ALLEGATO 1

AQST "SALVAGUARDIA E RISANAMENTO DEL LAGO DI VARESE"

CONTESTO E SCENARIO DI RIFERIMENTO

MARZO 2019

INDICE

1. INTRODUZIONE 4
2. INQUADRAMENTO GENERALE 5
3. PRESSIONI ANTROPICHE NEL BACINO IDROGRAFICO E CARICHI POTENZIALI DI NUTRIENTI 8
4. CARICHI DI FOSFORO E AZOTO VEICOLATI NEL LAGO DAI TRIBUTARI 10
5. CAMBIAMENTI CLIMATICI E LORO IMPATTO SULLO STATO ECOLOGICO DEL LAGO DI VARESE 12
6. CRITICITÀ ATTUALI E POTENZIALI 14
6.1. Biodiversità 14
6.1.1. Fauna ittica 14
6.1.2. Macrofite 15
6.2. Utilizzi antropici 18
6.2.1. Fruizione generale delle sponde e delle acque e aspetti sanitari 18
6.2.2. Pesca 20
6.2.3. Navigazione 23
6.2.4. Zero idrometrico e regolazione dei livelli 25
7. CARATTERISTICHE CHIMICHE E BIOLOGICHE DELLE ACQUE LACUSTRI (DAL 1970 A OGGI) 30
7.1. Caratteristiche chimico-fisiche 30
7.2. Stato trofico delle acque 32
7.3. Struttura delle comunità biologiche 33
7.3.1. Comunità fitoplanctonica 33
7.3.2. Macrofite acquatiche 33
7.3.3. Ittiofauna 33
8. LA CLASSIFICAZIONE DELLE ACQUE DEL LAGO AI SENSI DELLA DIRETTIVA ACQUE 35
8.1. Quadro Normativo 35
8.1.1. Programma di Tutela e Uso delle Acque 38
8.2. Classificazione dello stato ambientale del lago di Varese 43
8.2.1. Fitoplancton 43
8.2.2. Parametri fisico-chimici a sostegno 52
8.2.3. Considerazioni 54
8.3. Fiume Bardello 56
9. INTERVENTI DIRETTI/INDIRETTI PER IL MIGLIORAMENTO DELLE ACQUE 59
9.1. Organizzazione del Servizio Idrico Integrato nella Provincia di Varese 59
9.1.2. Obiettivi Generali della pianificazione d'ambito 59
9.2. Situazione attuale 61
9.2.1. Sistema di intercettamento dei reflui urbani: fognature comunali e collettore circumlacuale 61
9.2.2. Sintesi dello stato di fatto del sistema di collettamento circumlacuale 61
9.2.3. Criticità idrauliche del sistema di collettamento 62
9.2.4. Interventi di adeguamento e miglioramento del sistema fognario 63
9.2.5. Prospettive future 64
9.3. Prelievo ipolimnico 65
9.3.1. Descrizione dell'impianto 65
9.3.2. Prospettive future 66
9.3.3. Impatto delle acque ipolimniche sul fiume Bardello e sul lago Maggiore 71
9.4. Interventi di tipo biologico come metodologia di miglioramento dello stato ecologico del lago di Varese: prelievi selettivi su fauna ittica, asportazione macrofite 73
10. ESEMPI DI ALTRI LAGHI IN CUI È STATO SPERIMENTATO IL PRELIEVO IPOLIMNICO 75
11. CONCLUSIONI 77
12. BIBLIOGRAFIA 79

1. INTRODUZIONE

Il presente contesto e scenario di riferimento è un documento riassuntivo che descrive i principali elementi ambientali del lago di Varese e del suo bacino, utili per fornire un inquadramento dello stato attuale dei principali elementi che vengono interessati dalle attività e dal Programma d'Azione predisposto all'interno dell'AQST.

Nel documento viene presentato lo stato inziale del sistema ambientale collegato al lago di Varese, enucleando gli aspetti di maggiore interesse e le principali criticità riscontrate. Viene inoltre fornito un elenco di approfondimenti che sono ritenuti indispensabili per individuare le migliori azioni da impostare per conseguire l'obiettivo generale di completamento del risanamento della qualità delle acque del lago.

I contenuti del presente allegato provengono dai seguenti documenti:

- relativamente ai capitoli 2, 3, 4 e 7:Viaroli P., Nizzoli D., Azzoni R., Longhi D., Fano EA., Castaldelli G., Soana E., 2019. Valutazione dello stato limnologico degli ecosistemi lacustri lombardi e della formazione dei carichi di nutrienti veicolati nei corsi d'acqua. Relazione Finale della Collaborazione di ricerca tra Università di Parma, Università di Ferrara e Regione Lombardia.
- relativamente ai capitoli 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12:Osservatorio del Lago di Varese - Comitato Tecnico Scientifico[1]. Lago di Varese, 2017. Miglioramento della qualità delle acque del lago: obiettivi e priorità di intervento. Provincia di Varese, documento non pubblicato. Pp. 55
- sono inseriti ex novo i seguenti paragrafi:
    - 6.1.2.4 elaborato da Provincia Varese
    - 6.2.3 elaborato da parte di Autorità di bacino lacuale dei laghi Maggiore, Comabbio, Monate e Varese
    - 6.2.4 elaborato da ARPA Lombardia/Provincia di Varese
    - 9.1 elaborato da Ufficio d'ambito della Provincia di Varese

[1]Documento a cura del Comitato Tecnico Scientifico dell'Osservatorio del Lago di Varese.
Coordinamento scientifico:

- Dott. Pietro Volta (CNR - Istituto per lo studio degli Ecosistemi, Verbania - Pallanza)
- Prof.ssa Roberta Bettinetti (Università degli Studi dell'Insubria di Varese - Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate)

2. INQUADRAMENTO GENERALE

Il lago di Varese è un lago monomittico caldo situato nella fascia intermorenica prealpina, nell'alta pianura pedemontana lombarda in provincia di Varese (Figura 1). Il suo bacino imbrifero, prevalentemente di tipo calcareo, è delimitato da tre grandi laghi glaciali: il lago di Lugano a nord, illago Maggiore ad ovest, e il lago di Como ad est. Circa 20.000 anni fa il lago faceva parte di un antico sistema lacustre che comprendeva anche l'attuale torbiera di Biandronno e il lago di Comabbio, quest'ultimo collegato attualmente con il lago di Varese per mezzo di un canale artificiale denominato canale Brabbia che rappresenta l'immissario principale.

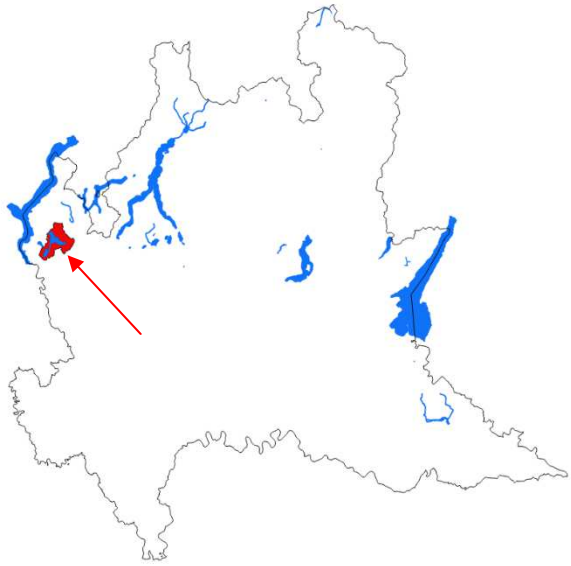


Figura 1 – La freccia indica la posizione del lago di Varese e il suo bacino idrografico (area rossa).

Il lago e la sua fascia perilacuale sono inseriti in una Zona di Protezione Speciale ZPS IT2010501 "Lago di Varese" per l'avifauna. Inoltre è stato istituito anche il Sito di Importanza Comunitaria ZSC IT2010022 "Alnete del Lago di Varese" per i territori che si affacciano a lago nel settore orientale la cui area coincide in parte con la ZPS. Il sito in oggetto è strettamente connesso con le seguenti altre aree naturali protette (Provincia Varese, 2007):

- ZSC IT2010007 "Palude Brabbia" e ZSC IT2010008 "Lago di Comabbio" a Sud;
- ZSC IT2010006 "Lago di Biandronno" a Ovest;
- ZSC IT2010004 "Grotte del Campo dei Fiori" a Nord.

