

Progetto di recupero del Lago di Viverone ***- relazione finale -***



Il Direttore del CNR-ISE
(Dott. Rosario Mosello)

Il Dirigente Responsabile ARPA Biella
(Dott.ssa Antonella Pannocchia)

Giugno 2006

Autori:

CNR-ISE

Alcide Calderoni (Capitoli: 10, 11)
Marzia Ciampittiello (Capitoli: 2, 3, 4, 6, 11)
Riccardo de Bernardi (Capitoli: 10, 11)
Gaetano Galanti (Capitoli: 1, 11, 12, 13)
Alessandro Oggioni (Capitoli: 2, 3, 4, 5, 6, 11, 13)

ARPA-Biella

Matteo Massara (Capitoli: 5, 11, 12)
Francesca Vietti (Capitoli: 5, 7, 8, 9, 11)

hanno inoltre collaborato:

CNR-ISE

Gabriele Tartari
Paola Giacomotti
Arianna Orrù

ARPA-Biella

Chiara Cisaro
Gianfranco Piancone
Aldo Tocchio

INDICE

Indice.....	3
1. Introduzione	4
2. Inquadramento Geografico e Territoriale	5
3. Idrogeologia del Bacino Imbrifero.....	7
4. Reticolo Idrografico	10
5. Uso del suolo.....	15
6. Bilancio idrologico del lago.....	18
6.1. Pioggia diretta sul lago.....	19
6.2. Ruscellamento superficiale	21
6.3. Contributo sotterraneo.....	22
6.4. Evaporazione lago ed evapotraspirazione zona umida	23
6.5. Variazioni del livello del lago.....	23
6.6. Deflusso superficiale e Prelievo irriguo.....	23
6.7. Perdite della rete fognaria	23
7. Caratteristiche delle acque lacustri	26
7.1. Temperatura	26
7.2. Trasparenza	28
7.3. Ossigeno disciolto	29
7.4. pH.....	31
7.5. Potenziale di ossidoriduzione.....	32
7.6. Conducibilità.....	33
7.7. I composti del fosforo	34
7.8. I composti dell'azoto.....	36
7.9. Rapporto N/P e fattore limitante	38
7.10. Clorofilla	40
8. Stato di Qualità Ecologica (SEL) & Stato di Qualità Ambientale (SAL).....	41
9. Balneabilità	48
10. Bilancio dei nutrienti.....	57
11. Proposte di intervento per il recupero ambientale del Lago di Viverone mediante la riduzione dei carichi di nutrienti	61
11.1. Interventi sulla rete fognaria interna ai comuni e su quella di adduzione all'impianto di depurazione	63
11.2. Interventi sull'uso del suolo agricolo e sull'impiego di fertilizzanti	64
12. Altri interventi di gestione del territorio finalizzati al recupero ambientale.....	65
12.1. Tutela e conservazione delle aree vegetate esistenti.....	65
12.2. Realizzazione di una nuova fascia tampone ripariale	67
13. La gestione della delle idrofite nel Lago di Viverone.....	68
Bibliografia	72
Indice delle figure	74
Indice delle tabelle	76

1. INTRODUZIONE

Questo studio, svolto congiuntamente dal CNR-ISE e dall'ARPA Biella su incarico delle Amministrazioni provinciali di Biella e di Torino, è principalmente rivolto ad individuare realistiche strategie, attuabili in tempi brevi, per il recupero della qualità ambientale del Lago di Viverone che attualmente risulta compromessa dall'elevato livello trofico delle acque. In secondo luogo analizza il delicato problema del controllo della crescita di piante acquatiche che ostacola la fruizione delle rive per quanto concerne la balneazione e la navigazione.

All'individuazione delle azioni da intraprendere per ridurre l'eutrofizzazione si è giunti abbinando la definizione del quadro limnologico recente con la valutazione dei carichi esterni ed interni di nutrienti gravanti sul lago. Il carico esterno di azoto e di fosforo è stato calcolato per ciascuna delle diverse frazioni che concorrono alla formazione del carico totale, attribuibili agli apporti delle acque superficiali e delle acque sotterranee. L'impiego di questo procedimento ha richiesto la definizione del bilancio idrologico del lago e l'analisi chimica delle acque dei due immissari più importanti e della falda. Un notevole contributo alla misura degli afflussi e del deflusso è stato fornito dalla posa di misuratori di portata in continuo sul principale corso d'acqua immissario (Roggia di Piverone) e sull'emissario (Roggia Fola). Di fondamentale rilevanza è stata anche la revisione di parametri relativi al bacino imbrifero e all'emissario: del primo sono stati corretti i confini e di conseguenza è stata ridotta di circa il 17 % la superficie; del secondo è stata ridimensionata la portata attorno ad un valore che, per il 2005, è risultato quasi 5 volte più basso di quello riportato dalla letteratura. Questa precisa valutazione del deflusso è risultata importante oltre che per la definizione del bilancio idrologico anche per il calcolo del tempo di ricambio teorico delle acque del lago. Esso infatti rappresenta un parametro usato nei modelli di calcolo dei carichi di nutrienti ammissibili, ossia di quelli ritenuti prossimi ai carichi rilasciati dai bacini imbriferi in condizioni naturali.

La gestione delle idrofite è stata discussa alla luce dell'impatto dell'eutrofizzazione sullo sviluppo della vegetazione acquatica e considerando le diverse funzioni svolte dalle piante all'interno dell'ecosistema lacustre. La metodologia di intervento proposta tende a conciliare le esigenze dei fruitori della zona litorale con la necessità di salvaguardare la biocenosi della zona litorale nonché dell'intero lago.

Nel suo complesso, la stesura di questa relazione si basa sull'analisi e l'interpretazione di una notevole mole di dati derivanti da archivi, pubblicazioni e da misure ed analisi effettuate nel corso di questo studio. La maggior parte di essi è raccolta in due relazioni sullo stato di avanzamento del progetto, prodotte nei mesi di aprile e di dicembre del 2005 (di seguito indicati rispettivamente come Relazione 1 e Relazione 2). Il criterio e la metodologia da adottare per contenere la biomassa delle idrofite sono state invece oggetto di una specifica relazione prodotta nel mese di febbraio del 2005.

2. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E TERRITORIALE

Il bacino idrografico del Lago di Viverone è situato all'interno dell'Anfiteatro morenico di Ivrea (Fig. 1) ed è compreso nelle province di Biella, Torino e Vercelli. Nell'ambito di questo anfiteatro è caratteristica la dorsale rettilinea della Serra d'Ivrea, alta fino a 700 m s.l.m. che forma lo sbarramento ad est del bacino del Lago di Viverone. La Serra e gli altri due sbarramenti morenici, di S. Michele Borgo e di Bollengo-Strambino, a ovest si sono originati durante le espansioni glaciali pleistoceniche che hanno occupato a più riprese il fondovalle scavando la conca lacustre, riempita in periodi successivi dalle acque di scioglimento glaciali. Al ritiro di questi la Dora Baltea ha potuto dare inizio all'erosione fluviale, disponendosi tra il Lago di Viverone e il Lago di Candia e apportando depositi prima di tipo fluvio-glaciali e poi fluviali.

Il bacino imbrifero del Lago di Viverone copre un territorio di 21,4 km² (lago escluso) amministrato dai comuni di Piverone, Zimone, Roppolo, Azeglio, Viverone, Cavaglià, Borgo d'Ale e Alice Castello. L'area di questo territorio così come è stata definita nel presente studio, risulta inferiore del 17 % rispetto a quanto riportato dalla letteratura e dal Piano di tutela delle acque della Regione Piemonte. La differenza è dovuta al fatto che, fino ad oggi, nel bacino imbrifero del lago è sempre stato erroneamente incluso il sottobacino della Roggia Violana.

La quota più elevata del bacino è il Monte Chiaro con 529 m s.l.m. che si trova nella parte più a Nord-Est del bacino.

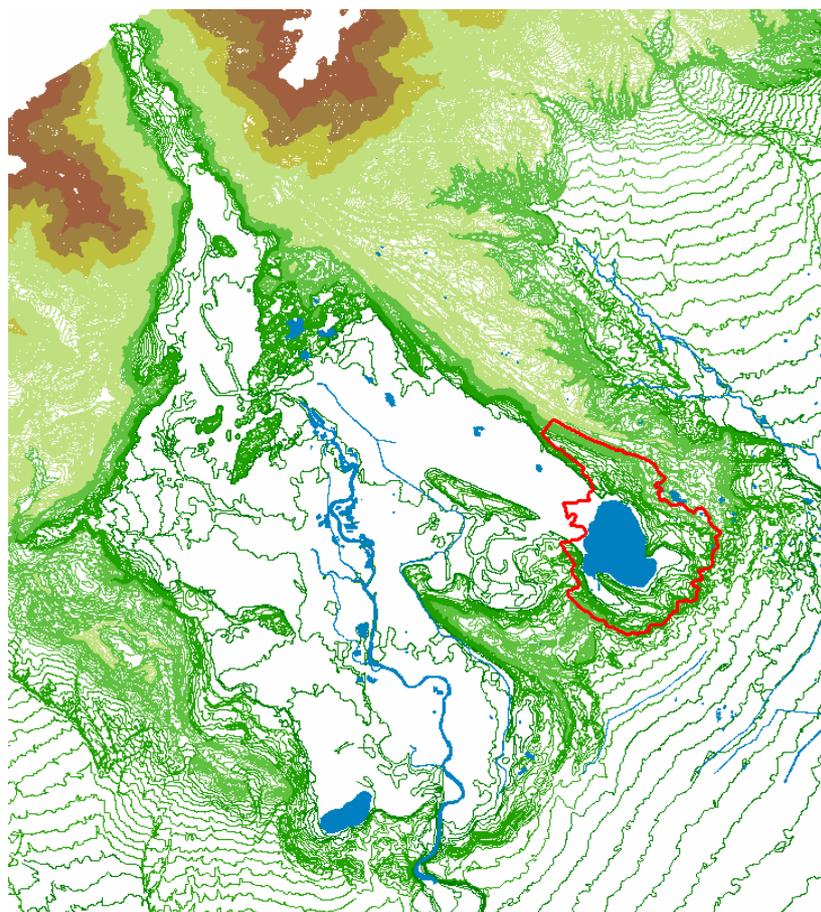


Figura 1. Il bacino idrografico del Lago di Viverone (in rosso), compreso nell'anfiteatro morenico di Ivrea.

Il paesaggio, originato dal modellamento glaciale è caratterizzato da zone di esarazione e di accumulo. In particolare il lago è circondato dai depositi morenici della Serra di Ivrea che costituisce la morena laterale sinistra dell'omonimo anfiteatro, comprendente nella parte più meridionale anche il Lago di Candia. Essa si estende con direzione costante NO-SE per 25 km da Andrate verso Cavaglià e presenta una certa regolarità morfologica con forme accentuate e ben preservate. Il settore frontale dell'Anfiteatro risulta essere costituito da tre archi principali: uno laterale, quello che comprende il lago, uno intermedio ed uno assiale più ampio, separati tra di loro da cordoni morenici che vengono interpretati come resti di cerchie più interne.

Il Lago di Viverone è posto ad una quota media di 230 m s.l.m., ha una forma irregolarmente ellittica con una lunghezza massima di 3,3 km secondo l'asse N-S ed una larghezza massima di 2,3 km secondo l'asse E-W. La superficie dello specchio lacustre è di 5,73 km²; il rapporto tra l'area del bacino imbrifero e quella del lago è pari a 3,7; il volume alla quota media di 230 m s.l.m. è di 131,5 Mm³ (Tab.1).

Tabella 1. Caratteristiche morfometriche del Lago di Viverone e del suo bacino imbrifero.

Quota media	230	m s.l.m.
Superficie lago	5,73	km ²
Superficie bacino imbrifero (escluso il lago)	21,4	km ²
Altitudine media	230	m s.l.m.
Quota massima bacino imbrifero	529	m s.l.m.
Profondità massima	50	m
Volume	131,5	10 ⁶ m ³

3. IDROGEOLOGIA DEL BACINO IMBRIFERO

Il bacino imbrifero del lago è situato all'interno dell'anfiteatro morenico di Ivrea, di cui occupa il margine nord-orientale.

L'anfiteatro morenico di Ivrea è situato allo sbocco della Valle d'Aosta ed è stato oggetto di studio sin dalla metà dell'800 da parte di molti autori, Martins e Gastaldi (1850), Bruno (1877), Stoppani (1880) Marco (1892) e Sacco (1927). Studi più recenti sono stati effettuati negli anni '70.

Nella parte più a nord il substrato è costituito da rocce cristalline appartenenti a tre distinte unità strutturali della regione Alpina:

- la Zona Sesia-Lanzo,
- la Zona del Canavese,
- la Zona Ivrea-Verbanò.

Nel tratto intermedio il corpo morenico poggia invece su un complesso sedimentario di sabbie marine fossilifere di colore grigio-giallastro di età pliocenica inferiore (Adorno, 1989).

L'anfiteatro consiste di una serie di depositi glaciali, fluvioglaciali e fluviali del Pleistocene medio e superiore, con soglie di affioramento del substrato roccioso nei pressi di Ivrea.

Sono presenti un acquifero superficiale, di potenza mediamente inferiore a 25 m a valle di Ivrea e maggiore a monte, e acquiferi profondi nella serie di depositi pliocenici, investigati solo localmente.

La ricarica dell'acquifero superficiale avviene attraverso l'infiltrazione della pioggia efficace che arriva al suolo, dalle zone pedemontane adiacenti e dal fondovalle alluvionale della Dora Baltea.

L'acquifero superficiale risulta drenato dalla Dora Baltea e dal Torrente Chiusella ed è caratterizzato da un significativo interscambio con il Lago di Viverone (PTA Regione Piemonte).

Il pannello piezometrico della falda superficiale dipende fortemente dalla morfologia superficiale, quindi con drenaggio verso la regione fluviale della Dora Baltea e con una elevatissima cadente piezometrica nelle zone di anfiteatro morenico interno. La soggiacenza è generalmente inferiore a 10 m sul piano campagna, con alcune situazioni di falda subaffiorante in prossimità delle regioni lacustri-palustri interne alla piana inframorenica; essa raggiunge valori massimi, superiori a 100 m sul p.c., in corrispondenza dei rilievi dell'anfiteatro morenico.

Date le caratteristiche idrogeologiche del bacino imbrifero del Lago di Viverone, la falda superficiale che interessa il lago, è caratterizzata da un grado di vulnerabilità prevalentemente alto (PTA Regione Piemonte).

Gli scambi tra l'acquifero superficiale e quello più profondo, possono essere ipotizzati ma non verificabili, né in quantità né in modalità, così come il flusso in direzione e quantità dell'acquifero profondo. La soggiacenza delle falde è stata misurata in 14 pozzi superficiali e 5 profondi presenti sia all'interno che all'esterno del bacino imbrifero del Lago di Viverone nel corso della campagna di campionamento delle loro acque condotta nei mesi di settembre e novembre del 2005 (Fig. 2). La soggiacenza è risultata compresa tra 53 m e 153 m nei pozzi profondi e tra 2 m e 9 m nei pozzi superficiali (Tab. 2).

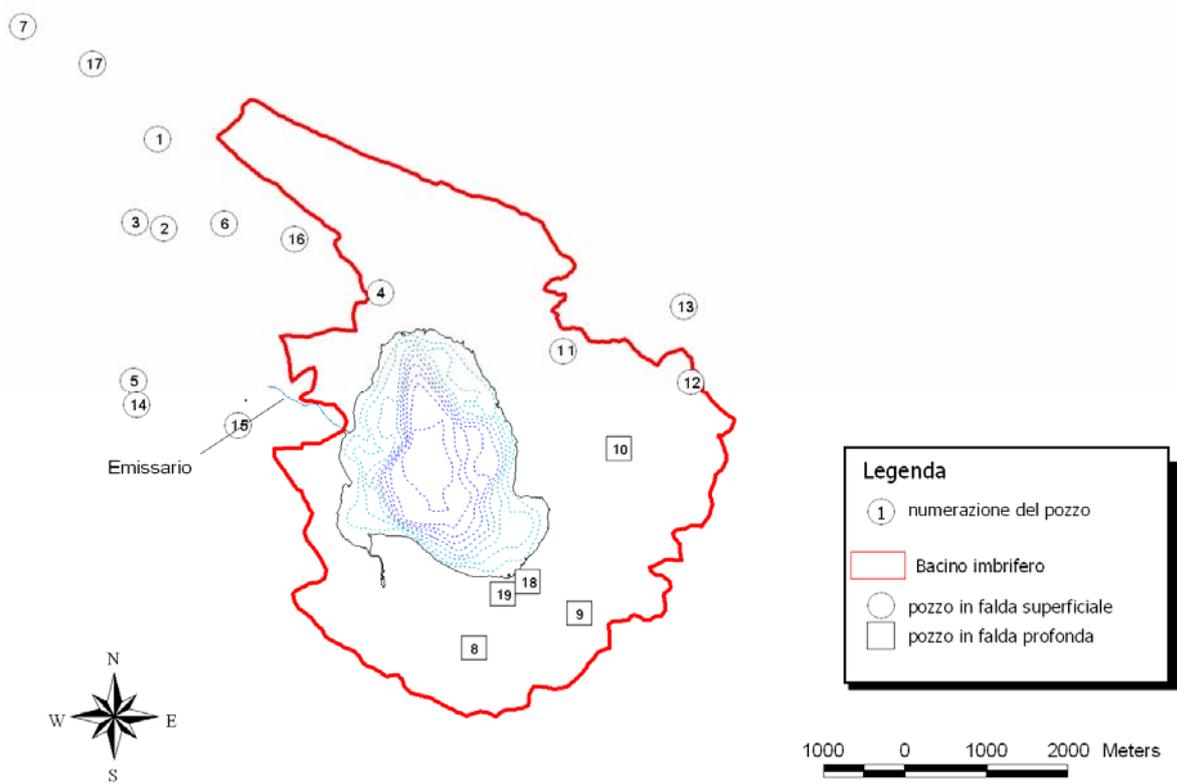


Figura 2. Distribuzione dei pozzi superficiali e profondi campionati.

Tabella 2. Caratteristiche dei pozzi campionati.

Campione	WGS84 / UTM E	WGS84 / UTM E	Piano Campagna (m s.l.m.)	Comune	Località	Profondità (m)	Soggiacenza (m)	Falda	Profondità (m s.l.m.)	Soggiacenza (m s.l.m.)
1	420990	5033686	242	Piverone	Ditta Liquigas	24.0	-	superficiale	218	-
2	421073	5032582	235	Piverone	C.na Fornera	4.0	2.8	superficiale	231	232.2
3	420751	5032649	235	Piverone	C.na Boschetto	20.0	2.7	superficiale	215	232.3
4	423856	5031743	272	Piverone	Barana	11.1	9.1	superficiale	260.9	262.9
5	420731	5030627	261	Azeglio	Piane	8.0	6.0	superficiale	253	255
6	421852	5032617	235	Piverone	Cava sabbia	23.0	4.0	superficiale	212	231
7	429309	5035144	240	Bollengo	-	18.0	-	superficiale	222	-
8	425041	5027165	251	Borgo d'Ale	C.na Baserna	70.0	53.0	profonda	181	198
9	426369	5027588	313	Roppolo	C.na Loggie Piana	140.0	130.0	profonda	173	183
10	426858	5029731	280	Roppolo	C.na Fontana	60.0	-	superficiale	220	-
11	426162	5030983	381	Viverone	C.na S. Spirito	12.5	2.0	superficiale	368.5	379
12	427781	5030576	387	Roppolo	Suore Maria Ausigliatrice	-	-	superficiale	-	-
13	427692	5031534	400	Roppolo	Peveano	16.0	4.0	superficiale	384	396
14	420756	5030279	241	Roppolo	Piane	-	9.0	superficiale	-	232
15	421989	5030025	243	Azeglio	Via Boscardina n°37	-	9.0	superficiale	-	234
16	422767	5032396	235	Barana	-	6.0	-	superficiale	229	-
17	420195	5034677	260	Palazzo Canavese	Regione Mulini 31	-	8.3	superficiale	-	251.7
18	425628	5027997	233	Viverone	Comuna	100.0	-	profonda	133	-
19	425446	5027879	245	Viverone	Masseria	77.6	-	profonda	167.4	-

4. RETICOLO IDROGRAFICO

Il Lago di Viverone appartiene al bacino idrografico del Fiume Dora Baltea. Il suo bacino imbrifero ha un'estensione di 21,4 km² (escluso il lago) e si estende tra il versante interno dei rilievi che costituiscono la Serra di Ivrea e l'arco laterale del settore frontale dell'Anfiteatro. Esso è caratterizzato dall'assenza di grossi corsi d'acqua: l'idrografia superficiale, infatti è organizzata sotto forma di una capillare rete di canali naturali ed artificiali a carattere torrentizio (rogge). Gli unici due corsi d'acqua di un certo rilievo sono la Roggia di Piverone e la Roggia di Roppolo che drenano i sottobacini omonimi aventi una superficie di 3,9 km² e 4,8 km². La somma di questi 2 sottobacini rappresenta circa il 40% di tutto il bacino imbrifero (Fig. 3). Ai fini del carico esterno dei nutrienti sono stati definiti altri 2 sottobacini, denominati di Viverone e di Masseria, che non presentano corsi d'acqua drenanti di portate determinabili.

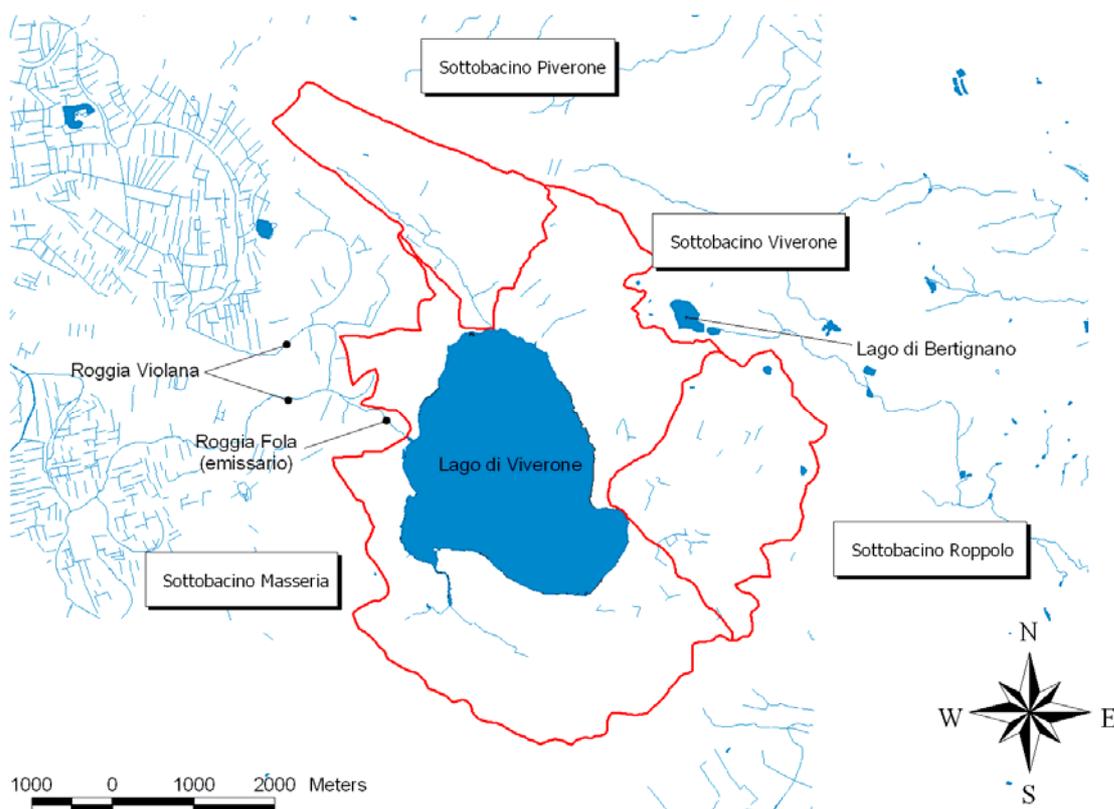


Figura 3. I 4 sottobacini in cui è stato suddiviso il bacino imbrifero del Lago di Viverone.

Come previsto dal programma di ricerca, sulla Roggia di Piverone è stato installato un misuratore automatico di livello per la misura degli afflussi a lago. I dati rilevati a partire dal mese di Agosto 2004 sono riportati nella Relazione 2. Nella tabella 3 sono riportati i valori medi mensili della Roggia Piverone per l'anno 2005 che è stato caratterizzato da una scarsa piovosità: 40 % in meno della media riferita al periodo 1957-1996 che è di 1100 mm (Regione Piemonte, 1998). La portata massima mensile è stata di 0,066 m³ s⁻¹ misurata nel mese di aprile mentre la media annua è stata di 0,026 m³ s⁻¹.

Le portate medie mensili della Roggia di Roppolo, per la quale non è stato possibile installare il previsto misuratore di portata sono state calcolate a partire dai valori medi mensili di portata

misurati della Roggia di Piverone e dai dati di pioggia ragguagliati alle aree dei due sottobacini, tenendo altresì conto delle caratteristiche di copertura vegetale e di uso del suolo. Pur con le approssimazioni dovute al tipo di estrapolazione adottata, si può ritenere che tali valori di portata (Tab. 4) siano sufficientemente rappresentativi del regime idrologico del bacino drenato dalla Roggia di Roppolo.

Tabella 3. Valori giornalieri, medie mensili e media annuale della portata ($m^3 s^{-1}$) della Roggia di Piverone per l'anno 2005.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	
1	0,037	0,026	0,023	0,127	-	0,016	0,003	0,015	0,005	0,007	0,015	0,012	
2	0,036	0,023	0,021	0,053	-	0,015	0,003	0,015	0,005	0,025	0,014	0,013	
3	0,034	0,024	0,021	0,040	-	0,015	0,003	0,015	0,006	0,072	0,013	0,034	
4	0,033	0,024	0,022	0,034	-	0,015	0,004	0,015	0,007	0,080	0,013	0,023	
5	0,033	0,024	0,023	0,032	-	0,015	0,004	0,018	0,006	0,026	0,016	0,030	
6	0,031	0,025	0,022	0,031	-	0,015	0,005	0,019	0,007	0,031	0,015	0,027	
7	0,031	0,022	0,022	0,031	-	0,015	0,004	0,018	0,006	0,091	0,014	0,022	
8	0,030	0,021	0,022	0,077	-	0,014	0,005	0,017	0,020	0,050	0,014	0,019	
9	0,031	0,020	0,023	0,142	-	0,010	0,006	0,017	0,089	0,030	0,014	0,017	
10	0,030	0,020	0,025	0,088	-	0,006	0,024	0,019	0,017	0,023	0,013	0,015	
11	0,030	0,022	0,027	0,060	-	0,007	0,006	0,024	0,428	0,021	0,013	0,015	
12	0,029	0,023	0,029	0,053	-	0,010	0,006	0,019	0,070	0,019	0,013	0,015	
13	0,029	0,024	0,028	0,050	0,022	0,008	0,008	0,020	0,024	0,018	0,015	0,021	
14	0,028	0,022	0,027	0,045	0,025	0,040	0,007	0,028	0,015	0,016	0,016	0,019	
15	0,028	0,023	0,028	0,044	0,025	0,014	0,005	0,026	0,012	0,016	0,016	0,018	
16	0,028	0,020	0,028	0,123	0,038	0,014	0,005	0,023	0,011	0,016	0,016	0,017	
17	0,028	0,020	0,029	0,085	0,028	0,012	0,004	0,021	0,014	0,016	0,018	0,026	
18	0,029	0,020	0,030	0,063	0,042	0,010	0,007	0,019	0,013	0,018	0,018	0,029	
19	0,030	0,021	0,029	0,064	0,0246	0,007	0,007	0,025	0,012	0,019	0,017	0,027	
20	0,028	0,022	0,030	0,057	0,021	0,004	0,009	0,023	0,011	0,019	0,016	0,026	
21	0,029	0,022	0,030	0,047	0,022	0,003	0,005	0,016	0,010	0,018	0,017	0,025	
22	0,028	0,023	0,030	0,044	0,023	0,003	0,005	0,017	0,010	0,017	0,021	0,025	
23	0,025	0,022	0,030	0,041	0,025	0,002	0,005	0,019	0,010	0,016	0,016	0,026	
24	0,024	0,021	0,030	0,096	0,022	0,002	0,005	0,017	0,009	0,016	0,015	0,025	
25	0,025	0,023	0,031	0,130	0,019	0,003	0,005	0,018	0,010	0,015	0,015	0,027	
26	0,026	0,023	0,077	0,071	0,019	0,002	0,005	0,020	0,009	0,015	0,014	0,029	
27	0,025	0,022	0,094	0,058	0,019	0,002	0,005	0,060	0,009	0,014	0,012	0,023	
28	0,025	0,023	0,043	-	0,017	0,002	0,005	0,011	0,010	0,014	0,011	0,015	
29	0,023		0,067	-	0,017	0,017	0,005	0,007	0,011	0,014	0,012	0,013	
30	0,022		0,046	-	0,016	0,005	0,005	0,006	0,008	0,014	0,013	0,011	
31	0,023		0,125		0,018		0,005	0,006		0,013		0,013	
media	0,029	0,022	0,036	0,066	0,023	0,009	0,006	0,020	0,029	0,025	0,010	0,020	media annua 0,026

Tabella 4. Portate medie mensili e portata annuale ($m^3 s^{-1}$) della Roggia di Roppolo, ricostruite, per l'anno 2005.

Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Anno
0.020	0.015	0.047	0.052	0.017	0.008	0.007	0.014	0.030	0.036	0.011	0.015	0.023

L'emissario del lago è costituito dalla Roggia Fola che confluisce nella Roggia Violana dopo circa 2 km dall'uscita dal lago. Il sistema Roggia Fola - Roggia Violana - Lago di Viverone, è stato analizzato in modo approfondito allo scopo di valutare la possibilità che si verificano inversioni del flusso nella Roggia Fola emissaria in conseguenza di elevate portate della Roggia Violana. Allo scopo è stato realizzato un rilievo topografico dell'emissario, dall'uscita dal lago alla confluenza con la Roggia Violana; sono stati posizionati due strumenti di misura dei livelli sulle due rogge; è stato applicato un modello ingegneristico-idraulico (HEC-RAS). L'analisi dei livelli attraverso i dati registrati dagli strumenti e la definizione dei profili di corrente ottenuta con il modello, hanno permesso di verificare e definire, per l'intero 2005, la direzione del flusso in uscita della Roggia Fola, in concomitanza con abbassamenti e/o innalzamenti del livello del Lago di Viverone e soprattutto in funzione del regime idraulico della Roggia Violana. Ipotizzando diversi scenari idrologici-idraulici del sistema Lago di Viverone – Roggia Fola – Roggia Violana, riportati nella Relazione 2, si è concluso che la direzione di flusso della Roggia Fola è sempre in uscita dal lago, tanto è vero che anche per valori di portata della Roggia Violana superiori di 100 volte quelli della Roggia Fola, si raggiunge l'equilibrio statico lungo tutta la roggia senza flusso effettivo.

