concentrazione dell'ossigeno presenta un andamento di tipo eterogrado positivo con un picco massimo al metalimnio. Al ricircolo, l'elemento non si ridistribuisce in modo uniforme lungo tutta la colonna d'acqua, impedendo una efficace riossigenazione degli strati più profondi. Ciò è dovuto ad una certa difficoltà al totale rimescolamento delle acque, data dalla particolare morfometria della conca lacustre.

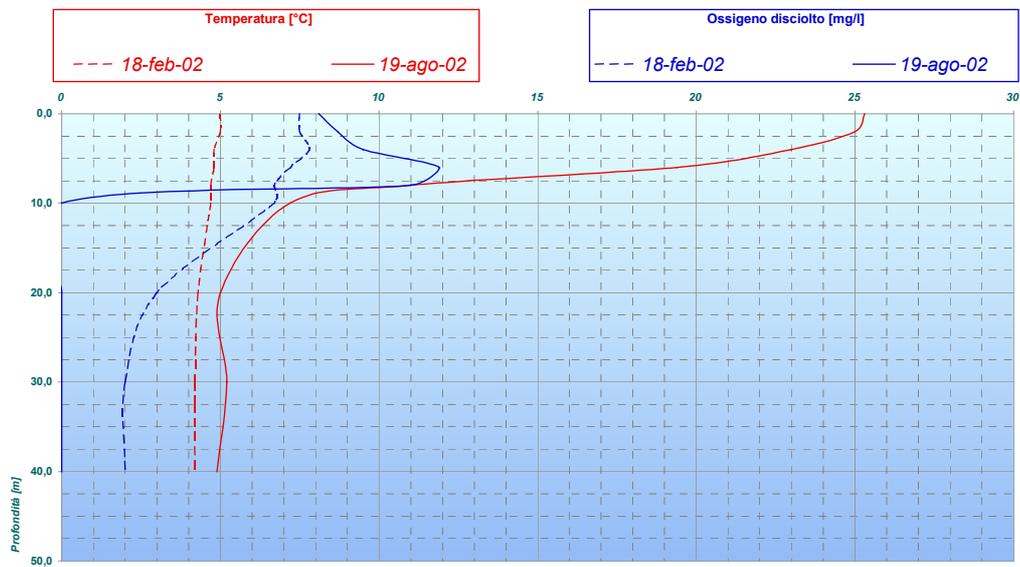


Figura 10-1 - Andamento della temperatura e dell'ossigeno disciolto lungo la colonna nel Lago Sirio (anno 2002).

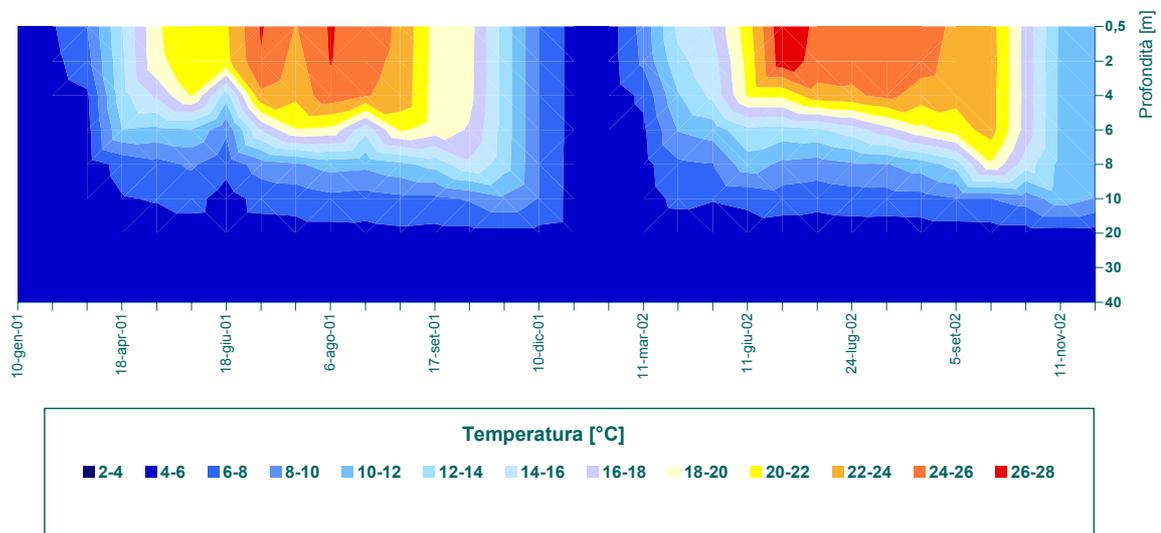


Figura 10-2: isoterme lungo la colonna d'acqua nel Lago Sirio (anni 2001-2002).

## 10.2.2 Caratteristiche trofiche

### 10.2.2.1 *Trasparenza*

I dati riguardanti la trasparenza (Figura 10-3) per l'anno 2001 seguono gli andamenti della concentrazione della clorofilla "a" (Figura 10-10), e a periodi di intensa produttività primaria, quindi forti fioriture algali, corrispondono alte concentrazioni di clorofilla e bassa trasparenza delle acque lacustri; ciò si verifica prevalentemente nel periodo estivo.

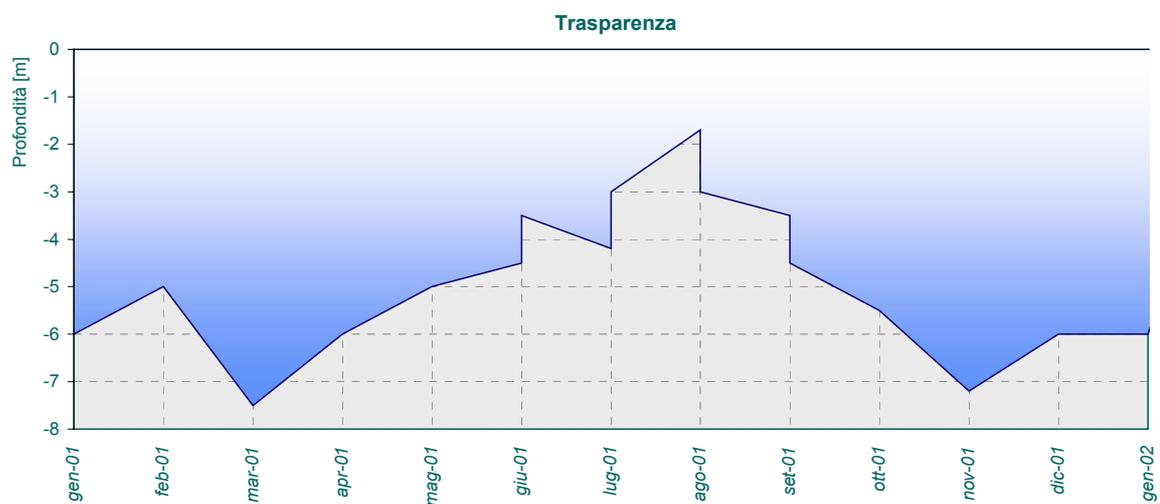


Figura 10-3 - Andamento della trasparenza nel Lago Sirio (anno 2001).

### 10.2.2.2 *Ossigeno disciolto*

L'andamento dell'ossigeno disciolto (Figura 10-4) durante il biennio 2001-2002 evidenzia una forte condizione di anossia nell'ipolimnio, durante tutto il periodo della stratificazione termica, con una marcata sovrassaturazione nel metalimnio e negli strati superficiali, con punte massime che toccano il 140 – 150%. Durante i periodi di ricircolo l'ossigeno riesce a distribuirsi in maniera abbastanza uniforme lungo la colonna d'acqua, anche se risulta piuttosto difficoltosa la riossigenazione negli strati più profondi.

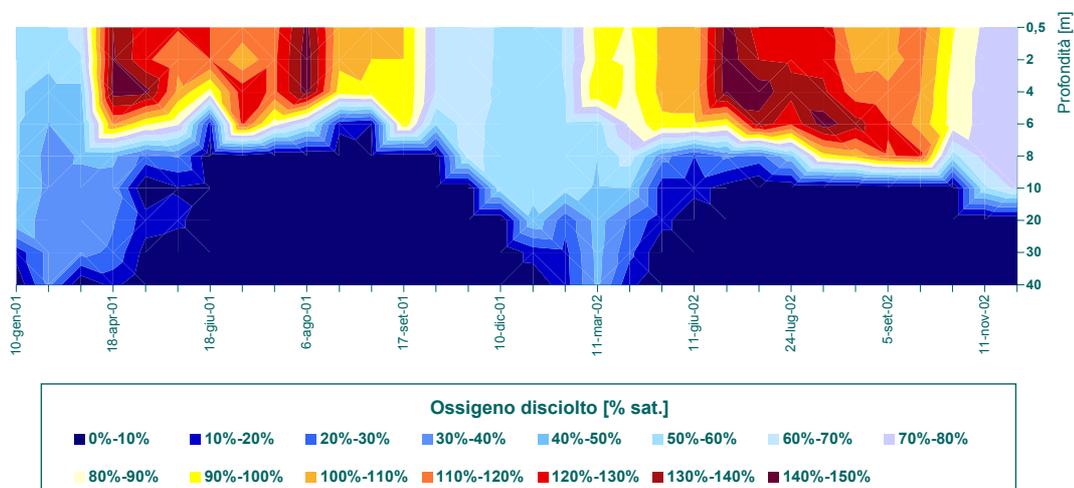


Figura 10-4 - isoplete dell'ossigeno nel Lago Sirio (anni 2001-2002)

### 10.2.2.3 pH

Il grafico rappresentante le isoplete del pH (Figura 10-5) è concorde con la situazione trofica del Lago Sirio e soprattutto con quella della saturazione dell'ossigeno, in quanto durante il periodo di maggiore produzione primaria e negli strati superficiali, si assiste ad un aumento del parametro pH piuttosto consistente, superando, in alcuni momenti, il valore di 9,4 unità.

Al ricircolo i valori si normalizzano intorno alla neutralità. Tale fenomeno è risultato molto marcato durante i rilevamenti condotti nel 2001, mentre è meno evidente nel 2002; per altro, ciò risulta confermato dall'andamento della concentrazione della clorofilla nel quale si nota una sensibile diminuzione per l'anno 2002.