Il clima della regione è subcontinentale temperato, caratterizzato generalmente da estati calde e asciutte, e inverni freschi e piovosi. La temperatura media annuale è compresa tra 10 e 15°C. Normalmente le precipitazioni più abbondanti si verificano in autunno e primavera.
Nella Tabella 1 è riportata una sintesi delle principali caratteristiche del lago e del suo bacino idrografico.

Tabella 1 - Principali caratteristiche morfometriche ed idrologiche del lago di Varese.

Inquadramento geografico	
Stato	Italia
Regione	Lombardia
Provincia	Varese
Bacino idrografico	Fiume Ticino
Natura corpo idrico	Naturale
Bacino idrografico	
Area (escluso il lago)(1)	89.1 km^2
Altitudine massima bacino	1226 m s.l.m. (Monte Campo dei Fiori)
Immissari principali(2)	Canale Brabbia, torrente Tinella
Portata media annua immissari(2)	0.73 $m^3 s^{-1}$ (Brabbia) 0.32 $m^3 s^{-1}$ (Tinella)
Emissario principale	Fiume Bardello
Portata media annua emissario(2)	2.6 $m^3 s^{-1}$
Temperatura media annua dell'aria (1967-2016)(3)	12.7 °C
Precipitazioni medie annue (1966-2016)(3)	1571 mm $anno^{-1}$
Lago	
Macrotipo (DM 260/2010)	L3
Tipo (DM 131/2008)	AL5
Altitudine media	238 m s.l.m.
Area(1)	14.2 km^2
Perimetro	24.0 Km
Volume(4)	153 10^6 m^3
Lunghezza massima(5)	8.0 Km
Larghezza media(5)	3.6 Km
Profondità massima	26.0 m
Profondità media	10.9 m
Tempo teorico di ricambio(4)	1.9 anni
Tempo reale di ricambio(4)	2.8 anni
Tasso di sedimentazione	1.8 cm $anno^{-1}$
Copertura ghiaccio	Periodica
Classificazione termica	Monomittico

Fonti: OLL, 2005 ad eccezione di 1) Elaborazione Università di Parma su shape file Regione Lombardia; (2) Zaccara et al., 2007; (3) Provincia Varese, 2017; (4) Crosa et al., 2013; (5) PTUA, 2006.

Il lago di Varese può essere considerato come uno dei primi ed evidenti esempi di eutrofizzazione "culturale" in Europa. Fin dalla fine degli anni '50 del secolo scorso si è assistito ad un netto deterioramento della qualità delle sue acque, imputato ad un eccessivo carico di fosforo (P) derivante dagli scarichi diretti in lago di reflui non trattati (Premazzi et al., 2005; Zaccara et al., 2007). Negli anni successivi, al fine di contenere il processo di deterioramento, è stato predisposto un piano globale di risanamento del lago caratterizzato da una serie di interventi sia nel corpo d'acqua che nel bacino imbrifero. La realizzazione dell'impianto di depurazione e del sistema di collettori circumlacuali avvenuta tra il 1980 e il 1990 ha ridotto il carico esterno in ingresso, con una conseguente diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale (TP) nella colonna d'acqua (Zaccara et al., 2007). Nel periodo 2000-2003 sono stati attuati degli interventi diretti da parte della Provincia di Varese con la realizzazione di impianti per l'emunzione di acqua ipolimnica e per l'ossigenazione delle acque ipolimniche. Il prelievo di acqua ipolimnica durante la fase estiva ha comportato una riduzione del carico interno di P pari a 3-5 t $anno^{-1}$ ma a distanza di 4 anni non sembra avere avuto effetti rilevanti sulle concentrazioni di fosforo

totale nel lago (Zaccara et al., 2007, Crosa et al., 2013; Osservatorio del Lago di Varese, 2017). Per quanto riguarda invece la rimozione dell'azoto totale, le quantità rimosse sono state pari a circa 29 t $anno^{-1}$ corrispondenti ad una riduzione del 50% della concentrazione media pesata (Zaccara et al., 2007). Per quanto riguarda l'ossigenazione delle acque ipolimniche durante la stratificazione estiva, questa tipologia d'intervento si è rilevata poco efficace in termini di rapporto costo/benefici (Zaccara et al., 2007; Crosa et al., 2013; Osservatorio del Lago di Varese, 2017).

3. PRESSIONI ANTROPICHE NEL BACINO IDROGRAFICO E CARICHI POTENZIALI DI NUTRIENTI

Il bacino idrografico del lago è occupatoper quasi il 50% da aree naturali,per il 17% da aree destinate all'agricoltura e dal restante 34% da aree urbanizzate (Tabella 2, Figura 2).

Tabella 2 - Distribuzione percentuale dell'uso del suolo (aree agricole (agr), aree naturali (nat) e aree urbanizzate (urb)), carico zootecnico (n° capi bovini (bov), equini (equi), ovini (ovi), suini (sui) e cunicoli (cun)) e densità abitativa (n° ind km^{-2} (abit)). Dati riferiti al 2014.

Uso del suolo			**Carico Zootecnico**						**Abit**
Agr	Nat	Urb	Bov	Equi	Ovi	Sui	Avic	Cun	
17	48	34	849	196	516	151	3462	282	809

La densità abitativa, pari a 809 ind km^{-2}, testimonia il notevole sviluppo demografico avvenuto nel bacino imbrifero. Il carico zootecnico, costituito prevalentemente da avicoli (3462 capi) risulta essere relativamente modesto in ragione anche dello scarso sviluppo del sistema agricolo.

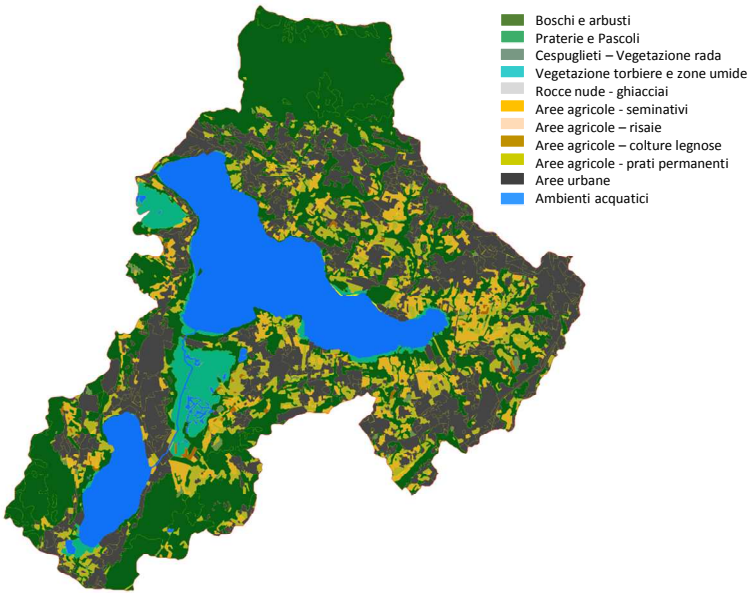


Figura 2 – Distribuzione dell'uso del suolo 2014 nel bacino del lago di Varese.

Lo studio riportato è stato effettuato per quantificare il carico netto di fosforo (P) e azoto (N) che entrano nel bacino imbrifero e identificare i principali settori responsabili della formazione del carico potenzialmente veicolato nel lago.
L'input netto di azoto di origine antropica nel bacino scolante (NANI: Net Anthropogenic Nitrogen Input) è stato calcolato come somma di quattro componenti: le deposizioni atmosferiche, l'applicazione di fertilizzanti azotati, l'azoto fissazione dovuta alla coltivazione di specie azotofissatrici e il commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale (Hong et al., 2012). Quest'ultima voce è stata calcolata come differenza tra la produzione di azoto derivante dagli allevamenti e dalle coltivazioni (considerato un flusso negativo che rimuove azoto dal bacino) e dal consumo richiesto per sostenere la popolazione umana e animale (considerato un flusso positivo che importa azoto nel bacino).

L'input netto di fosforo (NAPI: Net Anthropogenic Phosphorus Input) è stato invece calcolato come somma di 3 voci: l'applicazione di fosforo con i fertilizzanti, il fosforo che entra ed esce dal bacino attraverso il commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale e l'utilizzo non alimentare di fosforo (ad esempio i detersivi) (Hong et al., 2012). Il dato riportato indica in sintesi il carico potenziale di azoto e fosforo presente nel bacino del lago.