Nella tabella 5 si riportano le portate dell'emissario Roggia Fola per l'anno 2005. Il deflusso medio dal lago è pari a $0,12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, con un massimo giornaliero di $0,28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ misurato il 25 Aprile. Mancando dati pregressi, non è possibile stabilire quanto questi valori siano stati influenzati dalla scarsa piovosità del 2005. Certo è che il valore medio annuo da noi misurato è notevolmente inferiore al valore di $0,53 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ riportato dalla letteratura edal PTA regionale. Questo valore appare difficilmente raggiungibile anche in anni mediamente piovosi. Probabilmente, i dati pregressi, proprio per la mancanza di indagini idrologiche specifiche sulla Roggia Fola, si riferivano alla Roggia Violana assunta erroneamente quale emissario del lago. Secondo i dati di deflusso misurati nel 2005 il tempo di ricambio teorico delle acque lacustri è di circa 35 anni, valore molto superiore ai 7,5 anni riportati in letteratura. Come sarà discusso più avanti, questa differenza è di notevole importanza anche per la definizione di una efficace strategia di recupero della qualità ecologica ed ambientale lacustre.

I livelli giornalieri del livello del lago per il 2005 sono riportati nella tabella 6. Il livello massimo, pari a 52 cm, è stato raggiunto il 26 aprile; il livello medio annuo è stato di 33 cm corrispondente alla quota di 230 m s.l.m. Dal 1° Gennaio al 31 Dicembre il livello del lago ha perso in totale 17 cm, proprio a causa della poca acqua veicolata dal bacino e della forte evaporazione sul lago.

Tabella 5. Valori giornalieri, medie mensili e media annuale della portata ($m^3 s^{-1}$) della Roggia Fola per l'anno 2005.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1	0,23	0,18	0,12	0,23	-	0,13	0,07	0,02	0,01	0,06	0,17	0,10
2	0,22	0,17	0,13	0,18	-	0,12	0,06	0,02	0,01	0,06	0,17	0,10
3	0,22	0,17	0,13	0,16	-	0,11	0,06	0,02	0,01	0,09	0,17	0,12
4	0,22	0,17	0,13	0,16	-	0,11	0,05	0,02	0,01	0,12	0,17	0,12
5	0,22	0,17	0,13	0,15	-	0,10	0,05	0,02	0,01	0,11	0,18	0,12
6	0,21	0,17	0,13	0,15	-	0,10	0,05	0,02	0,01	0,10	0,18	0,12
7	0,21	0,17	0,12	0,15	-	0,09	0,05	0,02	0,01	0,12	0,18	0,12
8	0,21	0,17	0,13	0,16	-	0,09	0,04	0,01	0,01	0,14	0,18	0,11
9	0,21	0,17	0,13	0,18	-	0,09	0,04	0,01	0,01	0,12	0,18	0,11
10	0,21	0,17	0,14	0,22	-	0,08	0,05	0,01	0,01	0,11	0,18	0,11
11	0,20	0,17	0,14	0,20	-	0,08	0,05	0,00	0,20	0,11	0,18	0,11
12	0,20	0,17	0,14	0,19	-	0,08	0,05	0,00	0,17	0,11	0,18	0,11
13	0,20	0,17	0,14	0,19	0,18	0,07	0,04	0,00	0,10	0,11	0,18	0,12
14	0,20	0,17	0,15	0,19	0,17	0,08	0,04	0,00	0,09	0,11	0,17	0,12
15	0,20	0,16	0,15	0,19	0,17	0,09	0,04	0,00	0,08	0,11	0,17	0,12
16	0,20	0,16	0,14	0,22	0,17	0,09	0,04	0,00	0,08	0,11	0,17	0,11
17	0,19	0,16	0,11	0,25	0,18	0,08	0,04	0,00	0,08	0,11	0,18	0,11
18	0,19	0,14	0,11	0,24	0,18	0,08	0,03	0,00	0,08	0,11	0,18	0,09
19	0,19	0,13	0,11	0,23	0,17	0,08	0,04	0,00	0,08	0,12	0,18	0,09
20	0,19	0,12	0,10	0,23	0,17	0,07	0,04	0,00	0,08	0,12	0,18	0,09
21	0,19	0,12	0,10	0,22	0,17	0,07	0,04	0,00	0,07	0,12	0,18	0,10
22	0,20	0,12	0,10	0,21	0,16	0,07	0,03	0,00	0,07	0,12	0,18	0,10
23	0,20	0,12	0,10	0,21	0,16	0,06	0,03	0,00	0,07	0,12	0,16	0,10
24	0,19	0,12	0,10	0,21	0,16	0,06	0,03	0,00	0,07	0,12	0,16	0,10
25	0,19	0,12	0,10	0,28	0,16	0,06	0,03	0,01	0,06	0,12	0,16	0,10
26	0,19	0,12	0,11	0,27	0,15	0,06	0,02	0,01	0,06	0,13	0,16	0,10
27	0,18	0,12	0,20	0,25	0,15	0,06	0,02	0,01	0,06	0,13	0,16	0,10
28	0,18	0,12	0,16	-	0,15	0,06	0,02	0,00	0,06	0,15	0,15	0,10
29	0,18		0,16	-	0,14	0,06	0,02	0,01	0,06	0,16	0,11	0,09
30	0,18		0,16	-	0,13	0,07	0,02	0,01	0,06	0,17	0,11	0,09
31	0,17		0,17		0,13		0,02	0,01		0,17		0,09
medie	0,20	0,15	0,13	0,20	0,16	0,08	0,04	0,01	0,06	0,12	0,17	0,11
	media annua											
	0,12											

Tabella 6. Valori giornalieri, medi mensili e media annuale dei livelli del Lago di Viverone (cm) per l'anno 2005.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1	42,8	38,6	35,8	43,1	-	42,8	33,6	21,2	14,6	26,9	29,9	26,9
2	42,9	38,5	35,7	43,2	-	42,2	32,6	21,6	14,7	26,8	29,9	26,7
3	42,7	38,3	35,5	42,9	-	41,3	32,1	21,7	15,0	29,1	29,8	28,6
4	42,5	38,1	35,6	42,8	-	41,0	31,0	21,0	14,1	31,5	29,8	28,7
5	42,4	38,0	35,6	42,6	-	39,7	30,9	19,9	13,8	31,7	30,0	28,7
6	42,5	37,9	35,4	42,5	-	39,6	30,5	19,7	13,2	31,9	30,1	28,7
7	42,2	37,7	35,5	42,3	-	39,4	28,7	18,7	12,8	32,8	30,1	28,7
8	42,0	37,6	35,2	42,6	-	39,5	28,9	18,3	12,5	34,2	30,0	28,3
9	41,7	37,5	35,1	44,6	-	38,4	29,4	17,5	16,4	34,3	29,9	28,2
10	41,8	37,3	35,0	46,7	-	37,5	29,4	17,1	19,0	34,1	29,8	28,0
11	41,7	37,1	35,0	46,6	-	37,3	29,7	16,6	24,8	33,7	29,7	28,0
12	41,6	36,7	34,8	46,6	-	36,6	29,4	16,5	31,2	33,4	29,4	27,8
13	41,6	35,9	35,2	46,5	-	36,0	28,7	16,3	31,3	33,3	29,5	27,9
14	41,4	36,8	34,9	46,8	46,4	36,4	28,1	15,9	31,1	33,1	29,4	27,8
15	41,3	36,7	34,9	47,6	46,1	38,1	28,0	14,6	30,6	32,7	29,3	27,8
16	41,0	36,3	34,8	48,5	46,1	37,9	27,5	14,6	30,2	32,7	29,1	27,6
17	40,9	36,3	34,8	49,9	46,6	37,5	27,8	13,1	30,4	32,5	29,2	27,1
18	40,8	36,2	34,9	49,6	47,5	37,1	27,6	13,0	30,7	32,2	28,9	27,1
19	40,9	36,1	34,7	49,8	47,7	36,7	27,9	12,7	30,0	32,2	28,7	26,8
20	41,0	35,9	34,6	49,8	47,6	36,2	27,6	12,8	29,9	32,2	28,5	27,1
21	41,4	35,7	34,5	49,8	47,4	35,9	26,7	14,6	29,6	32,0	28,3	26,7
22	40,2	35,9	34,3	49,8	47,1	35,6	25,9	14,2	28,9	31,9	28,2	26,6
23	40,2	35,8	34,3	49,4	46,9	35,3	25,4	14,2	28,8	31,8	28,2	26,5
24	40,1	35,7	34,1	49,8	46,6	34,3	25,2	14,0	28,5	31,6	28,0	26,6
25	39,9	35,7	34,5	52,7	46,4	34,2	23,2	13,6	28,6	31,5	27,7	26,4
26	39,5	35,7	34,4	53,0	46,0	33,3	24,0	12,7	28,1	31,3	27,6	26,4
27	39,4	35,4	37,6	-	45,6	33,0	23,6	13,2	27,5	31,1	27,5	26,5
28	39,2	35,9	38,0	-	45,1	32,6	23,0	15,9	27,5	31,1	27,3	26,3
29	39,0		39,5	-	44,6	32,5	22,7	15,2	27,4	30,8	27,2	26,1
30	38,8		40,6	-	44,4	34,0	22,2	15,2	27,2	30,7	27,1	25,9
31	38,6		41,0		44,0		21,1	14,5		30,6		26,0
media	41,0	36,8	35,7	46,9	46,4	37,1	27,7	16,2	24,3	31,8	28,9	27,4
	media annua											
	33,3											

5. USO DEL SUOLO

L'uso del suolo è stato definito sulla base della Carta dell'Uso del Suolo del 1994 aggiornata mediante interpretazione dell'Ortofotocarta IT2000 e rilievi in campo.

I depositi fluviali poligenici, che caratterizzano le aree più pianeggianti del bacino imbrifero del lago, vengono oggi utilizzati prevalentemente come terreni agricoli. I frutteti, i vigneti ed i seminativi costituiscono il 49,3 % dell'intero bacino; i boschi prevalgono invece sui rilievi morenici in prossimità del limite del bacino ed occupano complessivamente il 39,1 % del bacino. Le aree edificate ed i prati coprono rispettivamente il 10,3 % e l'1,2 % (Figg. 4 e 5 e Tab. 7).

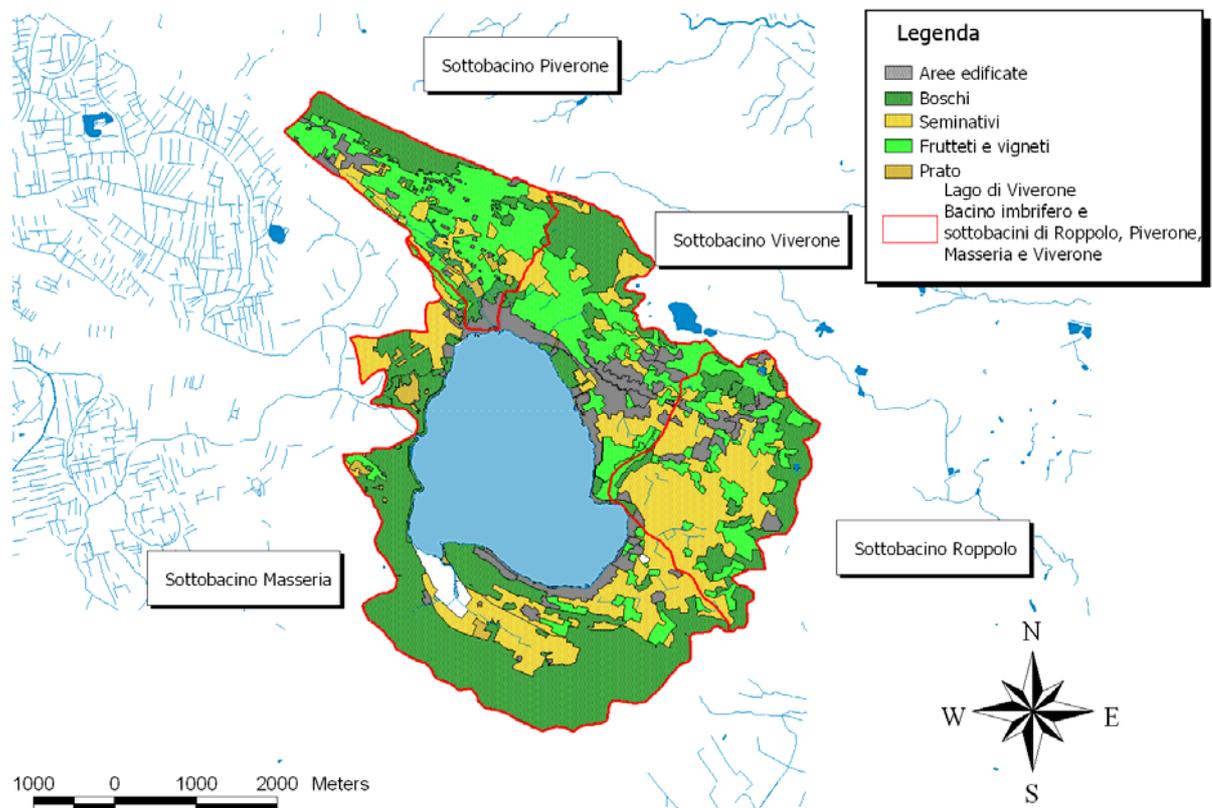


Figura 4. Uso del suolo nei sottobacini del Lago di Viverone.

Le aree dei sottobacini di Roppolo e di Piverone sono rispettivamente di 4,8 km² e 3,9 km² (Figg. 4 e 5 e Tab. 7). I due sottobacini, che presentano una diversa acclività, sono abbastanza simili per quanto riguarda le aree edificate ed i boschi, mentre si diversificano per quanto riguarda la presenza di frutteti/vigneti e di seminativi con una dominanza dei primi nel sottobacino di Piverone (51,0 %), che è in buona parte distribuito lungo la Serra di Ivrea, e dei secondi nel sottobacino di Roppolo (44,4 %) che è prevalentemente pianeggiante. Questo sottobacino è caratterizzato dalla forte presenza di coltivazioni di actinidia.

La porzione di bacino compresa tra i due suddetti sottobacini indicata come bacino di Viverone, comprensivo dell'abitato di Viverone, è quella con la maggior presenza di residenti, mentre nella restante parte del bacino, indicato come bacino di Masseria, dominano il bosco ed il seminativo (Fig. 4).

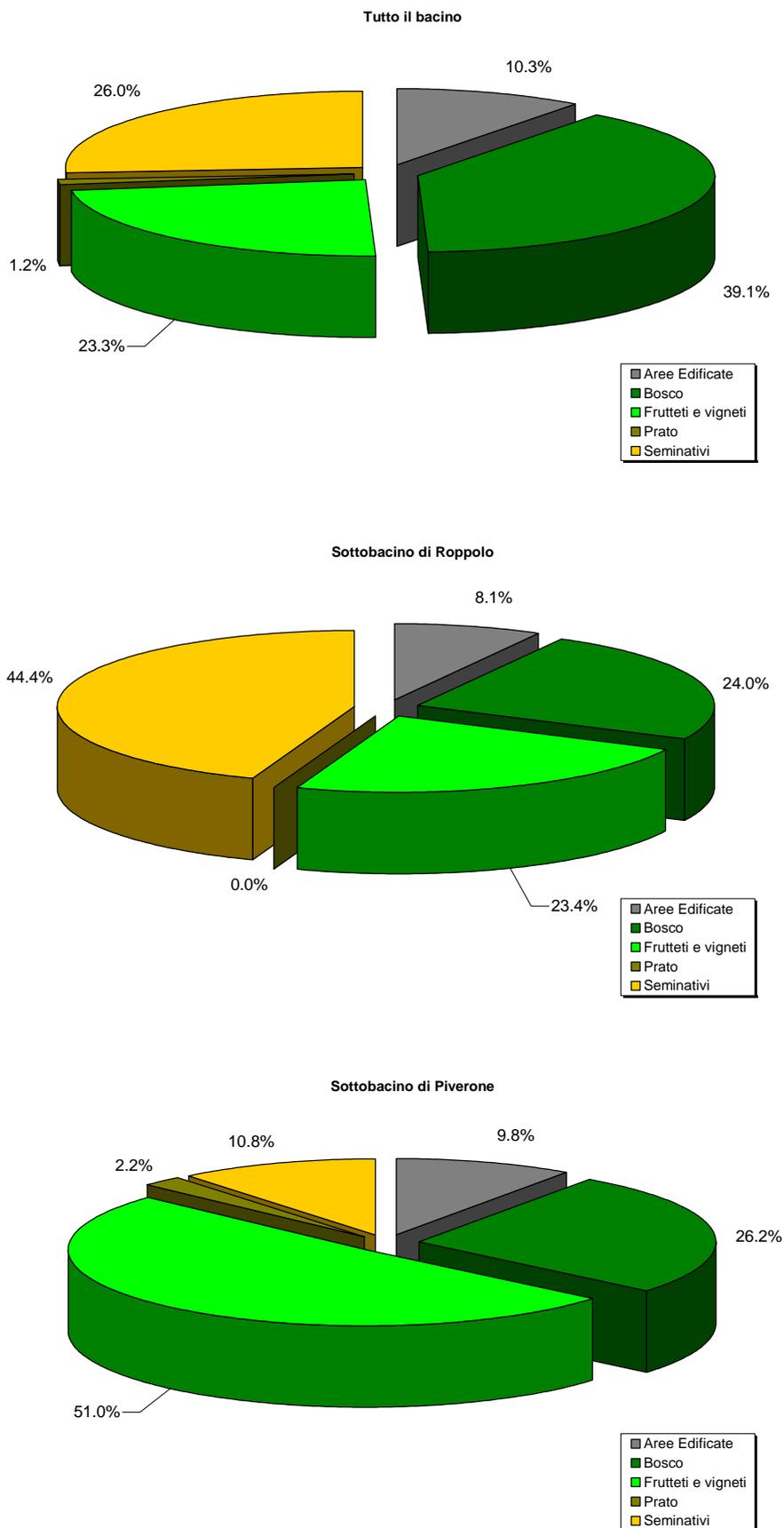


Figura 5. Percentuali di uso del suolo nel bacino imbrifero del Lago di Viverone.

Tabella 7. Valori areali e percentuali dell'uso del suolo nel bacino imbrifero del Lago di Viverone.

	Tutto il bacino (m²)	%	Bacino di Roppolo (m²)	%	Bacino di Piverone (m²)	%
Aree Edificate	2 215 479	10,3	388 514	8,1	364 645	9,8
Bosco	8 376 801	39,1	1 153 893	24,0	1 001 396	26,2
Frutteti e vigneti	4 990 557	23,3	1 124 240	23,4	1 899 218	51,0
Prato	266 273	1,2		0,0	82 030	2,2
Seminativi	5 563 156	26,0	2 131 369	44,4	402 764	10,8
Totale	21 421 913	100,0	4 798 016	100,0	3 890 222	100,0
Totale (km²)	21,4		4,8		3,9	

6. BILANCIO IDROLOGICO DEL LAGO

Il bilancio idrologico del lago è stato definito calcolando tutte le variabili che concorrono, in termini di volumi di acqua, a determinare gli afflussi e i deflussi su scala annua.

L'equazione di bilancio utilizzata è l'equazione di continuità applicata ad un particolare volume di controllo con le dovute semplificazioni del caso in esame.

Il volume di controllo al quale applicare l'equazione di continuità, che diventa quindi, equazione del bilancio idrologico, è assunto come quel volume che ha una base coincidente con lo strato impermeabile sottostante al bacino, un tetto in aria, ad altezza tale da includere tutta la copertura vegetale, e un contorno cilindrico verticale passante per lo spartiacque superficiale.

Con questa definizione del volume di controllo l'infiltrazione delle acque meteoriche rappresenta un flusso interno al volume, entro il quale ha origine, e come tale non compare nell'equazione di continuità.

Applicando l'equazione di continuità dell'idraulica al volume sopra definito, si ottiene la seguente equazione generale: (Moisello, 1999)

$$P = E_a + E_t + E_v + T + Q + Q_s + \Delta V_v + \Delta V_d + \Delta V_r + \Delta V_u + \Delta V_a \quad (1)$$

Dove P è la precipitazione espressa in mm;

E_a è la quantità d'acqua evaporata dagli specchi d'acqua e (durante la precipitazione) dal velo d'acqua che copre il terreno in mm;

E_t è la quantità d'acqua evaporata dal terreno;

E_v è la quantità d'acqua evaporata (durante e dopo la precipitazione) dalla copertura vegetale;

T è la quantità d'acqua evaporata dalla copertura vegetale per il fenomeno della traspirazione;

Q è il deflusso superficiale alla sezione di chiusura del bacino, nel nostro caso è rappresentato dalla portata dell'emissario del lago;

Q_s è la quantità d'acqua per scorrimento sotterraneo presente nel bacino;

ΔV_v è l'incremento del volume d'acqua immagazzinato nella copertura vegetale;

ΔV_d è l'incremento del volume d'acqua immagazzinato nelle depressioni superficiali;

ΔV_r è l'incremento del volume d'acqua immagazzinato nella rete idrografica e nel velo d'acqua che ricopre il terreno;

ΔV_u è l'incremento del volume d'acqua immagazzinato come umidità del suolo;

ΔV_a è l'incremento del volume d'acqua immagazzinato negli acquiferi.

E_v , ΔV_v , ΔV_d , ΔV_r , si considerano trascurabili, in quanto il bilancio viene calcolato su scala mensile ed annua. ΔV_a si considera parte integrante del flusso sotterraneo Q_s , nell'ambito della scala temporale del bilancio (mensile ed annuo). ΔV_u si considera parte integrante dell'infiltrazione, nell'ambito della scala temporale del bilancio, e quindi non entra nel calcolo, secondo quanto detto in precedenza. E_t , T si considerano ai fini pratici del calcolo, come fenomeno globale, risultato del sovrapporsi di entrambi i fenomeni, prendendo il nome di evapotraspirazione e come tale calcolati.

L'equazione di bilancio così semplificata risulta:

$$P = E_a + ET + Q + Q_s \quad (2)$$

L'equazione di continuità applicata al lago ci dice che i volumi d'acqua entranti nel lago devono essere in equilibrio con quelli in uscita da esso; l'equazione di continuità, quindi, prende questa forma:

$$P_L + P_n + Q_{se} + Q_{im} = E_{LT} + \Delta H + Q \quad (3)$$

Dove: P_L è la pioggia diretta sulla superficie lacustre;
 P_n è il ruscellamento superficiale, ovvero la pioggia che per scorrimento superficiale arriva direttamente al lago, non incanalata;
 Q_{se} è il contributo sotterraneo in entrata nel lago;
 Q_{im} è la portata in arrivo al lago attraverso gli immissari;
 E_{LT} è l'evaporazione dello specchio liquido e l'evapotraspirazione della zona umida;
 ΔH è la variazione del livello del lago, presa con il suo segno positivo o negativo;
 Q è il deflusso superficiale misurato all'emissario del lago.

Rispetto all'equazione generale (2), le entrate a lago sono costituite oltre che dalla pioggia totale P , trasformata in pioggia diretta sul lago (P_L), dalle portate degli immissari del lago (Q_{im}), dalla pioggia netta (P_n), anche da un ulteriore addendo, rappresentato dalle acque sotterranee (Q_{se}), in quanto è certa l'interazione tra il lago e le acque sotterranee, sia per le particolari caratteristiche geologiche dell'areale in esame, sia per i numerosi dati e le numerose misure effettuate con indagini ad hoc nel corso dello svolgimento del progetto.

Per quanto riguarda le uscite ritroviamo rispetto alla (2) l'evaporazione dello specchio liquido considerata unitamente a quella della zona umida (E_{LT}), le variazioni del livello del lago, prese come aumenti e diminuzioni del suo volume e la portata (Q), dell'emissario del lago, ottenuta dallo strumento posto sulla roggia Fola. Non si tiene conto in questo calcolo né dell'evapotraspirazione della copertura vegetale del bacino, né della variazione del contenuto di umidità del suolo, in quanto non entrano direttamente in quello che stiamo considerando come bilancio idrologico del lago.

Più in dettaglio, i singoli elementi del bilancio sono così definiti:

6.1. Pioggia diretta sul lago

E' il volume di pioggia che cade direttamente sul lago, senza essere intercettata dalle piante o dal terreno; viene calcolata sulla base dei dati giornalieri riportati nella tabella 8.

Tabella 8. Valori giornalieri, totali mensili e totale annuale della pioggia (mm) sul Lago di Viverone per l'anno 2005 registrati dal pluviometro di Piverone.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	11,4	0,0	0,0	1,8	0,0
2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,4	17,6	0,0	13,6
3	0,0	0,0	1,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	33,4	0,0	10,2
4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	1,4	6,6	0,0	0,0	6,0	0,2	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	3,6	0,0
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,6	0,6	0,0
7	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	17,0	0,0	0,0
8	0,0	0,0	0,0	18,2	0,0	0,0	4,4	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0
9	0,2	0,0	0,0	19,2	0,2	0,0	1,8	0,0	30,4	0,0	0,0	0,0
10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,6	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
11	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	98,4	0,0	0,0	0,0
12	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
14	0,0	0,0	0,0	3,2	3,0	22,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
16	0,0	0,0	0,0	18,4	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
17	0,0	0,0	0,0	1,8	5,4	0,0	0,0	0,0	6,8	0,4	0,0	0,0
18	1,2	0,0	0,0	0,0	8,8	0,0	18,4	0,0	1,4	0,6	0,0	0,0
19	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	3,6	0,0	0,0
20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,2	0,0	0,4	0,0	0,0
21	0,0	0,2	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0
22	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	3,6	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
24	0,0	0,2	1,8	22,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
25	0,0	0,4	0,0	5,2	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
26	0,0	0,0	27,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4
27	0,0	2,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	27,8	0,0	0,2	0,0	0,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	0,0		-	0,0	0,0	24,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
30	0,0		5,4	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
31	0,0		29,0		0,0		0,0	0,0		0,6		0,0
totale	1,4	2,8	67,8	98,4	32,2	53,4	52,2	72,2	165,2	89,0	10,0	26,0

Totale annuo
660,6

6.2. Ruscamento superficiale

Questa quota parte di precipitazione è quella anche chiamata pioggia netta o deflusso superficiale, ovvero la pioggia che arriva al suolo e che non s'infiltra ma raggiunge direttamente, per scorrimento superficiale, le acque del lago.

P_n è stato calcolato utilizzando il metodo del CN del Soil Conservation Service degli Stati Uniti per lo studio di piccoli bacini rurali (Moisello, 1999).

Secondo questo metodo il deflusso superficiale è funzione della precipitazione P e di un parametro S , che rappresenta la quantità d'acqua immagazzinabile nel bacino (ovvero nel terreno), funzione della possibilità di infiltrazione (caratterizzata dal tasso di infiltrazione minimo osservato in un suolo privo di vegetazione dopo che è stato bagnato a lungo), dall'insieme delle condizioni (uso del suolo, trattamento della superficie, drenaggio) e dal contenuto di umidità del suolo (o condizione di umidità antecedente, indicata con la sigla AMC, *Antecedent Moisture Condition*).

Il parametro S è legato ad un ulteriore parametro, adimensionale, chiamato *runoff curve number* o più semplicemente *curve number*, CN.

La determinazione del valore di CN si esegue per mezzo di due diverse tabelle, una definita per aree agricole e boschive e l'altra per aree urbane e assimilabili; il valore di CN si ricava in corrispondenza delle caratteristiche del suolo per quanto riguarda la possibilità di infiltrazione e all'insieme delle sue condizioni, nell'ipotesi di un contenuto medio di umidità. E' però possibile prendere in considerazione anche situazioni diverse da quelle medie. Il metodo, infatti, classifica le condizioni di umidità in tre categorie:

- AMC-I Potenziale di scorrimento superficiale minimo. I suoli del bacino sono sufficientemente asciutti da permettere un'aratura o una coltivazione soddisfacente.
- AMC-II Condizione media.
- AMC-III Potenziale di scorrimento superficiale massimo. Il bacino è stato praticamente saturato dalle piogge precedenti.

Esiste pertanto un'altra tabella nella quale sono riportati i valori di CN per la I e la III categoria che corrispondono, a parità di altre condizioni, a quelli della II categoria.

La categoria a cui fare riferimento si può individuare in base alla precipitazione totale dei 5 giorni precedenti l'evento piovoso e in base alla stagione (vegetativa o non vegetativa).

Come evento piovoso è stato considerato ogni giorno in cui è stata registrata pioggia, all'interno di ogni mese dell'anno 2005 preso in considerazione nel nostro studio (Relazione 2).

I valori di CN corrispondenti alle categorie AMC-I e AMC-III si possono anche ricavare utilizzando delle relazioni, a partire dal CN che corrisponde alla categoria AMC-II (Chow et al., 1988).

Per quanto riguarda la scelta del CN in condizioni medie, le tabelle derivate dalla sezione di idrologia del *National Engineerin Handbook* dell'SCS, classificano i suoli in base a tre voci per quanto riguarda l'insieme delle condizioni del suolo e in base a quattro gruppi (definiti in base al tipo di suolo) per quanto riguarda la possibilità di infiltrazione.

Le tre voci che descrivono le condizioni del suolo, sono:

- Uso del suolo (colture disposte a file, pascoli, boschi, etc.)
- Trattamento della superficie (solchi diritti, solchi a reggipoggio, solchi a reggipoggio e terrazzamenti)
- Condizioni di drenaggio (cattivo, discreto, buono).

I quattro gruppi secondo i quali si classificano i suoli dal punto di vista della possibilità di infiltrazione sono:

- A. (Suoli a basso potenziale di scorrimento superficiale). I suoli di questo gruppo presentano un tasso d'infiltrazione elevato anche quando sono completamente bagnati. Sono costituiti principalmente da sabbie o ghiaie di notevole spessore, con drenaggio da buono ad eccessivo.
- B. I suoli di questo gruppo presentano un tasso d'infiltrazione moderato quando sono completamente bagnati. Sono principalmente suoli di spessore moderatamente elevato o elevato, con drenaggio da moderatamente buono a buono e con tessitura da moderatamente fine a moderatamente grossolana.
- C. I suoli di questo gruppo presentano un tasso d'infiltrazione basso quando sono completamente bagnati. Sono principalmente suoli con uno strato che impedisce il movimento discendente dell'acqua, oppure suoli con tessitura da moderatamente fine a fine.
- D. (Suoli ad alto potenziale di scorrimento). I suoli di questo gruppo presentano un tasso d'infiltrazione bassissimo quando sono completamente bagnati. Sono principalmente suoli argillosi con un alto potenziale di rigonfiamento, suoli con una falda permanentemente alta, suoli con uno strato di argilla alla superficie o presso la superficie e suoli sottili giacenti sopra materiale pressoché impermeabile.

Nel caso di bacini con terreni appartenenti a gruppi diversi (uso del suolo diversificato), come per il bacino del Lago di Viverone, si adoperava un valor medio pesato di CN o meglio, si può calcolare il deflusso totale (P_n) come media pesata dei deflussi relativi alle diverse parti del bacino (adoperando come pesi le aree).

La pioggia netta così calcolata è stata utilizzata per la ricostruzione delle portate della Roggia Roppolo, calcolando il runoff relativo ai singoli sottobacini di Roppolo e Piverone con il metodo sopra descritto, rapportandolo alle rispettive aree.