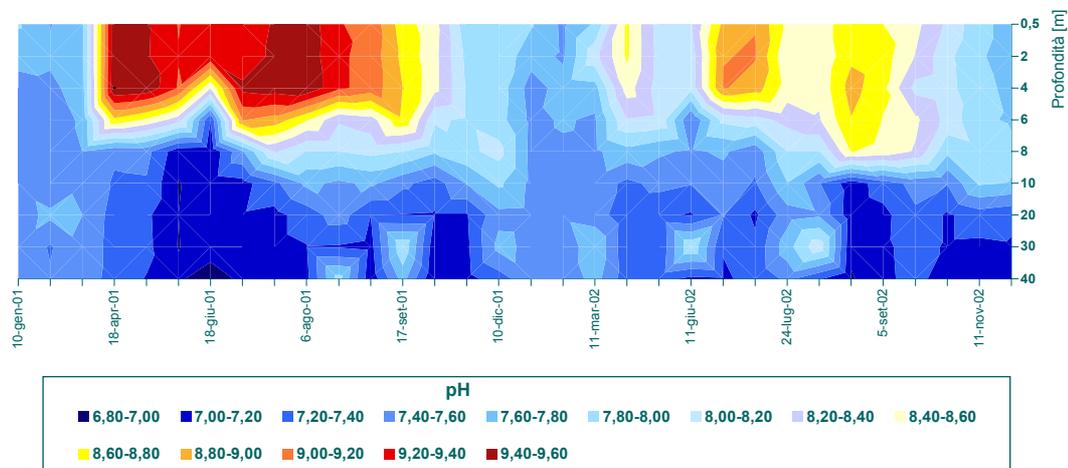


Figura 10-5 - Isoplete del pH nel Lago Sirio (anni 2001-2002).

#### 10.2.2.4 Composti del fosforo

Particolare, e piuttosto indicativa, è la situazione del parametro fosforo totale in quanto mette in luce l'elevato contenuto dello stesso, soprattutto negli strati immediatamente in contatto con il fondale. Ciò è da mettere in relazione alle condizioni fortemente riducenti che si instaurano durante i processi di totale anossia, in quanto si verifica il ritorno in soluzione dei composti del fosforo contenuti nei sedimenti, con concentrazioni che raggiungono punte molto elevate, superiori a 300  $\mu\text{g P/l}$  (settembre 2001); negli strati superficiali, per effetto dell'intensa attività algale, si riscontrano valori molto bassi nell'ordine dei 4  $\mu\text{g P/l}$ .

Al momento del ricircolo tardo invernale, il fosforo liberato dai sedimenti e accumulato negli strati più profondi, viene distribuito uniformemente lungo tutta la colonna, raggiungendo una concentrazione media, per l'anno 2002, pari a 73  $\mu\text{g P/l}$ , favorendo l'elevata trofia del lago. Analogo discorso va fatto per l'ortofosfato che presenta lo stesso andamento, risultando immediatamente biodisponibile.

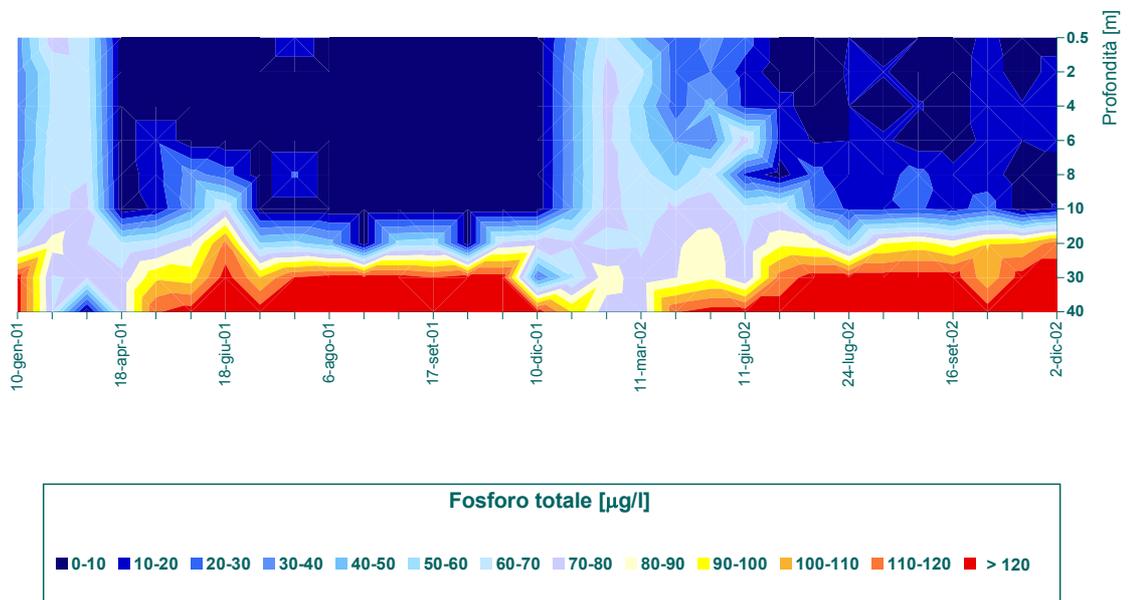


Figura 10-6 - isoplete del fosforo totale nel Lago Sirio (anni 2001-2002).

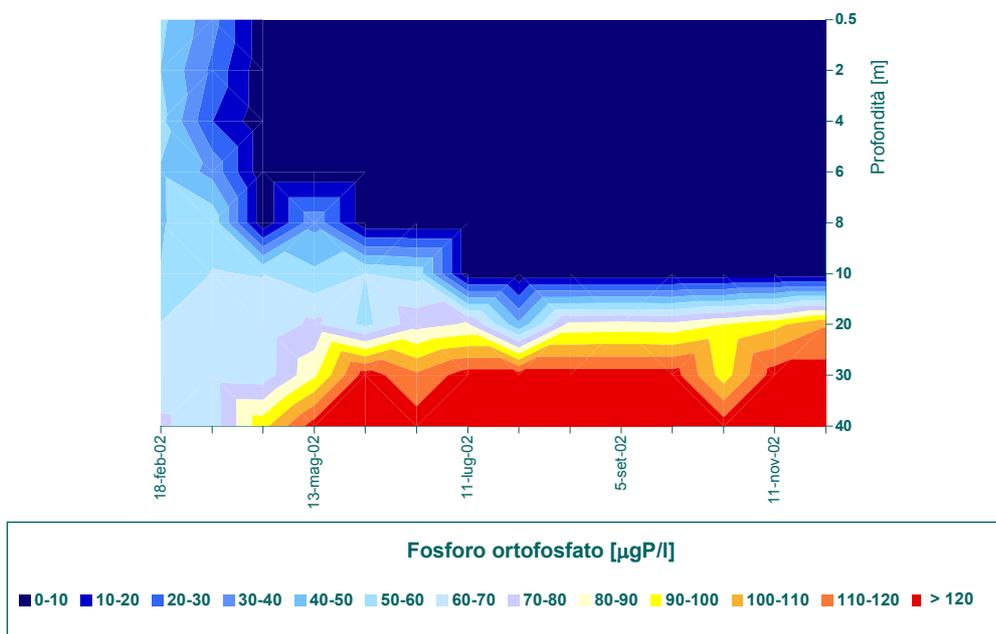


Figura 10-7 - isoplete del fosforo reattivo nel Lago Sirio (anno 2002).

### 10.2.2.5 Composti dell'azoto

Un discorso analogo vale per l'azoto ammoniacale che, solo nel periodo estivo, viene accumulato nello strato ipolimnico, in stretto rapporto con il fondale, con punte di concentrazioni a volte superiori a 1 mg N/l (Figura 10-9). Tale situazione si verifica per il blocco dei processi batterici di nitrificazione per l'instaurarsi di condizioni fortemente riducenti.

All'inizio dell'anno i valori dei nitrati sono abbastanza omogenei anche negli strati inferiori, mentre con l'inizio della stratificazione e la presenza residua di ossigeno ipolimnico, le concentrazioni aumentano leggermente per la nitrificazione dell'azoto ammoniacale rendendolo così direttamente disponibile ai produttori primari (Figura 10-8).

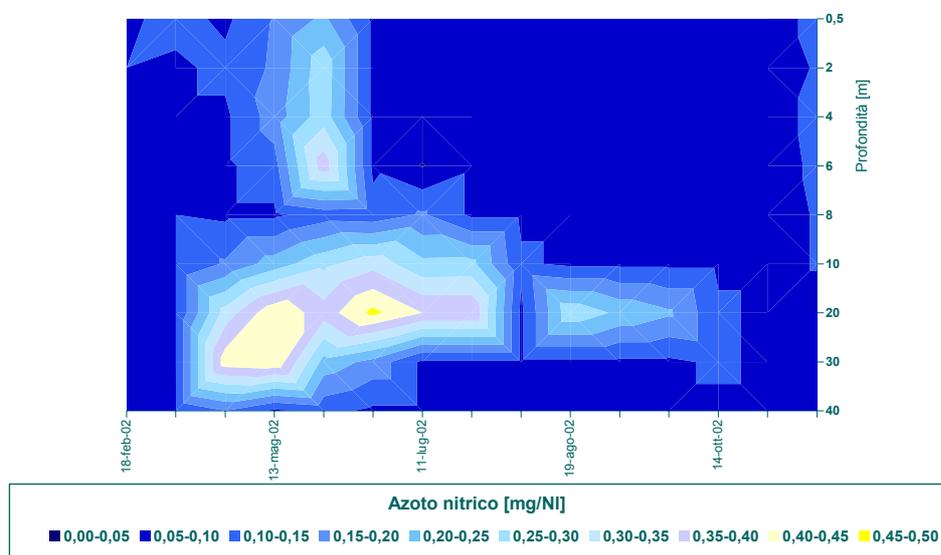


Figura 10-8 - Isoplete dell'azoto nitrico nel Lago Sirio (anno 2002).

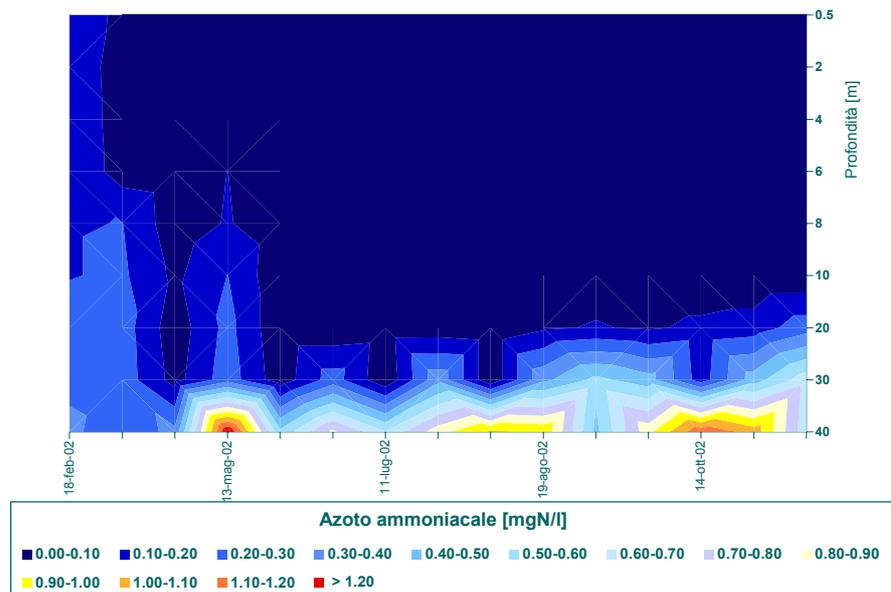


Figura 10-9 - isopete dell'azoto ammoniacale nel Lago Sirio (anno 2002)

#### 10.2.2.6 Rapporto N/P ed individuazione del fattore limitante

Attualmente, il rapporto tra azoto totale medio e fosforo totale medio nel Lago Sirio, è pari a 13,3, indicando che, per poco, il fosforo, rispetto all'azoto, è l'elemento limitante per la produttività algale. Il fosforo risulta dunque il principale fattore su cui è necessario intervenire per controllare il miglioramento della trofia lacustre.