Nel 2014 l'attività antropica veicola nel bacino idrografico un carico netto di 118 t P anno^{-1} corrispondente ad un carico areale di 1332 kg P km^{-2}anno^{-1} (Tabella 3, Figura 3). L'input netto di P è sostenuto prevalentemente dal commercio di alimenti per la popolazione (90 t P anno^{-1}), mentre l'input di P dovuto al commercio di mangimi è nettamente inferiore (13 t P anno^{-1}).

Tabella 3 - Ripartizione delle diverse voci di input di fosforo di origine antropica (NAPI) nel bacino idrografico del lago di Varese. Dati riferiti al 2014. Unità di misura: kg P anno^{-1}.

Detergenti	Fertilizzanti	Deposizione	Commercio mangimi	Commercio alimenti	NAPI
6488	6358	2035	13374	90359	**118614**

Nel 2014 l'input netto di azoto (N) di origine antropica è pari a 661 t N anno^{-1} corrispondenti ad un carico areale di 7427 kg N km^{-2} anno^{-1} (Tabella 4, Figura 3). Come per il P, anche per l'N l'input prevalente è dovuto al commercio di alimenti che rappresenta il 68% del carico netto di azoto. Di rilievo è anche l'apporto di N delle deposizioni atmosferiche che veicolano 87 t N anno^{-1}, pari al 13% del carico netto totale.

Tabella 4 - Ripartizione delle diverse sorgenti di azoto di origine antropica (NANI) nel bacino idrografico del lago di Varese. Dati riferiti al 2014. Unità di misura: kg N anno^{-1}.

Fissazione	Fertilizzanti	Deposizione	Commercio mangimi	Commercio alimenti	NANI
20977	67607	86468	33752	452728	**661532**

L'andamento temporale dei carichi di fosforo e azoto nel periodo compreso tra il 1980e il 2014 è riportato in Figura3. Il carico più elevato per entrambi gli elementi è stato stimato nel 1990 quando si raggiungono rispettivamente 195 t P anno^{-1} (pari a 2 t P km^{-2} anno^{-1}) e 901 t N anno^{-1} (pari a 10 t N km^{-2} anno^{-1}).Negli anni successivi il carico netto è diminuito progressivamente e nel periodo 1990-2014 il NAPI si è ridotto del 40% mentre il NANI del 27%. Per il NAPI è stata stimata una notevole riduzione dell'apporto di P contenuto nei detersivi, nei fertilizzanti e nei mangimi mentre la voce di input legata agli alimenti è aumentata del 16%. Anche per il NANI la voce del commercio di cibo per la popolazione è aumentata dal 1990 al 2014 del 17% mentre il contributo delle altre voci input è diminuito (N nei mangimi, N fissazione) o rimasto pressoché stabile (N fertilizzanti e deposizione atmosferica).

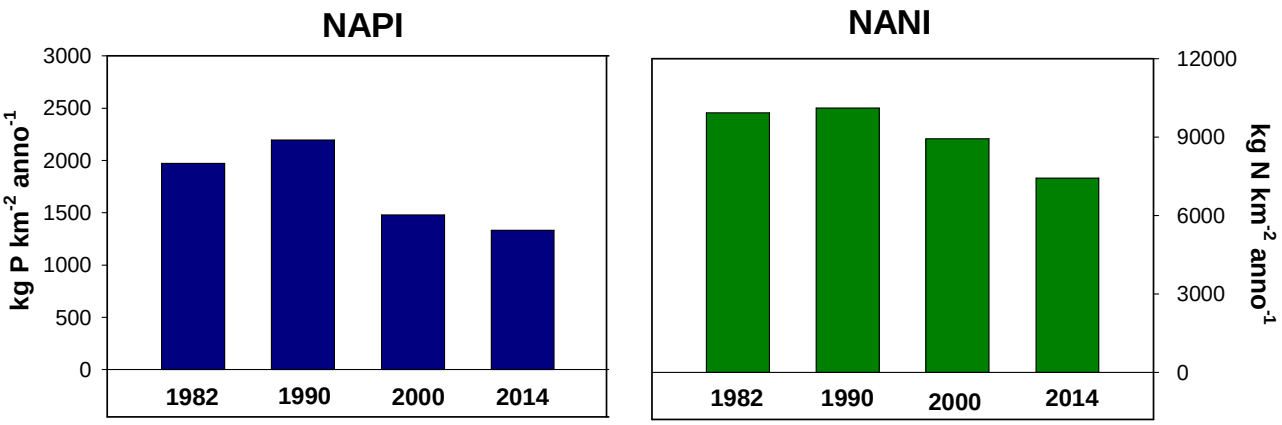


Figura 3 - Input areale (kg km^{-2} anno^{-1}) di fosforo di origine antropica (NAPI) e di azoto di origine antropica (NANI), stimati nel bacino idrografico del lago di Varese nel 1982, 1990, 2000 e 2014.

4. CARICHI DI FOSFORO E AZOTO VEICOLATI NEL LAGO DAI TRIBUTARI

Il principale immissario del lago di Varese è il Canale Brabbia. L'andamento delle concentrazioni di fosforo totale e di azoto è stato ricostruito a partire dai dati derivanti dai monitoraggi istituzionali di ARPA riferiti al periodo 2000-2016 (Figura 4). Nel periodo considerato sia il fosforo totale che le due forme prevalenti dell'azoto inorganico disciolto (nitrico e ammoniacale) sono risultate variabili e non sono stati evidenziati andamenti temporali. Per quanto riguarda il fosforo totale (PT), sono state determinate concentrazioni minime inferiori a 50 µg P L^{-1} (limite inferiore di rilevazione) soprattutto nel periodo compreso tra il 2008 e il 2010, mentre valori oltre 300 µg P L^{-1} sono stati misurati nell'estate 2003 e ad ottobre 2013.

Le concentrazioni dello ione nitrato (N-NO_3) sono risultate comprese tra 50 e 1500 µg N L^{-1} ad eccezione di due picchi di 3000 e 3300 µg N L^{-1} misurati rispettivamente nel 2003 e nel 2006. Anche per lo ione ammonio (N-NH_4) è stata riscontrata una notevole variabilità con concentrazioni comprese tra 10 e 470 µg N L^{-1} (valore mediano 40 µg N L^{-1}).

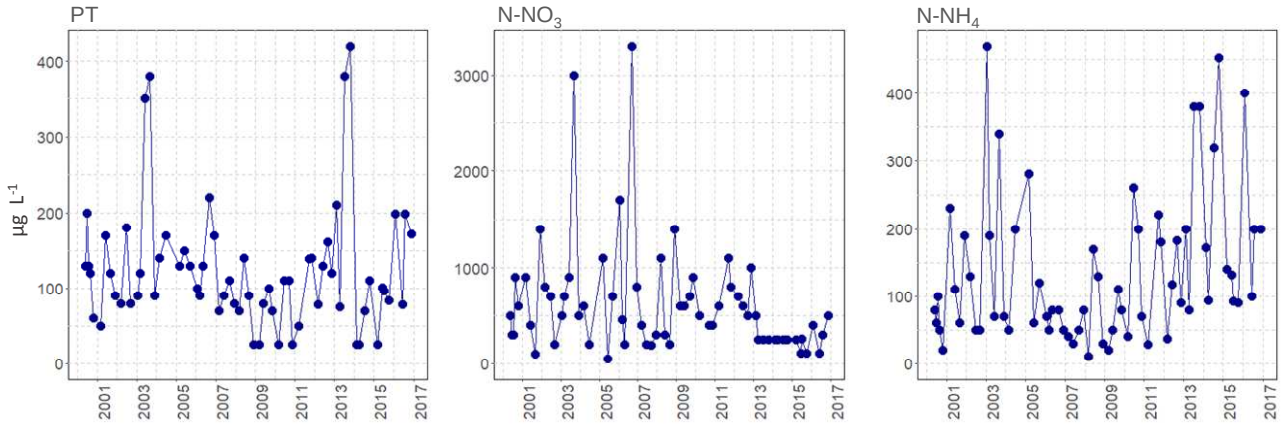


Figura 4 – Andamento temporale delle concentrazioni di fosforo totale (PT, µg P L^{-1}), azoto nitrico (N-NO_3,µg N L^{-1}) e azoto ammoniacale (N-NH_4,µg N L^{-1}), rilevate nel canale Brabbia. I dati riportati derivano dai monitoraggi istituzionali di ARPA (2000-2016).