La pioggia netta (P_n), però non compare nell'equazione di bilancio come parametro in entrata, sia a causa della poca acqua di pioggia che ha caratterizzato l'anno in studio (2005) sia per la possibilità di poter estrapolare dei valori di portata sufficientemente realistici per l'intero bacino, a partire dai valori di portata misurati nella Roggia Piverone.

6.3. Contributo sotterraneo

Il contributo sotterraneo in entrata e in uscita, rappresenta l'incognita del nostro bilancio, dal momento che sono noti tutti gli altri termini dell'equazione. Risolvendo, quindi, tale equazione rispetto ai contributi sotterranei si ottiene un valore totale, risultante dalla seguente relazione:

$$Q_{se} - Q_{su} = E_{LT} + \Delta H + Q - P_L - Q_{im} \quad (4)$$

L'incognita dell'equazione risulta quindi l'insieme dei contributi sotterranei in entrata e in uscita.

Secondo il PTA della Regione Piemonte, la pianura inframorenica di Ivrea, all'interno della quale si trova l'acquifero superficiale che interessa il Lago di Viverone, è definita come un'area idrogeologicamente separata, è quindi lecito supporre che non ci siano uscite importanti dalla falda che intercetta il lago e che i mutui interscambi con quella profonda, se presenti, non hanno un ordine di grandezza tale da rientrare nel calcolo dei volumi all'interno dell'equazione di bilancio. Pertanto il valore del contributo sotterraneo che si ottiene dall'equazione di bilancio è effettivamente un volume in entrata nel lago:

$$Q_{se} = E_{LT} + \Delta H + Q - P_L - Q_{im} \quad (5)$$

Dall'equazione di bilancio così definita si può calcolare un volume in entrata a lago, dal bacino per via sotterranea, senza però distinguere specificatamente le quantità che competono singolarmente al deflusso ipodermico, all'acquifero superficiale o a eventuali altri acquiferi. I volumi effettivamente scambiati, tra i diversi corpi idrici (superficiali e sotterranei) sono calcolabili solo attraverso una conoscenza dinamica e approfondita dei flussi sotterranei, ottenibile con l'utilizzo di modellistica numerica.

6.4. Evaporazione lago ed evapotraspirazione zona umida

L'evaporazione del lago (ovvero delle acque libere) è stata calcolata utilizzando il metodo del bilancio energetico, che ipotizza una situazione di regime, nella quale la radiazione solare netta assorbita dall'acqua in un certo intervallo di tempo è in parte ceduta come calore sensibile al terreno e all'aria a contatto dell'acqua, e in parte utilizzata per trasformare l'acqua in vapore. (Chow et al., 1988).

Per il calcolo si sono utilizzati i dati di temperatura, alla stazione di Piverone (Tab. 9) e di radiazione solare globale e radiazione solare riflessa, misurati alla stazione meteorologica di Candia Canavese.

Si è posta così l' ET_{LT} (Evapotraspirazione zona umida) uguale al valore di evaporazione del lago moltiplicato per 1,7 nella stagione vegetativa (Giugno, Luglio, Agosto e Settembre) e semplicemente uguale all'evaporazione del lago, nei restanti mesi dell'anno. (Herbst & Kappen, 1999).

I due valori così ottenuti, moltiplicati per le relative aree di pertinenza, si sono poi sommati e inseriti insieme nell'equazione di bilancio.

6.5. Variazioni del livello del lago

Le variazioni giornaliere dei livelli del lago, ottenute dai valori letti all'idrometro di Viverone, sono state calcolate per avere la variazione mensile effettiva del volume del lago; tale variazione è presa con il suo segno, ovvero se si ha una diminuzione di livello, ci sarà una corrispondente diminuzione del volume e tale valore sarà negativo, viceversa l'aumento di volume è calcolato come positivo.

6.6. Deflusso superficiale e Prelievo irriguo

E' il deflusso all'emissario misurato in continuo attraverso lo strumento di misura dei livelli posto sulla Roggia Fola.

Il prelievo irriguo è quello riportato sul PTA della Regione Piemonte ed è pari a $0,65 \text{ Mm}^3$.

6.7. Perdite della rete fognaria

Si è ipotizzato che queste perdite siano pari al 20-25 % del volume medio annuo di refluo trattato dall'impianto di depurazione ($0,76 \text{ Mm}^3$) detratto il contributo della sezione relativa al Comune di Azeglio ($0,20 \text{ Mm}^3$) il cui troppo pieno scarica nella Roggia Violana che è esterna al bacino imbrifero del lago.

Nella tabella 10 sono riportati i valori annui delle componenti dell'equazione di bilancio sia in termini assoluti che percentuali.

Tabella 9. Valori di temperatura dell'aria (°C) registrati nel 2005 nella stazione di Piverone.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	
1	1,8	4,4	-2,5	11,2	20,5	20,3	23,6	23,9	24,6	15,9	11,7	2,2	
2	2,7	2,8	-2,9	10,6	19,9	20,5	23,5	19,6	24,6	12,3	12,4	1,6	
3	4,5	5,7	-2,3	9,3	18,8	21,8	24,3	22,5	23,4	11,1	11,5	1,3	
4	3,3	3,8	1,0	9,7	16,8	22,0	23,0	23,4	22,8	12,6	12,0	-0,3	
5	2,0	1,6	0,5	10,6	16,4	22,2	21,4	21,6	21,0	12,9	12,6	2,8	
6	3,2	1,4	3,7	11,8	17,0	19,3	19,5	21,1	19,4	13,0	11,7	2,9	
7	2,0	-0,4	3,0	11,2	18,1	20,7	20,2	20,9	18,4	12,7	10,7	3,4	
8	1,3	0,7	4,5	9,1	18,2	17,4	19,7	19,6	19,2	14,7	9,9	1,1	
9	3,2	0,6	5,7	8,0	15,1	16,9	18,2	20,8	17,9	15,8	8,6	0,9	
10	3,2	2,2	6,1	9,4	12,1	17,5	17,5	20,7	19,5	14,5	9,1	0,7	
11	2,2	4,1	5,7	9,9	14,0	17,6	22,1	20,9	15,7	13,2	7,1	1,6	
12	1,2	4,9	6,8	10,0	15,5	18,3	23,1	21,3	16,7	13,8	6,4	2,5	
13	2,4	8,5	7,3	12,8	16,9	17,3	23,0	22,3	18,1	13,3	8,8	4,0	
14	0,8	5,3	8,1	13,4	14,1	16,5	24,9	21,7	19,3	11,8	8,7	1,4	
15	-1,6	4,4	9,5	11,8	16,0	19,7	25,3	22,0	20,7	12,0	9,3	1,0	
16	-0,6	2,1	10,5	8,6	14,5	23,1	25,3	21,6	20,1	12,2	8,3	3,7	
17	-1,7	2,5	11,9	8,3	13,7	23,2	26,2	22,6	17,4	13,2	8,4	10,7	
18	-1,6	1,2	14,7	11,9	15,4	24,9	24,0	22,3	13,9	11,4	5,8	1,7	
19	1,9	1,2	16,1	9,9	17,2	25,5	22,6	23,5	14,6	10,6	3,6	-1,5	
20	2,9	1,0	13,1	11,8	18,1	24,8	24,0	19,1	16,4	11,1	2,7	-0,7	
21	14,1	1,0	11,9	12,4	18,7	25,7	24,8	16,1	16,7	12,3	4,0	-0,2	
22	8,1	-0,7	10,9	10,3	18,6	26,4	23,6	18,4	17,1	12,6	3,7	0,2	
23	1,5	0,3	11,6	10,7	15,5	26,9	22,0	20,7	17,3	12,4	0,7	0,1	
24	1,0	0,1	12,1	10,1	17,7	25,2	22,4	21,8	18,3	12,0	-0,2	1,1	
25	0,7	1,5	12,9	10,9	19,9	23,8	24,1	21,9	17,9	12,5	-0,9	1,2	
26	-0,5	1,0	12,1	14,2	21,2	26,6	25,2	22,3	17,7	12,1	-0,9	0,9	
27	0,0	1,3	10,8	15,1	23,1	28,7	26,4	19,3	17,6	12,1	0,5	1,3	
28	-2,4	-1,4	14,9	16,4	24,2	28,5	27,7	19,7	18,0	12,5	1,3	0,2	
29	-2,9		12,5	18,4	24,6	25,2	25,9	21,5	18,1	13,1	2,0	-1,5	
30	-2,3		12,6	19,1	23,4	24,0	25,1	22,6	16,0	11,4	2,8	-2,7	
31	-0,7		12,9		24,0		25,4	22,9		11,0		-0,5	
media	1,6	2,2	8,2	11,6	18,0	22,4	23,4	21,2	18,6	12,6	6,4	1,3	12,3

Tabella 10. Bilancio idrologico del Lago di Viverone per l'anno 2005.

	<i>Entrate</i>				<i>Uscite</i>			
	Perdite fognatura a lago (Mm ³)	Pioggia sul lago P _L (Mm ³)	Apporto superficiale (Mm ³)	Apporto sotterraneo C _s (Mm ³)	Deflusso emissario Q (Mm ³)	Variazione volume lago ΔV (Mm ³)	Evaporazione lago E _{LT} (Mm ³)	Prelievo irriguo P _I (Mm ³)
Anno 2005	0,11	3,84	3,57	5,35	3,49	-0,97	9,70	0,65
%	0,85	29,87	27,71	41,57	27,13	-7,57	75,39	5,05
Totale	12,87				12,87			

La pioggia diretta sul lago rappresenta il 30 % delle entrate, mentre l'apporto superficiale il 28 %; la maggior parte dell'acqua in entrata a lago, in un anno scarsamente piovoso come il 2005, è rappresentata con il 42 % dall'afflusso sotterraneo. E' indubbio che l'importanza relativa dell'apporto sotterraneo diminuisce in rapporto all'aumentare della pioggia sul bacino; ciò non toglie, però che le acque sotterranee, in quantità e qualità, siano decisive sia per il bilancio idrologico sia per l'equilibrio ecologico del Lago di Viverone.

Per quanto riguarda le uscite, la portata dell'emissario rappresenta il 27 %, mentre l'evaporazione dallo specchio liquido il 75 %; il prelievo irriguo solo il 5 %. L'elevata evaporazione, caratteristica di un anno particolarmente secco, il 2005, ha determinato un abbassamento globale del lago dell'8 %, valore non particolarmente elevato, soprattutto per la presenza di una non trascurabile entrata d'acqua per via sotterranea.

A fronte di un unico anno di dati, non è possibile proporre interpretazioni e valutazioni approfondite sul tipo di dinamica idrologica e idrogeologica del Lago di Viverone. Una maggiore definizione richiederebbe un monitoraggio delle acque superficiali e sotterranee e dei dati meteorologici per più anni, anche particolarmente differenti in termini di eventi estremi.

Nel caso del Lago di Viverone una qualsiasi azione finalizzata al miglioramento e alla salvaguardia della qualità delle acque non può prescindere da una conoscenza approfondita delle interazioni tra le acque sotterranee e le acque superficiali, soprattutto in termini di flussi e di portate.

7. CARATTERISTICHE DELLE ACQUE LACUSTRI

7.1. Temperatura

Il Lago di Viverone è un lago monomittico caldo caratterizzato cioè da unico periodo di circolazione completa che si verifica abitualmente a partire dalla fine del mese di dicembre e fino al mese di marzo con temperature comprese tra 4 e 6°C. A partire dalla fine del mese di marzo il lago comincia lentamente a stratificare ed i primi 10 metri circa si trovano ad una temperatura generalmente superiore ai 10°C. La stratificazione termica si mantiene dal mese di maggio e fino a tutto il mese di settembre.

Sulla base della curva ipsografica volume-profondità si riporta nel grafico seguente l'andamento delle temperature medie ponderate dell'epilimnio (0-10 m) e dell'ipolimnio (10-54 m) (Figg. 6 e 7) calcolate sui dati registrati durante i monitoraggi degli ultimi 10 anni (1996-2005) (Relazione 1).

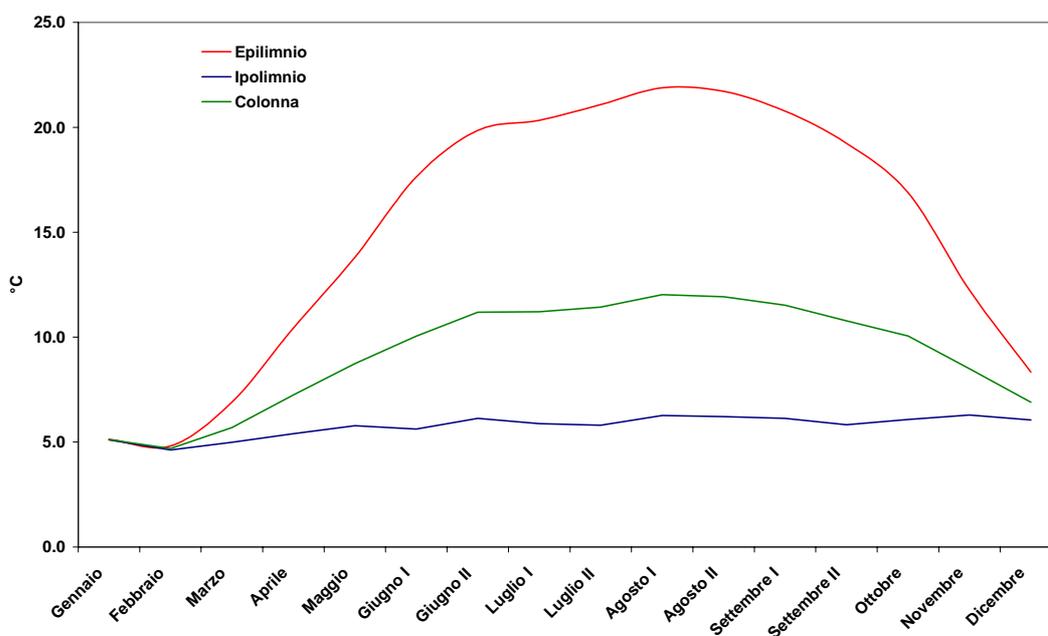


Figura 6. Temperatura media ponderata 1996-2005.

Da gennaio all'inizio di marzo la temperatura è pressoché uniforme su tutta la colonna d'acqua ed è prossima al valore di 5°C, con valori leggermente più elevati nei primi metri di profondità. Durante il mese di aprile le acque iniziano gradualmente a stratificarsi e in aprile-maggio i primi 5 metri circa si trovano a una temperatura superiore ai 10°C.

La profondità del termoclino tende via via ad abbassarsi e il gradiente di temperatura diventa particolarmente significativo.

La stratificazione è massima tra luglio e settembre quando la differenza di temperatura tra epilimnio ed ipolimnio si aggira tra i 16 e i 17°C mentre già alla fine di ottobre la differenza di temperatura tra gli strati va riducendosi e si avvicina il rimescolamento invernale.

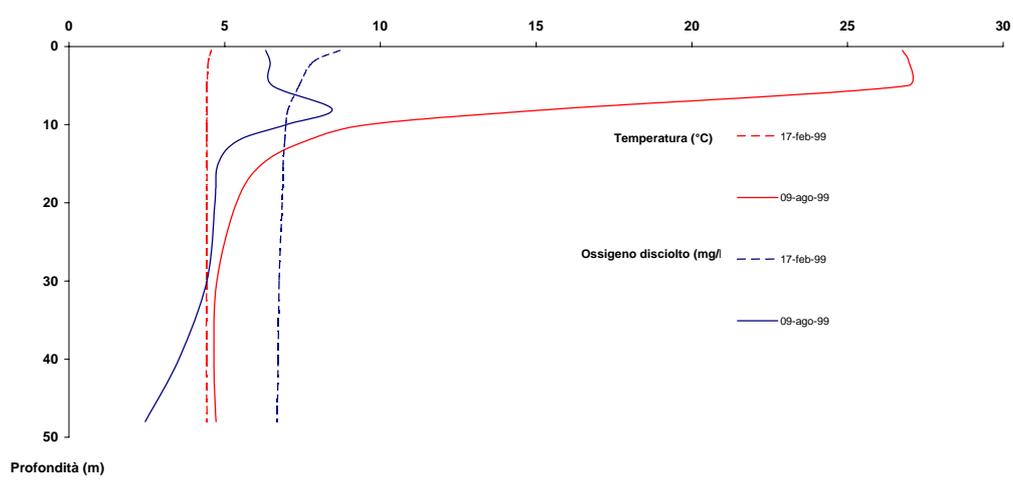
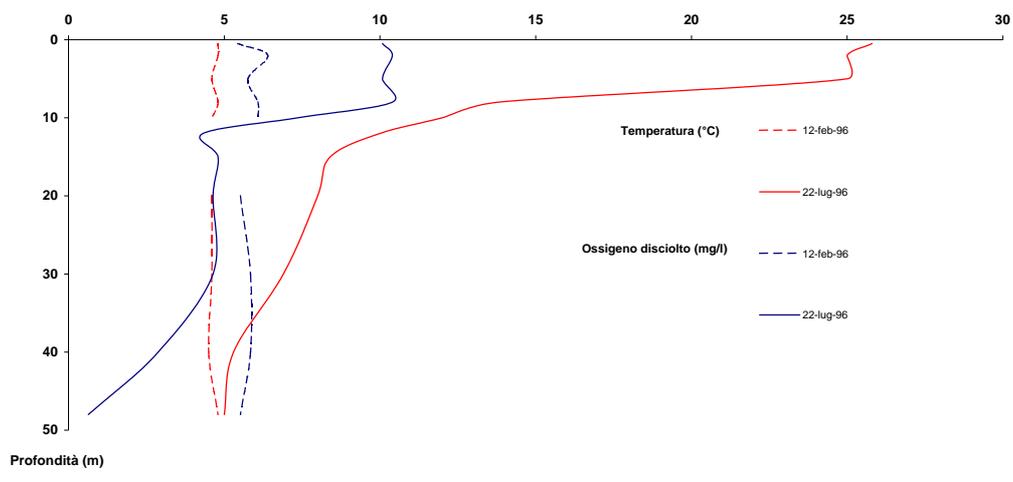


Figura 7. Andamento della temperatura e dell'ossigeno nei periodi di massima circolazione e massima stratificazione anni 1996, 1999, 2002 e 2005.

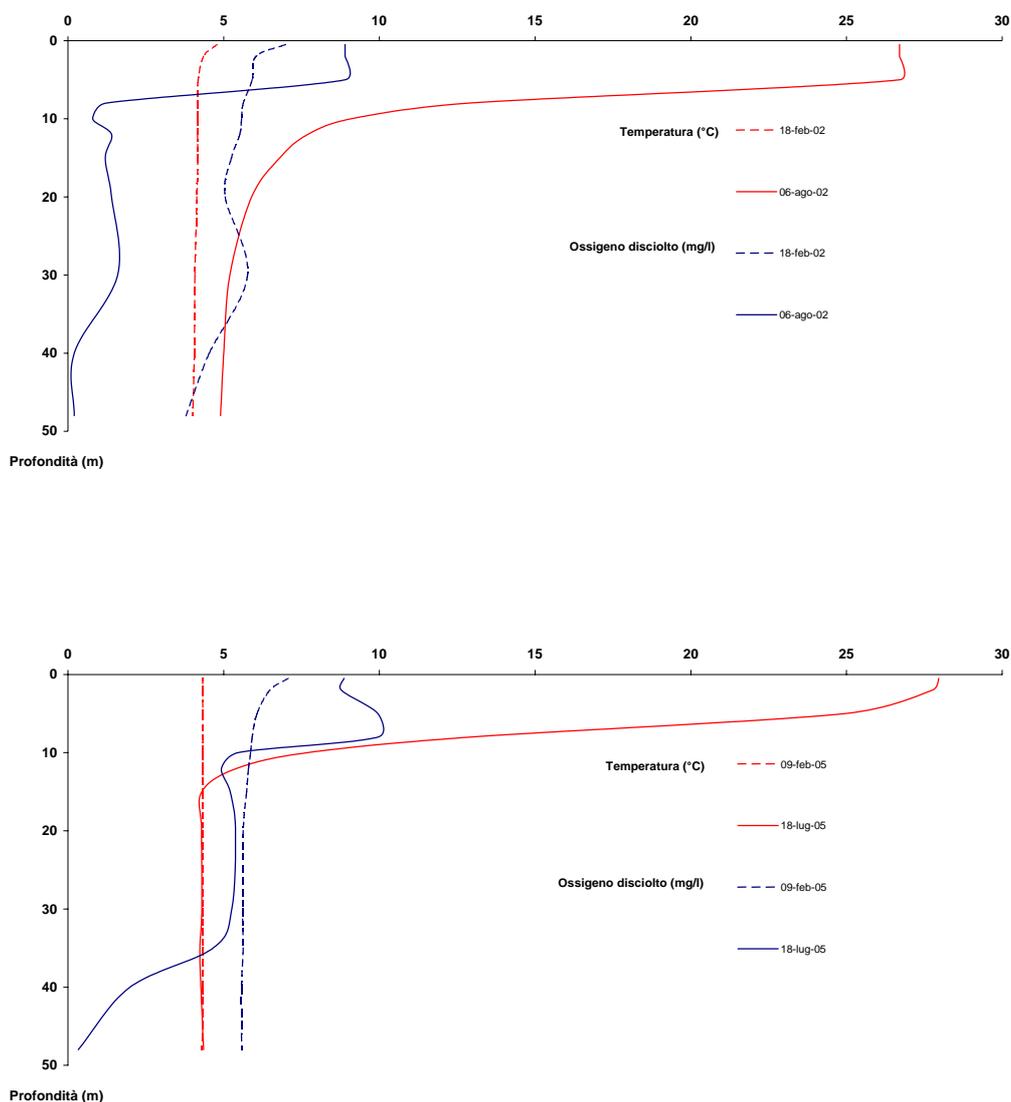


Figura 7. continua

Confrontando l'andamento dell'ossigeno disciolto, descritto più avanti, con la temperatura negli ultimi dieci anni si evidenzia che la stratificazione chimica e quella termica procedono parallelamente e possono essere in generale individuate tra luglio e settembre.

La distribuzione verticale dell'ossigeno durante la massima stratificazione presenta un tipico profilo clinogrado caratteristico dei laghi eutrofici, con un massimo metalimnico dovuto al rilascio in atmosfera di parte dell'ossigeno nello strato più superficiale.

7.2. Trasparenza

L'esame dei valori della trasparenza, valutata negli ultimi 10 anni mediante disco di Secchi, presenta un minimo nel mese di giugno 2003 (1,3 m) ed un massimo di 10,4 m nel mese di aprile 2005 (Fig. 8).

I valori di trasparenza riscontrati si accordano con gli andamenti di concentrazione di clorofilla *a* riscontrati in questi anni (Fig. 26). Infatti in presenza di alte concentrazioni di pigmento algale si

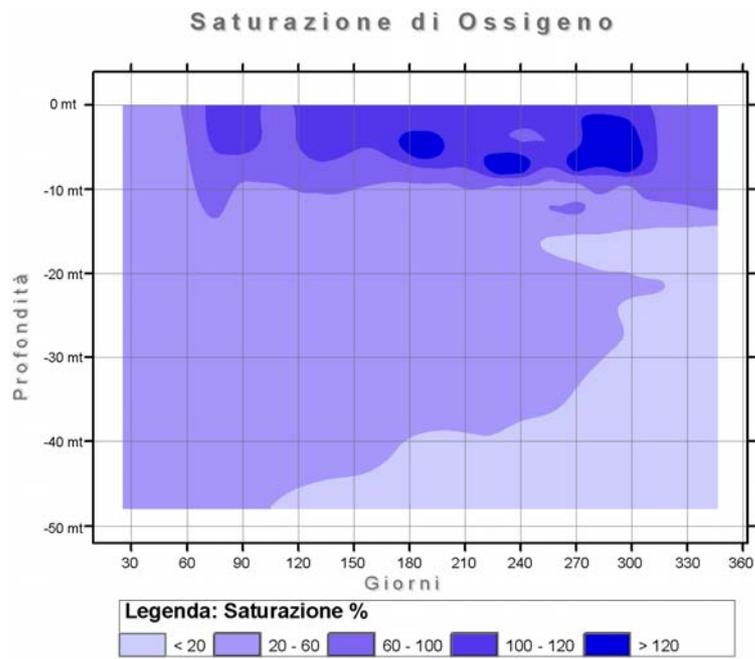


Figura 9. Isoplete dell'ossigeno disciolto per l'anno 2005.

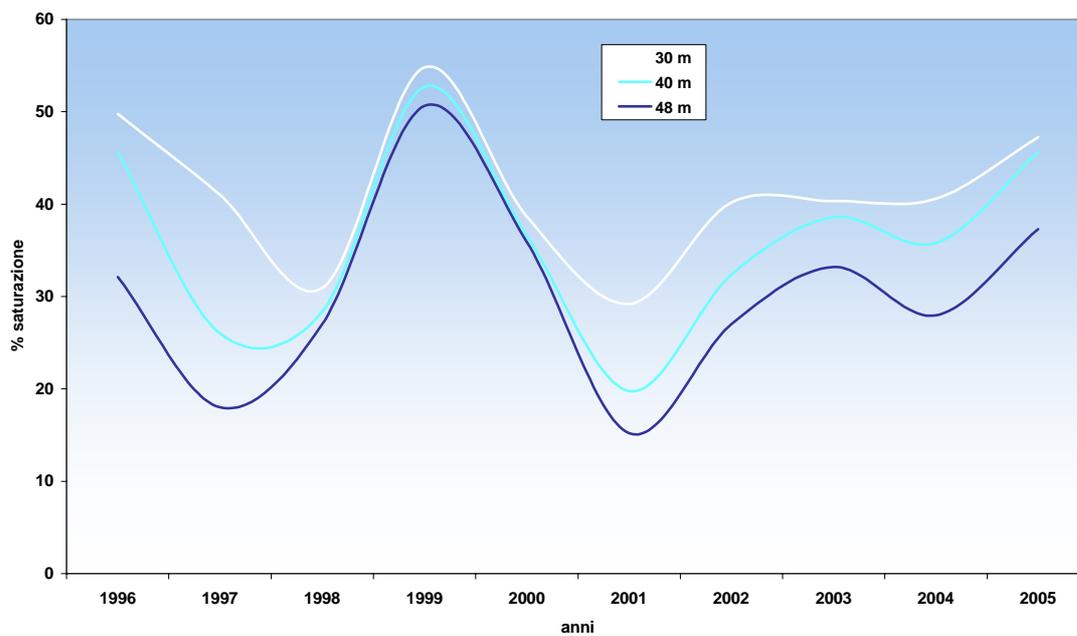


Figura 10. Ossigeno disciolto in massima circolazione in ipolimnio dall'anno 1996 all'anno 2005.

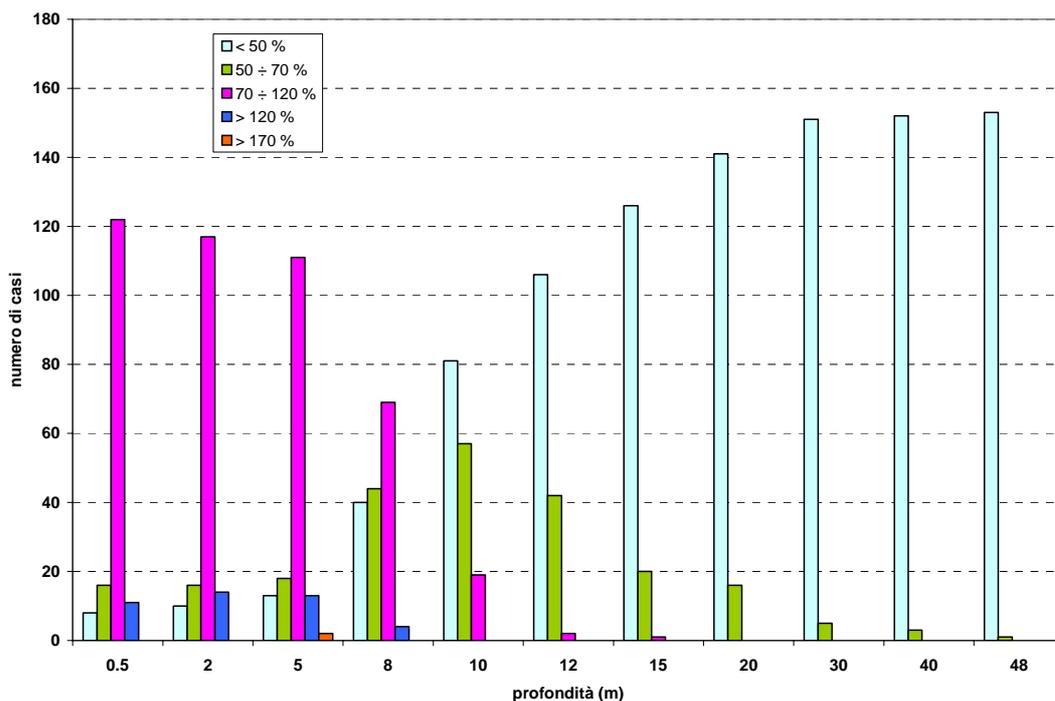


Figura 11. Distribuzione in classi di saturazione % di ossigeno disciolto dal 1996 al 2005.

7.4. pH

La concentrazione idrogenionica di un lago dipende in maniera diretta da alcune attività biologiche tra le quali è prevalente quella fotosintetica. Durante la reazione di riduzione del carbonio inorganico da parte delle alghe, il sistema può raggiungere valori di pH anche superiori a 9.

Dai dati di pH sulla colonna d'acqua si osserva come nel periodo di omotermia questo fattore si attesti costante a tutte le profondità, con un valore medio tra 7,5 e 7,6, in relazione al mescolamento delle acque e conseguente andamento costante della concentrazione di ossigeno e anidride carbonica (Fig. 12).

Durante il periodo estivo di massima stratificazione si vede come l'andamento del pH presenti valori più elevati in superficie, fino a 8,9, mentre nell'ipolimnio il valore risulta costante durante tutto l'anno con valori mediamente compresi tra 7,5 e 7,6.

In generale nel corso degli ultimi dieci anni i valori di pH più elevati (9,4 – 9,6) si sono registrati tra 0 e 5 m di profondità nel periodo primavera-estate mentre i valori minimi (< 7,0) si sono registrati negli strati profondi alla fine della primavera e verso l'autunno quando, al culmine della stratificazione termica, si consolidano le condizioni più riducenti.

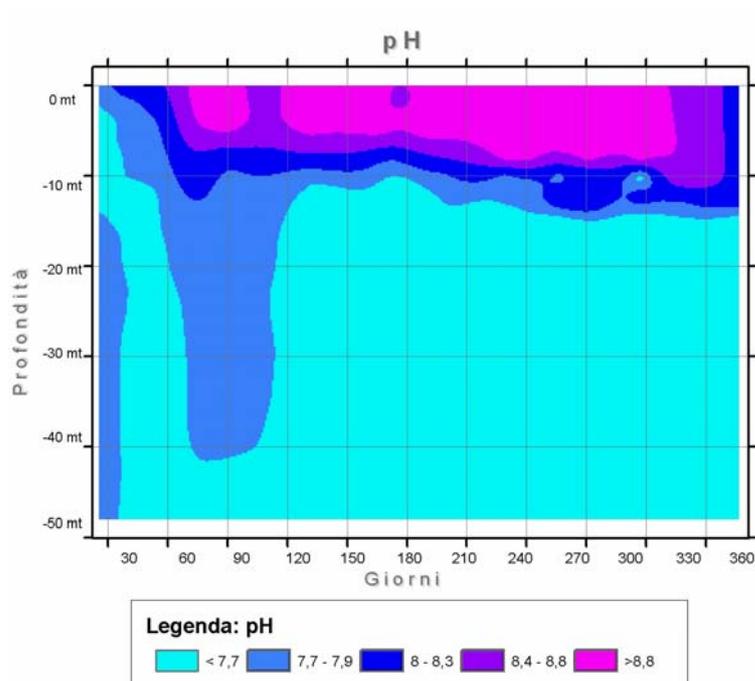


Figura 12. Isoplete del pH calcolate per l'anno 2005.