#### 10.2.2.7 Clorofilla "a"

L'andamento della concentrazione della clorofilla "a" segue bene gli eventi legati alle fioriture algali durante il biennio considerato, mettendo in luce i fenomeni esplosivi, che, con regolarità, si verificano all'inizio della stagione calda (marzo - aprile) per l'elevata disponibilità dei nutrienti. I due picchi maggiori compresi nel biennio 2001-2002 raggiungono rispettivamente i 21 e i 14  $\mu\text{g/l}$ . In ogni caso si intuisce un lieve miglioramento per la diminuzione della clorofilla nel 2002 rispetto al 2001, forse dovuto a particolari condizioni climatiche stagionali.

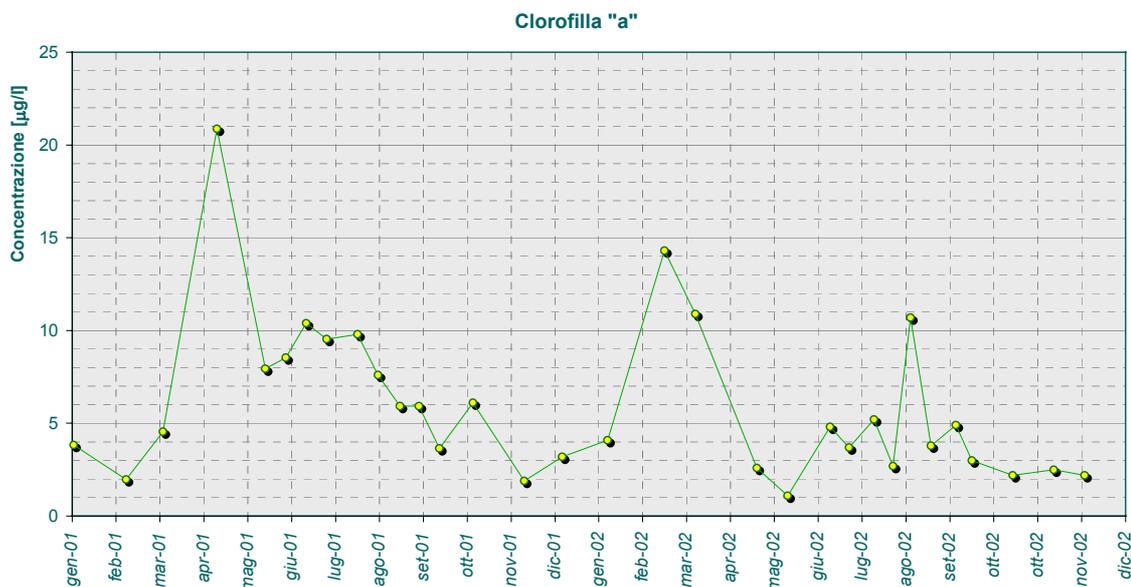


Figura 10-10 - Andamento della clorofilla nel Lago Sirio (anni 2001-2002).

### 10.2.2.8 Evoluzione trofica del lago

Lo stato trofico del Lago Sirio nei secoli passati era con buona probabilità inferiore a quello prevedibile in base alle misure attuali di carico di fosforo, in quanto le crescite algali erano limitate dalla concentrazione di azoto. Tuttavia la crescita delle concentrazioni di fosforo nelle acque lacustri dovuta al suo incremento nelle acque meteoriche e alle attività antropiche insistenti sul bacino, ha reso il fosforo elemento limitante. Negli anni '80 il lago veniva classificato come meso-eutrofo. La situazione è leggermente migliorata per l'eliminazione di scarichi diretti al lago per la costruzione del collettore circumlacuale, il collettamento degli scarichi e della diminuzione delle attività agricole nel bacino imbrifero. Il lago è tuttora in uno stato di meso-eutrofia nonostante la diminuzione dei carichi di fosforo (produzione endogena e ricircolo di fosforo). Obiettivamente si può prevedere solo un lento miglioramento naturale delle condizioni trofiche con un obiettivo finale pari a una mesotrofia.

### 10.2.3 Altri fattori di inquinamento delle acque lacustri

Non sono stati rilevati altri fattori di inquinamento in quanto all'interno del bacino drenante non esistono insediamenti produttivi.

## 10.2.4 La balneabilità delle acque lacustri

L'autorizzazione alla balneazione ai sensi del D.P.R. 470/82 è stata concessa, per la prima volta, nell'anno 1988 a seguito di deliberazione del Presidente della Giunta Regionale del 08/03/88 n. 91 19363. Nello stesso anno è iniziato il programma di sorveglianza di terzo livello ai sensi della Legge 271/88 e del D.M. 17.6.88 (Sanità) per usufruire della deroga per il superamento del limite superiore del parametro "ossigeno disciolto", che consente, in presenza di un programma di monitoraggio algale, di esprimere un giudizio di idoneità per un valore di ossigeno disciolto fra 50 e 170%; parallelamente è stata richiesta la deroga per il superamento dei limiti del parametro pH.

L'autorizzazione alla balneazione è stata rilasciata con continuità fino ad oggi. Il Lago Sirio nel triennio 2000-2002 è sempre risultato così balneabile, rientrando sempre nei limiti di accettabilità batteriologica (DPR 470/82), e nonostante le precarie condizioni chimico-fisiche. I parametri ossigeno disciolto e pH sono infatti spesso superiori ai limiti di legge ma verosimilmente per cause naturali. Pertanto il lago continua ad essere soggetto a deroga per il pH e sottoposto a controllo di terzo livello ex art.9 DPR 470/82. Tale studio per l'ossigeno disciolto ha evidenziato che l'attività biologica del lago non è caratterizzata dalla presenza di alghe aventi possibili implicazioni igienico-sanitarie.

Comune	Località	Codice punto balneazione	Balneabilità	Parametro limitante	Parametro in deroga
Ivrea	Soc. Canottieri	208 01 125 06	Agibile*	Nessuno	pH
Ivrea	Roccione	208 01 125 08	Agibile*	Nessuno	pH
Ivrea	Scaricatore	208 01 125 09	Agibile*	Nessuno	pH
Chiaverano	Araba Fenicia	208 01 077 10	Agibile*	Nessuno	pH
Chiaverano	Bagni Moia	208 01 077 11	Agibile*	Nessuno	pH

\*: Giudizio espresso con riferimento ai disposti della legge 12 giugno 1993, n. 185 che consente in presenza di un monitoraggio algale, di esprimere il giudizio di idoneità per un valore di ossigeno disciolto compreso tra 50 e 170 e subordinato alla concessione del provvedimento di deroga al parametro da parte del Ministero della Salute.

Tabella 10-2 - Balneabilità delle spiagge del Lago Sirio.

## 10.3 Il bacino drenante

### 10.3.1 Inquadramento territoriale

Il bacino del Lago Sirio ha una superficie di 1,4 Km<sup>2</sup> ed è caratterizzato da un territorio prevalentemente collinare con altitudine massima di 406 m s.l.m.. La zona circostante il lago, caratterizzata dalla presenza di altri quattro specchi d'acqua minori, è denominata "area dei cinque laghi di Ivrea". Su tale territorio non insistono grossi insediamenti abitativi e la maggior parte del terreno è occupato da prati e arativi non più utilizzati per le pratiche agricole. Dal punto di vista

amministrativo il bacino viene quasi equamente suddiviso dagli ambiti territoriali dei comuni di Ivrea e Chiaverano.

Dal punto di vista geologico l'area in cui è inserito il Lago Sirio è interessata da due grandi linee tettoniche sub-parallele all'arco alpino: la prima separa le granuliti di età paleozoica (zona di Ivrea) e di alto grado metamorfico dalle più recenti, rappresentate da un basamento cristallino, metamorfico paleozoico, con intrusioni di graniti e dioriti sulla quale poggia una copertura formata da carbonati, argilliti, arenarie e vulcaniti; la seconda linea separa la zona del canavese dalla zona Sesia-Lanzo, quest'ultima caratterizzata da micascisti, gneis minuti, gneis occhiadini e gneis eclogistici.

Nella tabella sottostante sono riportati i riferimenti amministrativi riferiti al territorio comprendente il bacino drenante.

Comune	Pr	Sup (km <sup>2</sup> )	% Sup comunale	Popolazione comunale totale	Stima popolazione comunale sulle aree sensibili	Comunità Montana	ATO	ARPA	ASL
CHIAVERANO	TO	0.8	7%	2191	150	1 AO IVREA	ATO3	Ivrea	9
IVREA	TO	0.8	3%	24247	615	1 AO IVREA	ATO3	Ivrea	9

Tabella 10-3 - Dati dimensionali e amministrativi del bacino del Lago Sirio.

### 10.3.2 Il bilancio dei carichi di nutrienti afferenti al lago

Il Lago Sirio si trova in una zona scarsamente antropizzata, dove gli unici insediamenti sono rappresentati da alcuni edifici relativamente isolati dislocati lungo il perimetro del lago. La sponda settentrionale e quella orientale del lago sono attualmente servite da un collettore fognario che convoglia le acque reflue in un depuratore (Ivrea Est) esterno al bacino imbrifero del lago.

Si stima che su una popolazione di 765 abitanti insistente sul bacino imbrifero, il 96% di essa è raggiunta da pubblica fognatura, di questi l'84% conferisce i propri scarichi al depuratore per il trattamento; dal numero degli abitanti collettati e non trattati a da quello degli abitanti non collettati viene calcolato un carico di fosforo totale diretto al lago inferiore a 10 kg/anno.

Pertanto, il carico di nutrienti riversato nel lago è costituito prevalentemente dal carico di origine diffusa ed in misura assai minore dal carico di origine meteorica che ricade direttamente sul lago. Nelle seguenti tabelle si riportano schematicamente le principali sorgenti di carico e la relativa entità, sia per il fosforo che per l'azoto.

Origine puntuale			Origine diffusa		
	P [t/a]	N [t/a]		P [t/a]	N [t/a]
Scarichi fognari trattati	0	0	Agricola		
Scarichi non trattati	0.006	0.04	Zootecnica		
Scarichi diretti da insediamenti produttivi	0	0	Meteorica		
<b>Totale origine puntuale</b>	0.006	0.04	<b>Totale origine diffusa</b>	0.1	1.7
<b>Totale puntuale + diffuso</b>				0.106	1.74

Tabella 10-4 - Carichi di nutrienti afferenti al Lago Sirio.