I primi dati relativi al carico di fosforo totale veicolato nel lago risalgono al 1986 quando è stato stimato un carico in ingresso pari a circa 50 t P anno^{-1} (Figura 5) (Premazzi et al.,

2005). Nel 1990 il carico si riduce del 50% in coincidenza con la realizzazione dell'impianto di depurazione (Premazzi et al., 2005).

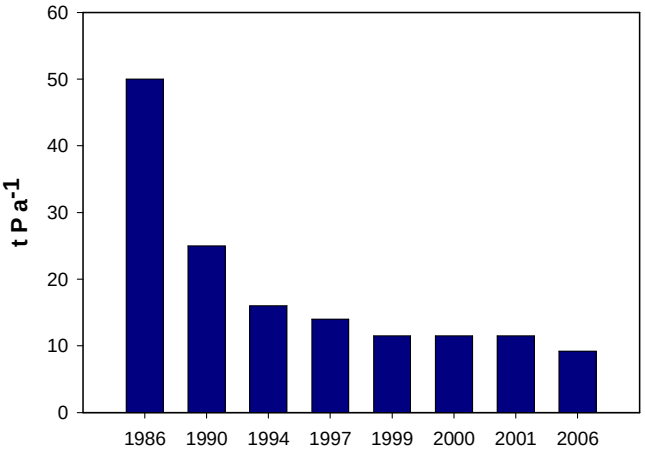


Figura 5 - Evoluzione temporale del carico esterno di fosforo totale nel lago di Varese tra il 1986 e il 2006 (i dati di carico sono tratti da Premazzi et al., 2005; Vismara & Salvetti, 2006).

Negli anni successivi si è assistito ad una ulteriore riduzione fino a 14 t P anno^{-1}nel 1997, grazie anche agli interventi di collettamento delle acque reflue (Premazzi et al., 2003; Canziani & Crosa, 2005; Zaccara et al., 2007). Nel periodo 1999-2001 i valori rimangono abbastanza stabili a circa 11.5 t P anno^{-1}, mentre nel 2006 è stato stimato un carico esterno di 9.2 t P anno^{-1} (Vismara & Salvetti, 2006).

5. CAMBIAMENTI CLIMATICI E LORO IMPATTO SULLO STATO ECOLOGICO DEL LAGO DI VARESE

Gli ambienti acquatici e la loro biodiversità sono seriamente impattati dai cambiamenti climatici (Millennium Ecosystem Assessment 2015, Bellard *et al.* 2012).

I principali effetti dei cambiamenti climatici sono il riscaldamento globale, la modificazione dei pattern delle precipitazioni atmosferiche e l'accentuazione dei fenomeni estremi (sia piovosi che siccitosi). Questi fenomeni si trasmettono a cascata con effetti sulle diverse componenti, biotiche e abiotiche, degli ecosistemi acquatici e terrestri. Sugli ecosistemi lacustri, di particolare rilevanza sono l'incremento della stabilità della colonna d'acqua a seguito del maggior riscaldamento delle acque e una maggior persistenza della stratificazione termica estiva. Tutti questi elementi sono di particolare importanza per il funzionamento ecosistemico e per i trasferimenti di materia ed energia lungo le reti trofiche.

Per quanto riguarda i laghi poco profondi, come il lago di Varese, l'effetto del cambiamento climatico è profondo e si manifesta su tutte le componenti dell'ecosistema e sui diversi processi alla base del funzionamento dell'ecosistema stesso.

Per meglio comprendere gli effetti del cambiamento climatico è opportuno fare riferimento alla figura seguente (Figura 6[2], da Jeppesen *et al.* 2012), da cui è evidente che il cambiamento climatico, ed in particolare il riscaldamento delle acque, si manifestano in un incremento delle disponibilità di nutrienti a disposizione per gli organismi acquatici, con un meccanismo che amplifica il fenomeno dell'eutrofizzazione. In altre parole, per uno stesso ambiente acquatico ma con temperature più elevate, tenderà ad amplificarsi il fenomeno dell'eutrofizzazione attraverso un duplice meccanismo: riduzione della pressione di predazione sul fitoplancton da parte dello zooplancton (a causa della presenza di maggior biomassa di pesci zooplanctivori) ed incremento del rilascio dai sedimenti di nutrienti quali fosforo e azoto per la maggior permanenza della stratificazione termica estiva. Inoltre, condizioni di maggior stabilità della colonna d'acqua unite a temperature più elevate favoriscono la presenza di cianobatteri, difficilmente edibili da parte dello zooplancton. La situazione che si determina è l'instaurarsi di un progressivo passaggio a condizioni di minore trasparenza delle acque determinato dall'aumento delle abbondanze del fitoplancton e la

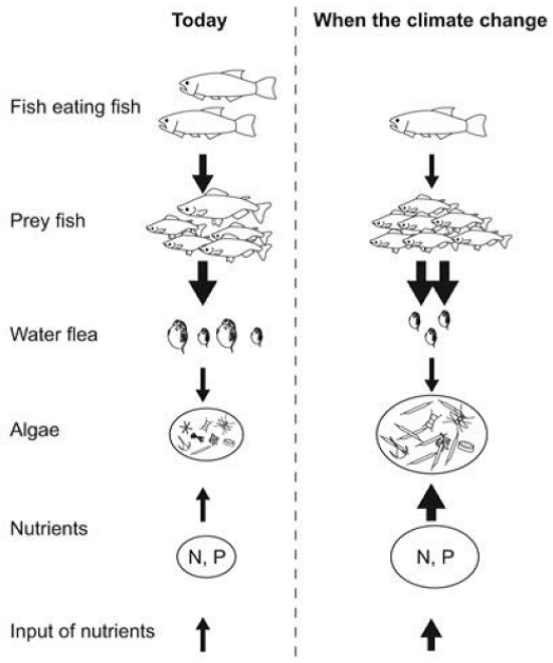


Figura 6- Effetto del cambiamento climatico sulle reti trofiche lacustri e sui meccanismi che regolano la disponibilità di nutrienti per le componenti biologiche (da Jeppesen et al. 2012).

[2]All'interno della figura, la voce "algae" raccoglie oltre alle alghe anche i gruppi di batteri e cianobatteri.

diminuzione delle piante acquatiche che, per crescere in profondità, necessitano di luce.
In sintesi dunque, il cambiamento climatico ed in particolare l'aumento della temperatura delle acque tendono a amplificare i processi tipici dell'eutrofizzazione. Se ne deduce dunque che per contrastare il fenomeno dell'eutrofizzazione in un contesto di riscaldamento globale occorre implementare le misure rispetto a quanto si farebbe in condizioni "stabili".

6. CRITICITÀ ATTUALI E POTENZIALI

In questo capitolovengono analizzati i principali elementi di criticità per il lago di Varese legati alla condizione di eutrofizzazione delle sue acque innescata a partire dal secondo dopoguerra da un eccessivo apporto di azoto e fosforo dal bacino imbrifero; ciò determina cambiamenti quali l'incremento della produzione di alghe e macrofite, l'impoverimento delle risorse ittiche, il generale degrado della qualità dell'acqua che ne condizionano la fruizione. Si instaurano infatti condizioni generali di vita avverse per le biocenosi acquatiche che portano al prevalere delle specie più resistenti su quelle più sensibili, spesso con una perdita di biodiversità e una banalizzazione dell'ecosistema lacustre.
Nel caso del lago di Varese, sul quale insiste ancora oggi un carico esterno di nutrienti elevato, gli elementi di certo negativi sono il permanere di alte concentrazioni di fosforo e azoto e basse concentrazioni di ossigeno disciolto con il conseguente sviluppo di sostanze tossiche quali l'ammoniaca e i solfuri. L'esaurimento dell'ossigeno che durante i periodi di stratificazione termica estiva avviene progressivamente dal basso verso l'alto nella colonna d'acqua, riduce lo spessore di acqua vivibile. L'effetto si accentua a causa della presenza di sostanze tossiche (per esempio, NH_3, H_2S) derivanti dalla degradazione della sostanza organica in ambiente anossico.
Gli aspetti di criticità ambientale conseguenti allo stato di eutrofizzazione delle acque verranno sviluppati in relazione ai temi della **biodiversità** e degli **usi antropici**.