7.5. Potenziale di ossidoriduzione

Il potenziale redox lacustre è la risultante del continuo bilancio tra la decomposizione della sostanza organica e la disponibilità dell'ossigeno disciolto che può essere reintegrato dalla fotosintesi e dal trasferimento dall'atmosfera.

L'andamento del potenziale lungo la colonna d'acqua nei campionamenti relativi all'anno 2005 mostra valori negativi sul fondo del lago a partire dal mese di maggio, dovuti all'instaurarsi di condizioni riducenti (ossigeno disciolto pressoché assente) che vanno facendosi sempre più spinte man mano che si procede verso il periodo autunnale ed invernale (Fig. 13).

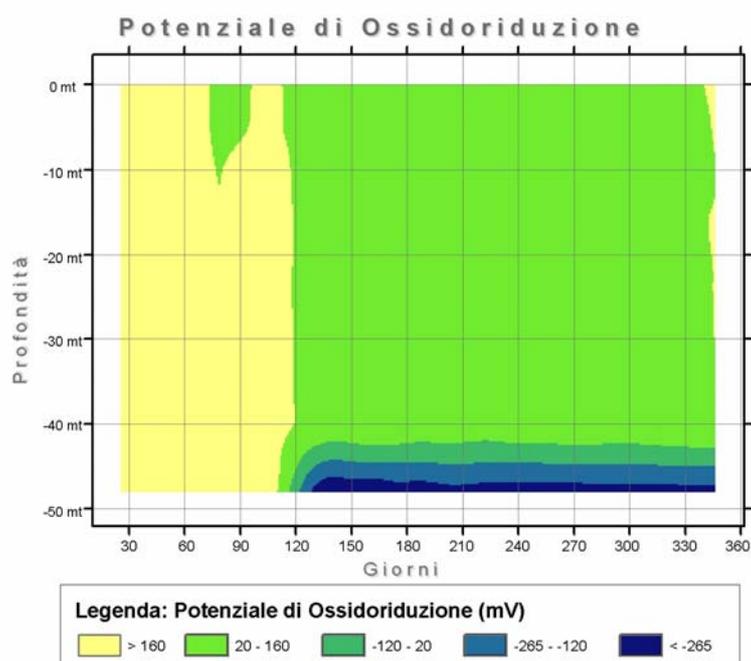


Figura 13. Isoplete del potenziale di ossido-riduzione calcolate per l'anno 2005.

7.6. Conducibilità

Il valore della conducibilità, dipendendo direttamente dal contenuto di anioni e cationi, è una delle caratteristiche chimiche di base delle acque e del bacino imbrifero dal quale provengono. Essa risulta in genere omogeneamente distribuita lungo tutta la colonna con valori medi, nell'anno 2005, intorno a 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Durante il periodo primavera-estate i valori diminuiscono in superficie fino ad un minimo di 223 μS mentre i valori massimi si riscontrano alla massima profondità nel periodo di stratificazione con valori fino a 305 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

L'andamento delle medie ponderate epilimnica, ipolimnica e della colonna relative agli ultimi dieci anni conferma quanto già osservato per l'anno 2005, con valori medi intorno ai 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valori ipolimnici massimi durante la stratificazione termica estiva con corrispondente diminuzione dei valori nell'epilimnio dove, in conseguenza dei processi di sintesi algale e, quindi, dell'aumento del pH, si creano le condizioni chimico-fisiche favorevoli alla precipitazione del carbonato di calcio (Fig. 14).

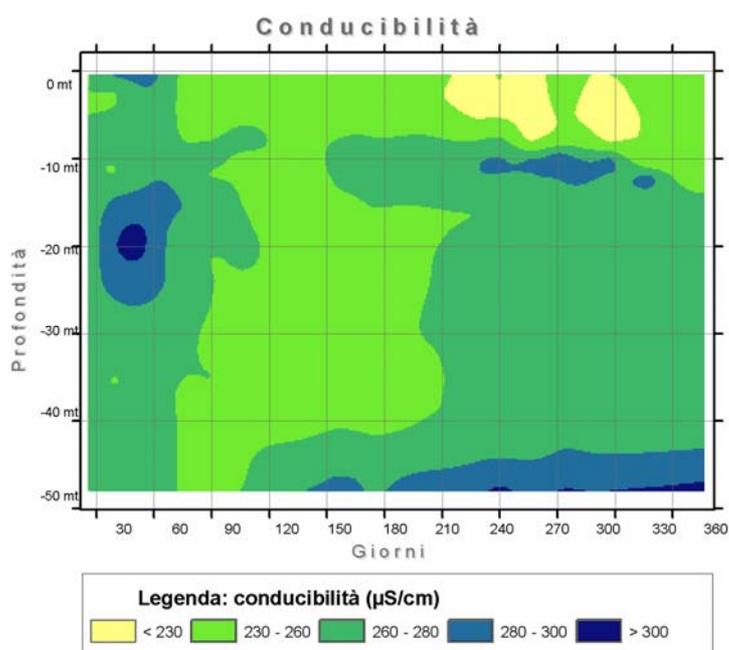


Figura 14. Isoplete conducibilità calcolate per l'anno 2005.

7.7. I composti del fosforo

Nei campionamenti sulla colonna d'acqua del Lago di Viverone il fosforo è stato misurato sotto forma di fosforo totale e di ortofosfati.

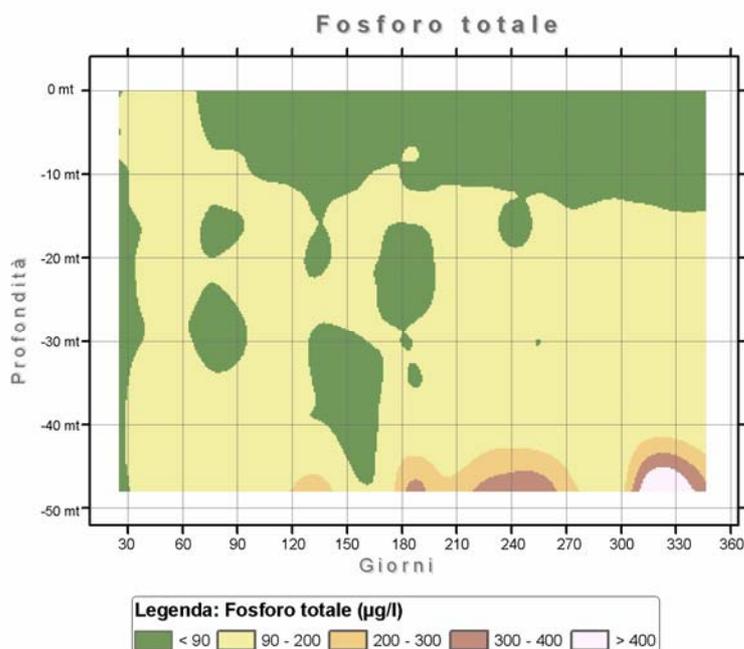


Figura 15. Isoplete fosforo totale calcolate per l'anno 2005.

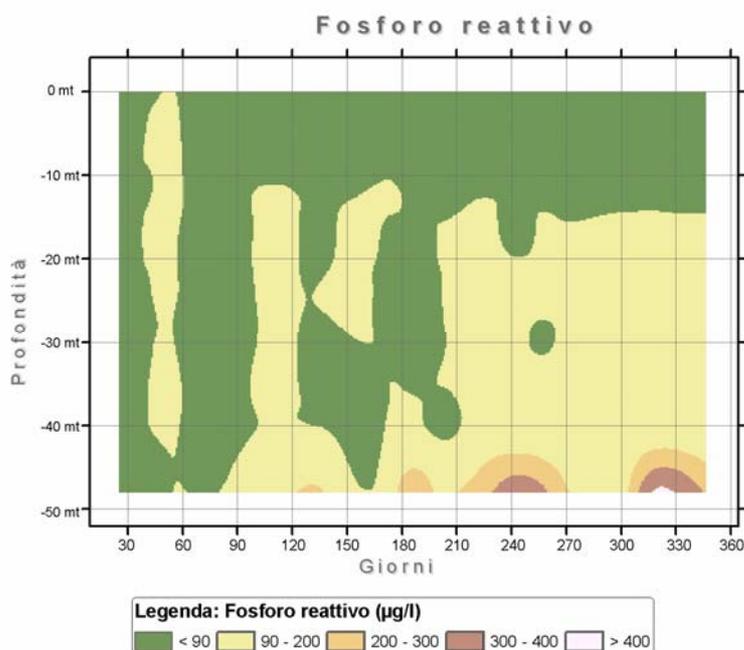


Figura 16. Isoplete fosforo reattivo calcolate per l'anno 2005.

L'andamento delle curve di concentrazione del fosforo totale (Figg. 15, 17 e 18) e del fosforo reattivo disciolto (Figg. 16, 19 e 20), evidenziano come i valori minimi di P si concentrano nell'epilimnio nel periodo fine estate-inizio autunno, a seguito del forte consumo da parte delle alghe dai mesi primaverili in poi, mentre le acque profonde sono caratterizzate da concentrazioni

elevate (medie ponderate ipolimniche intorno a 110-130 $\mu\text{g l}^{-1}$ per il fosforo totale e intorno a 70-80 $\mu\text{g l}^{-1}$ per il fosforo reattivo). Nello strato epilimnico compreso tra 0 e 5 m la concentrazione di fosforo reattivo rimane inferiore al limite di rilevabilità strumentale di 4 $\mu\text{g l}^{-1}$ da giugno a novembre.

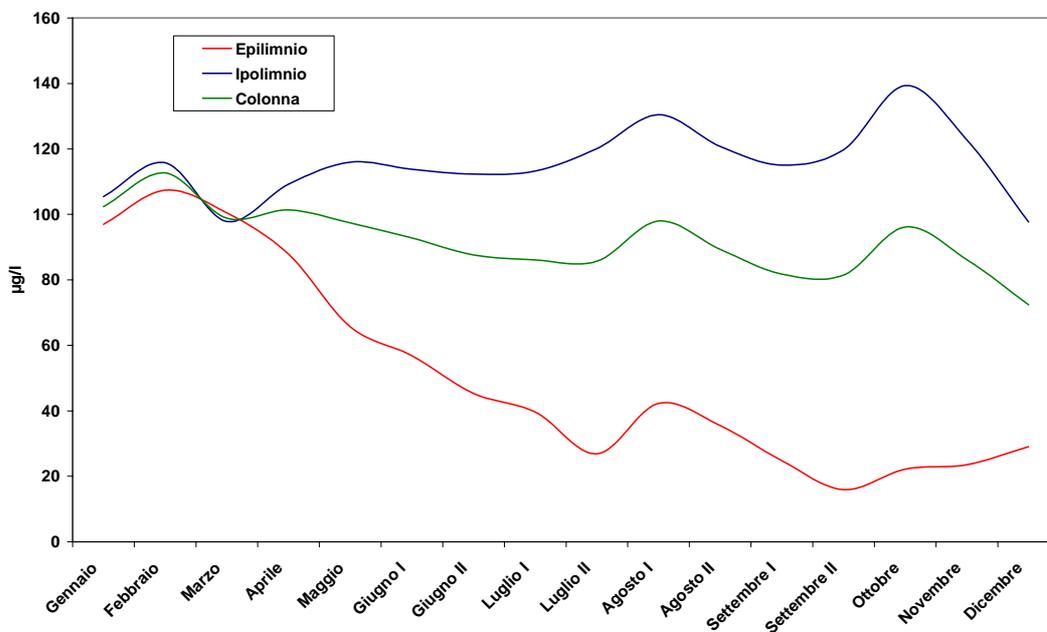


Figura 17. Fosforo totale medie ponderate anni 1996-2005.

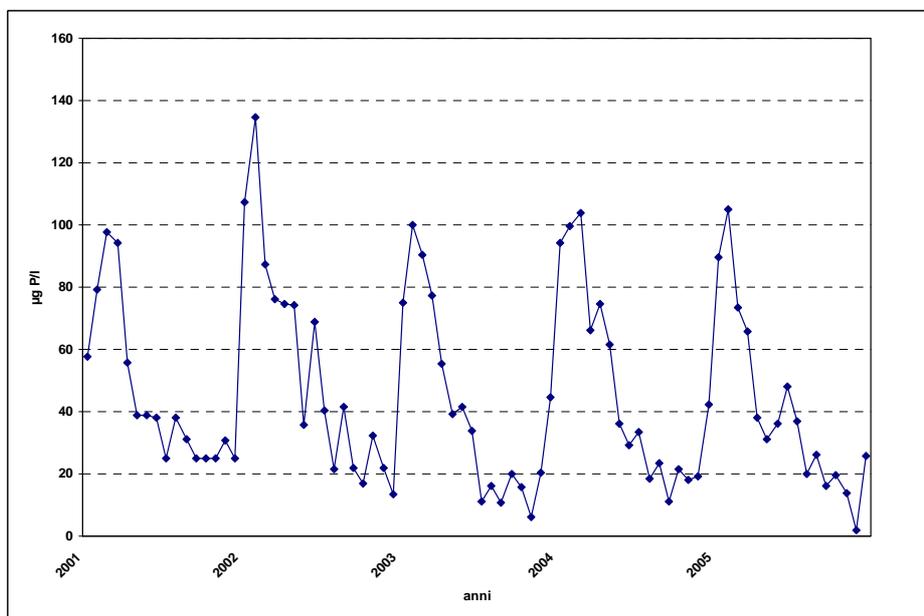


Figura 18. Fosforo totale epilimnico anni 2001-2005.

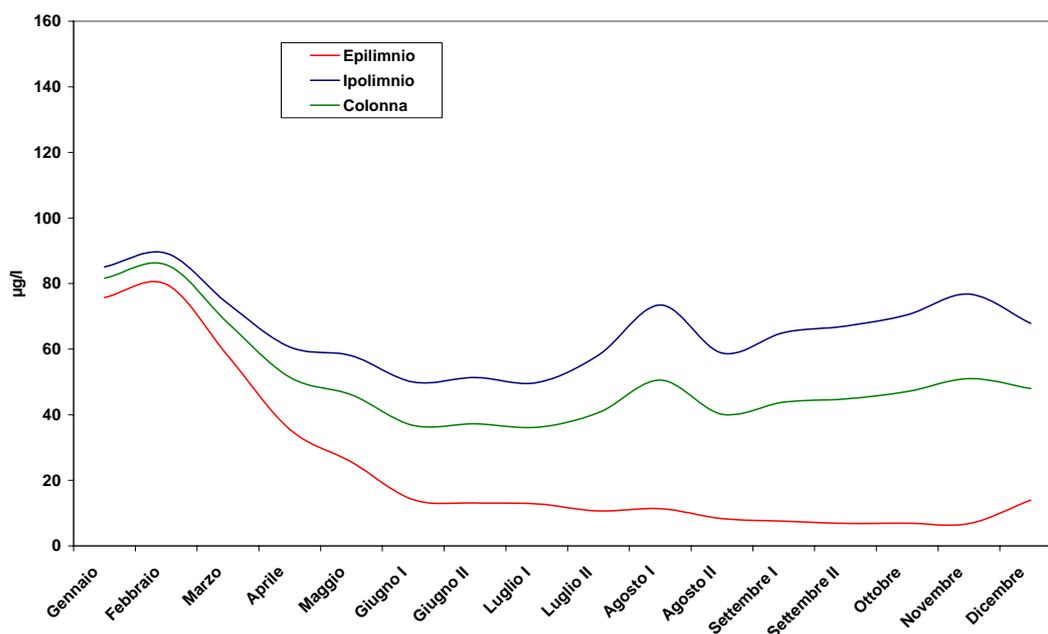


Figura 19. Fosforo reattivo medie ponderate anni 1996-2005.

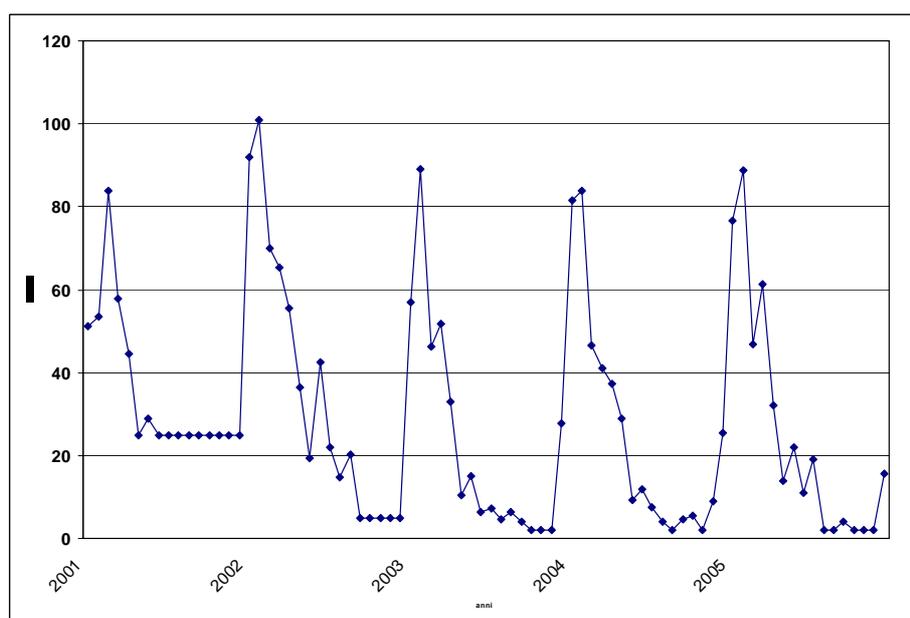


Figura 20. Fosforo reattivo epilimnetico anni 2001-2005.

Utilizzando la media dei dati medi ponderati calcolati sulla colonna d'acqua a centro lago per gli anni 1996-2005, si rileva una concentrazione media di fosforo totale pari a $92 \mu\text{g l}^{-1}$, valore che attesta le condizioni di eutrofia del lago.

7.8. I composti dell'azoto

Dai campionamenti effettuati sulle acque del Lago di Viverone si osservano concentrazioni di nitrati molto variabili in relazione alla profondità ed alla stagione.

Durante i primi mesi dell'anno, grazie al rimescolamento invernale che arricchisce di ossigeno le acque del fondo, si hanno valori omogenei di nitrati su tutta la colonna, con un valor medio che si assesta su $0,16 \text{ mg l}^{-1}$ (Fig. 21).

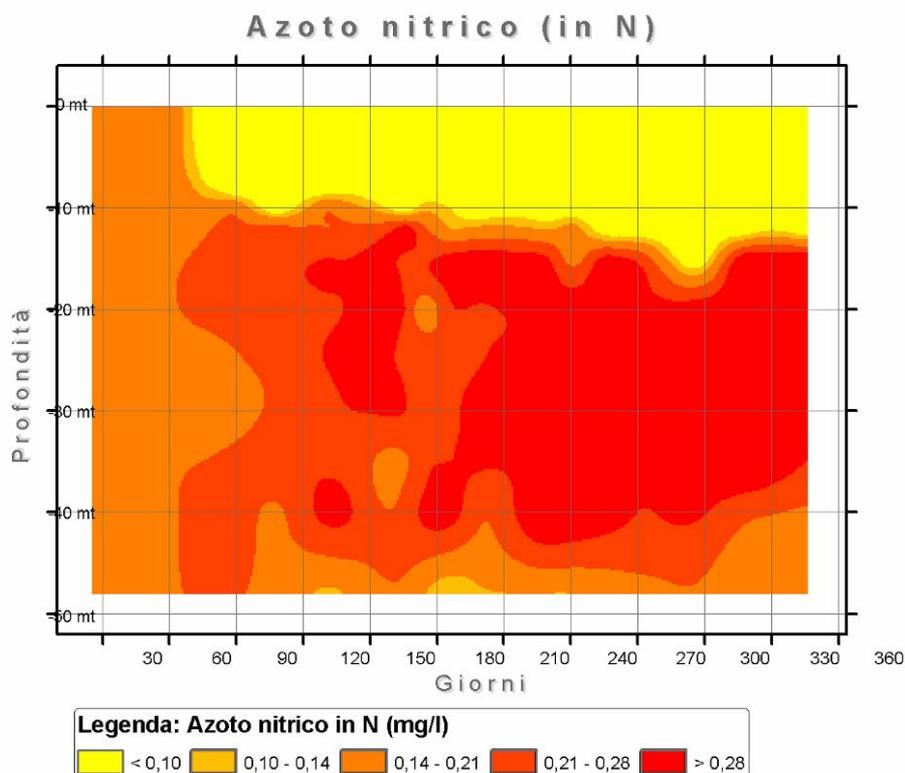


Figura 21. Isopete azoto nitrico calcolate per l'anno 2005.

All'inizio della stratificazione, così come avviene per il fosforo, le concentrazioni di azoto nitrico sono molto basse o quasi nulle in superficie (0-8 m), a causa del consumo da parte dei produttori; si innalzano di molto verso il fondo all'inizio dell'estate (valore massimo $0,35 \text{ mg N l}^{-1}$) e poi diminuiscono fortemente a causa dell'instaurarsi di condizioni di anossia, che ne favoriscono la riduzione ad azoto molecolare (denitrificazione) con formazione di composti di azoto intermedi.

L'azoto ammoniacale (Fig. 22), risulta piuttosto scarso nell'epilimnio a causa del consumo da parte delle alghe mentre presenta valori elevati sul fondo in particolare durante la stratificazione estiva quando, le condizioni di anossia facilitano il rilascio da parte dei sedimenti (valori che oscillano tra $0,14$ e $1,93 \text{ mg N l}^{-1}$). Nei mesi di gennaio e febbraio, nel periodo del rimescolamento, è presente a tutte le profondità con valori superiori al limite di rilevabilità.

L'azoto nitroso risulta presente su tutta la colonna nei mesi tardo autunnali e invernali, mentre non si riscontra quasi mai nel resto della stagione, se non per qualche eccezione alla massima profondità. I valori massimi sono stati osservati nei mesi di novembre e dicembre a profondità comprese tra 35 m e il fondo, dove si raggiungono valori di $0,032 \text{ mg N l}^{-1}$ (Fig. 23).

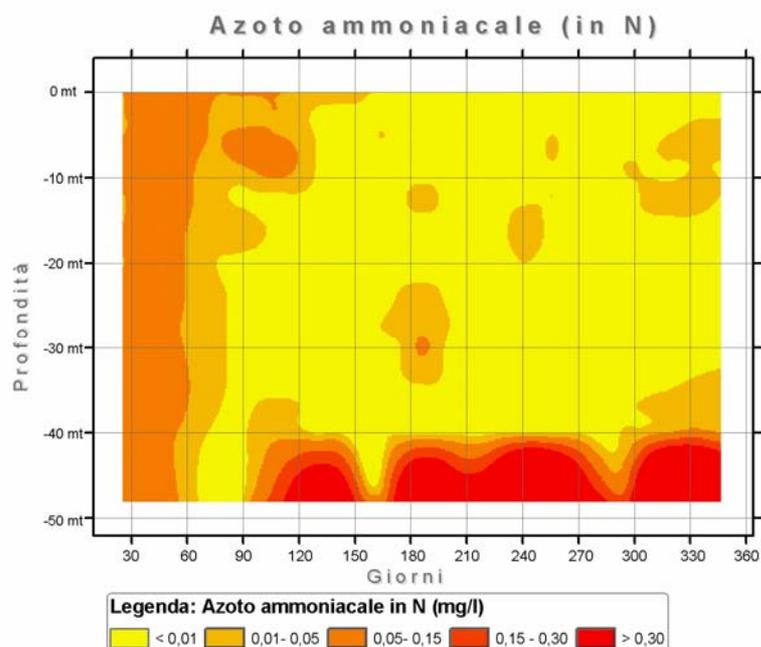


Figura 22. Isoplete azoto ammoniacale calcolate per l'anno 2005.

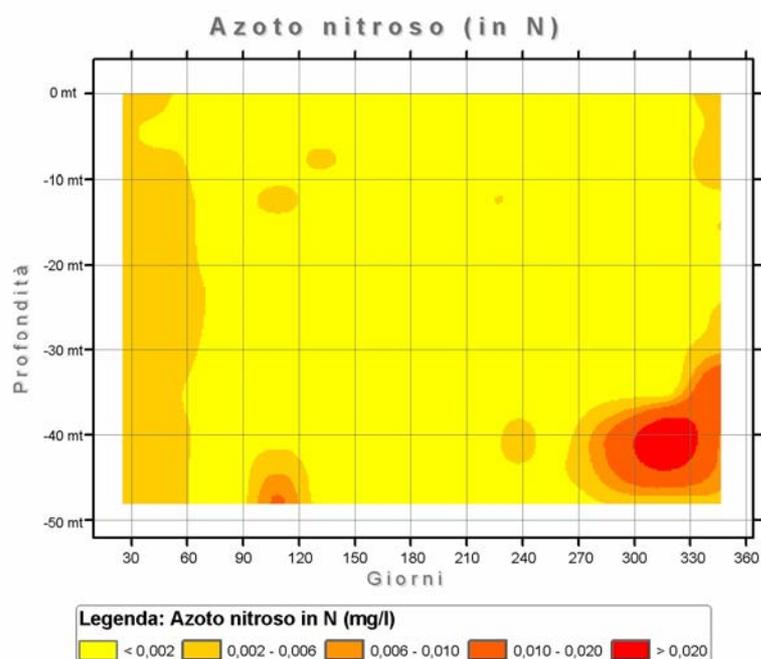


Figura 23. Isoplete azoto nitroso calcolate per l'anno 2005.

7.9. Rapporto N/P e fattore limitante

Il rapporto azoto totale (NT) e fosforo totale (PT) nell'acqua è un indicatore di una condizione di limitazione della produzione algale e sull'elemento che la determina, valori del rapporto inferiori a 7 indicano una limitazione da azoto; valori compresi tra 7 e 15 indicano limitazione da azoto e fosforo; valori superiori a 15 indicano una limitazione da fosforo.

Dal rapporto tra azoto totale (NT) e fosforo totale (PT), calcolato durante la circolazione invernale (febbraio-marzo) sulla base delle medie ponderate epilimniche e relative all'intera colonna d'acqua per gli ultimi 10 anni, risulta piuttosto evidente come il fattore limitante sia nella

quasi totalità dei casi rappresentato dall'azoto a causa di valori inferiori o molto prossimi a 7 (Fig. 24).

Durante la massima stratificazione estiva (agosto-settembre) invece la situazione risulta piuttosto diversificata a seconda che si consideri la media ponderata della colonna o dello strato epilimnico: nel primo caso si evidenziano rapporti compresi tra 7 e 15 (limitazione di entrambi i nutrienti), nel secondo una maggioranza di casi con rapporto >15 (limitazione da fosforo) (Fig. 25).

Sembra quindi che la produzione algale nella zona fotica sia limitata dall'azoto nella prima parte della stagione di crescita, mentre nei mesi successivi il controllo venga invece esercitato da entrambi i nutrienti.

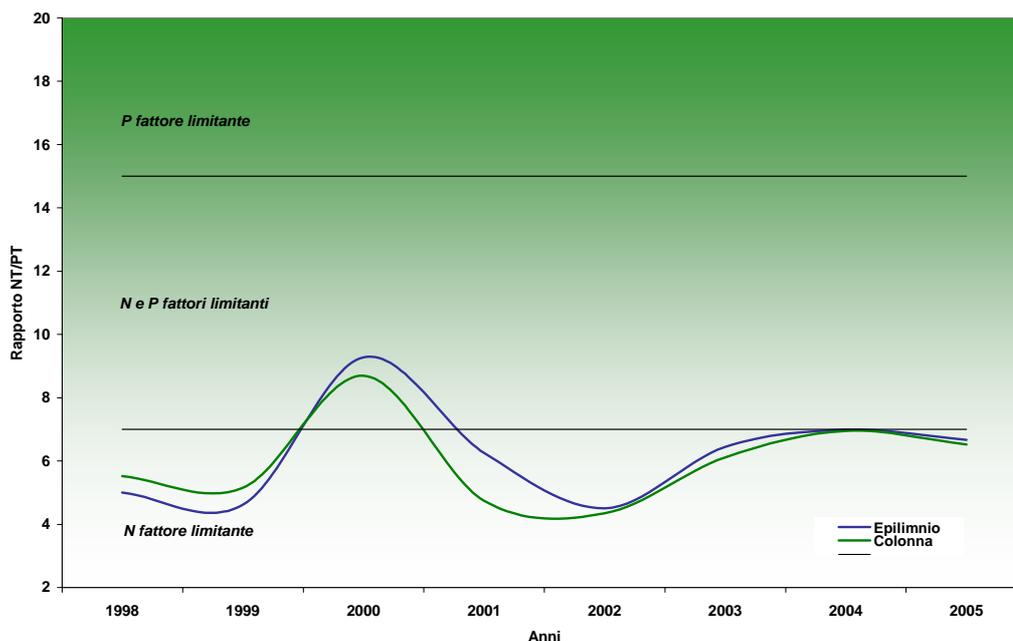


Figura 24. Rapporto NT/PT in massima circolazione anni 1996-2005.

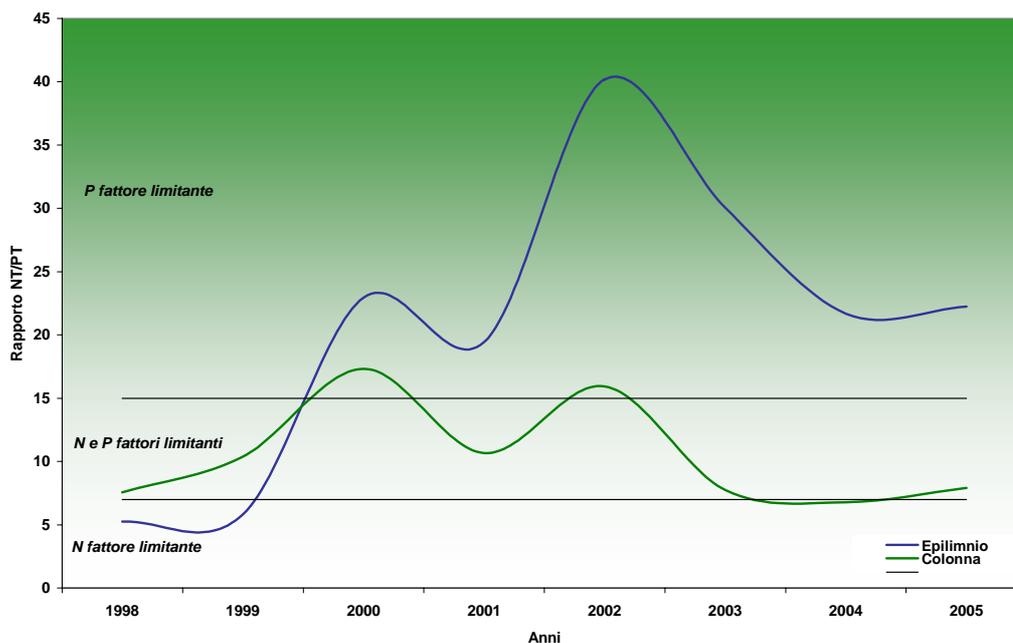


Figura 25. Rapporto NT/PT in massima stratificazione anni 1996-2005.