Il valore stimato nell'ambito di questo studio risulta ampiamente superiore rispetto a quello stimato nell'ambito dello "Stato delle conoscenze sulla situazione ambientale dei laghi piemontesi - CNR 1998" pari a 10 Kg P/anno. Considerando l'attuale condizione di meso-eutrofia, probabilmente il carico effettivo afferente a lago si trova in una situazione intermedia tra le due stime.

### 10.3.3 Relazione tra carichi e condizione trofica

Considerando che, come è stato esposto per il lago in esame il fattore limitante è rappresentato comunque dal fosforo, le analisi di seguito esposte saranno relative al solo fosforo totale.

In particolare, nella figura seguente, attraverso il grafico di Vollenweider si propone un confronto tra il carico attualmente afferente al lago, il carico ammissibile ed il carico critico definiti nella parte metodologica.

Applicando il grafico di Vollenweider al Lago Sirio si osserva che l'attuale carico in ingresso al lago (2004) è superiore del limite del carico eccessivo. Come già evidenziato in precedenza, tale valore, se pur sovrastimato (vedi confronto con CNR\_IRSA, 1998), pone il lago in una situazione critica in termini di carichi diffusi in ingresso, aggravata dall'elevato tempo di ricambio delle acque (in relazione al particolare regime idrologico dell'emissario il Tr potrebbe essere addirittura superiore ai 5,6 anni).

Tale situazione di degrado, confermata dall'attuale livello trofico, è probabilmente ascrivibile oltre che al dilavamento del bacino imbrifero (in prevalenza boschi) e all'elevato tempo di ricambio delle acque, anche al carico interno di origine incerta.

Come illustrato nel successivo paragrafo 10.6, al fine di individuare con esattezza le reali cause dell'attuale livello trofico critico, sono in atto due studi di approfondimento conoscitivo dell'ecosistema lacustre.

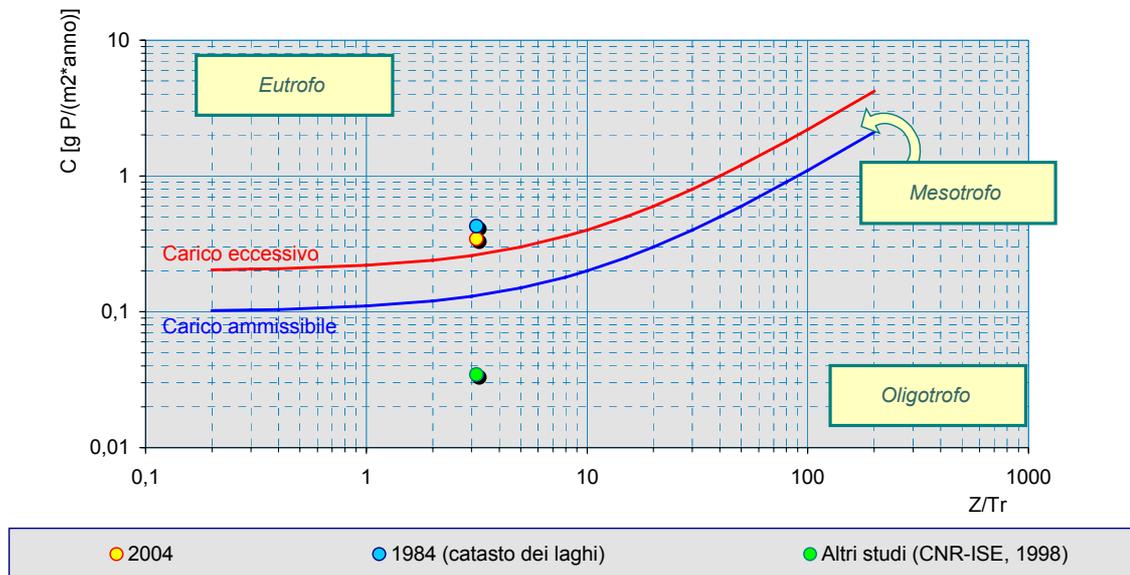


Figura 10-11 - Applicazione del grafico di Vollenweider al Lago Sirio.

## 10.4 La classificazione dello stato di qualità del lago

### 10.4.1 Classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e obiettivi di qualità

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003 emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità a i sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

Il Lago Sirio si trova in classe 4 CSE, evidenziando quanto già emerso nei paragrafi precedenti.

Nella tab. 7-5 a titolo di confronto, si illustrano i risultati dell'applicazione delle differenti metodologie. Lo stato di qualità ambientale per le acque del Lago Sirio, corrisponde allo stato ecologico (CSE) non essendo emerse situazioni di inquinamento delle acque da attribuire a microinquinanti.

Lo stato attuale di SCADENTE comporterebbe, ai sensi del D.Lgs 152/99, la definizione dei seguenti obiettivi di piano:

- SUFFICIENTE al 2008;
- BUONO al 2016.

Quest'ultimo obiettivo è stato ridefinito poiché il livello trofico naturale (calcolato con l'indice MEI) non permette il raggiungimento dello stato trofico di oligotrofia che di fatto corrisponde al livello di buono. Il raggiungimento dello stato di sufficiente pertanto permetterebbe al lago di porsi nelle condizioni di naturalità corrispondenti alla mesotrofia.

In conclusione gli obiettivi di piano sono:

- SUFFICIENTE al 2008;
- SUFFICIENTE al 2016.

Classi relative ai singoli parametri considerati ai fini della classificazione ex tabella 11 punto 3.3.3 All.1 al D.Lgs.152/99 &258/00					
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo)	clorofilla "a" (valore massimo)	Fosforo totale (valore massimo)	O2 ipolimnico (%saturazione) nel periodo di massima stratificazione	Classificazione dello Stato ecologico (biennio 2001-2002) ex All.1 ( punto 3.3.3-tabella 11) al D.Lgs.152/99 & 258/00
anno	SD	Chl	TP	O2	
2001	2	2	5	5	5
2002	2	2	5	5	
<b>Nuova classificazione CSE (Classificazione di Stato Ecologico) Decreto 29 Dicembre 2003, n. 391 Regolamento recante la modifica del criterio di classificazione dei laghi di cui all'allegato 1, tabella 11, punto 3.3.3, del D.Lgs.152/99</b>					<b>Classe CSE (biennio 2001-2002)</b> <b>4</b>
	trasparenza (Disco di Secchi - valore minimo) <b>tabella 11a</b>	clorofilla "a" (valore massimo) <b>tabella 11a</b>	Fosforo totale (valori massimo e minimo) <b>tabella 11c a doppia entrata</b>	O2 ipolimnico (%saturazione - valori massimo e minimo) <b>tabella 11b a doppia entrata</b>	
anno	SD	Chl	TP	O2	Media Punteggio (somma dei singoli parametri) *
2001	2	2	5	4	13
2002	2	2	5	4	
(Somma dei punteggi assegnati ai singoli parametri =classe) 4 = classe 1; 5-8 = classe 2; 9-12 = classe 3; 13-16 = classe 4; 17-20 = classe 5;					

Tabella 10-5 - classificazione dello stato ecologico del Lago Sirio con dati 2001 e 2002

## **10.5 Analisi delle criticità/problematiche quali-quantitative in relazione allo stato del lago**

Gli apporti antropici a lago sono annullati dalla presenza del collettore fognario del depuratore di Ivrea est, che recapita i reflui depurati al Fiume Dora Baltea, le rimanenti abitazioni sparse rivierasche sono in massima parte dotate di fosse settiche e quindi i carichi puntuali afferenti a lago sono trascurabili. Gli apporti di nutrienti derivano dunque esclusivamente dal dilavamento del bacino imbrifero e dalle precipitazioni (carico meteorico). Relativamente allo stato trofico, il lago risulta meso-eutrofico, con elevate concentrazioni di fosforo accumulato a seguito della presenza di scarichi civili e attività agricole negli anni passati; attualmente sembra che la concentrazione di fosforo sia stabile nel tempo, nonostante la netta riduzione degli apporti di nutrienti.

Tale fenomeno è principalmente imputabile ad una produzione endogena di fosforo dai sedimenti e al tempo di ricambio relativamente lungo (ARPA, rapporto sullo stato ambientale 2000; dati Arpa 2001-2002; Calderoni e Marchetto, 1998). I carichi attuali in ingresso risultano molto prossimi ai carichi ammissibili, assumendo come ammissibile il valore di riferimento per laghi mesotrofici, metodo OECD (Gaggino et al., 1987). Data l'assenza di un processo migliorativo correlabile alle cause sopra descritte, il carico afferente al corpo idrico fa ritenere poco probabile a breve il ritorno alle condizioni naturali di mesotrofia. Le condizioni storiche di trofia del lago non sono conosciute. Attualmente non sono disponibili misure del carico interno dei nutrienti, in special modo del carico endogeno di fosforo del lago, indispensabile per valutare i tempi di recupero; non sono altresì disponibili studi idrologici basati su dati sperimentali, necessari per la valutazione di un attendibile tempo di ricambio.

## **10.6 Programmi di misure**

Allo stato attuale risulta necessario migliorare le conoscenze riguardanti il bilancio idrico del lago, allo scopo di stimare con più precisione il tempo di ricambio e di conseguenza valutare meglio l'efficacia delle opere di collettamento degli scarichi al fine di formulare ipotesi realistiche dell'evoluzione dello stato trofico del lago, soprattutto riguardanti i tempi previsti per un recupero naturale.

A tal riguardo oggi sono in atto i seguenti due progetti:

1. Il progetto di studio finalizzato alla definizione dell'idrologia del lago finanziato dal Comune di Ivrea e realizzato dal Dipartimento di scienze mineralogiche e petrologiche dell'Università di Torino (anni 2002-2005)
2. Progetto finalizzato alla verifica delle interazioni acqua-sedimento-biota, gestito da APPAT, con finanziamento del Ministero dell'Ambiente e realizzato da ARPA Piemonte-Dip. Di Ivrea (anni 2003-2005).

Si propone inoltre la realizzazione di studi finalizzati alla conoscenza dello stato trofico storico del lago (livello trofico naturale), mediante indagini paleolimnologiche, per calibrare meglio gli sforzi mirati ad un recupero trofico dello specchio lacustre.

## 11. CONCLUSIONI: SINTESI DELLE CRITICITÀ E INTERVENTI PREVISTI

La fase conoscitiva ed elaborativa svolta nell'ambito di questo studio, ha permesso di individuare le principali criticità dei corpi idrici lacustri analizzati; si è dunque potuto, facendo anche riferimento a studi pregressi, indicare delle azioni volte a:

- 1) migliorare le conoscenze riguardanti l'ecosistema lacustre (regime idrologico e caratteristiche limnologiche);
- 2) migliorare le conoscenze inerenti le pressioni antropiche che gravano sui bacini imbriferi (scarichi indesiderati di sostanze inquinanti e carichi di nutrienti);
- 3) approfondire alcune specifiche tematiche (apporti idrici, tempi di ricambio delle acque, sedimentologia, presenza di sostanze inquinanti, etc);
- 4) migliorare le caratteristiche della qualità delle acque lacustri al fine di conseguire gli obiettivi di Piano (Stato ambientale obiettivo, balneabilità delle acque).