6.1. Biodiversità

6.1.1. Fauna ittica

La comunità ittica del lago di Varese è stata censita nel 2013 (Regione Lombardia, 2015).
Le specie alloctone costituiscono circa il 50% del numero di individui e della biomassa. Tra le diverse specie alloctone insediatesi recentemente con successo nelle acque del lago si possono citare: il siluro (*Silurus glanis*), il carassio (*Carassius carassius*) e il lucioperca.
La comunità ittica è dominata da specie zooplanctivore o bentivore, che contribuiscono ad accentuare la pressione di predazione sul plancton animale (zooplancton), favorendo il proliferare delle microalghe (fitoplancton) e dunque contribuendo alla riduzione della trasparenza delle acque.
Tra le specie ittiche di maggior interesse naturalistico vi è il luccio italico (*Esox cisalpinus*), la cui popolazione è oggetto di attività di supporto mediante riproduzione artificiale.
Con il progressivo peggioramento delle acque determinato dall'eutrofizzazione o da un ulteriore riscaldamento a seguito del cambiamento climatico, la comunità ittica non potrà che risentirne negativamente. E' del tutto plausibile un ulteriore incremento delle specie ittiche onnivore e zooplanctivore, euriterme e tolleranti, quali scardola, carassio, carpa e persico sole, ed una diminuzione della taglia media di specie ittiche come il pesce persico. L'effetto dei cambiamenti della struttura e abbondanze della fauna ittica tenderà a riflettersi negativamente sul funzionamento ecosistemico.
Per una descrizione più dettagliata della struttura della comunità ittica si rimanda al paragrafo 7.2.3.

6.1.2. Macrofite

Il lago è caratterizzato, soprattutto nella zona sud, dalla presenza di estesi lamineti a prevalenza di castagna d'acqua (*Trapa natans*),a volte intervallati da ninfea e più raramente da nannufero, che in alcuni punti si sviluppano dalla linea di costa verso il centro del lago per oltre 200 metri, grazie a fondali limosi e poco profondi, nonché alla presenza di acque ferme ricche di nutrienti che rappresentano condizioni ideali per il loro sviluppo. Tali formazioni sono di assoluto valore naturalistico in quanto costituiscono un habitat di elezione per il sostentamento trofico di molte specie di ittiofauna) e di uccelli (non è raro scorgere specie quali tarabuso, tarabusino e numerosi altri rallidi, sostare sul lamineto). La presenza nell'area di numerose specie ornitiche di interesse conservazionistico ha permesso l'inserimento del lago nella rete ecologica europea Natura 2000 come Zona di Protezione Speciale (ZPS) "Lago di Varese". La castagna d'acqua è presente in quasi tutte le regioni dell'Italia centro-settentrionale anche se rara e in regresso, non a caso infatti figura nell'elenco delle specie protette di flora autoctona della Regione Lombardia (L.R. 10/2008). Sul lago di Varese, invece, si sviluppa in maniera abbondantecon conseguenti disagi alla navigazione poiché ostacola l'accesso a darsene, approdi, porti, e aree di interesse pubblico. La Provincia a tal proposito ogni anno attiva un servizio di sfalcio con asportazione della castagna nelle succitate aree di fruizione antropica.

Da segnalare inoltre la presenza di specie esotiche infestanti quali il fior di loto (*Nelumbo nucifera*), inserita nella lista nera delle specie da contenere/eradicare della L.R. 10/2008, e la porracchia (*Ludwigia hexapetala*), inserita nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale previsto dal Regolamento di Esecuzione (UE) 2016/1141. La prima forma estesi popolamenti sulle fasce spondali in comune di Biandronno (zona dell'Isolino Virginia) e in comune di Varese (loc. Calcinate del Pesce), la seconda, caratterizzata da un comportamento anfibio, si sviluppa sull'interfaccia terra/acqua, interessando tutte le sponde lacustri del lago con particolare riferimento alla parte sud. Si tratta in entrambi i casi di popolamenti monospecifici con tendenza in espansione lungo i margini costieri.
Le specie esotiche infestanti come il fior di loto e la porracchia costituiscono una minaccia per la biodiversità a scala locale e d'area vasta a causa delle loro caratteristiche di elevata invasività e resistenza che le portano a prevalere sulle specie autoctone. Da evidenziare che la loro presenza non è direttamente legata allo stato di eutrofizzazione delle acque ma alla diffusione impropria di specie coltivate per uso ornamentale. La Provincia, come per la castagna d'acqua nelle zone di fruizione antropica, annualmente attiva un servizio di sfalcio con asportazione del fior di loto per evitare l'espansione lungo le coste delle formazioni esistenti.Per quanto riguarda invece la porracchia sono stati eseguiti numerosi studi/sperimentazioni finalizzati all'individuazione delle tecniche migliori per il contenimento/eradicazione della specie in particolare nell'ambito del progetto LIFE TIB (2011 - 2015). Per il caso del lago di Varese, grazie anche agli interventi di contenimento descritti, non sono attualmente provati effetti negativi sulla biodiversità legati alla presenza di queste specie.

Piano di gestione e sfalcio delle macrofite della Zona di Protezione Speciale (ZPS) "Lago di Varese"

Nel corso del 2018 è stato elaborato dalla Provincia di Varese un documento con lo scopo di individuare una strategia per la gestione e lo sfalcio delle macrofite presenti nel Lago di Varese, da attuare mediante un progetto di rimozione. L'area di intervento rientra nei confini della ZPS IT2010501 "Lago di Varese", area protetta che interessa tutto lo specchio d'acqua e una fascia compresa tra 0 e 600 m circa dalla linea di costa.
Le principali macrofite acquatiche presenti nel Lago di Varese sono: *Ceratophyllum demersum*, *Ludwigia hexapetala*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Nelumbo nucifera*, *Nupharlutea*, *Nymphaea alba*, *Trapa natans*.
La Provincia di Varese è la responsabile della gestione della vegetazione macrofitica del lago, che viene attuata cercando di bilanciare le esigenze di conservazione dell'ecosistema della ZPS e delle specie protette (quali *Trapa natans*) e gli interessi economico e sociali della popolazione che frequenta il lago per attività turistico-ricreative. Per questo vengono effettuati interventi mirati, allo scopo di garantire la fruizione dei punti di interesse pubblico (porti, approdi e lidi comunali), preservando gli habitat acquatici nelle altre aree (manutenzione ordinaria). Allo stesso scopo di tutelare la biodiversità naturale vengono inoltre svolte operazioni di controllo e contenimento delle specie invasive *Ludwigia hexapetala* e *Nelumbo nucifera* (gestione naturalistica).
La rimozione totale delle macrofite permetterebbe di ottenere vantaggi nel controllo dell'eutrofizzazione del lago. Tuttavia, anche riducendo gli interventi alle sole specie con migliori capacità di accumulo di nutrienti (*Trapa natans* e *Phragmites australis*), i costi si rivelerebbero troppo ingenti, sia dal punto di vista economico sia, soprattutto, da quello ambientale, andando ad incidere su degli habitat fondamentali per l'ecosistema lacustre. *Trapa natans,* inoltre,è inserita nell'elenco di specie protette in modo rigoroso dal D.g.r. 8/7736, e perciò passabile di taglio solo per permettere il regolare deflusso delle acque di irrigazione e la navigazione pubblica.
Al fine di definire un progetto di rimozione delle macrofite è stato eseguito un monitoraggio *ante operam* comprendente:
un censimento delle specie esotiche invasive unionali, ovvero *Ludwigia hexapetala* e *Impatiens gladulifera,* sul Lago di Varese e sui corpi idrici circostanti (canale Brabbia, fiume Bardello e lago Maggiore in corrispondenza delle fasce spondali dei SIC "Palude Bozza-Monvallina" e "Sabbie D'Oro", inclusi nella ZPS "Canneti del lago Maggiore") secondo le disposizioni del D.Lgs. 230/2017 "*Adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive*";
un'analisi fenologica con cadenza mensile durante la stagione vegetativa (periodo maggio-settembre) in corrispondenza di 3 aree-campione (transetti) georeferenziate distribuite sul lago di Varese.