7.10. Clorofilla

La clorofilla è uno dei parametri indicatori della produttività dell'ecosistema acquatico ed è stata determinata sul campione integrato rappresentativo dello strato produttivo (0-12 m).

L'andamento del parametro per il decennio 1996-2005 presenta picchi legati alla maggiore attività fotosintetica nel periodo primaverile ed estivo (Fig. 26).

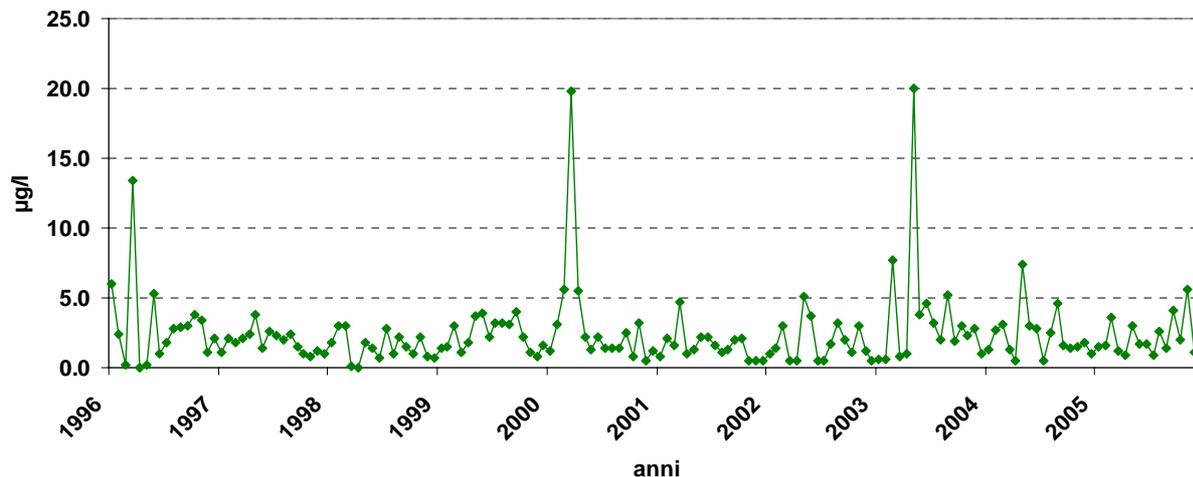


Figura 26. Valori di Clorofilla *a* anni dal 1996 al 2005.

Di norma le concentrazioni sono inferiori a $5 \mu\text{g l}^{-1}$. I valori massimi (tra 10 e $20 \mu\text{g l}^{-1}$) si sono registrati nel mese di aprile del 1996 e del 2000 e nel mese di giugno del 2003. I dati medi annuali, compresi tra $1,5$ e $3,8 \mu\text{g l}^{-1}$, risultano inferiori a $8 \mu\text{g l}^{-1}$ individuato dall'OECD come valore limite medio di clorofilla *a* per il passaggio dalla mesotrofia all'eutrofia.

8. STATO DI QUALITÀ ECOLOGICA (SEL) & STATO DI QUALITÀ AMBIENTALE (SAL)

Il D.Lgs n. 152/99 e s.m.i. prevede per i laghi la definizione di uno Stato di Qualità Ambientale (SAL) sulla base dello Stato di Qualità Ecologica (SEL) e della presenza di microinquinanti chimici del corpo idrico.

Il D.M. n. 391 del 29/12/03 ha introdotto la metodologia di classificazione denominata “Classificazione dello Stato Ecologico” (CSE) proposta dal Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA), basata su una diversa modalità di valutazione dei parametri macrodescrittori su cui si basa la definizione dello stato ecologico.

I quattro parametri macrodescrittori indispensabili per il calcolo del SEL che fanno parte dei parametri di base sono la trasparenza (SD), l’ossigeno ipolimnico (% saturazione), la clorofilla *a* (Chl*a*) e il fosforo totale (PT).

In particolare la nuova metodologia considera per l’ossigeno disciolto non solo il valore minimo nel periodo di massima stratificazione e per il fosforo totale non solo il valore massimo riscontrato, ma incrocia ciascuno di questi valori con il corrispondente valore a 0 m nel periodo di massima circolazione attraverso l’utilizzo di tabelle a doppia entrata.

L’attribuzione dello stato ecologico sulla base della normalizzazione dei punteggi delle classi ottenute per i singoli parametri, risulta essere un criterio migliorativo rispetto a quello stabilito in prima istanza dalla tabella 11, allegato 1 del D.Lgs. 152/99 per la descrizione del reale stato ecologico di tutti i laghi.

Le tabelle che seguono, da 11a a 11d, riportate nell’Allegato A dal sopra citato D.M., riportano i livelli da attribuire ad ogni singolo macrodescrittore sulla base dei dati ottenuti durante i monitoraggi nonché l’attribuzione del SEL sulla base del criterio di normalizzazione dei punteggi.

Tabella 11a. Individuazione dei livelli per la trasparenza e la clorofilla.

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

Tabella 11b. Individuazione del livello per l'ossigeno.

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

Tabella 11c. Individuazione del livello per il fosforo totale.

		VALORE A 0 m NEL PERIODO DI MASSIMA CIRCOLAZIONE				
		< 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
IPOLIMNICO NEL PERIODO DI MASSIMA	< 10	1				
	≤ 25	2	2			
	≤ 50	2	3	3		
	≤ 100	3	3	4	4	
	> 100	3	4	4	5	5

Tabella 11d. Attribuzione della classe dello stato ecologico attraverso la normalizzazione dei livelli ottenuti per i singoli parametri.

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

Gli Stati di Qualità Ambientale previsti per le acque superficiali e ottenuti verificando rispetto allo Stato Ecologico la presenza delle sostanze inquinanti di cui alla tabella 1 del D.Lgs n. 152/99 sono riportati nello schema seguente:

ELEVATO	<p>Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità degli elementi chimico-fisici ed idromorfologici per quel dato tipo di corpo idrico in dipendenza degli impatti antropici, o sono minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate. La qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione e un'abbondanza di specie corrispondente totalmente o quasi alle condizioni normalmente associate allo stesso ecotipo.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili nei corpi idrici non influenzati da alcuna pressione antropica.</p>
----------------	---

BUONO	<p>I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico mostrano bassi livelli di alterazione derivanti dall'attività umana e si discostano solo leggermente da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>
SUFFICIENTE	<p>I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico si discostano moderatamente da quelli di norma associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. I valori mostrano segni di alterazione derivanti dall'attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato".</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>
SCADENTE	<p>Si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale, e le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da comportare effetti a medio e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>
PESSIMO	<p>I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano alterazioni gravi e mancano ampie porzioni delle comunità biologiche di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>

Applicando il criterio descritto ai dati relativi ai monitoraggi degli ultimi dieci anni del Lago di Viverone si evidenzia un SEL in classe 4 corrispondente ad un SAL SCADENTE che si alterna ad un SEL in classe 5 con corrispondente SAL PESSIMO (Tab.12).

Tabella 12. Classi SAL per gli anni dal 1996 al 2005.

Anno	TP	O ₂	SD	Chl	SOMMA	SEL	SAL
1996	5	4	4	4	17	5	PESSIMO
1997	5	4	2	2	13	4	SCADENTE
1998	5	5	2	2	14	4	SCADENTE
1999	5	4	2	2	13	4	SCADENTE
2000	5	4	2	4	15	4	SCADENTE
2001	5	4	2	2	13	4	SCADENTE
2002	5	4	2	2	13	4	SCADENTE
2003	5	4	4	4	17	5	PESSIMO
2004	5	4	3	3	15	4	SCADENTE
2005	5	4	3	2	14	4	SCADENTE

Nel dettaglio è evidente che a fronte di una notevole costanza per i macrodescrittori fosforo totale ed ossigeno disciolto, si nota una certa variabilità della clorofilla *a* e della trasparenza.

La tabella 13 riporta per ciascuno dei macrodescrittori il dato che ha portato all'attribuzione del livello.

Tabella 13. Valori e livelli corrispondenti per ciascuno dei macrodescrittori.

Anno	FOSFORO TOTALE ($\mu\text{g/l}$)			OSSIGENO (% saturazione)			TRASPARENZA (m)		CLOROFILLA A ($\mu\text{g/l}$)	
	0 m max circolazione	max riscontrato	livello	0 m max circolazione	min ipolimnico max stratificazione	livello	min	livello	max	livello
1996	105	830	5	56	< 5	4	1,5	4	13,4	4
1997	90	1270	5	68	< 5	4	2,5	2	3,8	2
1998	120	410	5	37	< 5	5	3,0	2	3,0	2
1999	120	390	5	67	14	4	2,6	2	4,0	2
2000	90	260	5	48	8,6	4	3,0	2	19,8	4
2001	70	600	5	74	< 5	4	2,5	2	4,7	2
2002	123	1090	5	53	< 5	4	2,5	2	5,1	2
2003	104	472	5	50	< 5	4	1,3	4	20,0	4
2004	86	295	5	54	< 5	4	1,8	3	7,4	3
2005	90	541	5	49	< 5	4	2,0	3	5,6	2

Il dato relativo al **fosforo totale** (TP) (Fig. 27) risulta, sia per il valore a 0 m in massima circolazione che per il valore massimo riscontrato (abituamente alla massima profondità durante la stratificazione estiva), superiore al valore $100 \mu\text{g l}^{-1}$ che individua il livello 5 nella tabella 10c nella quasi totalità dei casi dell'ultimo decennio.

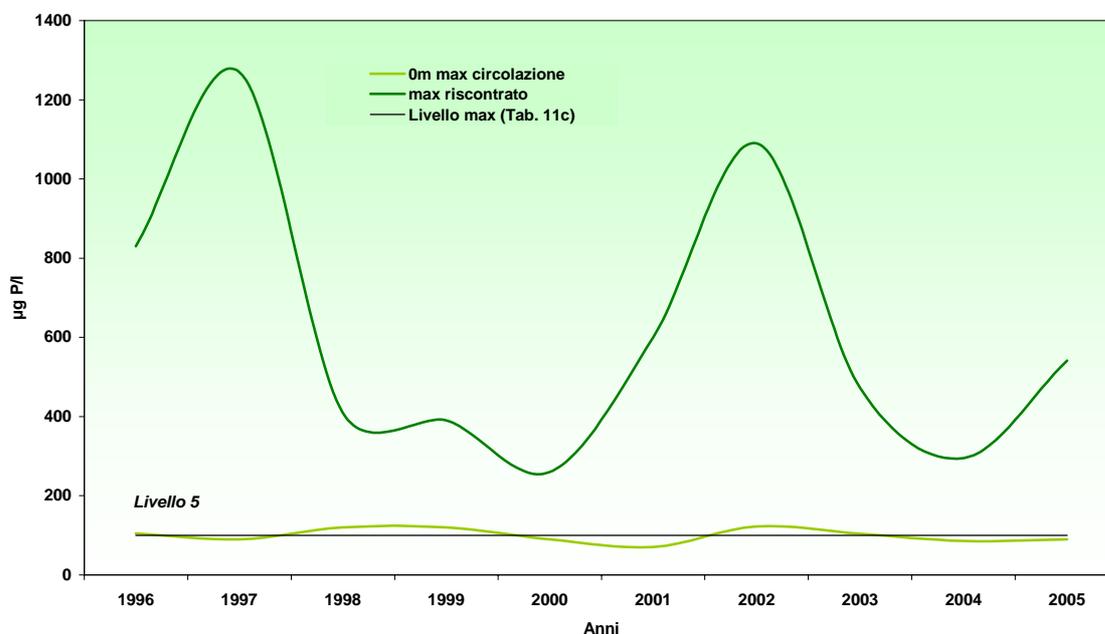


Figura 27. Individuazione livello fosforo totale (TP) anni 1996-2005.

Si conferma quindi per questo macrodescrittore una situazione decisamente critica: anche nei casi in cui durante la massima circolazione non si supera il valore di $100 \mu\text{g l}^{-1}$, l'attribuzione del livello non varia a causa delle elevate concentrazioni che si rilevano nella zona ipolimnica all'instaurarsi di forti condizioni riducenti durante la stratificazione estiva.

La situazione relativa all'**ossigeno disciolto** (O_2) (Fig. 28) risulta invece negli ultimi dieci anni attestata piuttosto stabilmente sul livello 4 dovuto ad un valore a 0 m in massima circolazione compreso tra 40 e 60% e ad un valore minimo ipolimnico in massima stratificazione sempre $< 20\%$. Per questo parametro il criterio di classificazione che incrocia il dato in massima circolazione con il minimo ipolimnico durante la stratificazione estiva (Tabella 10b) risulta, come si vede dal grafico, migliorativo del livello da attribuire sulla base del solo minimo ipolimnico che solamente nell'anno 1999, mantiene valori non $< 5\%$.

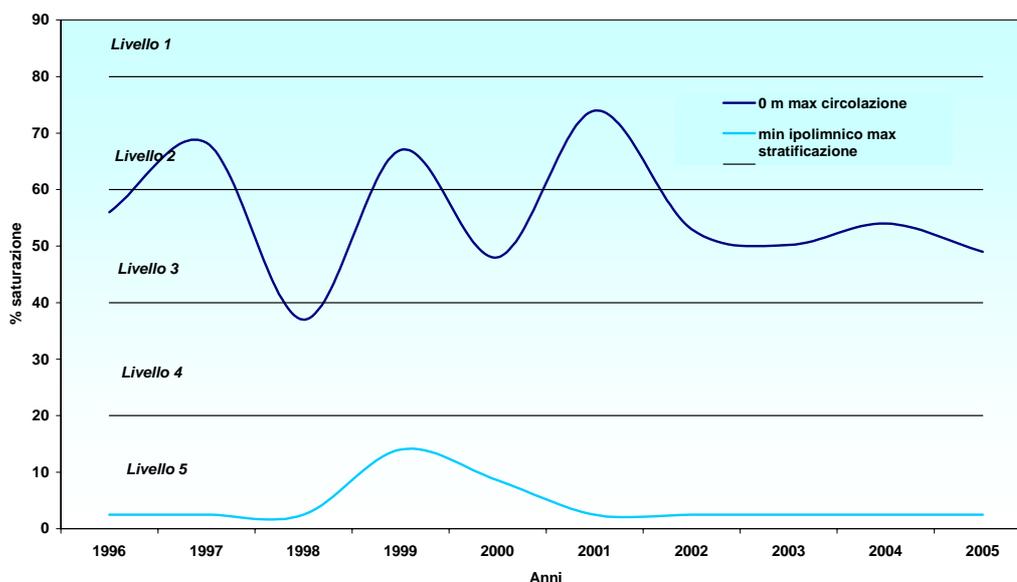


Figura 28. Individuazione livello ossigeno disciolto anni 1996-2005.

La **trasparenza** (SD) (Fig. 29) risulta invece abbastanza variabile negli ultimi dieci anni sui livelli 2-3-4, pur presentando un intervallo di variazioni relativamente ristretto (1,5 - 3 m).

Questa variabilità è da attribuire più alla relativa vicinanza tra i livelli 2-3-4 che non a forti differenze nella effettiva trasparenza minima rilevata.

Si rileva che l'intervallo di trasparenza minima per il quale l'OECD individua l'eutrofia è $0,7 \div 1,5$: negli ultimi dieci anni il Lago di Viverone ha sempre presentato valori superiori evidenziando per questo parametro una situazione in controtendenza rispetto a quella presentata dal fosforo totale.

La **clorofilla a** (Chla), come già la trasparenza, mostra una marcata variabilità particolarmente tra i livelli 2-4 presentando però un intervallo di variazioni più ampio ($3,0 - 20,0 \mu g l^{-1}$) (Fig. 30).

In questo caso il dato, che in genere si attesta su valori $< 6 \mu g l^{-1}$ (livello 2), risente di repentini innalzamenti di temperatura che favoriscono consistenti gli aumenti di biomassa algale come è accaduto negli anni 1996, 2000 e 2003.

La figura 31 riporta le 160 misure degli ultimi 10 anni (raccolti nella relazione 1) raggruppate in classi: la distribuzione numerica nelle varie classi conferma come in generale sia più consistente il numero dei dati $< 3 \mu g l^{-1}$ e come i dati più elevati siano sempre registrabili in primavera tra marzo e giugno.

Si fa notare che l'intervallo di clorofilla massima annuale per il quale l'OECD individua l'eutrofia è compreso tra $25 \mu g l^{-1}$ e $75 \mu g l^{-1}$: negli ultimi dieci anni il Lago di Viverone ha sempre presentato valori inferiori, evidenziando anche per questo parametro una situazione in controtendenza rispetto a quella presentata dal fosforo totale.

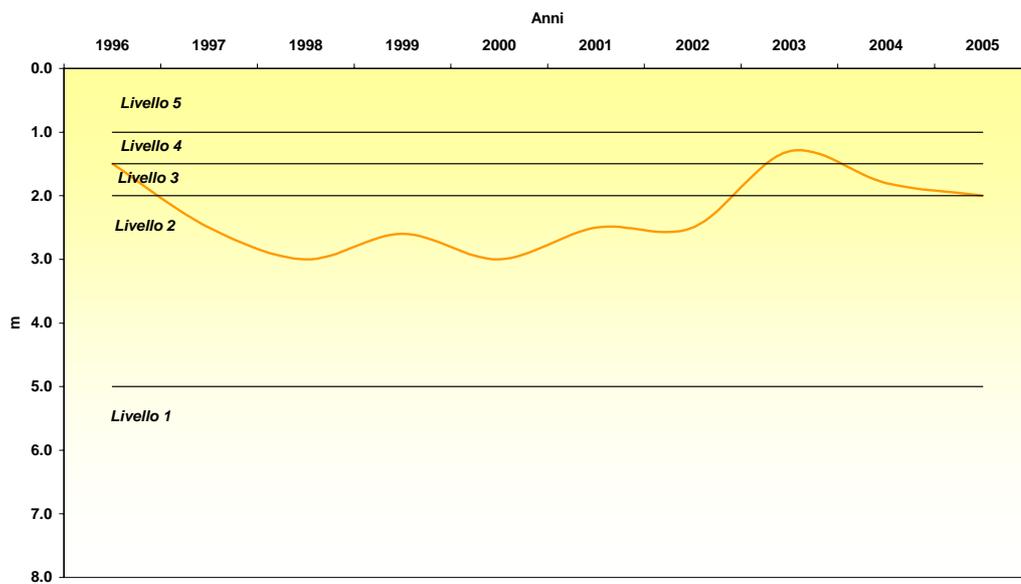


Figura 29. Individuazione livello trasparenza anni 1996-2005.

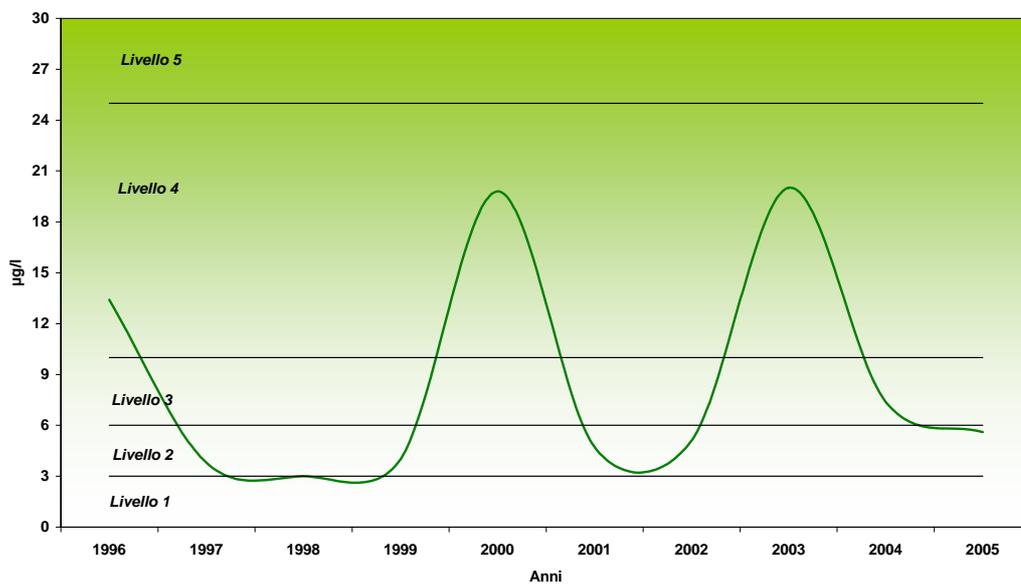


Figura 30. Individuazione livello clorofilla anni 1996-2005.

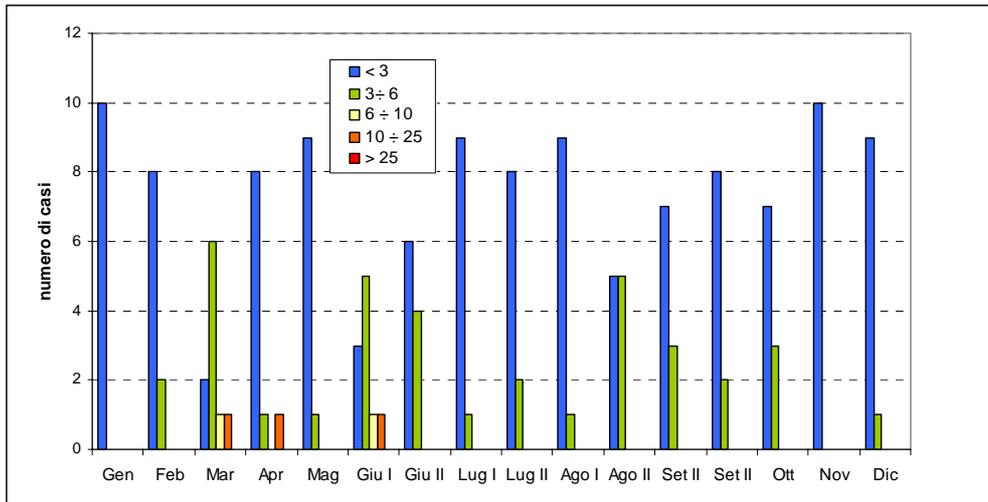


Figura 31. Distribuzione in classi di clorofilla anni 1996-2005.

9. BALNEABILITÀ

La tutela delle acque utilizzate ai fini della balneazione è regolamentata dal D.P.R. n. 470 dell'8 giugno 1982 e s.m.i. mediante il monitoraggio di parametri chimico-fisici e microbiologici aventi rispettivamente significato di indicatori ambientali e igienico sanitari.

Le sette stazioni balneari individuate sul Lago di Viverone e sottoposte regolarmente ad analisi per l'emissione del giudizio di idoneità alla balneazione sono riportate nella tabella 14. Il protocollo analitico prevede che in ognuna delle stazioni vengano effettuate la determinazione dei parametri in tabella 15.

Tabella 14. Stazioni balneari sul Lago di Viverone sottoposte ad analisi del giudizio di idoneità alla balneazione.

<i>Codice</i>	<i>Denominazione Spiagge</i>	<i>Comune</i>	<i>Prov.</i>	<i>Estensione spiaggia km</i>
001	Lido Anzasco	Piverone	TO	0.15
002	Bagni Beppe	Viverone	BI	0.07
003	Bagni Comunali e Marinella	Viverone	BI	0.18
004	Bagni Lac et Soleil	Viverone	BI	0.15
005	Bagni Masseria	Viverone	BI	0.06
006	Campeggio Haway	Viverone	BI	0.50
007	Bagni Ghigliotta	Viverone	BI	0.15

Tabella 15. Parametri elencati nell'allegato I del D.P.R. 470/82 e s.m.i..

Parametro	Unità di Misura
Temperatura aria	°C
Temperatura acqua	°C
pH	unità pH
Trasparenza disco di Secchi	m
Ossigeno ipolimnico	% di saturazione
Oli minerali	mg l ⁻¹
Tensioattivi	mg l ⁻¹
Fenoli	mg l ⁻¹
Coliformi totali	UFC/100ml
Coliformi fecali	UFC/100ml
Streptococchi fecali	UFC/100ml
<i>Salmonella</i> spp.	-

Tra i parametri chimici la percentuale di saturazione dell'Ossigeno, il pH e la trasparenza sono indicatori dello stato trofico delle acque; mentre i parametri microbiologici, quali i Coliformi totali, Coliformi fecali e Streptococchi fecali, vengono ricercati in quanto considerati idonei indicatori di contaminazione fecale rivelando la possibile presenza di eventuali patogeni (es. *Salmonella spp.*, Vibrioni) associati alla possibilità di trasmissione di malattie infettive.

I prelievi finalizzati alla valutazione della qualità igienico - sanitaria delle acque per la balneazione vengono svolti con la cadenza prevista per i controlli di routine dal D.P.R. 470/82 e s.m.i. cioè 2 campionamenti mensili da aprile a settembre.

I dati relativi alle analisi chimiche e microbiologiche effettuate sulle stazioni balneari coprono in maniera completa il periodo dal 1988 al 2005.

Si sottolinea come a partire dall'anno 2004 le sette stazioni balneari sono state dichiarate non agibili con Determine Dirigenziali della Regione Piemonte con riferimento ai disposti della legge 29 dicembre 2000, n. 422 che modifica il D.P.R. 470/82 art. 7, comma 1 casi A e B.

La non agibilità ai sensi dell'articolo 7 del D.P.R. sopra citato, vincola la riammissione alla balneazione alla esecuzione di provvedimenti di bonifica e alla successiva comunicazione al Ministero dell'Ambiente.

Nei figure 32, 33 e 34 si riporta l'andamento dei principali parametri analizzati per i Bagni Beppe, considerati rappresentativi della situazione relativa alla fruizione balneare dell'intero lago. I dati riportati sono esclusivamente quelli dei campionamenti di routine e non quelli dei campionamenti suppletivi previsti per legge in caso di superamento dei limiti tabellari.

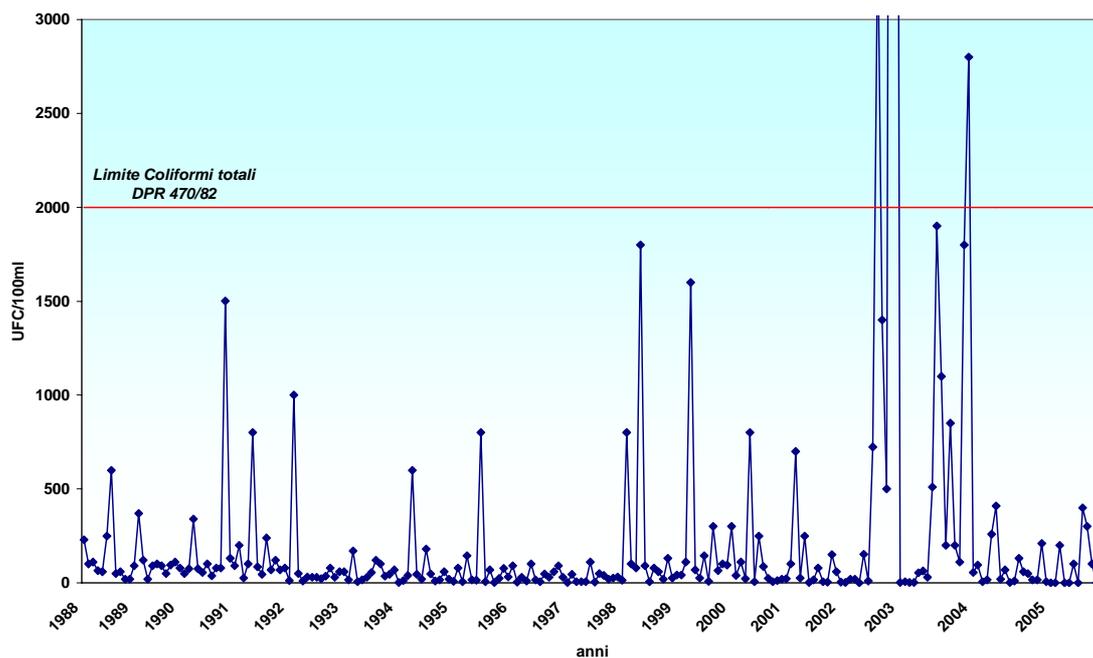


Figura 32. Coliformi totali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.

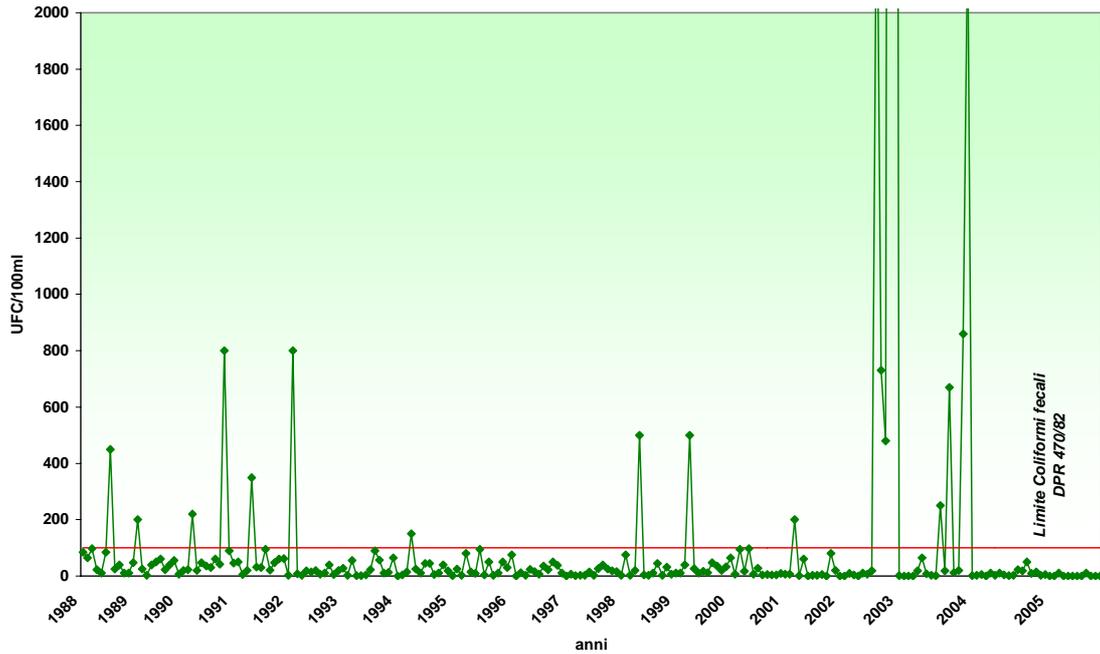


Figura 33. Coliformi fecali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.