Nelle tabelle seguenti si illustrano:

- le principali criticità emerse;
- le azioni "strutturali" proposte per il conseguimento degli obiettivi;
- le azioni di monitoraggio ambientale;
- gli studi di approfondimento.

Le **azioni strutturali** da porre in atto sono funzionali alle singole problematiche, per alcune delle quali è comunque opportuno prevedere specifici approfondimenti di indagine e studio sia sul lago (acqua, sedimento e biota), sia sul bacino imbrifero (origine degli apporti inquinanti).

Verranno incentivati interventi riconducibili alle seguenti categorie tipologiche:

- interventi puntuali finalizzati al controllo degli sfioratori, di scarichi fognari non collettati ai depuratori e di scarichi di case sparse (laghi Maggiore, Orta, Viverone, Candia, Piccolo e Grande di Avigliana)
- interventi di razionalizzazione, ammodernamento, ampliamento e potenziamento degli impianti di depurazione esistenti;
- interventi mirati di collettamento e depurazione di scarichi produttivi (aziende galvaniche presenti nel bacino imbrifero del Lago d'Orta);
- interventi diretti di riduzione del carico endogeno (per i laghi di Viverone e Grande di Avigliana);
- creazione di fasce biofiltro in corrispondenza dei punti di immissione di acque con potenziale carico inquinante sia chimico che batteriologico.

Gli interventi proposti per ogni lago sono elencati nella Tabella **11-2**.

<b>Area sensibile</b>	<b>Criticità</b>
Lago Maggiore	Presenza di attività industriali che, negli anni passati, hanno messo seriamente a repentaglio la qualità dell'ambiente lacustre (contaminazione da DDT e da inquinanti organici).
	Presenza di sfioratori di reti fognarie che alterano la qualità dell'acqua ad uso balneare.
Lago di Mergozzo	Rischio di ingresso di sostanze inquinanti durante i fenomeni di riflusso delle acque del Lago Maggiore.
Lago d'Orta	Rischio di un aumento dei livelli di inquinamento a causa degli ancora elevati apporti esterni di fosforo e di metalli pesanti.
	Presenza nel bacino imbrifero di numerose aziende galvaniche a conduzione familiare che non risultano essere collettate a nessun sistema fognario.
Lago di Viverone	Elevato livello trofico delle acque (eutrofia), principalmente ascrivibile al carico endogeno e agli apporti di origine diffusa
	Presenza di sfioratori di reti fognarie e di scarichi domestici tuttora non collettati che alterano la qualità dell'acqua ad uso balneare.
Lago di Candia	Elevato livello trofico delle acque (meso-eutrofia) ascrivibile agli apporti di origine diffusa (dilavamento dei terreni agricoli limitrofi al lago).
	Apporto di nutrienti ed altri inquinanti da parte de Canale Caluso (acque provenienti da fuori-bacino).
	Presenza di un sistema fognario che, in occasione di forti piogge, diventa inefficiente, alterando la qualità dell'acqua ad uso balneare.
Lago Grande di Avigliana	Elevato livello trofico delle acque (eutrofia), principalmente ascrivibile al carico endogeno.
	Presenza di un sistema fognario che, in occasione di forti piogge, diventa inefficiente, alterando la qualità dell'acqua ad uso balneare.
Lago Piccolo di Avigliana	Presenza di sparuti scarichi che compromettono l'uso balneare del lago.
Lago Sirio	Elevato livello trofico delle acque (eutrofia), principalmente ascrivibile al carico endogeno di origine incerta

Tabella 11-1 - Elenco delle criticità

<b>Area sensibile</b>	<b>Interventi strutturali</b>
Lago Maggiore	Interventi puntuali finalizzati al controllo degli sfioratori, di scarichi fognari non collettati ai depuratori e di scarichi di case sparse. <i>OBIETTIVO: rendere balneabili le spiagge non agibili e contribuire alla riduzione degli apporti di fosforo</i>
	Interventi di razionalizzazione, ammodernamento, ampliamento e potenziamento degli impianti di depurazione esistenti. <i>OBIETTIVO: riduzione degli apporti di fosforo per il raggiungimento del carico ammissibile</i>
Lago di Mergozzo	Nessun intervento strutturale specifico sul lago. Si segnala l'esigenza di intervenire sui ricambi del Canale di Mergozzo, integrando quanto già previsto da un progetto del Comune di Verbania che prevede il pompaggio delle acque del Lago Maggiore in un tratto del canale durante i periodi siccitosi. <i>OBIETTIVO: eliminare le condizioni di degrado ambientale del Canale di Mergozzo durante i periodi siccitosi</i>
Lago d'Orta	Collettore fognario di gronda a servizio delle attività produttive del settore galvanico dislocate tra Pella e Gozzano e relativo depuratore industriale di trattamento dei reflui. <i>OBIETTIVO: eliminare gli scarichi industriali contenenti metalli pesanti</i>
Lago di Viverone	Interventi diretti di riduzione del carico endogeno (sono in atto degli studi finalizzati alla definizione degli stessi). <i>OBIETTIVO: ridurre gli apporti di fosforo alle acque dai sedimenti</i>
	Interventi intergrati di riduzione del carico esterno di origine diffusa (sono in atto degli studi finalizzati alla definizione degli stessi): fitodepurazione, pratiche agricole appropriate. <i>OBIETTIVO: ridurre gli apporti di fosforo alle acque dal bacino scolante</i>
	Interventi puntuali finalizzati al controllo della rete fognaria: separazione ove possibile della rete mista . <i>OBIETTIVO: rendere balneabili le spiagge non agibili e contribuire alla riduzione degli apporti di fosforo</i>
Lago di Candia	Creazione di fasce biofiltro in corrispondenza dei punti di immissione di acque con potenziale carico inquinante sia chimico che batteriologico. <i>OBIETTIVO: ridurre gli apporti di fosforo alle acque dal bacino scolante</i>
	Interventi puntuali finalizzati al controllo della rete fognaria e agli scarichi di case sparse. <i>OBIETTIVO: rendere balneabili le spiagge non agibili e contribuire alla riduzione degli apporti di fosforo</i>
Lago Grande di Avigliana	Interventi diretti di riduzione del carico endogeno: ripristino del prelievo ipolimnico delle acque lacustri a scopo irriguo. <i>OBIETTIVO: ridurre gli apporti di fosforo alle acque dai sedimenti</i>

<b>Area sensibile</b>	<b>Interventi strutturali</b>
	Interventi puntuali finalizzati al controllo della rete fognaria <i>OBIETTIVO: rendere balneabili le spiagge non agibili e contribuire alla riduzione degli apporti di fosforo</i>
	Interventi di biofiltrazione mediante: molluschi biofiltratori (Progetto "Intervento di ripristino degli equilibri ecologici dei Laghi di Avigliana" finanziato da Regione Piemonte, Provincia di Torino e Parco naturale dei Laghi di Avigliana); ambienti biofiltro (in corrispondenza dell'immissario che recapita le acque del Lago Piccolo), in grado di abbattere gli apporti di nutrienti derivanti dal dilavamento del bacino imbrifero (carichi diffusi). <i>OBIETTIVO: ridurre gli apporti di fosforo alle acque dal bacino scolante</i>
Lago Piccolo di Avigliana	Interventi puntuali finalizzati al controllo degli sfioratori, di scarichi fognari non collettati ai depuratori e di scarichi di case sparse. <i>OBIETTIVO: rendere balneabili le spiagge non agibili e contribuire alla riduzione degli apporti di fosforo</i>
Lago Sirio	Nessun intervento strutturale.

Tabella 11-2 - Elenco delle azioni strutturali

Occorre sottolineare che ad oggi sono in atto una serie di interventi finalizzati al miglioramento delle caratteristiche qualitative dei laghi; il principale riguarda la bonifica dell'area industriale Enichem di Pieve Vergonte, che è stata la causa dell'inquinamento da DDT dei sedimenti e della fauna ittica del Lago Maggiore.

Le linee d'azione previste hanno effetti mirati, oltre che alla riqualificazione naturalistica, ecologica, ricreazionale (uso balneare) e paesaggistica dei corpi idrici, al raggiungimento degli obiettivi dello stato ambientale e della balneazione ai sensi del D.Lgs. 152/99.

Le **azioni di monitoraggio** e le **attività di ricerca applicata**, da intraprendere risultano fondamentali per ampliare il quadro conoscitivo dei corpi idrici lacustri.

Nelle due tabelle seguenti si elencano le azioni di monitoraggio previste.

<b>Area sensibile</b>	<b>Azioni di monitoraggio</b>
Lago Maggiore	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti.
	Proseguimento delle attività di monitoraggio della presenza del DDT nei differenti comparti ambientali (acqua, sedimenti e biota), eseguite sotto il coordinamento scientifico del CNR Istituto degli Ecosistemi di Pallanza.
Lago di Mergozzo	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti.
Lago d'Orta	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti.
	Monitoraggio "mirato" degli scarichi industriali ed urbani, in relazione alla critica concentrazione di metalli pesanti e nutrienti che interessa le acque del lago. L'attività andrà ad integrare quanto già svolto dall'ARPA competente.
Lago di Viverone	Monitoraggio degli scarichi afferenti a lago finalizzato al controllo dei carichi esterni puntiformi. L'attività andrà ad integrare quanto già svolto dall'ARPA competente.
	Monitoraggio delle portate dell'immissario principale (Roggia Piverone) e dell'emissario (Roggia Fola) attraverso la realizzazione di due stazioni idrologiche di misura delle portate.
Lago di Candia	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti.
	Monitoraggio quali-quantitativo delle acque del Canale Caluso che in determinati periodi dell'anno apporta sostanze inquinanti a lago. Tale azione conoscitiva è indispensabile al fine di poter valutare strategie di intervento mirate a contenere tali apporti.
Lago Grande di Avigliana	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti. L'attività andrà ad integrare quanto già svolto dall'ARPA competente.
	Monitoraggio degli apporti inquinanti provenienti da episodi di mal funzionamento del collettore fognario e dal <i>run off</i> .
	Installazione di una stazione idrologica di monitoraggio sull'emissario, per valutarne la portata in continuo e approfondire le conoscenze sul bilancio idrico del lago.
Lago Piccolo di Avigliana	Proseguimento delle attività di monitoraggio (limnologia e balneazione) già in atto da parte degli organi preposti.
	Installazione di una stazione idrologica di monitoraggio sull'emissario, per valutarne la portata in continuo al fine di approfondire le conoscenze sul bilancio idrico del lago.
Lago Sirio	Proseguimento delle attività di monitoraggio già in atto da parte degli organi preposti.