La disponibilità di nutrienti – in acque e sedimenti – di concerto con l'idrologia, sono i fattori chiave in grado di guidare sviluppo, presenza e soprattutto la qualità (struttura e composizione) delle macrofite acquatiche, aumentate nel Lago di Varese soprattutto per la contemporanea regressione del canneto "in acqua". Il processo di interramento ad opera dei sedimenti ha anch'esso contribuito all'espansione del lamineto, ma soltanto nel golfo tra Cazzago Brabbia e Biandronno, dove si riscontra un profilo sub-pianeggiante del

fondale. Oltre a ciò sono da registrare le espansioni, sia pure localizzate, delle esotiche invasive *Nelumbo nucifera* e *Ludwigia hexapetala*.
Il PTUA di Regione Lombardia, nella sua versione 2017, conferma la classificazione del Lago di Varese come un bacino con carichi interni significativi. Specificatamente, i carichi interni dei sedimenti giocano un ruolo fondamentale nel sostenere nel tempo fenomeni di elevata eutrofia, riducendo l'efficacia dei programmi di recupero che tendono a limitare l'immissione di nuovi nutrienti al bacino, come pure quella degli interventi di sfalcio dei letti di macrofite. Il controllo della crescita vegetale richiede quindi l'attuazione di programmi di contenimento da elaborare sulla base di evidenze sperimentali raccolte *in situ*, tenendo nella giusta considerazione tutti i fattori che sostengono e/o possono promuovere la produttività primaria lacustre. Operare su di uno di questi fattori singolarmente (ad esempio sul controllo delle biomasse) non può rappresentare una strategia pienamente soddisfacente a causa della complessità delle relazioni metaboliche e di competizione esistenti all'interno del bacino.
Quindi, anche in considerazione della normativa vigente che vede *Trapa natans* inserita nelle liste rosse nazionale e regionale e protetta dalla LR 10/2008, *Ludwigia hexapetala* specie invasiva di importanza unionale, nonché inserita nella lista nera di cui alla LR 10/2008, come pure *Nelumbo nucifera*, le priorità di intervento del progetto di rimozione riguarderanno il contenimento di queste ultime due specie, per impedirne l'ulteriore espansione, e, in seconda battuta, il contenimento della castagna d'acqua.
Per quanto riguarda l'elaborazione di una strategia gestionale a lungo termine, sarebbe necessario predisporre un programma ad hoc finalizzato a determinare le dinamiche fenologiche locali delle principali specie di interesse (*N. nucifera, L. hexapetala, T. natans*), in particolare considerandone le capacità metaboliche successive agli interventi di sfalcio (sperimentali). Ciò permetterebbe di stimarne con precisione la capacità assimilatrice stagionale e l'efficacia di rimozione degli inquinanti attraverso l'asportazione della biomassa, superando i limiti associati all'uso di dati di letteratura o basate su azioni *una tantum*. Senza queste informazioni non è possibile elaborare un modello di controllo finalizzato a ridurre l'invasività di queste specie.
In tal senso, al fine di rendere questa sperimentazione economicamente sostenibile e considerando la diffusione della problematica dell'eccessiva crescita macrofitica in quasi tutti i laghi lombardi, si potrebbe procedere con uno studio ad ampia scala, che includesse i laghi a maggior criticità e/o già interessati da studi pregressi (per esempio i laghi di Mantova, l'Iseo, l'Idro ecc.), in modo da massimizzare le risorse e la robustezza dei dati. In tal modo si potrebbe ottenere un programma di gestione a scala regionale, armonizzando questo strumento a quanto già elaborato per la valorizzazione della risorsa idrica e la conservazione delle emergenze naturalistiche ai sensi della Direttiva Habitat.

6.2. Utilizzi antropici

6.2.1. Fruizione generale delle sponde e delle acque e aspetti sanitari

Le acque del lago di Varese sono utilizzate per diverse attività sia sportive che ludico-ricreative: canottaggio, pesca, birdwatching, ecc; ognuna di queste attività porta a evidenti benefici per la salute se effettuate in contesti salubri e sicuri.Le varie scelte gestionali per fornire sicurezza sanitaria in ambienti di acque ricreazionali da parte delle Amministrazioni si basano su attività di monitoraggio e controllo da parte degli Enti Competenti e includono l'emanazione di provvedimenti attuativi per la gestione del territorio, iniziative di informazione e condivisione pubblica.La sicurezza delle acque di balneazione è regolamentata dalla Direttiva europea 2006/7/CE del 15 febbraio 2006, che è stata recepita nel nostro Paese con il D.Lgs. 30 maggio 2008, n. 116 e successivamente attuata con il D.M. Salute del 30 marzo 2010 e da questa ne discende il provvedimento di divieto di balneazione per tutto il lago di Varese. In accordo ai principi della Direttiva Comunitaria, la normativa nazionale di riferimento prevede un iter sistematico per la classificazione delle acque di balneazione.
Per ogni area di balneazione vengono preliminarmente valutati i fattori di rischio presenti nell'ambiente circostante, che concorrono a definire uno specifico profilo delle acque.In particolare si evidenziano le principali fonti di contaminazione naturale o antropica e la loro possibile relazione con la qualità delle acque. Inoltre viene valutata la presenza di altri fattori di rischio di interesse sanitario, presenti nell'ambiente acquatico, al fine di prevenire esposizioni pericolose per bagnanti e frequentatori. Per il lago di Varese viene considerato l'inquinamento da reflui urbani per i periodi di grandi piogge e inquinamento algale. Per il lago di Varese sono stati individuati come punti di monitoraggio: Schiranna - Varese, Lido di Gavirate e Pontile Isolino Virginia – Biandronno (Figura 7).

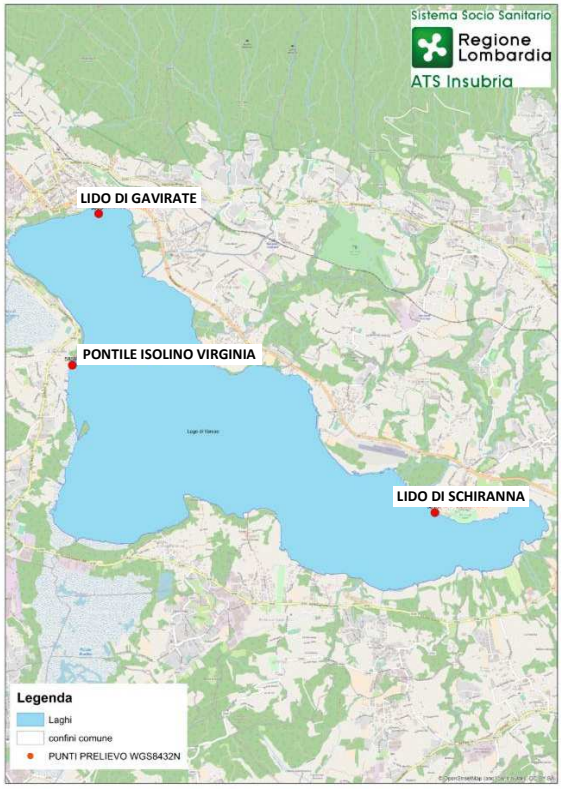
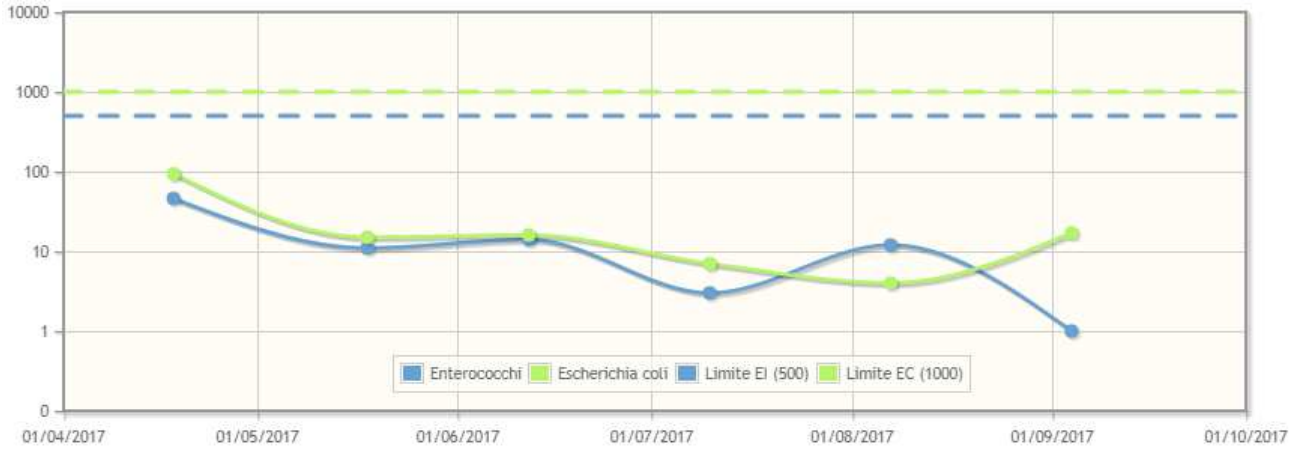