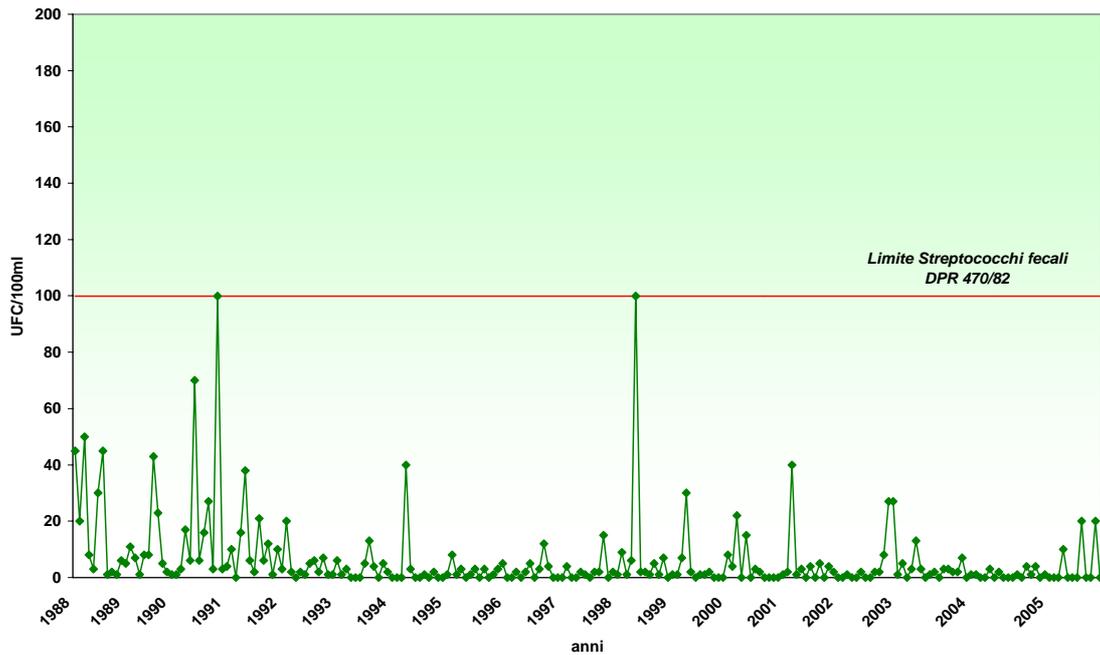


Figura 34. Streptococchi fecali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.

Si evidenzia come fino all'anno 2001 il parametro più soggetto a sforamenti siano i coliformi fecali con 10 dati superiori a 100 UFC/100ml nei campionamenti routinari a fronte di valori sempre inferiori o uguali al limite per i coliformi totali e gli streptococchi fecali.

A partire invece dalla seconda metà della stagione balneare 2002 e ancora nella stagione 2003 quando la balneazione è stata consentita grazie alla Legge del 30/05/03, n. 121 che modifica l'articolo 6 del D.P.R. 470/82, con tre campionamenti mensili ogni dieci giorni, si sono rilevati superamenti consistenti tanto dei Coliformi fecali che dei Coliformi totali.

La situazione si è poi nuovamente stabilizzata negli anni 2004 e 2005 quando, anche nei casi di valori superiori ai limiti di rilevabilità, i parametri determinati risultano sempre abbondantemente al di sotto dei limiti di legge (2000 UFC/100ml per i Coliformi totali e 100 UFC/100ml per i Coliformi fecali e gli Streptococchi fecali).

La stabilizzazione positiva della situazione relativa alla fruizione balneare negli ultimi due anni è attribuibile con tutta probabilità sia ad alcuni lavori manutentivi svolti nei comuni di Roppolo e di Viverone, sia all'aumentata attenzione del gestore del collettore circumlacuale nella pulizia e manutenzione degli sfioratori fognari e non ultimo a condizioni climatiche estive (temperatura e piovosità) più stabili.

Le figure 35 e 36 riportano il confronto dell'andamento dei Coliformi totali e dei Coliformi fecali nel quadriennio 2002-2005 per la stazione presa in esame.

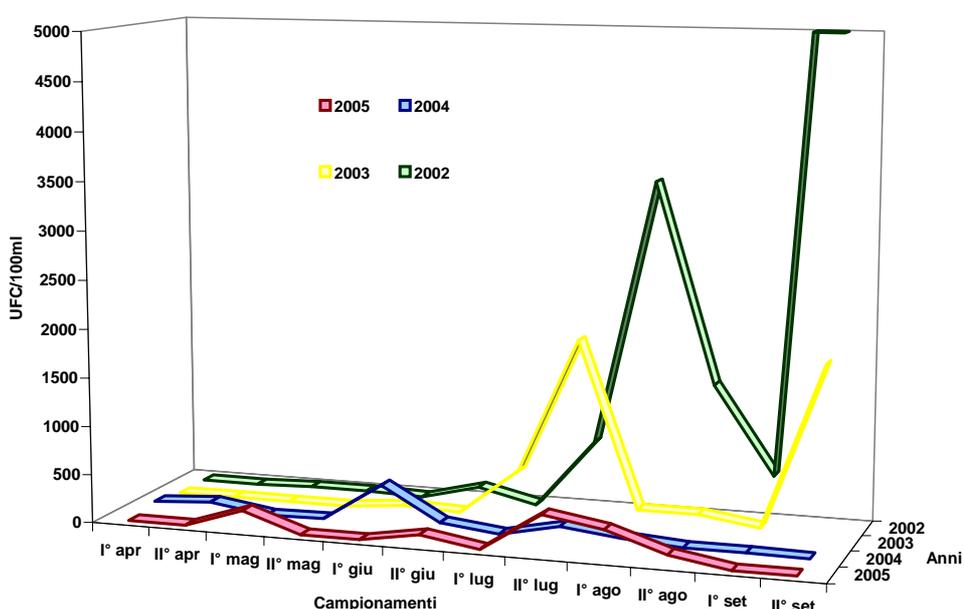


Figura 35. Coliformi totali - Bagni Beppe - anni dal 2002 al 2005.

Risulta evidente la presenza di valori di picco per entrambi i parametri negli anni 2002 e 2003.

Per cercare di spiegare i dati occorre ricordare come le due estati siano state caratterizzate da condizioni climatiche particolari, evidenziate nei grafici che seguono relativi alla piovosità media mensile (Fig. 37) ed alla temperatura media mensile (Fig. 38) registrate presso la stazione meteo regionale di Piverone per il quadriennio preso in esame.

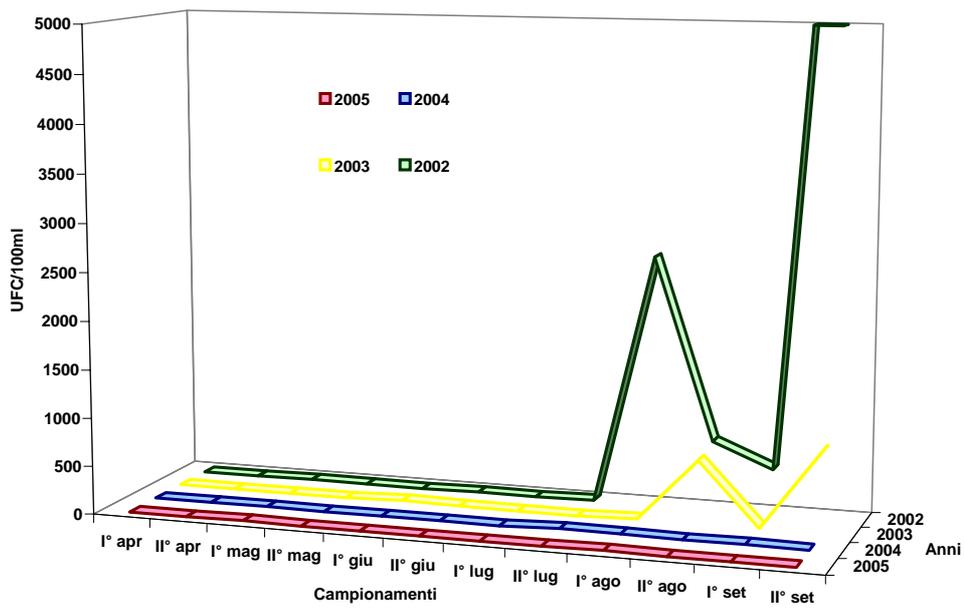


Figura 36. Coliformi fecali - Bagni Beppe - anni dal 2002 al 2005.

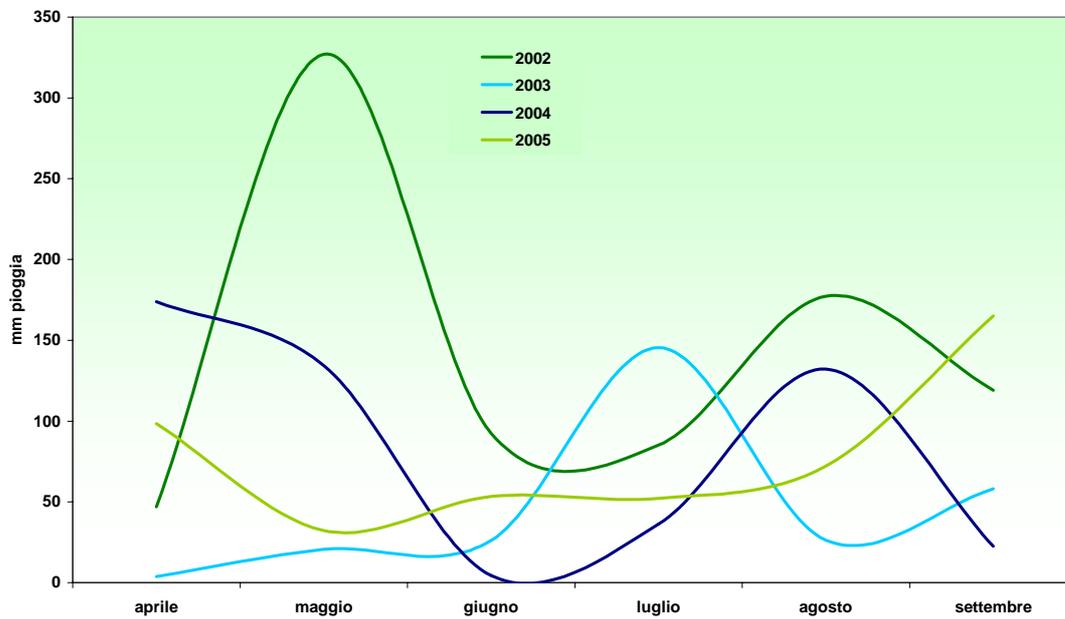


Figura 37. Piovosità media mensile anni 2002-2005 nella stazione meteo di Piverone.

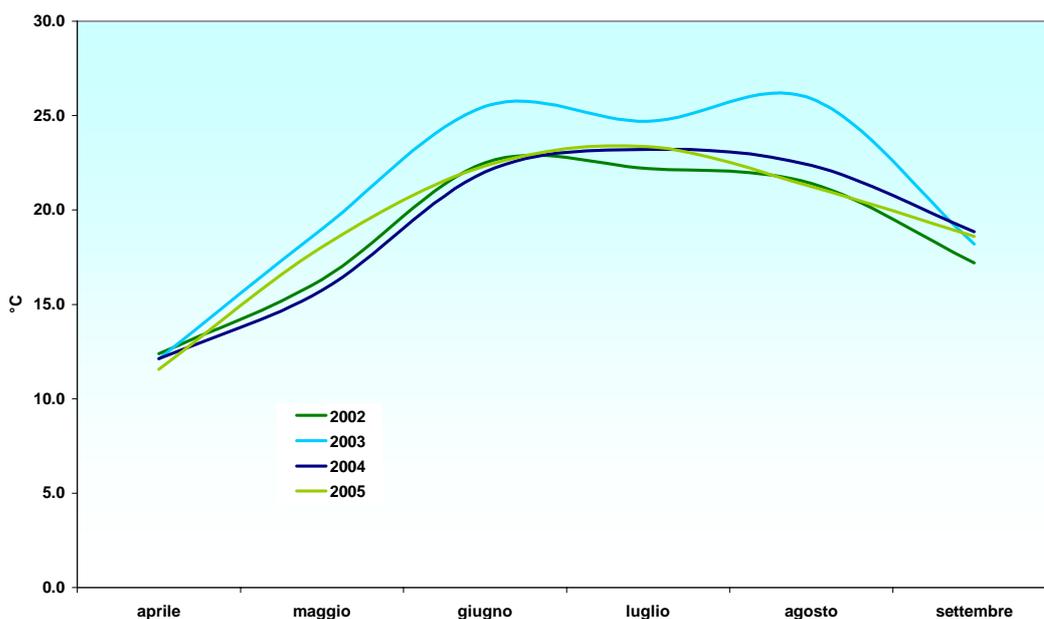


Figura 38. Temperatura media mensile anni 2002-2005 nella stazione meteo di Piverone.

L'anno 2002, caratterizzato da fortissime precipitazioni (848 mm contro i 474 mm del 2005), ha messo in evidenza in particolar modo i problemi legati alla inadeguatezza tecnica del collettore circumlacuale.

I manufatti di sfioro infatti danno luogo ad immissioni a lago già in condizioni di poco superiori alla normalità, se sottoposti a condizioni di stress come quelle dovute alle fortissime precipitazioni del mese di agosto causano il quasi totale scarico a lago dei reflui non depurati con conseguente forte compromissione della situazione del lago da un punto di vista microbiologico.

Dalle analisi si sono infatti riscontrati, per tutti i bagni, valori di Coliformi fecali pari ad alcune migliaia, un ordine di grandezza cioè maggiori rispetto ai limiti di legge (Fig. 39).

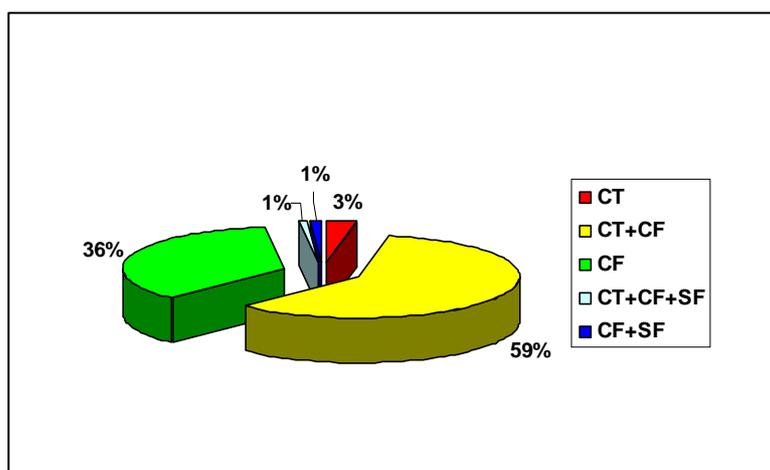


Figura 39. Distribuzione percentuale dei parametri microbiologici dei campioni non conformi (CF: Coliformi fecali; CT: Coliformi totali; SF: Streptococchi fecali) per l'anno 2002.

Su molti campioni è stata inoltre effettuata la tipizzazione delle specie batteriche e in particolare la quantificazione di *Escherichia coli* rispetto ai Coliformi fecali: tale valore risulta sempre al di sotto del 20% del valore globale dei Coliformi fecali, dato di per sé anomalo in quanto la letteratura riporta per i materiali fecali percentuali di *E. coli* sempre superiori al 90%.

La situazione fortemente negativa si è ripetuta ancora nell'anno 2003 connotato invece da una fortissima siccità (281 mm contro i 474 mm del 2005) accompagnata da temperature mediamente più elevate rispetto all'anno precedente ed ai due successivi durante tutto il periodo di campionamento come si evidenzia nel grafico precedente relativo alle registrazioni della stazione meteo di Piverone (Fig. 40).

In questo caso i problemi sono con tutta probabilità riconducibili a carenza di manutenzione dei manufatti di sfioro che, a causa della inadeguatezza tecnica, possono venire ostruiti da materiali di scarto come foglie o rifiuti causando il totale deflusso degli scarichi a lago. La manutenzione era stata con tutta probabilità non ottimale a causa del passaggio della gestione del collettore dai comuni alla società S.I.I.

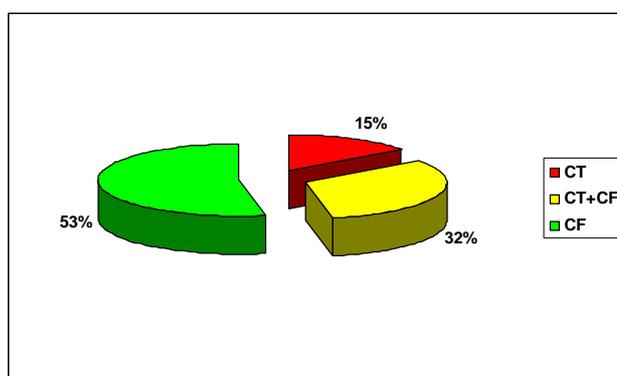


Figura 40. Distribuzione percentuale dei parametri microbiologici dei campioni non conformi (CF: Coliformi fecali; CT: Coliformi totali; SF: Streptococchi fecali) per l'anno 2003.

Negli anni 2004 e 2005 invece la stagione estiva con temperature nella norma, senza un'eccessiva piovosità e con le attività di sistemazione idrogeologica delle acque superficiali hanno determinato una situazione positiva relativamente stabile.

Oltre agli impatti determinati direttamente dai problemi dovuti al dimensionamento ed alle carenze tecniche del collettore circumlacuale occorre osservare che le diverse rogge che recapitano a lago, 6 oltre alla Roggia di Viverone, hanno evidenziato durante le caratterizzazioni analitiche degli anni 2004 e 2005 presenza di *Escherichia coli* dovuti presumibilmente a scarichi civili non collettati o, in molti casi, legati al fatto che proprio in queste rogge confluiscono anche i reflui sfiorati dal collettore.

Nel corso degli anni si sono rilevati per i parametri pH (Fig. 41) e ossigeno disciolto (Fig. 43) svariati superamenti che però, dipendendo da fenomeni naturali, possono usufruire dei previsti provvedimenti di deroga. Nell'anno 1995 è stata richiesta l'attivazione di un programma di sorveglianza di III° livello per la rilevazione di alghe aventi possibili implicazioni igienico-sanitarie a seguito dei superamenti dei valori soglia di pH durante i controlli del 1994, associati al superamento, già riscontrato in anni precedenti e oggetto di provvedimenti di deroga regionali, dei limiti inerenti l'ossigeno disciolto.

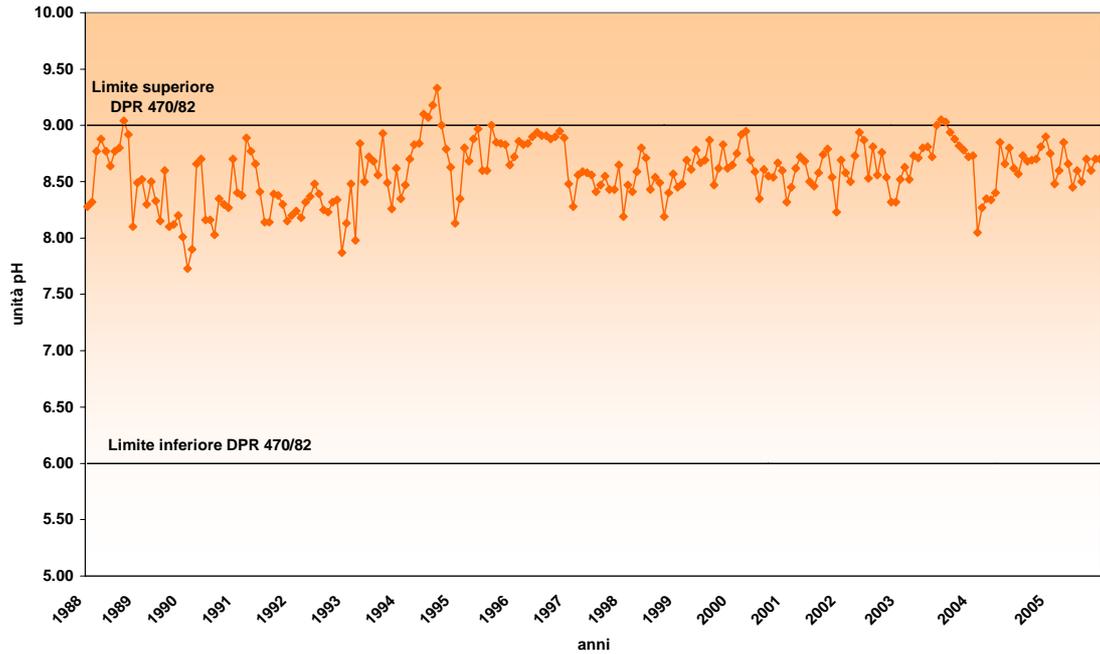


Figura 41. Andamento dei valori di pH per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.

Il valore del pH, compreso durante tutto il periodo considerato tra 7,73 e 9,33 è strettamente connesso con la produzione algale che determina un forte consumo di CO₂.

Dopo i dati rilevati nel 1994, si sono avuti superamenti della soglia limite superiore (pH 9,00) ancora solamente in tre campionamenti nell'anno 2003 a fronte di valori mediamente attestati intorno a 8,58.

Le osservazioni relative al dato di pH si rilevano in maniera più o meno speculare sul grafico della trasparenza (Fig. 42) che risulta massima in corrispondenza di periodi con bassa concentrazione di clorofilla.

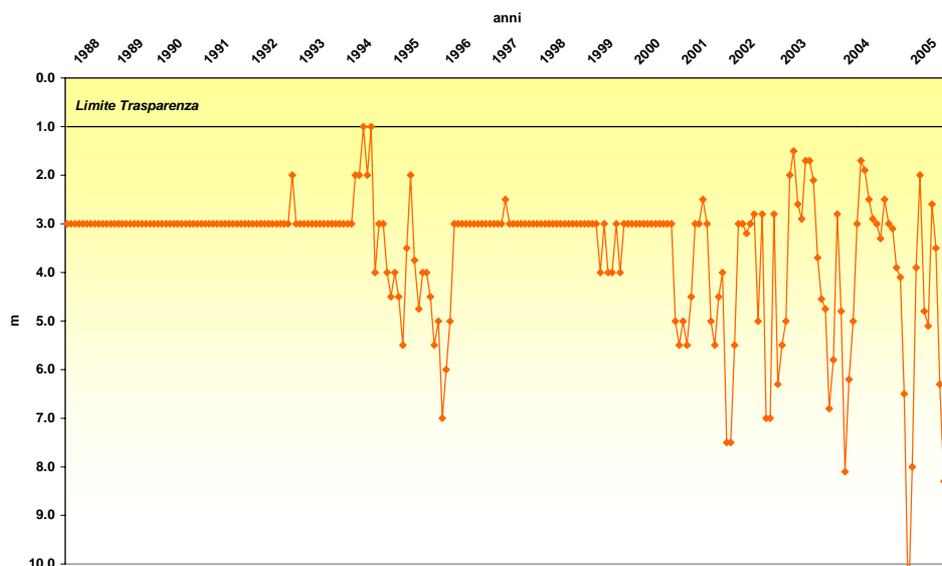


Figura 42. Andamento dei valori di trasparenza (Disco di Secchi) per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.

Il valore risulta compreso tra un minimo di 1 m e un massimo > 10 m con un dato medio di 3,5 m che conferma sostanzialmente quanto evidenziato sulla colonna d'acqua a centro lago.

L'andamento dell'ossigeno disciolto evidenzia come solo in 46 prelievi su 224 presi in esame (circa 21%) i dati superano il valore soglia di 120% di saturazione previsto dall'allegato I del D.P.R. 470/82 e s.m.i. ma risultano comunque < 170% valore previsto come deroga dalla L. 12 giugno 1993, n.185 e s.m.i. (ultimo differimento al 31 dicembre 2006 della disciplina sulla qualità delle acque di balneazione L. 28 luglio 2004, n.182) sui laghi per i quali siano previsti protocolli di sorveglianza per la rilevazione di alghe aventi possibili implicazioni igienico sanitarie (Fig. 43).

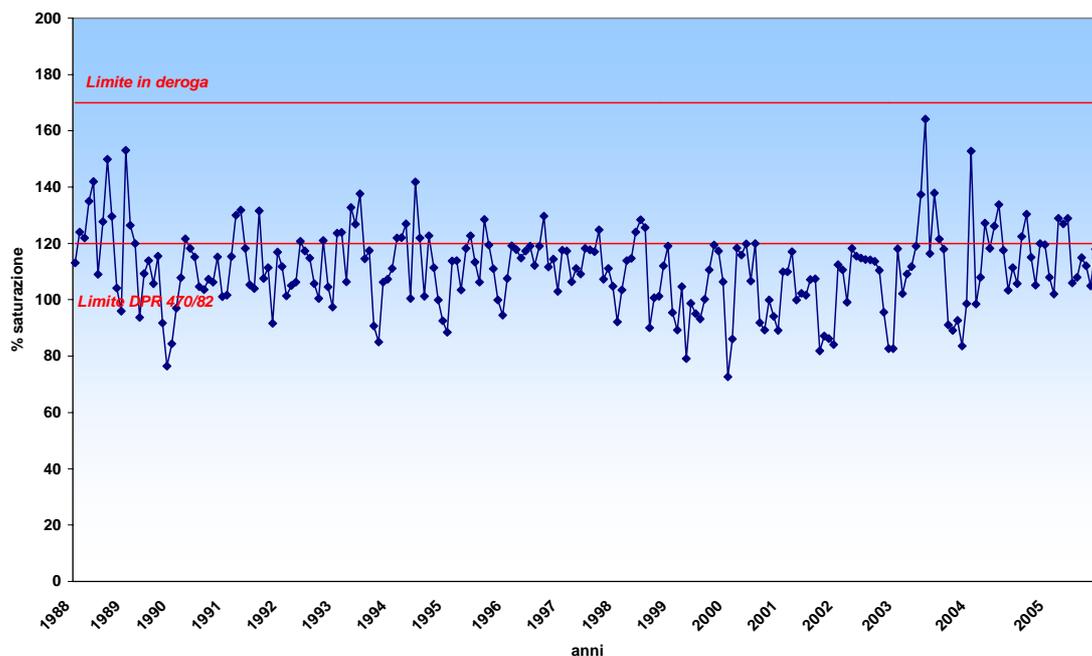


Figura 43. Andamento dei valori di ossigeno disciolto per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.

Va anche osservato che a determinare gli elevati valori di pH e di ossigeno disciolto nella zona litorale contribuisce la biomassa di macrofite sommerse e di alghe epifitiche e bentoniche. L'ampia cintura di macrofite, se da un lato intercetta parte dei nutrienti contenuti nelle acque versate dagli sfioratori e dalle rogge, dall'altro lato mantiene alte le concentrazioni dei batteri patogeni sotto riva in quanto rallenta la diffusione di queste acque verso la zona pelagica dove vengono diluite.

10. BILANCIO DEI NUTRIENTI

Gli apporti al lago dei principali nutrienti algali, vale a dire fosforo totale ed azoto totale, sono stati stimati, per l'anno 2005, con sistemi e modalità diverse in dipendenza dalla loro origine e dalla disponibilità di misure dirette di concentrazione e dei volumi d'acqua confluiti al lago su scala giornaliera, mensile od annuale. In particolare sono state individuate cinque vie di rifornimento degli apporti:

1. acque superficiali di drenaggio del bacino imbrifero
2. acque di falda di alimentazione sotterranea del lago
3. acque meteoriche sullo specchio lacustre
4. perdite dagli sfioratori delle fognature comunali e consortili
5. carico interno al lago

Nel caso delle **acque di drenaggio superficiale**, al fine del calcolo dei carichi, sono stati individuati le seguenti quattro porzioni del bacino imbrifero del lago:

- Il bacino della Roggia di Piverone (3,89 km²), per la quale sono disponibili le portate medie giornaliere per il 2005 (Tab. 3) e le concentrazioni di nutrienti misurate in 15 campionamenti effettuati con frequenza quindicinale da marzo a novembre (Tab. 16). Per questo tributario i carichi sono stati determinati avvalendosi delle stesse metodologie di calcolo da anni in uso sul lago Maggiore ed in altri corpi idrici (Sonzogni, 1982).
- Il bacino della Roggia di Roppolo (4,80 km²), su cui sono disponibili le misure di concentrazione su 15 campioni raccolti con frequenza quindicinale da marzo a novembre (Tab. 15). Anche in questo caso gli apporti sono stati stimati con il metodo precedente, impiegando però i valori medi mensili di portata ricostruiti in analogia con l'andamento annuale delle precipitazioni atmosferiche ed il regime idrologico della Roggia di Piverone (Tab. 3).
- La parte di territorio compresa tra i due precedenti bacini, indicata come sottobacino di Viverone (4,38 km²), con caratteristiche morfologiche, litologiche nonché di copertura vegetale e di uso del suolo più simili al bacino della roggia Piverone, ma con la più alta densità abitativa dell'intero bacino drenante del lago. Il carico è stato stimato dai contributi areali dei due bacini precedenti, ricavando un contributo medio areale ponderato sulle superfici.
- La parte rimanente di bacino (8,35 km²), per la quale gli apporti sono stati valutati sulla base del contributo areale della roggia Piverone.

Per quanto riguarda le **acque di falda** di alimentazione del lago, il carico annuale di nutrienti è stato ottenuto tenendo conto del volume ricavato dal bilancio idrologico e della mediana delle concentrazioni di azoto e fosforo misurate in 15 pozzi che, per la loro dislocazione nel bacino e profondità della falda, possono essere ritenuti rappresentativi del contributo idrico sub lacustre (Tab. 17).

Tabella 16. Valori delle concentrazioni di azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) nelle Rogge di Piverone e di Roppolo per il periodo marzo - novembre del 2005.

Roggia di Piverone			Roggia di Roppolo		
Data	TP ($\mu\text{g P l}^{-1}$)	TN (mg N l^{-1})	Data	TP ($\mu\text{g P l}^{-1}$)	TN (mg N l^{-1})
14/03/05	19	1,54	14/03/05	67	7,00
29/03/05	61	2,13	29/03/05	133	1,31
12/04/05	27	1,66	12/04/05	325	3,37
26/04/05	34	2,02	26/04/05	69	3,81
09/05/05	59	0,56	09/05/05	51	3,44
30/05/05	79	1,71	30/05/05	369	1,87
13/06/05	60	1,60	13/06/05	2710	18,54
21/06/05	52	1,66	21/06/05	2838	22,28
05/07/05	70	1,76	05/07/05	2210	17,08
19/07/05	87	2,01	19/07/05	1097	4,77
28/09/05	60	1,02	28/09/05	717	4,08
10/10/05	69	1,96	10/10/05	1749	13,63
25/10/05	54	1,40	25/10/05	620	4,53
15/11/05	45	1,11	15/11/05	131	6,12
28/11/05	37	1,41	28/11/05	495	2,51

Tabella 17. Valori delle concentrazioni di fosforo totale (TP) e azoto totale (TN) per i pozzi campionati nel 2005 e riferiti alla Tab. 2.