Tabella 11-3 - Elenco delle azioni di monitoraggio

<b>Area sensibile</b>	<b>Attività di ricerca applicata finalizzata</b>
Lago Maggiore	<p>Sono attualmente in atto periodiche attività di studio dell'evoluzione delle caratteristiche limnologiche del bacino in esame</p> <p>Dal 1998 sono state attivate indagini e studi, promossi dalla CIPAIS e parzialmente finanziate dalla Regione Lombardia, Regione Piemonte, Commissione per la pesca nelle Acque Italo-Svizzere, Confederazione Svizzera e Canton Ticino, sulla contaminazione da DDT.</p>
Lago di Mergozzo	<p>Conduzione di indagini che approfondiscano le conoscenze sulle risposte dei comparti biologici alle diverse condizioni idrologiche (rischio di ingresso di nutrienti ed eventuali apporti di inquinanti del Verbano dal Canale di Mergozzo in seguito al ridotto dislivello (50-60 cm) esistente tra i due bacini).</p>
Lago d'Orta	<p>Realizzazione di uno studio che determini accuratamente il bilancio idrico del lago.</p> <p>Conduzione di indagini di censimento delle attività produttive operanti nel settore galvanico dislocate nel borgomanerese per stimare i carichi di nutrienti e metalli pesanti afferenti a lago.</p> <p>Il lago è attualmente inserito nelle attività del Gruppo Laghi Profondi, che si occupa di: coordinare le attività di ricerca sui laghi profondi d'Italia, pubblicare e divulgare i risultati ottenuti e costituire un riferimento metodologico, analitico e concettuale per gli enti preposti al monitoraggio ambientale.</p>
Lago di Viverone	<p>Realizzazione di una ricerca applicata finalizzata alla definizione dell'entità del carico interno di fosforo.</p> <p>Realizzazione di uno studio paleolimnologico, basato sull'analisi dei sedimenti lacustri, finalizzati alla valutazione dello stato trofico storico.</p>
Lago di Candia	<p>Il lago è attualmente inserito nel Progetto Mi.Ca.Ri. finalizzato allo sviluppo e applicazione di modelli integrati di previsione e valutazione della distribuzione dei carichi inquinanti di origine diffusa e puntiforme.</p>
Lago Grande di Avigliana	<p>Realizzazione di studi paleolimnologici sul lago per stabilire lo stato trofico storico e quindi naturale, basato sull'analisi dei sedimenti.</p>
Lago Piccolo di Avigliana	<p>Indagine sui prelievi idrici a scopo irriguo che avvengono all'interno del bacino.</p> <p>Realizzazione di studi paleolimnologici sul lago per stabilire lo stato trofico storico e quindi naturale, basato sull'analisi dei sedimenti.</p>
Lago Sirio	<p>È attualmente in atto un progetto finalizzato alla verifica delle interazioni acqua-sedimento-biota, gestito da APPAT, finanziato dal Ministero dell'Ambiente e realizzato da Arpa Piemonte-Dip. Ivrea (2003-005).</p> <p>È attualmente in atto un progetto di studio finalizzato alla definizione dell'idrologia del lago finanziato dal Comune di Ivrea e condotto dal Dipartimento di Scienze mineralogiche e petrologiche dell'Università di Torino (2002-2005)</p> <p>Realizzazione di indagini paleolimnologiche finalizzate alla conoscenza dello stato trofico storico del lago e alla conseguente calibrazione dell'obiettivo trofico verso cui tendere.</p>

Tabella 11-4 - Elenco delle attività di ricerca applicata

## **APPENDICE 1**

### **Appendice metodologica**

## 1. IL PROBLEMA DELL'EUTROFIZZAZIONE

Dal 1960 si cominciò ad osservare un cambiamento nella qualità delle acque di numerosi laghi e serbatoi artificiali, a causa dell'aggiunta di sostanze nutrienti (azoto e fosforo) provenienti, per la maggior parte, da attività umane. Le principali sorgenti furono identificate nelle acque di scarico civili ed industriali e nel carico diffuso proveniente dal settore agricolo (fertilizzanti chimici ed organici).

Il fenomeno dell'eutrofizzazione è la "risposta" delle acque al sovra arricchimento in nutrienti; in assenza di adeguate misure di controllo, tale fenomeno procede molto velocemente e a tutt'oggi costituisce una delle tipologie più frequenti d'inquinamento delle acque lacustri (OECD, 1982).

Le acque eutrofizzate presentano le seguenti caratteristiche:

- ⇒ produttività biologica elevata e frequente crescita algale;
- ⇒ acque dell'ipolimnio aventi preoccupanti deficit di ossigeno nel periodo di stratificazione termica;
- ⇒ ridotta diversità di piante ed animali acquatici, crescita di piante acquatiche nella zona litorale;
- ⇒ acque che presentano una qualità non idonea ad usi pregiati della risorsa idrica (uso potabile, balneazione).

Secondo Vollenweider (1982) le categorie trofiche possono essere individuate in funzione di contenuto di nutrienti, capacità produttiva e capacità demolitoria secondo i criteri illustrati in Tabella 11-5.

<b>Classe trofica</b>	<b>Contenuto di nutrienti</b>	<b>Capacità produttiva</b>	<b>Capacità demolitoria</b>
ultraoligotrofia	Molto basso	Bassa	Completa
oligotrofia	Basso	Bassa	Quasi completa
mesotrofia	Medio	Medio-alta	Sufficiente
eutrofia	Alto	Alta	Insufficiente
ipertrofia	Elevatissimo	Molto alta	Decisamente insufficiente

Tabella 11-5 - Individuazione delle classi trofiche secondo Vollenweider.

Dal momento che il fenomeno dell'eutrofizzazione è legato all'apporto di nutrienti, siano essi di origine naturale o antropica, risulta importante verificare quale di essi (essenzialmente, il fosforo o l'azoto) risulta essere il fattore limitante per la produttività. Una delle metodologie più usate riguarda l'utilizzo dei rapporti di massa dei composti del P e del N biodisponibili. Chiaudani e Vighi (1974) utilizzano il rapporto N/P per definire quale dei due nutrienti è limitante: un rapporto  $N/P \leq 5$  indica una limitazione da azoto, mentre un rapporto  $N/P \geq 10$  indica un limite da fosforo. Uno studio di settore

(Gaggino, 1985- *The water quality of Italian Lakes*) ha evidenziato che nell'85 % dei 131 laghi italiani esaminati il fattore limitante è effettivamente il fosforo.

Questo nutriente è dunque il principale cardine per le strategie di controllo dei fenomeni di eutrofizzazione delle acque lacustri.

## 1.1 I parametri chimico-fisici indicatori del livello trofico

### 1.1.1 Composti del fosforo

Il fosforo è l'elemento più frequentemente analizzato tra quelli di norma monitorati per valutare la qualità dei laghi, in relazione al suo ruolo di regolatore dei processi di crescita dei microrganismi. Siccome risulta disponibile in natura in quantitativi relativamente ridotti, esso rappresenta un fattore limitante per la crescita algale e pertanto controlla la produttività primaria del corpo d'acqua; fonti naturali di quest'elemento sono rappresentate dall'erosione delle rocce ignee e dalla decomposizione della sostanza organica.

Nelle acque lacustri si presenta sia in forma disciolta sia particolata, passando da una forma all'altra in seguito a reazioni di sintesi o decomposizione; in acque naturali è presente essenzialmente come ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), polifosfato e fosforo organico. Il fosforo ortofosfato, altresì detto reattivo, rappresenta la frazione organica disciolta del fosforo ed è la forma direttamente assunta dagli organismi vegetali acquatici come fonte di nutrimento. Pertanto, le situazioni in cui la biomassa fitoplanctonica è ingente nelle acque di un lago determinano valori bassi di tale parametro, a causa dell'elevato consumo.

Il fosforo totale, che comprende l'insieme delle forme inorganiche ed organiche disciolte, nonché il fosfato particellato, è il parametro che può dare indicazioni maggiormente utili sullo stato trofico di un lago, rappresentando l'indice di trofia più sicuro ed attendibile.

Considerati i quantitativi limitati con cui il fosforo è presente in natura, alte concentrazioni di fosfati indicano verosimilmente la presenza di fonti d'inquinamento di origine antropica, quali scarichi domestici, effluenti industriali e zootecnici e dilavamento di terreni intensamente fertilizzati. L'aumento indotto della concentrazione di fosforo totale nei bacini lacustri ne aumenta la produttività determinando l'instaurarsi del fenomeno di *eutrofizzazione*.

Il fosforo di per sé non costituisce un fattore di rischio tossicologico per le specie animali e in particolare per i pesci; tuttavia, i suoi effetti eutrofizzanti sulle acque e i processi che ne conseguono (anossia, putrefazione, ecc.) possono comportare indirettamente gravi limitazioni alla sopravvivenza delle biocenosi.

### 1.1.2 Composti dell'azoto

L'azoto, insieme al fosforo, costituisce il nutrimento principale del fitoplancton. Nelle acque lacustri è presente sia in forma organica (proteine, macromolecole) che in forma inorganica, come azoto nitrico, nitroso e ammoniacale; le proporzioni relative alle tre diverse forme di azoto inorganico dipendono soprattutto da quale dei due tipi di decomposizione, aerobica o anaerobica, è in atto in prossimità del fondo. In genere, nel periodo di massima fioritura algale, in superficie sono riscontrabili bassi valori di azoto mentre sul fondo è presente un consistente accumulo causato dalla presenza di sostanza organica morta non ancora decomposta.

I resti di animali e vegetali, sedimentati sul fondo, vengono attaccati dai batteri decompositori fino alla liberazione degli aminoacidi dai quali viene poi prodotta l'ammoniaca. Quest'ultimo composto, che ad elevate concentrazioni risulta peraltro tossico per gli organismi acquatici, in presenza di ossigeno viene ossidato a nitrito dai batteri nitrosanti (*Nitrosomonas*), mentre i batteri nitrificanti (*Nitrobacter*) ossidano i nitriti a nitrati, che rappresentano la forma di azoto più ossidata e più facilmente utilizzabile dalle piante. I nitriti sono composti tossici per gli organismi acquatici in generale e soprattutto per la fauna ittica, a causa della loro capacità ossidante. Quando la loro concentrazione in acqua è elevata, i nitriti, attraverso gli epiteli branchiali raggiungono il circolo sanguigno e ossidano l'emoglobina rendendola incapace di trasportare ossigeno ai tessuti e causando quindi, in condizioni estreme, la morte per anossia. Il valore limite suggerito per la salvaguardia della fauna ittica d'acqua dolce è fissato in 0.1 mg/l di azoto nitroso (circa 30 mg[N] /mc).

In condizioni anossiche, particolarmente frequenti in prossimità del fondo, i batteri denitrificanti riducono ulteriormente i nitrati ad azoto molecolare  $N_2$ .

### 1.1.3 Ossigeno disciolto

L'ossigeno è fondamentale per lo sviluppo della vita negli ecosistemi acquatici e pertanto influenza tutti i processi metabolici degli organismi viventi; la sua concentrazione nelle acque lacustri subisce pesanti fluttuazioni sia temporali, con il variare delle stagioni, sia spaziali, lungo l'intera colonna d'acqua.