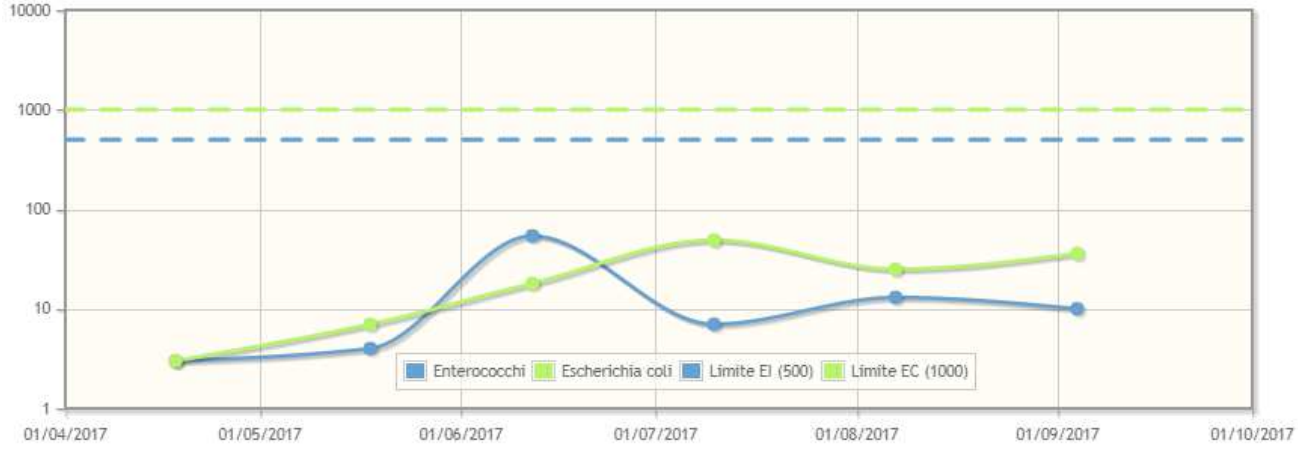
Figura 7 - Localizzazione punti di monitoraggio sul lago di Varese

Vengono pertanto eseguite attività di monitoraggio analitico con campionamenti eseguiti da aprile a settembre secondo un calendario prestabilito per la ricerca di Enterococchi intestinali ed *Escherichia coli* quali indicatori di inquinamento microbiologico di origine fognario.
L'andamento dei valori è molto incostante, e riproducibile nel corso degli anni; dall'applicazione della Direttiva Europea ad oggi, non ci sono stati superamenti dei limiti di legge riferibili ad un pericolo per la salute pubblica da inquinamento microbiologico. Di seguito si riportano i dati dell'ultima stagione balneare (Figura 8):

VARESE SCHIRANNA



GAVIRATE LIDO



BIANDRONNO PONTILE PER ISOLINO VIRGINIA

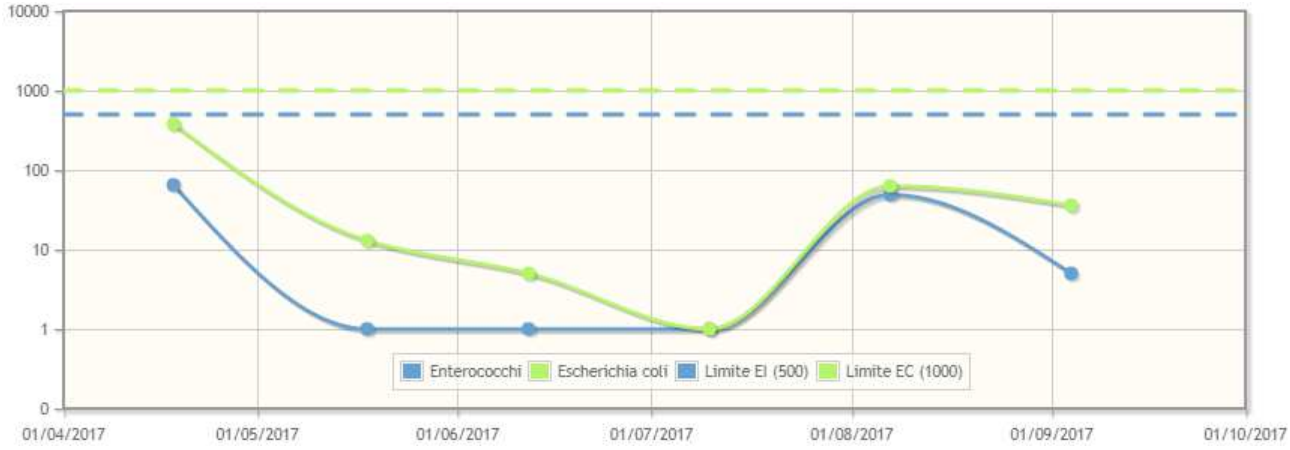


Figura 8 - Andamento delle concentrazioni di Enterococchi intestinali ed Escherichia coli nei 3 punti di monitoraggio.
Le analisi sono espresse in cfu/100 ml o equivalente e rappresentate su scala logaritmica.
Le linee tratteggiate rappresentano i valori limite dei parametri microbiologici. Il superamento di tali limiti determina il divieto di balneazione.

L'utilizzo delle risorse acquatiche per scopi ricreativi o potabili può essere fortemente compromesso dalla presenza e sviluppo di cianobatteri tossici ed è proprio il rischio da inquinamento algale che ha portato negli ultimi anni all'interdizione della balneazione per il lago di Varese. I cianobatterisono microorganismi fotosintetici ossigenici presenti in gran parte degli habitat acquatici e terrestri. Si tratta di un gruppo di microrganismi che in corpi idrici superficiali eutrofici possono raggiungere densità molto elevate che si manifestano anche con la formazione superficiale fioriture algali che limitano la trasparenza delle acque e spesso ne determinano una colorazione con tinte di giallo, verde e rosso. In corrispondenza delle fioriture algali a seconda dell'intensità delle stesse e delle specie coinvolte, la colorazione dell'acqua si accentua, con la possibile formazione di schiume e/o mucillaggini superficiali, e di cattivi odori.
La definizione e la valutazione quantitativa del rischio dipendono dall'autoecologia delle specie cianobatteriche dominanti, dalla presenza di ceppi tossici, dalla tipologia di tossine prodotte, e dalla destinazione d'uso delle risorse acquatiche. Molte specie di cianobatteri sono in grado di produrre una varietà di tossine e dare luogo a effetti sanitari di rilievo. Quindi vengono effettuate sia analisi delle tossine che la conta quali-quantitativa delle specie di cianobatteri. I più frequenti nelle zone monitorate del lago di Varese sono *Microcystis sp., Lyngbya sp., Woronichinia naegeliana, Dolichospermum sp*. Superamenti del valore di allerta per la conta algale si evidenziano in vari momenti dell'anno, mentre superamenti dei valori limite per le tossine si sono avuti solo nei periodi di grossa fioritura rossa di *Planktothrix rubescens* tra novembre e dicembre 2011.

6.2.2. Pesca

Le considerazioni fondamentali sulla pesca sul lago di Varese vertono tutte sul tema del significato della pesca oggi e soprattutto nel prossimo futuro.
Per meglio mettere a fuoco ciò occorre però volgere uno sguardo alla storia della Cooperativa dei pescatori, indissolubilmente legata all'evoluzione del lago negli ultimi cento anni.