Campione	Piano Campagna (m s.l.m.)	Profondità (m)	TP ($\mu\text{g P l}^{-1}$)	TN (mg N l^{-1})	Falda
1	242	24,0	36,0	0,2	superficiale
2	235	4,0	11,0	2,0	superficiale
3	235	20,0	41,0	0,8	superficiale
4	272	11,1	10,0	12,7	superficiale
5	261	8,0	145,0	17,0	superficiale
6	235	23,0	42,0	1,8	superficiale
7	240	18,0	25,0	8,0	superficiale
10	280	60,0	8,0	5,2	superficiale
11	381	12,5	109,0	4,5	superficiale
12	387	-	419,0	13,3	superficiale
13	400	16,0	298,0	8,7	superficiale
14	241	-	79,0	14,4	superficiale
15	243	-	95,0	1,3	superficiale
16	235	6,0	12,0	0,2	superficiale
17	260	-	42,0	7,9	superficiale

I carichi derivanti dalle **precipitazioni atmosferiche** sullo specchio lacustre sono stati calcolati dal prodotto del volume annuale per le concentrazioni medie dei nutrienti, misurate direttamente nel caso dell'azoto totale e trascurabili (intorno a $10 \mu\text{g l}^{-1}$) per il fosforo totale.

Infine si è ipotizzato una perdita annuale dagli **sfioratori** delle fognature comunali e consortili pari al 25% degli apporti totali di origine civile, comprendendo in questa ipotesi prudenziale anche il carico annuale derivante dalle presenze turistiche di passaggio o insediate nei campeggi difficili da quantificare in modo completo e corretto.

Oltre agli apporti derivanti dal bacino imbrifero e dalle acque sotterranee è stato considerato anche il **carico interno**, vale a dire quello risultante dal rilascio dai sedimenti. Esso è stato valutato sulla base dei valori medi ponderati sui volumi in ipolimnio e, quindi, delle masse di azoto e fosforo

in ipolimnio a partire dalla circolazione invernale fino al termine della stratificazione tardo estiva (Relazione 2).

Dai dati chimici misurati da ARPA sull'intera colonna lacustre nell'ultimo triennio risulta che mediamente tra febbraio-marzo e settembre-ottobre di ogni anno, a fronte di un bilancio di massa dell'azoto totale praticamente invariato, si genera un carico interno di fosforo tra $0,6 \text{ t P a}^{-1}$ e $1,8 \text{ t P a}^{-1}$ comprensivo della modesta frazione di questo elemento caduta in ipolimnio dal materiale sedimentante che subisce una parziale mineralizzazione prima di raggiungere i sedimenti.

Nel 2005 si è riscontrato un carico di $1,5 \text{ t P a}^{-1}$, quantità che è di un ordine di grandezza più bassa delle stime precedenti di FISIA (1996) pari a 11 t P a^{-1} , calcolate però attraverso misure sperimentali in laboratorio di rilascio dai sedimenti in condizioni anossiche. Fortunatamente i carichi interni di fosforo riscontrati nell'ultimo triennio non hanno incrementato la sua massa globale in lago; in effetti essa si è mantenuta pressoché costante perché - se è vero che l'incremento verificatosi al termine della stratificazione estiva di ogni anno ha prodotto un aumento della concentrazione media nell'intero lago - alla circolazione invernale è altrettanto vero che questa massa aggiuntiva è stata poi ridotta nei mesi immediatamente successivi da processi di precipitazione (ossidazione del ferro durante la circolazione e quindi aumento del fosfato insolubile) e di rimozione per assunzione biologica nei processi di fotosintesi. Questi meccanismi che hanno consentito una sostanziale stabilità dei contenuti annuali di fosforo nella massa lacustre possono essere visti positivamente perché i benefici attesi da eventuali interventi di riduzione del carico esterno non verrebbero vanificati da una continua crescita dei contenuti lacustri di fosforo per via interna.

Il quadro che emerge dall'analisi dei carichi di nutrienti (Tab. 18) mostra innanzitutto come l'azoto derivi principalmente da sorgenti diffuse e, tra queste, assumono un ruolo determinante le acque di falda di alimentazione sotterranea del lago, il cui contributo rappresenta il 55,2 % degli apporti totali, mentre appare rilevante anche il peso delle precipitazioni sullo specchio lacustre (15,2 %). Già da questi dati si può subito confermare l'inutilità di interventi di abbattimento di azoto di origine civile, constatando invece come il rifornimento a lago di questo nutriente e quindi la sua disponibilità per la produzione vegetale siano praticamente illimitati e incontrollabili. Eventuali pratiche di limitazione dell'uso di concimi o fertilizzanti azotati sia all'interno che all'esterno del bacino imbrifero potrebbero però ridurre gli apporti superficiali e sotterranei di questo elemento al lago seppure in tempi medio lunghi stante la probabile saturazione dei suoli.

Diversa è la situazione del fosforo poiché i suoi carichi che derivano dal bacino emerso rappresentano il 41,3% degli apporti totali e quasi l'83% del carico esterno se non si tiene conto di quello interno. La parte rimanente derivante dall'acqua di pioggia è trascurabile (1,2%), mentre è significativa quella veicolata dalle acque di alimentazione sotterranea del lago (7,5%). Inoltre va sottolineato come una parte consistente del carico derivi da sorgenti controllabili sulle quali si può intervenire: oltre il 18% è ascrivibile alla perdita delle fognature; il 12% deriva dal bacino di Roppolo, dove è prevalente la pratica della concimazione delle colture di actinidia con rincalzi abbondanti di parecchie decine di chilogrammi di letame alla base delle piante; il 7% dal bacino denominato di Viverone, intermedio tra quelli di Roppolo e Piverone, che risulta il più urbanizzato. Complessivamente si tratta di quasi il 75% del carico proveniente dal bacino emerso, vale a dire di poco più di $1,12 \text{ t a}^{-1}$ di fosforo che se venissero abbattute per almeno il 50% ricondurrebbero il carico esterno a valori del tutto compatibili con quelli ammissibili previsti dal PTA ($0,57 \text{ t a}^{-1}$).

Tabella 18. Carichi di azoto e fosforo e loro ripartizione percentuale nel 2005.

	Apporti Fosforo (t P a⁻¹)	Apporti Azoto (t N a⁻¹)	Ripartizione Fosforo (%)	Ripartizione Azoto (%)
<i>Bacino emerso</i>				
B. Roppolo	0,37	4,0	12,2	7,9
B. Piverone	0,04	1,4	1,3	2,7
B. Viverone	0,20	2,7	6,8	5,3
Resto bacino	0,08	2,9	2,8	5,8
Perdite fognature	0,55	4,0	18,2	7,9
<i>totale bacino emerso</i>	1,24	15,0	41,3	29,6
Pioggia	0,04	7,7	1,2	15,2
Alimentazione di falda	0,22	28,0	7,5	55,2
<i>Carico esterno</i>	1,50	50,7	50,0	100,0
<i>Carico interno</i>	1,50	0,0	50,0	0,0
Totale apporti	3,00	49,9	100,0	100,0

11. PROPOSTE DI INTERVENTO PER IL RECUPERO AMBIENTALE DEL LAGO DI VIVERONE MEDIANTE LA RIDUZIONE DEI CARICHI DI NUTRIENTI

Da un punto di vista chimico, il Lago di Viverone si presenta in condizioni di avanzata eutrofia, dovuta ad un apporto di nutrienti superiore alle quantità accettabili: in particolare la produzione algale risulta limitata principalmente da azoto come si evince dal rapporto fosforo/azoto inferiore o molto prossimo a 7. In effetti, nello strato epilimnetico l'azoto nitrico si riduce praticamente a zero oppure a pochi microgrammi per litro già all'inizio dello sviluppo delle popolazioni vegetali, mentre il fosforo, pur diminuendo, si mantiene su valori ancora alti e tali da non limitare la produzione.

Nonostante le potenzialità trofiche elevate legate alla eccessiva presenza di nutrienti, da un punto di vista biologico il lago presenta concentrazioni di clorofilla sorprendentemente basse tipiche di laghi meso-oligotrofi. La conseguenza di ciò è il mantenimento di una buona trasparenza delle acque durante tutto l'anno che spiega lo sviluppo rigoglioso di piante acquatiche, sino a 7 m di profondità. In altre parole non si ha un effetto oscuramento ad opera del popolamento fitoplanctonico tipico dei laghi fortemente eutrofizzati. Va altresì segnalato che la relativamente elevata trasparenza nonché l'alta disponibilità di nutrienti favoriscono lo sviluppo di alghe epifitiche e bentoniche che ricoprono vaste aree dei fondali rivieraschi.

Per contro il popolamento zooplanctonico, quale rilevabile da campionamenti effettuati saltuariamente nel corso di questo studio, anche se non previsti, risulta caratterizzato da elevate densità di popolazione sia per quel che riguarda i Cladoceri con specie quali *Daphnia*, *Diaphanosoma* e *Bosmina* che i Copepodi del genere *Cyclops* e *Diaptomus*. L'attività di "grazing" che questi organismi sono in grado di esercitare sul fitoplancton è una valida spiegazione della ridotta presenza di quest'ultimo. Una situazione di questo tipo è ragionevolmente ascrivibile al fatto che soprattutto negli ultimi anni si è assistito a una drastica diminuzione di pesci zooplanctofagi pelagici (lavarello) che ha favorito lo sviluppo dello zooplancton erbivoro, quasi si sia realizzata una sorta di biomanipolazione spontanea. Non abbiamo comunque elementi che possono spiegare i motivi di una così drastica riduzione nelle popolazioni ittiche pelagiche, tranne l'ipotesi di un probabile forte disturbo ambientale delle aree litorali riproduttive del lavarello.

Quanto sopra riportato mette in evidenza che, almeno per l'anno di studio, nonostante le potenzialità produttive del lago siano molto elevate, l'ecosistema risulta fortemente condizionato nei suoi meccanismi di funzionamento dal fattore biotico, vale a dire dal complesso di interazioni esistenti all'interno della catena alimentare. Situazioni di questo tipo sono però caratterizzate da una bassa stabilità temporale, dovuta ad una fase transitoria e particolare della evoluzione della struttura dell'ecosistema lacustre che dipende da particolari rapporti di trofia tra i diversi popolamenti lacustri. Pertanto in assenza di appropriati interventi tale situazione potrebbe subire significative variazioni evolvendo nella direzione di un struttura tipica di ambiente fortemente eutrofizzato.

Oltretutto va segnalato che il 2005 è stato un anno certamente anomalo sotto l'aspetto climatico ed idrologico così come descritto nei precedenti capitoli e quindi non pienamente rappresentativo di una situazione media generale. Ciò impone cautela sulla generalizzazione dei risultati conseguiti, soprattutto per quanto riguarda la ripartizione dei carichi ed il loro valore assoluto, anche se è risultata evidente la scarsa vivacità idrologica di questo ambiente lacustre. In effetti il lago è caratterizzato da un tempo di ricambio molto elevato, dell'ordine di oltre 30 anni, il che comporta un forte incremento dei tempi di permanenza e di tutte le sostanze che vi pervengono, ivi compresi i nutrienti algali, a discapito della loro perdita dal sistema.

Un punto fondamentale al fine di pianificare i possibili interventi e rimedi da proporre per un miglioramento della qualità ambientale è quello di individuare gli obiettivi realisticamente raggiungibili alla luce delle risultanze e delle considerazioni sopra esposte senza ingenerare aspettative non raggiungibili.

Considerata la sua natura, storia ed evoluzione recente e le sue condizioni attuali è improponibile per questo ambiente il raggiungimento di uno stato di oligotrofia e quindi di qualità ottima come vorrebbe la normativa europea, è invece più realistico l'obiettivo di qualità sufficiente previsto dal Piano Regionale di Tutela delle acque (PTA). Pertanto l'obiettivo che ci si deve realisticamente porre è quello di restituire all'ambiente una sua più elevata fruibilità in termini di uso balneare delle rive, aspetti paesaggistici, conservazione di una buona trasparenza delle acque, riduzione del rischio di insorgenza di fioriture di popolazioni di cianobatteri tossici, mantenimento degli aspetti naturalistici delle sponde, restituzione di una vocazione di pesca sostenibile, riequilibrio dei meccanismi di funzionamento dell'ecosistema.

Tali obiettivi richiedono una significativa riduzione del livello trofico lacustre che può essere raggiunta innanzitutto attraverso la riduzione dei carichi di nutrienti. La riduzione potrà riguardare essenzialmente il fosforo. Infatti anche se in questi ultimi anni l'elemento che controlla la produzione vegetale in lago risulta essere l'azoto, in realtà ciò avviene proprio perché gli apporti di fosforo sono così elevati da modificare il rapporto N/P a livelli tali da rendere limitante l'azoto.

Sembrirebbe quindi logico operare direttamente sulla riduzione dei carichi di azoto, ma ciò è praticamente impossibile sia perché i suoi apporti derivano in larghissima misura da sorgenti diffuse, quali le acque di pioggia sul lago (15%) nonché dalle acque di falda di alimentazione del lago che rappresentano il 55% del carico complessivo, ma anche perché i cianobatteri, organismi dominanti il plancton lacustre in ambienti eutrofici, sono in grado di utilizzare direttamente l'azoto atmosferico continuando così la produzione anche quando l'azoto disciolto fosse esaurito.

Al contrario, è percorribile la via di una riduzione del carico di fosforo fino a farlo ritornare ad essere come era in passato l'elemento limitante. La sua origine è infatti prevalentemente da sorgenti puntiformi e quindi più facilmente controllabili. In particolare data la natura del territorio e l'origine dei suoi carichi le azioni da intraprendere per una loro significativa riduzione riguardano sia i carichi di origine puntiforme che quelli da sorgenti diffuse.

Due sono gli ambiti in cui è indispensabile operare:

1. il sistema della rete fognaria interna ai comuni e quella consortile di adduzione all'impianto di depurazione
2. l'uso del suolo agricolo e l'impiego di fertilizzanti

Intervenendo su questi due fronti secondo gli indirizzi che saranno indicati più avanti, sarà possibile ottenere una riduzione degli apporti di fosforo in arrivo al lago tale da avvicinare il carico annuale ai valori di carico ammissibile stimati dal PTA in $0,57 \text{ t a}^{-1}$, anche se tale valore risente in modo significativo del tempo di ricambio (t_w). In effetti, tenendo conto anche di metodologie diverse quale l'indice MEI (Vighi & Chiaudani 1986), il carico accettabile per il Lago di Viverone varia da un minimo di $0,37 \text{ t a}^{-1}$ in corrispondenza ad un t_w di 35 anni, ad un massimo di $0,93 \text{ t a}^{-1}$, con un t_w di 7,5 anni assumendo un valore intermedio di $0,61 \text{ t P a}^{-1}$ per un t_w di 15 anni.

La forte influenza dal tempo di ricambio induce a riportare tra le ipotesi possibili anche quella di un intervento affiancatore che acceleri il ricambio idrico con acque idonee per quantità e qualità. E' però ovvio che interventi di questa natura richiedono studi ed indagini appropriati sull'identificazione delle fonti, siano esse superficiali e profonde, sulla loro costanza temporale, sui flussi necessari, sulla qualità, nonché sugli effetti indotti nel lago e sulle modalità atte a consentire i deflussi programmati.

Altre ipotesi di intervento non sembrano appropriate nel caso del Lago di Viverone. In particolare, tra quelle più diffuse, **l'ossigenazione delle acque ipolimniche** si è dimostrata nella totalità dei casi scientificamente sperimentati non valida in quanto i suoi effetti positivi sono limitati alla durata dell'applicazione e scompaiono rapidamente quando questa viene interrotta. Così pure operazioni volte a conseguire mescolamenti artificiali con **destratificazione** sono risultate efficaci soltanto in ambienti poco profondi e di modesta dimensione, mentre in altri casi hanno provocato una rimessa in circolo dei nutrienti con conseguente aggravio degli effetti dell'eutrofizzazione. Interventi diretti a provocare la **precipitazione** o la **coprecipitazione di fosforo** vanno esclusi sia

per i reattivi da impiegare (sali di ferro e alluminio ovvero ossidi di calcio) che possono dar luogo a fenomeni di tossicità ambientale, sia perché i risultati sarebbero modesti in rapporto alle rese di abbattimento da conseguire, ai costi e alla durata degli effetti indotti. **Rimozione dei sedimenti** o la loro **copertura con inerti** appare impercorribile per laghi di grandi dimensioni. La realizzazione di sistemi di **lagunaggio**, per la raccolta e la depurazione delle acque di drenaggio del bacino imbrifero sono da considerare inapplicabili in quanto si ritiene che non possano dar luogo a risultati soddisfacenti. Infatti, impianti di questo tipo risultano efficaci nel trattamento di acque che presentano concentrazioni di nutrienti molto più elevate di quelle da noi misurate, nonché idonee a formare volumi d'invaso rilevanti.

Va comunque osservato che tutti questi interventi, che sono raggruppati nella categoria delle "ecotecnologie" vanno considerati come interventi complementari e per nulla sostitutivi degli interventi di risanamento sulle sorgenti puntiformi e diffuse precedentemente illustrate e ritenute indispensabili.

11.1. Interventi sulla rete fognaria interna ai comuni e su quella di adduzione all'impianto di depurazione

Come si è già evidenziato, sia le fognature comunali che quelle consortili sono di tipo misto e presentano perdite dei liquami attraverso numerosi sfioratori in occasione di precipitazioni anche non intense per cause strutturali e una manutenzione spesso difficoltosa ed insufficiente. Gli apporti a lago da queste sorgenti sono probabilmente più elevati di quel 25% del flusso totale di reflui veicolati nella rete fognaria che è stato da noi assunto cautelativamente quale scenario di riferimento. Questo carico, da solo, rappresenta oltre il 35% degli apporti totali di fosforo dal bacino.

In prospettiva, l'entità di queste perdite in assenza di interventi strutturali è destinata a crescere ulteriormente anche in relazione al fatto che le variazioni climatiche in atto stanno determinando un diverso regime delle precipitazioni con l'intensificarsi di eventi brevi ed intensi, fenomeni di cui si dovrà necessariamente tenere conto nel dimensionamento di nuove condotte.

Per evitare o ridurre il più possibile le perdite dalle reti fognarie comunali e consortili occorre che vengano sostituiti i tratti ammalorati o sottodimensionati sulla base di una preventiva indagine che individui un sistema di raccolta dei reflui, minimizzando i volumi da sfiorare e realizzando nel contempo lo sdoppiamento della fognatura mista. Inoltre dovranno essere completati gli allacciamenti delle abitazioni e, ancor di più, delle strutture turistiche rivierasche che allo stato risultano ancora non collegate.

Contemporaneamente è indispensabile che tutti gli sfioratori esistenti, comunali e consortili, siano sottoposti ad una verifica funzionale cui facciano seguito interventi periodici ed efficaci di manutenzione, ovvero di sostituzione dei manufatti ove occorra.

Per tutti gli sfioratori, là dove la morfologia del territorio e del lago lo permetterà, deve essere prevista l'immissione in lago a quote ben al di sotto del termoclinio (15-20 metri di profondità). In tal modo si ottiene una segregazione almeno temporanea dei nutrienti, che quindi non sono immediatamente disponibili per i processi produttivi, e, soprattutto, della carica batterica con benefici per la balneabilità nel periodo di stratificazione termica che corrisponde ai mesi di massima frequentazione turistica del lago.

Considerato il fatto che soprattutto nella stagione estiva, quando aumenta la richiesta di acque ad uso irriguo, in ipolimnio si ha un incremento delle concentrazioni di nutrienti e in particolare di fosforo, è consigliabile che le autorizzazioni al prelievo irriguo prevedano la captazione in profondità al di sotto del termoclinio.

11.2. Interventi sull'uso del suolo agricolo e sull'impiego di fertilizzanti

Su questo fronte, le linee d'azione sono quelle già individuate dal "Piano di Sviluppo Rurale (PSR) 2000-2006" della Regione Piemonte e ribadite nelle "Linee di Indirizzo Generale per la predisposizione del PSR 2007-2013" che sono in sintonia con gli obiettivi previsti dall'Asse 1 (Valorizzazione dell'ambiente e dello spazio naturale) del Regolamento CE n.1698/05 del FEASR.

Più specificatamente le strategie di intervento da perseguire per migliorare la qualità delle acque del Lago di Viverone si riconoscono in parte in quelle indicate nella Misura H (Imboschimento delle superfici agricole) ed ancor più nella Misura F (Misure agroambientali) del PSR 2000-2006 che in materia ambientale sono finalizzate a ridurre l'erosione del suolo e a contrastare l'inquinamento delle acque superficiali e sotterranee. Questi obiettivi possono essere raggiunti mediante la messa in atto, tanto all'interno del bacino imbrifero quanto nell'areale più vasto che interessa la ricarica della falda superficiale, delle seguenti azioni:

- imboschimento delle superfici agricole;
- inerbimento di frutteti e vigneti;
- mantenimento della copertura vegetale del terreno nel periodo autunnale e invernale;
- miglioramento della ritenzione idrica del suolo;
- ottimizzazione delle tecniche di irrigazione finalizzate alla riduzione delle perdite per ruscellamento ed infiltrazione;
- riconversione delle colture maggiormente esigenti in termini di fertilizzazione e di irrigazione (ad es. mais, actinida, albicocco, pesco);
- razionalizzazione dell'uso dei fertilizzanti (sia dell'azoto sia del fosforo) in base al tipo di coltura e alle caratteristiche del suolo.

Per quanto concerne questo ultimo punto vale la pena di considerare con particolare attenzione i recenti successi ottenuti in agricoltura con l'impiego della micorrizzazione radicale con o senza l'ausilio dell'inoculo di batteri della rizosfera. L'arricchimento del suolo con funghi micorrizici e batteri aumenta la capacità di cereali, alberi da frutto, vite, ortaggi ecc. di assumere macroelementi (N, P, K) e microelementi (Cu, Zn, Fe, Mg, Cl) presenti nel suolo in una forma non direttamente biodisponibile per la pianta. I benefici di questa tecnica relativamente nuova, che ha un impatto neutro sugli equilibri naturali nel terreno, si concretizzano in un migliore sfruttamento delle risorse nutritive del suolo, un minor impiego di concimi, una migliore resistenza alla siccità, una maggior difesa nei confronti di agenti patogeni, praticità d'uso ed ecocompatibilità. La filiera simbiotica radice-funghi-batteri determina una maggiore e più uniforme produzione, una più elevata velocità di crescita e di entrata in produzione delle piante ed inoltre migliora la qualità del prodotto riducendo la quantità di nitrati ed aumentando quella di sostanze antiossidanti nei tessuti vegetali. Ai vantaggi economici legati alla migliore qualità e alla maggiore produzione si sommano quelli dei minori costi per l'impiego di fertilizzanti, per l'irrigazione e per la somministrazione di fitofarmaci (Fregoni & Fregoni 2003).

La sperimentazione in campo condotta nel Canavese (comuni di Candia, Mazzè, Vische e Caluso) dal Consorzio Colture Sperimentali di Aosta (CCS Aosta S.r.l.) in collaborazione con il CNR di Pisa ha dimostrato che mediante l'applicazione al suolo di consorzi micorrize-batteri è possibile ottenere una normale, ed in certi casi maggiore, produzione di grano, mais e orzo riducendo del 50% la somministrazione al suolo di azoto, fosforo e potassio, e realizzando contemporaneamente un risparmio economico di almeno 6 € ha⁻¹. Sulla base di queste evidenze, un largo impiego della micorrizzazione nel bacino imbrifero del Lago di Viverone sarebbe in grado, da solo, di determinare un sensibile abbattimento della riserva di nutrienti immagazzinata nel suolo e, di conseguenza, anche dei carichi di azoto e di fosforo che sostengono la produzione algale lacustre (Balestrini et al. 2004, Giovanetti 2005).

12. ALTRI INTERVENTI DI GESTIONE DEL TERRITORIO FINALIZZATI AL RECUPERO AMBIENTALE

Accanto agli interventi indiscutibilmente prioritari rivolti alle fognature ed all'utilizzo del suolo agricolo è opportuno considerare anche altre azioni che coniugano l'esigenza di ridurre il carico di nutrienti del bacino imbrifero con la valorizzazione delle valenze ambientali delle zone ecotonali di transizione tra l'ecosistema terrestre e l'ecosistema acquatico. In questa ottica le vie da seguire sono sostanzialmente due: la tutela, la conservazione e la gestione delle aree vegetate esistenti e la creazione di una nuova fascia vegetale ripariale. E' infatti accertato che gli impianti arborei, arbustivi ed erbacei presenti lungo le sponde dei corpi idrici, possono essere molto efficaci nell'intercettare i contaminanti presenti sia nelle acque superficiali di ruscellamento che nelle acque sotterranee.

12.1. Tutela e conservazione delle aree vegetate esistenti

A parte il settore Nord del lago in frazione Anzasco e il lungo lago del comune di Viverone fino alla frazione Masseria, le restanti sponde del lago sono caratterizzate da copertura arborea e vegetale con differenti livelli di naturalità che necessitano comunque un'opera di tutela, protezione dal taglio e, in alcuni casi, di riconversione da un uso agricolo a funzioni naturali, in quanto rappresentano aree che possono svolgere una importante azione di filtro. Qui di seguito si elencano i tratti che dovrebbero essere interessati da questi interventi:

Boschi misti di latifoglie

Si tratta di aree boscate caratterizzate da diverse specie di latifoglie (ad es. *Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Quercus robur*, *Populus alba*, *Fraxinus excelsior*, *Robinia pseudoacacia*) ubicate nel settore Nord Est del lago, nel tratto tra il lungo Lago di Viverone e la centrale Enel di Anzasco, e a Sud, nell'area boscata che dal campeggio di Masseria caratterizza le sponde fino all'area di torbiera a Sud Sud Ovest del lago.

Queste zone, anche se non presentano caratteristiche di pregio, dovrebbero essere vincolate dal taglio in quanto possono rappresentare una barriera all'apporto di contaminanti.

Boschi igrofilo e mesoigrofilo presenti lungo la sponda Ovest del lago

Si tratta di una delle aree di maggior interesse botanico e naturalistico del lago e una delle aree dove è particolarmente importante la presenza di una fascia tampone considerata la presenza a monte dell'ampia piana di Azeglio caratterizzata da colture intensive di Mais, frumento e Pioppo. Qui sono presenti boschi igrofilo e mesoigrofilo legati ad una falda superficiale e alla presenza di numerose rogge ed acqua affiorante per gran parte dell'anno. Nelle aree più umide e maggiormente prossime al lago, sono rilevabili lembi di bosco caratterizzati da specie arboree di *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, con un ricco sottobosco di arbusti e piante erbacee nemorali, tipiche dei boschi umidi. Allontanandosi dal lago compaiono, oltre alle specie arboree sopra elencate, specie meno igrofile tra le quali *Populus tremula*, *Populus alba*, *Ulmus minor* (Guglielmetto & Montacchini 1993/94). L'insieme delle condizioni precedentemente descritte e delle suddette specie vegetali determina la presenza in quest'area dell'habitat "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*" (Cod. Habitat 91E0) che è un habitat prioritario ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE e che rappresenta uno degli elementi di interesse che hanno determinato l'inclusione del Lago di Viverone nella Rete di Natura 2000 come Sito di Importanza Comunitaria. Nonostante i diversi interventi antropici, in queste aree si sono conservate a livello relittuale interessanti cenosi legate agli ambienti umidi un tempo certamente più diffusi in Pianura Padana. Infine gran parte di queste specie sono citate in

bibliografia come specie particolarmente adatte a svolgere un ruolo di filtro nei confronti dei contaminanti.

Si riporta una cartografia semplificata delle aree caratterizzate dalle specie sopra elencate, si tratta però di una cartografia ormai datata in quanto realizzata in base a foto aeree di fine anni '90 e verificate in parte nel 2002 con alcuni sopralluoghi; da allora il bosco potrebbe aver subito tagli e modificazioni anche significative.

Quest'area ha già subito profondi tagli e riduzioni ed il bosco è stato sostituito in diversi punti da colture agricole, in particolare pioppete, colture di mais e rimboschimenti da legno.

Considerata l'importanza naturalistica di questa zona e la significativa funzione tampone che svolge quest'area boscata, si dovrebbe vietare il taglio di queste superfici boscate naturali e riconvertire le aree agricole e le aree che sono state soggette a taglio in questo settore del bacino del lago, in modo da creare un'importante fascia tampone continua.

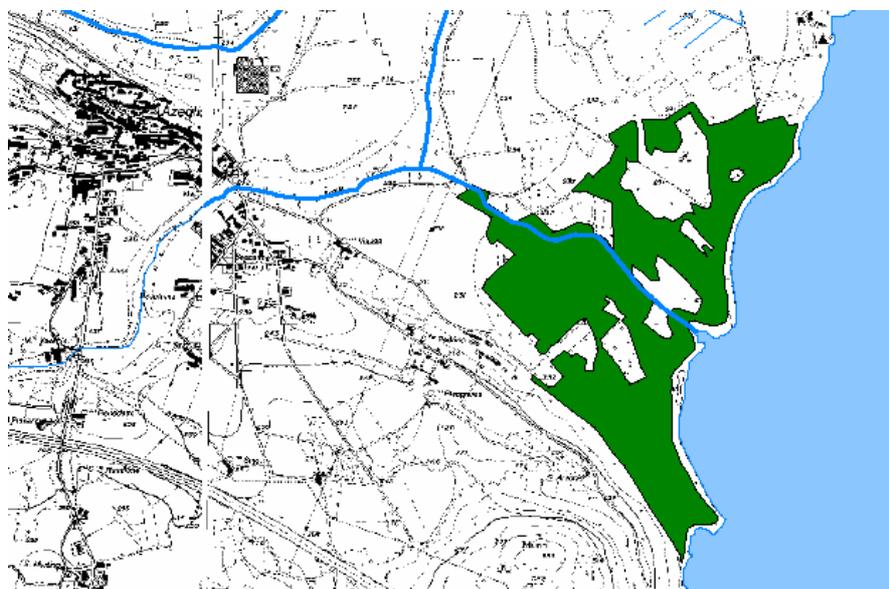


Figura 44. In verde le aree con lembi di "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*" e boschi naturali o seminaturali; in bianco le aree soggette a taglio e/o ad attività agricola intensiva.

L'area di intervento dovrebbe estendersi per 500 metri dalla sponda del lago, a partire da Sud nella zona della torbiera proseguendo fino a Nord Ovest al campeggio di Anzasco. In questo modo si creerebbe una significativa barriera ai contaminanti provenienti dalle colture agricole intensive della piana di Azeglio.

Il canneto e la torbiera

Lungo la sponda del lago, soprattutto nel settore Ovest e Sud, sono presenti fasce riparali a canneto (predominanza di *Phragmites australis*) mentre nella parte a Sud del lago è presente un'estesa area di torbiera. Queste zone possono svolgere un'azione di filtro sui contaminanti e rappresentano un importante habitat per le numerose specie di uccelli nidificanti nel Lago di Viverone e per diverse specie di rettili, anfibi ed invertebrati. Anch'esse sono soggette a forte pressione antropica: calpestio per l'attività di pesca, incendio, taglio od estirpazione. In considerazione della loro importanza come habitat per le suddette specie animali e dell'inclusione del Lago di Viverone tra le Zone di Protezione Speciale ai sensi della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), devono essere adeguatamente tutelate e governate.