La quantità di ossigeno disciolto nell'acqua, infatti, dipende principalmente dalla temperatura (minore è quest'ultima, maggiore è la solubilità dell'ossigeno), e dalle attività biologiche che in essa si svolgono. La concentrazione di ossigeno, in un determinato momento dell'anno e in un qualsiasi punto della colonna, dipende dal rapporto tra quantità prodotta dagli organismi fotosintetici e quantità consumata dalla respirazione degli organismi sia autotrofi che eterotrofi e dalle attività di decomposizione e mineralizzazione operate dagli organismi microbici. A seconda che prevalgano i

processi fotosintetici o quelli respiratori, si avranno rispettivamente condizioni di *sovrassaturazione* o di *deficit* di ossigeno.

In laghi eutrofizzati, e quindi caratterizzati da una abbondante comunità fitoplanctonica, durante il periodo di stratificazione termica estiva, l'assenza di rimescolamento può portare ad una situazione di sovrassaturazione nello strato superficiale del lago e di deficit negli strati profondi, dove la sostanza organica, prodotta in gran quantità negli strati superficiali e sottoforma di alghe sedimentate, viene decomposta dagli organismi aerobi che sottraggono ossigeno all'acqua. In tali condizioni di anaerobiosi si possono produrre composti ridotti quali ammoniaca, metano, idrogeno solforato, particolarmente tossici per la vita acquatica.

L'ossigeno è dunque uno dei parametri più importanti per la caratterizzazione dello stato trofico delle acque di un lago e la sua distribuzione annuale lungo la colonna d'acqua, dipendente da fattori fisico-chimici ma soprattutto biologici, consente di trarre valide indicazioni sullo stato di salute del bacino lacustre in esame.

#### 1.1.4 Trasparenza

Questo parametro è strettamente legato al livello trofico del corpo idrico, essendo influenzato dalla presenza di biomassa algale: maggiore è la concentrazione di fitoplancton in sospensione, minore sarà la luce che penetra nelle acque e, quindi, la trasparenza. La trasparenza tende a crescere durante l'inverno, periodo in cui non si manifestano fioriture algali, e a ridursi nel periodo estivo.

In laghi oligotrofi il valore della trasparenza è più alto rispetto ai laghi con maggiore capacità produttiva (7-10 m); in alcune circostanze (periodo invernale) può raggiungere anche valori superiori ai 15 m. Al contrario, in laghi eutrofi o ipertrofi la trasparenza può ridursi a poche decine di centimetri in occasione di fioriture algali particolarmente intense.

La trasparenza si misura tramite il disco di Secchi, disco metallico di diametro standard di 20 cm, di colore bianco che viene calato in acqua mediante corda metrata. Il valore della trasparenza viene calcolato come la media della profondità di scomparsa quando il disco viene immerso, e la ricomparsa quando il disco viene riportato in superficie.

#### 1.1.5 Clorofilla "a"

La clorofilla "a" costituisce il principale pigmento presente nelle cellule vegetali e rappresenta pertanto uno dei parametri indicatori della produttività di un ecosistema acquatico. Nel periodo estivo esiste una correlazione significativa tra concentrazione di fosforo totale e clorofilla (Lund & Reynolds, 1982), il che dimostra l'idoneità di tale parametro a rappresentare lo stato trofico di un corpo idrico. La concentrazione estiva di tale parametro è inferiore a 0,1 µg/l per laghi ultraoligotrofi

(concentrazioni di fosforo totale dell'ordine di 1 µg/l) e raggiunge 100 µg/l per laghi eutrofizzati (concentrazioni di fosforo totale dell'ordine di 100 µg/l).

#### 1.1.6 pH

Il pH è un parametro che esprime l'acidità di un corpo idrico. Le sue variazioni sono strettamente connesse alle reazioni di ossido-riduzione: le reazioni di ossidazione forniscono protoni e acidificano il sistema, mentre le reazioni di riduzione tendono ad aumentare il pH. Di conseguenza, i processi di respirazione e di mineralizzazione della sostanza organica, essendo delle ossidazioni, rilasciano CO<sub>2</sub> e acidificano le acque del lago, mentre il consumo di anidride carbonica, tipico della fotosintesi, le basifica. Nel periodo di stratificazione estiva si può verificare una differenziazione tra epilimnio ed ipolimnio: nelle acque epilimniche il pH risulta più basico per l'aumento delle reazioni fotosintetiche, mentre nell'ipolimnio si ha una diminuzione della concentrazione idrogenionica dovuta sia al mancato consumo di CO<sub>2</sub> sia alle reazioni di decomposizione della sostanza organica.

#### 1.1.7 Temperatura

La temperatura rappresenta un importante fattore di regolazione dei principali processi chimico-fisici che avvengono in un corpo idrico e del metabolismo degli organismi acquatici, per i quali spesso costituisce un fattore limitante.

Il rimescolamento tra le acque profonde e quelle superficiali di un lago dipende essenzialmente da cinque fattori: azione del vento, moto ondoso, temperatura, densità e salinità. Ne periodo estivo, durante il quale si verifica il maggiore irraggiamento solare, gli strati superficiali dell'acqua risultano decisamente più caldi rispetto a quelli profondi; si formano così due zone termicamente distinte (epilimnio e ipolimnio), inframezzate da una terza zona dove si verifica il salto termico (termoclino), definito come fascia in cui per ogni metro di profondità si ha una diminuzione di temperatura pari ad un grado centigrado; epilimnio e ipolimnio, a causa della loro differenza di densità, risultano immiscibili tra loro, se non in particolari condizioni di forte vento. Al contrario, durante il periodo invernale (isotermia), la scarsa o nulla differenza tra temperatura delle acque superficiali con quelle profonde, consente il rimescolamento delle acque lungo tutta la colonna d'acqua. La formazione di ghiaccio nei mesi invernali, rappresenta un altro importante ostacolo al rimescolamento delle acque, poiché in questo periodo non avviene alcuna interazione meccanica né termica tra superficie del lago e l'aria.

La presenza di strati d'acqua a diverse temperature che impediscono il rimescolamento delle acque, è un fattore che influenza moltissimo i processi di distribuzione dell'ossigeno nel volume del bacino lacustre; al contrario in condizioni di omeotermia la distribuzione dell'ossigeno e di tutte le altre sostanze disciolte in acqua verrà favorita e resa uniforme.

## 1.2 Il livello trofico naturale

L'obiettivo cui devono tendere gli interventi di risanamento è quello di ricondurre ciascun ambiente lacustre ad un livello prossimo alla sua trofia naturale, che non necessariamente corrisponde ad una condizione di oligotrofia. Pertanto, risulta necessario definire il livello trofico "naturale" dei bacini in oggetto. Un semplice modello empirico volto in tal senso è quello definito "Indice MEI" (Vighi e Chiaudani, 1985). Questo indice consente una buona stima del livello trofico proprio del lago in funzione della sua struttura morfometrica e dei fattori edafici, dipendenti dalle caratteristiche del bacino di drenaggio. Nei laghi sottoposti ad eutrofizzazione di origine antropica, gli apporti di origine civile ed industriale determinano incrementi nella concentrazione di nutrienti, ma non la sostanziale alterazione dei parametri usualmente utilizzati per il calcolo del MEI (alcalinità e conducibilità).

Le relazioni in grado di correlare stato trofico naturale (espresso come concentrazione di P nel lago) e indice MEI sono:

$$\text{Log P} = 1.48 + 0.33 (\pm 0.09) \times \text{Log MEI}_{\text{al}} \quad r = 0.83$$

dove:

$$\text{MEI}_{\text{alc}} = \text{alcalinità [meq/l]} / \text{profondità media};$$

Dal momento che il fenomeno dell'eutrofizzazione è legato all'apporto di nutrienti, siano essi di origine naturale o antropica, risulta importante verificare quale di essi (essenzialmente, il fosforo o l'azoto) risulta essere il fattore limitante per la produttività. Una delle metodologie più usate riguarda l'utilizzo dei rapporti di massa dei composti del P e del N biodisponibili. Chiaudani e Vighi (1974) utilizzano il rapporto N/P per definire quale dei due nutrienti è limitante: un rapporto N/P < 5 indica una limitazione da azoto, mentre un rapporto N/P > 10 indica un limite da fosforo.

## 1.3 Metodi di classificazione trofica delle acque lacustri

La classificazione dello stato trofico dei laghi viene effettuata applicando il sistema di classificazione sviluppato dall'OECD (Organization for Economic Development and Cooperation) nel quadro di controllo delle acque dolci (OECD 1982). Questo studio si basa sull'analisi statistica di più di cento laghi, situati per lo più in aree a clima temperato, e correla lo stato trofico del lago ai principali parametri indicatori (fosforo totale medio, clorofilla, e massima trasparenza media). Esistono due differenti sistemi di classificazione derivanti dallo studio sopra citato:

- sistema a valori fissi
- sistema probabilistico

Il primo definisce dei limiti sui più importanti parametri in grado di caratterizzare lo stato trofico di un lago: tali parametri e relativi limiti per singola classe trofica sono rappresentati in Tabella 12-2.

Il metodo probabilistico utilizza delle curve probabilistiche (Figura 12-1), in grado di correlare ogni singolo parametro con i diversi stati trofici. Il risultato è quello di definire un quadro meno netto, ma più realistico, della “probabilità” di un lago di appartenere ad un determinato stato trofico. Per esempio un lago con un valore di  $P_{tot}$  di 10  $\mu\text{g/l}$  ha una probabilità del 10% di essere ultraoligotrofo, del 63% oligotrofo, del 23% mesotrofo e dell'1% eutrofo.

Lo stesso grafico esiste anche per gli altri parametri presi in considerazione come la clorofilla e la trasparenza.

Stato trofico	Fosforo totale media annua ( $\mu\text{g/l}$ )	Clorofilla “a” media annua ( $\mu\text{g/l}$ )	Clorofilla “a” massimo annuo ( $\mu\text{g/l}$ )	Trasparenza media annua (m)	Trasparenza minimo annuo (m)
<b>Ultra oligotrofia</b>	<4	<1	>2,5	>12	>6
<b>Oligotrofia</b>	4-10	1-2,5	2,5-8	6-12	3-6
<b>Mesotrofia</b>	10-35	2,5-8	8-25	3-6	1,5-3
<b>Eutrofia</b>	35-100	8-25	25-75	1,5-3	0,7-1,5
<b>Iperotrofia</b>	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Tabella 11-6 - Valori per definire le classi trofiche attraverso il sistema a valori fissi (OECD 1982).