Per quanto concerne l'efficienza di queste zone come sistemi naturali in grado di intercettare e di ridurre il carico di nutrienti provenienti dal bacino imbrifero occorre tener ben presente

l'importanza di una loro corretta gestione. Se è vero che il canneto, e la vegetazione elofitica in generale, sono in grado di intercettare i nutrienti che provengono dal bacino imbrifero è altrettanto vero che in determinati periodi stagionali ed in particolari condizioni ambientali possono cedere all'ambiente lacustre quantità di nutrienti anche rilevanti. Quantunque le specie formanti il canneto, al termine della stagione di crescita, traslochino dalla parte verde annuale ai rizomi perenni una buona porzione dei nutrienti assorbiti, la parte epigea senescente che si trasforma lentamente in detrito rappresenta una fonte di azoto e di fosforo tutt'altro che trascurabile ai fini del bilancio tra quantità di nutrienti assorbita e quantità rilasciata. Un secondo fenomeno da considerare, anch'esso legato alla produzione del detrito è il rilascio di nutrienti dal sedimento litorale causato dalla scarsa ossigenazione. Questo fenomeno si manifesta marcatamente al di sotto dei canneti galleggianti a causa della barriera rappresentata dalla biomassa vegetale morta nei confronti della diffusione dell'ossigeno dall'atmosfera all'acqua e dell'intensa attività di decomposizione della sostanza organica vegetale ad opera di macroinvertebrati e batteri. Studi condotti a questo proposito sul Lago di Candia hanno dimostrato che nell'acqua sottostante questo tipo di canneto si possono facilmente raggiungere concentrazioni di fosforo totale di $300 \mu\text{g l}^{-1}$ a fronte di concentrazioni nell'acqua epilimnica lacustre di circa $30 \mu\text{g l}^{-1}$ (Balestrini et al. 2004). Questo rilascio genera un carico interno di nutrienti direttamente nella zona eufotica lacustre che può essere controllato soltanto mediante un'appropriata gestione dei canneto consistente nella periodica asportazione di detrito, di vegetazione epigea morta (steli e foglie) o che è stata allestita in conseguenza di eventi atmosferici eccezionali quali forte vento od intense precipitazioni piovose o nevose.

12.2. Realizzazione di una nuova fascia tampone ripariale

Si ritiene che la piana in cui scorre la roggia di Roppolo prima di sfociare nel lago, rappresenti un'area adatta per la **realizzazione di una nuova area boscata umida** con funzione di filtro agli apporti inquinanti provenienti dalle acque superficiali e sotterranee di questa zona del bacino del lago. Qui infatti la falda è piuttosto superficiale tanto che la piana risulta essere ciclicamente allagata in occasione di piogge persistenti ed intense. Inoltre, a causa della conformazione orografica di questa zona, qui converge il ruscellamento superficiale dall'area urbana di Roppolo e dalle colline circostanti, coltivate principalmente ad actinidia e a vite. Infine qui scorre la parte terminale della roggia di Roppolo che, malgrado abbia una portata estremamente ridotta, rappresenta un apporto continuo di acque fortemente alterate da scarichi fognari domestici. Negli ultimi mesi è stato tagliato, nell'ultimo tratto della roggia prima di sfociare nel lago, un lembo di bosco caratterizzato principalmente da *Alnus glutinosa*, che rappresentava l'ultimo lembo boscato ripariale in quest'area.

L'area boscata dovrebbe svilupparsi dalla sponda del lago per circa 500 metri seguendo il corso della Roggia di Roppolo ed estendersi lateralmente per 200 metri dai due lati della roggia. Si tratta in gran parte di terreni agricoli che data la presenza di falda affiorante non presentano un grosso valore agricolo e sarebbero facilmente riconvertibili in bosco umido caratterizzato da specie arboree quali ad esempio *Alnus glutinosa*, diverse specie del genere *Salix* e *Populus*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus minor*, e da un ricco sottobosco di arbusti e piante erbacee tipiche dei boschi umidi con falda superficiale.

13. LA GESTIONE DELLA DELLE IDROFITE NEL LAGO DI VIVERONE

La questione dell'esuberante diffusione della vegetazione acquatica nella zona litorale del Lago di Viverone e della conseguente e ricorrente pressante richiesta proveniente soprattutto dagli operatori turistici locali di porvi efficacemente rimedio va affrontata da due punti vista: in primo luogo considerando il legame esistente tra presenza di idrofite - piante acquatiche sommerse e galleggianti - ed eutrofizzazione e, in secondo luogo, tenendo conto del ruolo svolto da queste piante nel funzionamento dell'ecosistema lacustre.

Che l'eutrofizzazione di un corpo d'acqua possa determinare tra i suoi numerosi effetti sull'ecosistema acquatico anche una modificazione della composizione specifica e della produttività della comunità delle idrofite è ampiamente dimostrato e si spiega con l'azione sinergica di diversi fattori chimici, fisici e biologici implicati nella crescita delle piante e che agiscono diversamente nei diversi stadi dell'eutrofizzazione (Phillips et al. 1978, Best et al. 1984, Lachavanne et al. 1991 e 1992, Wells et al. 1997). Il primo di questi in ordine di importanza è la disponibilità di nutrienti per la crescita -principalmente azoto e fosforo- nell'acqua e nei sedimenti. In un ambiente originariamente oligotrofo, la crescente disponibilità di questi elementi, che rappresenta una vera e propria fertilizzazione, ha come effetto un aumento della produttività di tutte le specie presenti. Le quantità di azoto e di fosforo necessarie per la crescita vengono prese dai sedimenti e/o dall'acqua in proporzioni diverse a seconda della specie, e sono di norma sufficienti ad escludere una competizione interspecifica per il loro accaparramento. La crescita della comunità procede fintanto che non è ostacolata dal concomitante aumento della produzione di fitoplancton -insieme di alghe planctoniche microscopiche, talvolta formanti colonie visibili ad occhio nudo- anch'esso dipendente dall'aumento dei nutrienti nell'acqua. Il fitoplancton contrasta la crescita delle macrofite sommerse (*Potamogeton*, *Elodea*, *Najas*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*) riducendo la trasparenza dell'acqua e, di conseguenza, diminuendo la quantità di radiazione solare subacquea necessaria alla pianta per svolgere la fotosintesi. Via via che la produzione del fitoplancton aumenta di importanza oltre una soglia critica, procedendo di pari passo con l'eutrofizzazione, la comunità delle idrofite sommerse dapprima regredisce verso riva, in acque sempre meno profonde, poi perde le specie dotate di una minore efficienza fotosintetica, ossia quelle che necessitano di una maggiore quantità di luce, ed infine scompare del tutto. In ambienti fortemente eutrofi, la presenza di macrofite acquatiche è esclusivamente caratterizzata da idrofite galleggianti (*Lemna*, *Salvinia*) e a foglie galleggianti (*Nymphaea*, *Nuphar*, *Nelumbo*, *Trapa*) che compiono la fotosintesi usando la luce incidente sullo specchio d'acqua.

Il paradigma evolutivo sopra descritto non deve far pensare che, in un lago, la vegetazione sommersa subisca in modo passivo l'eutrofizzazione. Soprattutto all'insorgere del fenomeno eutrofizzante e nelle sue prime fasi essa contrasta la crescita del fitoplancton, rallentando il deterioramento dello stato ecologico lacustre e rendendolo addirittura reversibile nel caso in cui le cause dell'inquinamento fossero prontamente rimosse. Quest'azione tamponante viene svolta con un'efficienza che è diversa da specie a specie in quanto dipende dalla differente biologia ed anatomia della pianta nonché dall'architettura della popolazione, intesa come disposizione della biomassa di radici, foglie e steli nella massa d'acqua. Innanzi tutto le macrofite contrastano la crescita del fitoplancton entrando in competizione per l'accaparramento dei nutrienti disponibili nell'acqua. Le specie più efficienti sono ovviamente quelle liberamente flottanti dotate di radici acquatiche (*Lemna* e *Salvinia*), seguite dalle specie sommerse debolmente radicate (*Ceratophyllum*) ed infine da tutte le altre specie sommerse che pur essendo radicate nel sedimento sono in grado di attingere nutrimento sia dai sedimenti sia dall'acqua (*Myriophyllum*, *Potamogeton*, *Najas*, *Trapa*). Nella competizione con il fitoplancton per i nutrienti entrano in gioco anche le alghe epifitiche che

sono tanto più abbondanti quanto più articolata e complessa è la morfologia della pianta che le ospita. Gli altri fattori, non meno importanti per il controllo del fitoplancton, sono l'ombreggiamento attuato soprattutto dalle specie galleggianti e da quelle sommerse che accumulano la maggior parte della loro biomassa appena sotto la superficie dell'acqua (*Myriophyllum*) e l'escrezione di sostanze allelopatiche tossiche (*Elodea*, *Ceratophyllum*).

Le macrofite sommerse contrastano lo sviluppo del fitoplancton oltre che limitandone la crescita anche favorendone il consumo poiché forniscono rifugio allo zooplancton erbivoro (consumatore di fitoplancton) che è predato dai pesci.

Soltanto in una circostanza le idrofite possono stimolare in modo apprezzabile la crescita del fitoplancton: al termine del loro ciclo vitale quando, decomponendosi, cedono all'acqua i nutrienti assorbiti nel corso della fase vegetativa. Anche in questo caso il bilancio annuale tra assorbimento e rilascio varia a seconda della dipendenza dal sedimento. Va comunque considerato che non tutta la quantità di nutrienti contenuta nei tessuti vegetali torna all'acqua: una parte viene immagazzinata nei frutti, nei semi, nei propaguli vegetativi e, nel caso di piante perenni, nei rizomi e nella biomassa quiescente svernante; un'altra parte viene consumata dai macroinvertebrati bentonici ed entra nella catena del detrito.

Abbiamo ritenuto opportuno richiamare questi fondamentali concetti di ecologia delle piante acquatiche, seppure in maniera sintetica, per correggere la convinzione purtroppo diffusa che la proliferazione delle piante acquatiche è una concausa dell'eutrofizzazione quando in realtà ne è la conseguenza. L'ampia letteratura disponibile sul tema delle relazioni idrofite-fitoplancton-eutrofizzazione porta a concludere che la diffusione delle idrofite deve essere per quanto possibile sostenuta anziché ostacolata, soprattutto nei laghi poco profondi dove le piante possono occupare una grande porzione di lago (Barko and James, 1998). Secondo Canfield et al. (1984) le macrofite acquatiche sono in grado di instaurare uno stato ambientale stazionario di acque trasparenti (con scarsità di fitoplancton) in alternativa ad uno stato di acque torbide (con abbondanza di fitoplancton) quando occupano almeno il 30% dell'intero volume lacustre. In questi casi la raccolta della vegetazione al termine della stagione di crescita può portare ulteriori consistenti benefici al lago in quanto elimina il riciclo di grosse quantità di nutrienti. Nel piccolo e poco profondo Lago di Candia, nel corso degli ultimi venti anni, le migliori condizioni trofiche (comunque persistenti nel campo dell'eutrofia) si sono verificate quando le idrofite hanno raggiunto la loro massima espansione -occupando il 36% della superficie ed il 6 % del volume lacustre- e contemporaneamente è stato raccolto mediante lo sfalcio il 30 % della produzione annuale di *Trapa natans* che è pari a circa 1200 tonnellate (Galanti et al., 2004).

L'importanza delle idrofite per la qualità dell'ecosistema lacustre non è dovuta soltanto al loro ruolo di controllo dell'eutrofizzazione che può essere più o meno rilevante a seconda delle caratteristiche morfologiche del lago; esse costituiscono comunque un elemento di pregio per l'ecosistema lacustre: una componente biologica insostituibile che crea biodiversità per via delle relazioni che legano le piante, e l'habitat da esse creato, a numerosi altri organismi acquatici (uccelli, anfibi, rettili, pesci, macro e micro invertebrati) (Jeppesen et al. 1997). Purtroppo però a questi *pro* per l'ecosistema si contrappongono non di rado i *contro* derivanti dall'interferenza della vegetazione con le diverse attività umane collegate all'ambiente lacustre: la navigazione, la balneazione, la pesca ed il turismo. Quando questo succede, e soprattutto quando le ricadute economiche sono rilevanti, le piante acquatiche vengono considerate alla stregua di malerbe infestanti ed espressione di un degrado ambientale cui si deve porre rimedio. Il conflitto che ne deriva coinvolge cittadini, pubbliche amministrazioni, istituzioni scientifiche ed associazioni naturalistiche nella ricerca di soluzioni che soddisfino le richieste dei fruitori/gestori arrecando il minor danno all'ecosistema. Il provvedimento solitamente adottato per coniugare queste due esigenze è quello di effettuare sfalci o estirpazioni mirate sulle zone critiche evitando il più possibile di fare ricorso ad interventi che non siano selettivi, come l'introduzione nel lago della

carpa erbivora o di qualche altro agente di controllo biologico, oppure che siano pericolosi per la rete trofica come l'uso di diserbanti.

Nel caso del Lago di Viverone, il problema della proliferazione delle idrofite è stato affrontato e risolto in modo soddisfacente nel 2005 con lo sfalcio di *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum* su 8 tratti di riva individuati dall'Amministrazione provinciale di Biella (Fig. 45) (Galanti et al. 2005). La raccolta, che è iniziata il 7 giugno e si è conclusa il 19 agosto, ha interessato complessivamente 3,3 km di litorale dove sono presenti strutture ricreative, alberghi, ristoranti e campeggi. L'impatto della raccolta sulla produzione della comunità idrofítica è stato estremamente modesto: in totale sono state asportate circa 200 t di vegetazione che rappresentano poco meno del 10 % della produzione annuale di idrofite stimata per l'intero lago. Altrettanto modeste sono state le quantità di azoto e di fosforo sottratte al lago, contenute in questa biomassa: circa 400 kg di azoto e 40 kg di fosforo che equivalgono allo 0,8 % del carico totale di azoto e all'1 % del carico totale di fosforo gravanti sul lago.

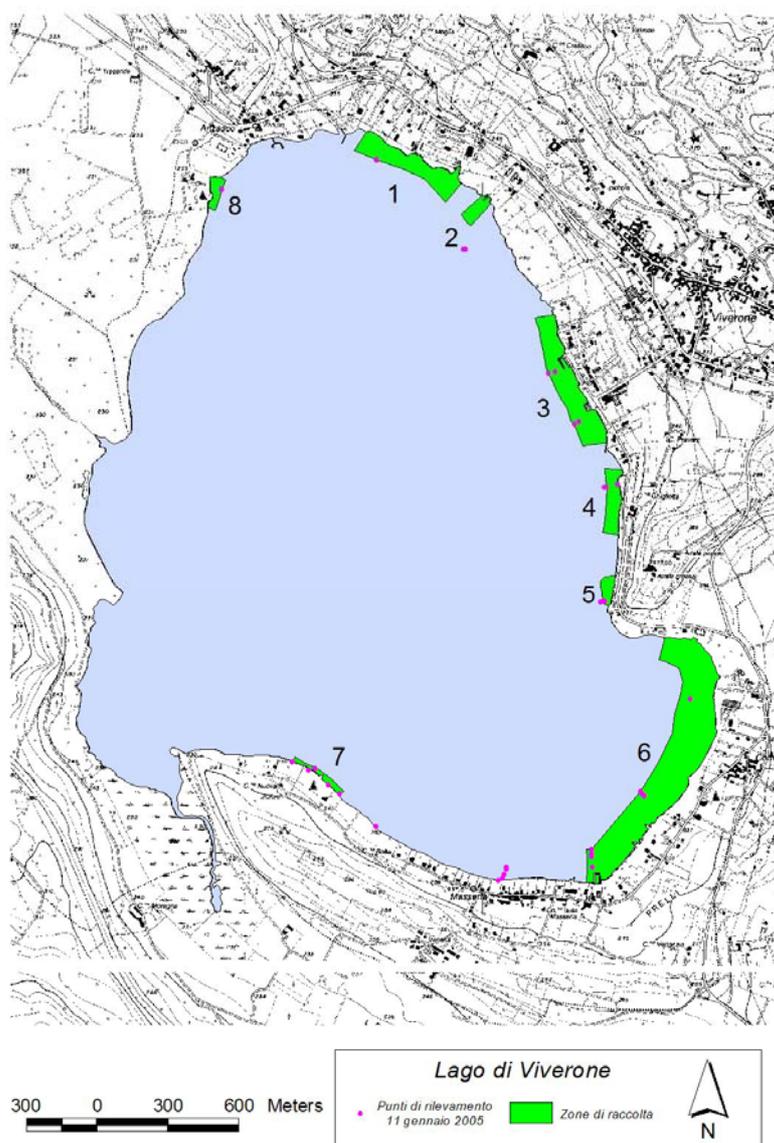


Figura 45. Zone di raccolta delle idrofite mediante sfalcio sul Lago di Viverone nel 2005 (Galanti et al. 2005).

E' evidente che lo sfalcio non è un intervento risolutivo in quanto permette di raccogliere soltanto la vegetazione presente nello strato d'acqua compreso tra la superficie e 1,5 m di profondità. Inoltre, poiché viene praticato in piena stagione di crescita deve essere ripetuto più volte per poter mantenere sgombrare le rive per tutta la durata dell'estate. Motivazioni di ordine pratico e, probabilmente, anche economico indurrebbero ad operare in maniera più incisiva: anziché con lo sfalcio, con l'estirpazione che consentirebbe di contenere la crescita per più anni dopo l'intervento. L'indiscutibile maggior efficacia di un'azione di questo tipo va però confrontata con il maggior impatto sull'ecosistema: con lo sfalcio si priva della vegetazione soltanto il primo metro d'acqua per 3 mesi all'anno mentre con l'estirpazione si determina l'eliminazione delle idrofite fino a 5-6 metri di profondità e fino a 100-200 m di distanza dalla riva. La perdita di biomassa vegetale è più cospicua e tale da poter influenzare negativamente in maniera significativa sia la biocenosi sia il chimismo delle zone litorali trattate. Prima di ricorrere all'estirpazione è pertanto necessario definire accuratamente la struttura dell'intera comunità delle idrofite presente nel lago -in termini di diversità specifica, distribuzione e produzione- e sperimentare l'intervento su aree campione per valutarne l'impatto sull'ecosistema litorale soprattutto per quanto concerne la perdita di biodiversità, la risospensione dei sedimenti e lo sviluppo di alghe filamentose bentoniche litorali in luogo delle idrofite.

BIBLIOGRAFIA

- Adorno, G. 1989. Idrogeologia ed idrochimica dell'Anfiteatro morenico di Ivrea ad Est della Dora Baltea. Tesi di laurea in Scienze Geologiche, Università degli Studi di Torino.
- ARPA. 1996. *Programma di sorveglianza di terzo livello del Lago di Viverone*. 63 pp.
- Balestrini, R., Rossetti Greco, R., Arese, C., M. Barcella, e S. Cervelli. 2004. *Ruolo delle fasce riparie nel contenimento di nutrienti e inquinanti in bacini acquatici e utilizzazione delle tecniche di micorrizzazione delle colture agricole in bacino al fine di ovviare all'utilizzo di fertilizzanti chimici*. Progetto MI.CA.RI: Strumenti e procedure per il miglioramento della capacità ricettiva di corpi idrici superficiali. Relazione finale: 85 pp.
- Barko, J.W. & W.F. James. 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Jeppesen E. et al. Eds. *Ecological Studies* 131 : 197-214.
- Best, E. P. H., D. de Vries and A. Reins. 1984. The macrophytes in the Loosdrecht Lakes: A story of their decline in the course of eutrophication. *Verh. Int. Ver. limnol.*, 22: 869-875.
- Bruno, L. 1877. I terreni costituenti l'Anfiteatro allo sbocco della Dora Baltea. F.L. Curbis, Ivrea: 65 pp.
- Canfield, D.E. Jr., J.V. Shireman, D.E. Colle, W.T. Haller, C.E. Watkins and M.G. Maceina. 1984. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 497-501.
- Chow, V.T., D.R. Maidment, L.W. Mays. 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- FISIA. 1996. L'eutrofizzazione del Lago di Viverone. Regione Piemonte, *Collana Ambiente*, 9: 166 pp.
- Fregoni M. & C. Fregoni. 2003. Speciale Micorrize. *Phyto*: 72 pp.
- Galanti, G., A. Oggioni, D. Vergando, F. Vietti & D. Tezzon. 2005. *Modalità di intervento per il controllo della diffusione della vegetazione acquatica nel Lago di Viverone*. Relazione tecnico-scientifica. 10 pp.
- Galanti, G., M. Ciampittello, S. Cervelli, R. de Bernardi, G. Giussani, G. Morabito, R. Mosello, A. Oggioni, N. Riccardi, R. Balestrini, F. Salerno, G. Tartari e R. Farina. 2004. Il controllo dell'eutrofizzazione attraverso la gestione integrata del lago e del suo bacino imbrifero. Studi ed esperienze nell'area di sperimentazione del Lago di Candia. Progetto MI.CA.RI. Strumenti e procedure per il miglioramento della capacità ricettiva di corpi idrici superficiali. *Report CNR-ISE*, 05.04: 23 pp.
- Giovanetti, G. 2005. *Attuazione di un progetto di applicazione consistente nell'impiego di fertilizzanti di nuova concezione (formati da un consorzio di microrganismi-micorrize) nelle colture agrarie praticate nell'invaso del Lago di Candia (TO) maggiormente rappresentative e tradizionali del territorio*. Relazione:
- Giussani, G., G. Galanti, R. de Bernardi, G. Morabito, R. Mosello, A. Oggioni, N. Riccardi, I. Cerutti, A. Pranzo & G.A. Tartari. 2004. Messa a punto di ecotecnologie interne al corpo idrico per mitigare gli effetti dell'eutrofizzazione e per aumentare le sue capacità recettive nei confronti di agenti eutrofizzanti. Lago di Candia. Progetto MI.CA.RI. Strumenti e procedure per il miglioramento della capacità ricettiva di corpi idrici superficiali. *Report CNR-ISE*, 03.04: 56 pp.
- Guglielmetto L. & F. Montacchini. 1993/94. La vegetazione del Lago di Viverone. *Allionia* 32:1-26.
- Herbst, M. & L. Kappen. 1999. The ratio of transpiration versus evapotranspiration in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquat Bot.*, 63: 113-125.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen. Eds. 1997. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. *Ecological Studies* n. 131. 423 pp.

- Lachavanne, J. B., J. Perfetta and R. Juge. 1992. Influence of water eutrophication on the macrophytic vegetation of Lake Lugano. *Aquat. Sci.*, 54: 351-363.
- Lachavanne, J. B., R. Juge and J. Perfetta. 1991. The consequence of oligotrophication on macrophytic vegetation in Swiss lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 943-948.
- Marco, C. 1892. Studio geologico sull'Anfiteatro morenico d'Ivrea. Tip. Roux, Torino: 62 pp.
- Martins, C. & B. Gastaldi. 1850. Essais ur le terrains superficiels de la Vallée du Po, aux environs de Turin, comparés à ceux du bassin helvétique. *Bull. Soc. Geol. France*, ser. 2,7, Paris: 509-553.
- Moisello, U. 1999. *Idrologia tecnica*. La Goliardica Pavese s.r.l.: 824 pp.
- OECD, Ed. 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: 213pp
- Phillips, G. L., D. Eminson and B. Moss. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.*, 4: 103-126.
- Regione Piemonte Università degli Studi di Torino. 1998. *Serie Climatiche Ultracentenarie*. Collana Studi Climatologici in Piemonte Vol.3: 92 pp.
- Regione Piemonte. 2004. *Piano di Tutela delle acque*. Deliberazione della Giunta Regionale 20 settembre 2004, n. 23-13437.
- Sacco, F. 1927. Il glacialismo nella Valle d'Aosta. Min. LL.PP., Uff. Idrogr. Po, Checchini, Torino.
- Sonzogni, W. C., T. J. Monteith, W. N. Bach and V. G. Hughes. 1978. United States Great Lakes Tributary Loadings. *International Reference Group on Great Lakes Pollution From Lands Use Activities. International Joint Commission*. 187 pp.
- Stoppani, A. 1880. L'era Neozoica. In: Negri, G. et al. *Geologia d'Italia* vol. III, Vallardi Milano.
- Vighi, M. & G. Chiaudani. 1986. Una nuova metodologia per la valutazione della capacità recettiva degli ambienti lacustri: il modello MEI e la sua applicazione nei piani di risanamento. *Ingegneria Ambientale*, 5: 239-246.
- Wells, R. D. S., M. D. De Witton and J. S. Clayton. 1997. Successive macrophyte invasions with the submerged flora of Lake Tarawera, Central North Island. *New Zealand. New Zealand J. Mar. Fresh. Res.*, 31: 449-459.

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1. Il bacino idrografico del Lago di Viverone (in rosso), compreso nell'anfiteatro morenico di Ivrea.	5
Figura 2. Distribuzione dei pozzi superficiali e profondi campionati.....	8
Figura 3. I 4 sottobacini in cui è stato suddiviso il bacino imbrifero del Lago di Viverone.....	10
Figura 4. Uso del suolo nei sottobacini del Lago di Viverone.....	15
Figura 5. Percentuali di uso del suolo nel bacino imbrifero del Lago di Viverone.	16
Figura 6. Temperatura media ponderata 1996-2005.....	26
Figura 8. Trasparenza anni dal 2002 al 2005.....	29
Figura 9. Isoplete dell'ossigeno disciolto per l'anno 2005.....	30
Figura 10. Ossigeno disciolto in massima circolazione in ipolimnio dall'anno 1996 all'anno 2005.	30
Figura 11. Distribuzione in classi di saturazione % di ossigeno disciolto dal 1996 al 2005.....	31
Figura 12. Isoplete del pH calcolate per l'anno 2005.....	32
Figura 13. Isoplete del potenziale di ossido-riduzione calcolate per l'anno 2005.....	32
Figura 14. Isoplete conducibilità calcolate per l'anno 2005.....	33
Figura 15. Isoplete fosforo totale calcolate per l'anno 2005.....	34
Figura 16. Isoplete fosforo reattivo calcolate per l'anno 2005.....	34
Figura 17. Fosforo totale medie ponderate anni 1996-2005.....	35
Figura 18. Fosforo totale epilimnico anni 2001-2005.....	35
Figura 19. Fosforo reattivo medie ponderate anni 1996-2005.....	36
Figura 20. Fosforo reattivo epilimnetico anni 2001-2005.....	36
Figura 21. Isoplete azoto nitrico calcolate per l'anno 2005.....	37
Figura 22. Isoplete azoto ammoniacale calcolate per l'anno 2005.....	38
Figura 23. Isoplete azoto nitroso calcolate per l'anno 2005.....	38
Figura 24. Rapporto NT/PT in massima circolazione anni 1996-2005.....	39
Figura 25. Rapporto NT/PT in massima stratificazione anni 1996-2005.....	39
Figura 26. Valori di Clorofilla <i>a</i> anni dal 1996 al 2005.....	40
Figura 27. Individuazione livello fosforo totale (TP) anni 1996-2005.....	44
Figura 28. Individuazione livello ossigeno disciolto anni 1996-2005.....	45
Figura 29. Individuazione livello trasparenza anni 1996-2005.....	46
Figura 30. Individuazione livello clorofilla anni 1996-2005.....	46
Figura 31. Distribuzione in classi di clorofilla anni 1996-2005.....	47
Figura 32. Coliformi totali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.....	49
Figura 33. Coliformi fecali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.....	50
Figura 34. Streptococchi fecali - Bagni Beppe - anni 1988-2005.....	50
Figura 36. Coliformi fecali - Bagni Beppe - anni dal 2002 al 2005.....	52
Figura 37. Piovosità media mensile anni 2002-2005 nella stazione meteo di Piverone.....	52
Figura 38. Temperatura media mensile anni 2002-2005 nella stazione meteo di Piverone.....	53
Figura 39. Distribuzione percentuale dei parametri microbiologici dei campioni non conformi (CF: Coliformi fecali; CT: Coliformi totali; SF: Streptococchi fecali) per l'anno 2002.....	53
Figura 40. Distribuzione percentuale dei parametri microbiologici dei campioni non conformi (CF: Coliformi fecali; CT: Coliformi totali; SF: Streptococchi fecali) per l'anno 2003.....	54
Figura 41. Andamento dei valori di pH per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.....	55
Figura 42. Andamento dei valori di trasparenza (Disco di Secchi) per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.....	55

Figura 43. Andamento dei valori di ossigeno disciolto per gli anno dal 1988 al 2005 in corrispondenza della stazione Bagni Beppe.....	56
Figura 44. In verde le aree con lembi di “Foreste alluvionali di <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> ” e boschi naturali o seminaturali; in bianco le aree soggette a taglio e/o ad attività agricola intensiva.	66
Figura 45. Zone di raccolta delle idrofite mediante sfalcio sul Lago di Viverone nel 2005 (Galanti et al. 2005).	70

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1. Caratteristiche morfometriche del Lago di Viverone e del suo bacino imbrifero.	6
Tabella 2. Caratteristiche dei pozzi campionati.	9
Tabella 3. Valori giornalieri, medie mensili e media annuale della portata ($m^3 s^{-1}$) della Roggia di Piverone per l'anno 2005.	11
Tabella 4. Portate medie mensili e portata annuale ($m^3 s^{-1}$) della Roggia di Roppolo, ricostruite, per l'anno 2005.	11
Tabella 5. Valori giornalieri, medie mensili e media annuale della portata ($m^3 s^{-1}$) della Roggia Fola per l'anno 2005.	13
Tabella 6. Valori giornalieri, medi mensili e media annuale dei livelli del Lago di Viverone (cm) per l'anno 2005.	14
Tabella 7. Valori areali e percentuali dell'uso del suolo nel bacino imbrifero del Lago di Viverone.	17
Tabella 8. Valori giornalieri, totali mensili e totale annuale della pioggia (mm) sul Lago di Viverone per l'anno 2005 registrati dal pluviometro di Piverone.	20
Tabella 9. Valori di temperatura dell'aria ($^{\circ}C$) registrati nel 2005 nella stazione di Piverone.	24
Tabella 10. Bilancio idrologico del Lago di Viverone per l'anno 2005.	25
Tabella 11a. Individuazione dei livelli per la trasparenza e la clorofilla.	41
Tabella 11b. Individuazione del livello per l'ossigeno.	41
Tabella 11c. Individuazione del livello per il fosforo totale.	42
Tabella 11d. Attribuzione della classe dello stato ecologico attraverso la normalizzazione dei livelli ottenuti per i singoli parametri.	42
Tabella 12. Classi SAL per gli anni dal 1996 al 2005.	43
Tabella 13. Valori e livelli corrispondenti per ciascuno dei macrodescrittori.	44
Tabella 14. Stazioni balneari sul Lago di Viverone sottoposte ad analisi del giudizio di idoneità alla balneazione.	48
Tabella 15. Parametri elencati nell'allegato I del D.P.R. 470/82 e s.m.i.	48
Tabella 16. Valori delle concentrazioni di azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) nelle Rogge di Piverone e di Roppolo per il periodo marzo - novembre del 2005.	58
Tabella 17. Valori delle concentrazioni di fosforo totale (TP) e azoto totale (TN) per i pozzi campionati nel 2005 e riferiti alla Tab. 2.	58
Tabella 18. Carichi di azoto e fosforo e loro ripartizione percentuale nel 2005.	60