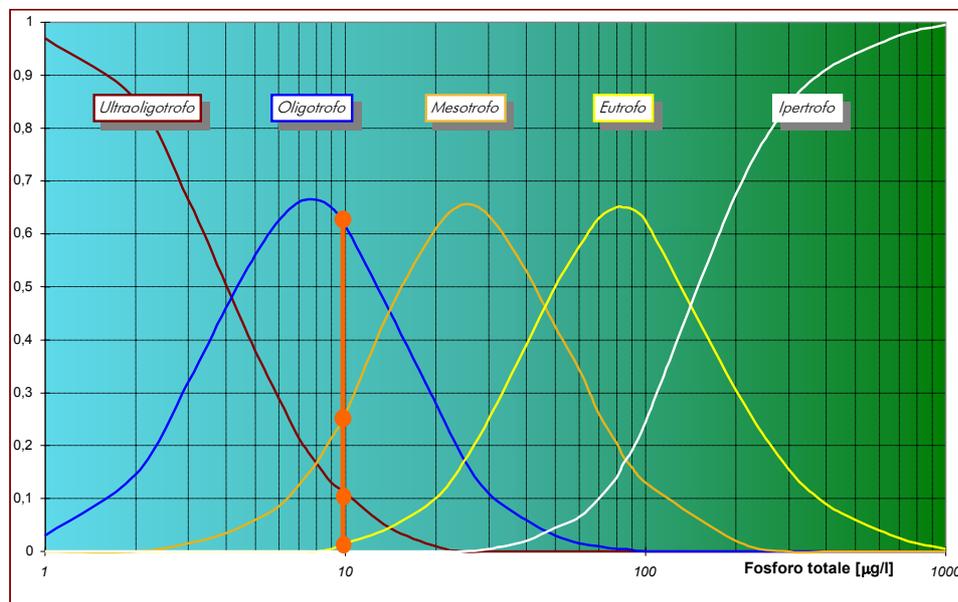


Figura 11-1 - Classificazione trofica probabilistica mediante la concentrazione media annua di fosforo totale.

## 1.4 Modelli per la valutazione dello stato trofico delle acque lacustri

Avendo individuato le cause dell'eutrofizzazione nell'eccessivo carico di nutrienti, Vollenweider, dopo avere preso in esame la correlazione tra carico di fosforo e concentrazione media annuale di fosforo totale in molti laghi americani ed europei, ha proposto l'adozione di un grafico che servisse a valutare l'effetto di risanamento di un lago, in seguito alla riduzione dei carichi di fosforo.

Questo grafico è costituito da tre porzioni di piano in cui lo stato trofico di un lago è definito in base a:

- **C**: carico areale di fosforo annuo [ $\text{g P} / \text{m}^2 / \text{anno}$ ], dato dal rapporto tra i carichi del nutriente afferenti al lago e la superficie idrica dello stesso;
- **Z**: profondità media [m];
- **T<sub>r</sub>**: tempo di ricambio effettivo [anni].

In relazione al carico specifico afferente a lago (asse Y), noti i parametri Z e T<sub>r</sub>, il lago si posiziona in un'area che ne definisce le condizioni trofiche all'equilibrio. Il grafico permette di quantificare la rimozione del fosforo necessaria per portare un lago eutrofo in condizioni di mesotrofia o oligotrofia.

Il modello di Vollenweider conferma che la profondità è un importante parametro nella tendenza di un lago ad essere eutrofo; infatti a parità di carico areale e di tempo di ricambio i laghi poco profondi (Z basso) si trovano anche per apporti specifici di fosforo relativamente bassi in condizioni trofiche critiche.

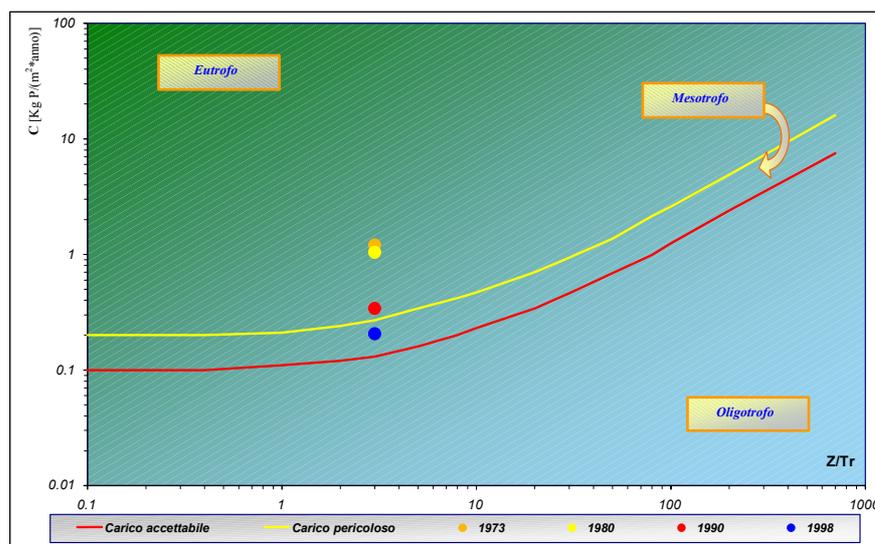


Figura 11-2 - Esempio di applicazione del grafico di Vollenweider (Lago di Comabbio (VA)).

## 1.5 La classificazione delle acque lacustri secondo la normativa

Per la classificazione delle acque ai sensi del D.Lgs 152/99 e successive modifiche, si utilizza la nuova classificazione dello stato ecologico CSE, ora formalizzata e resa norma di legge dal decreto n. 391 del 29 dicembre 2003 emanato del Ministero dell'Ambiente di comune accordo con il Ministero della Salute, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 39 del 17 febbraio 2004.

Occorre premettere che nel medesimo decreto sono stati fissati i livelli soglia per stabilire per i singoli laghi lo *Stato Chimico*. Tale norma comporterà che nei prossimi anni gli enti preposti al monitoraggio della qualità a i sensi del D.Lgs 152/99 e s.m.i. dovranno, con mirate campagne di monitoraggio, stabilire per il laghi lo stato chimico di qualità delle acque lacustri. Per questo motivo la classificazione dello stato ambientale seguente, non terrà conto dell'eventuale presenza dei microinquinanti in valori superiori a quanto recentemente fissato.

La normativa in tema di tutela delle risorse idriche D.Lgs. 152/99 con le integrazioni e modifiche riportate nel D.Lgs. 258/00 classificano i laghi attraverso tre passaggi successivi:

- **stato ecologico** (definisce la complessità degli ecosistemi e la natura dei sedimenti utilizzando come indicatori parametri chimici e fisici di fase relativi allo stato trofico);
- **stato chimico** (considera l'eventuale presenza di microinquinanti e sostanze chimiche pericolose in base al confronto con opportuni valori soglia);
- **stato ambientale** (attraverso la comparazione dei risultati relativi a stato chimico ed ecologico, definisce lo scostamento tra lo stato del corpo idrico in esame e quello di un ipotetico corpo idrico campione opportunamente definito).

La classificazione dello stato ecologico degli ambienti lacustri, fin dall'inizio dell'applicazione della normativa, ha evidenziato diverse difficoltà, non riuscendo a distinguere in modo adeguato tra i differenti livelli trofici e classificando la maggior parte degli ambienti lacustri nelle ultime due classi della scala prevista, generando gravi conseguenze sul piano gestionale, essenzialmente legate alla definizione delle azioni di risanamento, con pesanti ricadute ambientali ed economiche.

In questo senso arriva la nuova classificazione dello stato ecologico proposta dall'IRSA-CNR, in grado di distinguere tra i diversi livelli trofici dei laghi nel territorio italiano.

La proposta più completa del criterio classificatorio, prende il nome di Sistema di Classificazione dello Stato Ecologico (CSE). Dal punto di vista procedurale si tratta di calcolare separatamente le singole classi per i parametri trasparenza e clorofilla, come indicato nella normativa e di definire le classi per l'ossigeno e il fosforo, utilizzando le due tabelle a doppia entrata (Tabella 12-4, Tabella 12-5).

La classe di stato ecologico definitiva, viene ottenuta normalizzando i risultati delle singole classi attraverso la Tabella 12-6. Questa procedura consente di giungere ad una classificazione che tiene conto dell'ampia molteplicità di situazioni ecologiche a cui vanno incontro gli ambienti lacustri.

Per determinare lo stato ecologico, la normativa prevede per la percentuale di saturazione dell'ossigeno il valore minimo all'ipolimnio nel periodo di massima stratificazione e per il fosforo totale il valore massimo nei due campionamenti, che generalmente si riscontra sul fondo nel periodo di massima stratificazione. Per una maggiore sensibilità alle diverse situazione di laghi oligomittici, olomittici, meromittici ecc., può essere ottenuta tenendo conto di entrambe i comparti (epilimnio e ipolimnio), sia nel periodo di massima circolazione sia nel periodo di massima stratificazione. Per le classificazioni basate sul fosforo totale e sull'ossigeno questo risultato può essere realizzato introducendo una tabella a doppia entrata in cui mantenendo gli stessi intervalli di concentrazione indicati dalla normativa, in orizzontale viene riportato il valore delle due variabili misurato in superficie nel periodo di massima circolazione, mentre in verticale rispettivamente il valore di saturazione di ossigeno minimo ipolimnico e il valore massimo di fosforo totale misurato durante i due campionamenti.

La Tabella 12-4 rappresenta i criteri di assegnazione della classe per l'ossigeno, mentre la Tabella 12-5 rappresenta quelli per il fosforo. Le parti in grigio sono situazioni di non senso limnologico e sono state eliminate dalla classificazione.

Per le classificazioni basate sulla clorofilla e sulla trasparenza, essendo queste ultime due variabili relative allo strato eufotico, i criteri di classificazione sono identici a quelli previsti dalla normativa (Tabella 12-3).

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
Trasparenza (m) (valore minimo)	> 5	≤ 5	≤ 2	≤ 1.5	≤ 1
Clorofilla "a" (µg/l) (valore massimo)	< 3	≤ 6	≤ 10	≤ 25	> 25

Tabella 11-7 - Individuazione dei livelli per la trasparenza e la clorofilla "a".

		Valore a 0 m nel periodo di massima circolazione				
		< 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
		1	2	3	4	5
Valore minimo ipolimnico nel periodo di massima stratificazione	< 10	1				
	≤ 25	2	2			
	≤ 50	3	3	3		
	≤ 100	4	3	3	4	
	> 100	5	3	4	4	5

Tabella 11-8 - Classificazione a doppia entrata per l'ossigeno (% sat).

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

Tabella 11-9 - Classificazione a doppi entrata per il fosforo totale ( $\mu\text{g/l}$ ).

Il criterio di classificazione previsto dalla normativa individua lo stato ecologico sulla base di un unico parametro, il peggiore. questo approccio è decisamente in contro tendenza rispetto alle teorie classiche che definiscono lo stato trofico sulla base di una molteplicità di parametri. E' possibile superare questo ostacolo introducendo nel calcolo della classe di appartenenza il concetto di valutazione integrata dei quattro parametri, che può essere ottenuta attraverso una loro normalizzazione. E' possibile effettuare questo tipo di valutazione sommando le classi ottenute dai singoli parametri e attribuendo la classe definitiva sulla base degli intervalli definiti in Tabella 12-6. In questo modo si ottiene una classificazione in grado di rendere conto, almeno in parte, delle sinergie che legano i quattro parametri nel ciclo biogeochimico del fosforo.

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

Tabella 11-10 - Attribuzione della classe dello stato ecologico sulla base della normalizzazione dei punteggi delle classi ottenute per i singoli parametri.