La Cooperativa dei pescatori del lago di Varese ha infatti acquistato il diritto di pesca dal conte Ponti nel 1922. Da allora gestisce in toto la pesca professionale, quella sportiva (direttamente, se effettuata da natante e, in concessione alla FIPSAS, se esercitata da riva) e le attività di tutela delle specie ittiche.
I registri di pesca, dalla costituzione della Cooperativa nel 1922 fino agli anni '80 (usati in tribunale a dimostrazione dei danni prodotti dagli scarichi pubblici e dalle aziende produttive a partire dagli anni '60-'70), offrono una visione a posteriore dello straordinario equilibrio che si era instaurato fra l'ambiente e le attività antropiche di prelievo del pesce.
Per oltre 50 anni infatti i pescatori di professione prelevarono con costanza anno dopo anno identici quantitativi suddivisi fra le specie allora dominanti.

Un dato fra tutti, a dimostrazione dell'equilibrio raggiunto e delle potenzialità insite nel lago, può essere quello del pescato del pesce persico, vero gioiello del lago di Varese: l'avvento della Cooperativa e della pesca professionale portò nei primi anni '20 ad un aumento significativo del pescato (per motivi legati alle tecniche di pesca) e lo mantenne costante fino agli anni 80 su quantitativi annuali di circa 400 quintali. Dati straordinari oggi che da soli basterebbero a dar significato ad un rilancio delle attività di pesca: il controvalore potenziale attualizzato infatti può esser tranquillamente stimato sul mezzo milione di euro all'anno.

Il lago di Varese per la sua natura eutrofica è sempre stato fra i più pescosi d'Italia e offre ora come un secolo fa nutrimento per circa 100-150 quintali di pesce a km^2 per un totale di oltre 1.500 quintali di pesce disponibile. La differenza sull'economicità delle attività di pesca è quindi data dal cambiamento degli equilibri fra le specie ittiche derivati da molteplici fattori legati direttamente al cambiamento delle condizioni di eutrofia avvenuto a partire dagli anni 60-70 e, probabilmente più recentemente, ai cambiamenti climatici e alla introduzione di specie alloctone.

L'immissione diretta di enormi quantitativi di scarichi urbani (che prima percolavano al lago attraverso I falda, le rogge e, direttamente, attraverso gli scarichi delle abitazioni) unita all'aumento demografico, al cambiamento degli stili di vita, alle mutate esigenze di pulizia domestica e all'uso spesso indiscriminato di detersivi a vari livelli, e le mutate esigenze alimentari, hanno di fatto innescato un processo di cambiamento profondo del lago tutto.E le peggiorate condizioni di qualità delle acque non potevano certo che dar spazio all'affermazione di numerose specie più tollerantie dunque maggiormente adatte a sopravvivere in condizioni di scarsa qualità ambientale, spesso di origine alloctona (immesse senza autorizzazione da singoli con scarsa lungimiranza).
L'arrivo in massa del pesce gatto e l'estinzione dell'alborella, nutrimento principale del pesce persico, verso la fine anni '80 furono i primi segni concreti del cambiamento sulla fauna ittica.

Da allora, come evidenzia il grafico (Figura 9) il lago è in continuo mutamento e l'arrivo di specie come il carassio, il gardon, il siluro, unitamente al gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*) e allo stanziarsi di una nutrita colonia di cormorani[3]nella vicina palude Brabbia, hanno totalmente cambiato la pesca sportiva e professionale.

[3]*Il cormorano è un buon punto di partenza per fare oggi valutazioni sul quantitativo di pesce presente nel lago. Ogni cormorano infatti si nutre con 4-5 etti di pesce al giorno. Considerando che si sono contate oltre 1.000 presenze si arriva già a circa 1.000 quintali di avannotti e piccoli pesci che anno dopo anno il lago rimpiazza. A questi vanno aggiunti il prelievo degli altri uccelli (svassi in primis) che possiamo stimare in un altro centinaio di quintali. Il resto, da valutazioni informali del pescato di questi anni, è dato dai pesci di più grossa taglia (non mangiabili dagli uccelli) divisi secondo le specie.*

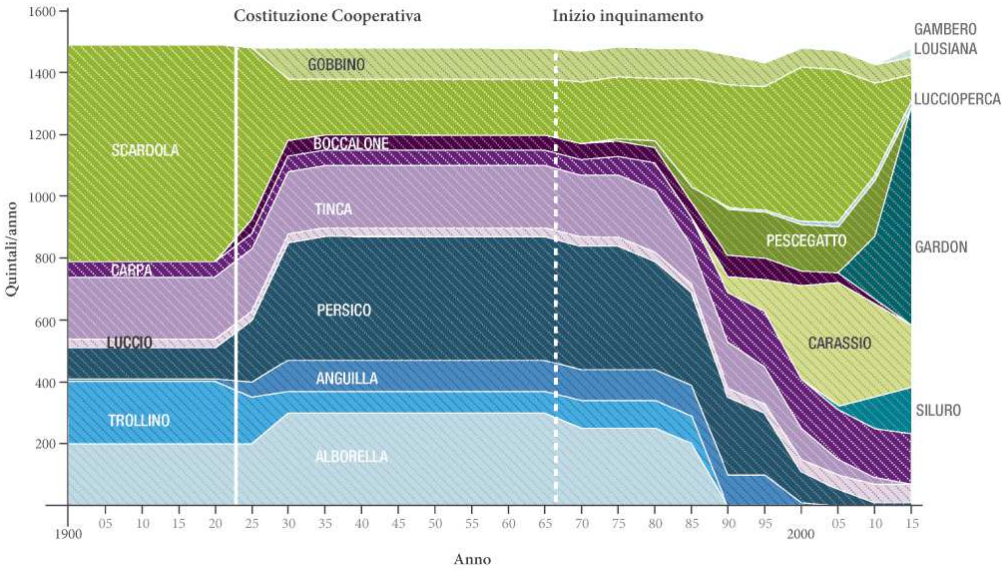


Figura 9 - Evoluzione della quantità annuale di pesce nel lago di Varese nel periodo 1900 - 2015[4]

In questo complesso, in cui il parziale miglioramento della qualità delle acque indotta dal collettamento, si scontra con il cambiamento climatico e la presenza di nuove specie ittiche, si colloca l'azione della Cooperativa Pescatori. Un'azione di sistema che prevede, in parallelo alle attività di pesca, importanti sforzi per la gestione delle comunità ittiche. In tal senso la Cooperativa dei pescatori, seppur con limitate forze, da qualche anno sta agendo su più fronti: ripopolamenti, azioni volte a limitare la colonia dei cormorani, posa di fascine per sostenere la deposizione e la chiusa delle uova del persico, pesca sempre più di selezione per la rimozione di pesci alloctoni. Degna di nota per l'evidente successo è da ricordare l'inedita realizzazione di nursery per gli avannotti: aree protette in cui i piccoli di pesce persico e lucioperca possono trovare rifugio dagli attacchi dei predatori (pesci o uccelli che siano) nei primi mesi di vita.Una valorizzazione delle attività di pesca che risponde alle sempre più attuali esigenze alimentari di un pubblico più attento alle filiere corte di approvvigionamento ed alla qualità del pescato.

Un ulteriore significato delle attività legate alla pesca sul lago è da ricercare infine nelle mutate sensibilità verso l'ambiente: il turismo, la pesca di tipo sportivo e la formazione.Elementi questi ultimi che vedono uno straordinario connubio fra cultura e tramando delle tradizioni, storia del territorio e giovani, sport e tempo libero.In tal senso la Cooperativa sta già promuovendo attività con le associazioni di pesca sportiva al fine di incentivare i giovani e sta ammodernando le proprie imbarcazioni per dotarsi di nuove leve. Elemento questo di sicura centralità per dar vita al passaggio generazionale ma non solo: la presenza di un maggior numero di utenti, pescatori professionisti, sportivi e turisti sul lago può garantire una maggior sicurezza per chi frequenta le acque del lago e porre un reale freno alle azioni di bracconaggio che tuttora imperversano.

[4]Per il nome scientifico fare riferimento alla Tabella 6, per gobbino vedi persico sole, per trollino vedi triotto, per boccalone vedi persico trota.

6.2.3. Navigazione

Disciplina della navigazione laghi minori

La Regione Lombardia con O.P.G.R. 03/07/1997 n. 58600 (integrata con Ordinanza n.1 del 07/08/2009) ha disciplinato, in via generale, la sicurezza della navigazione.

Inoltre, con Regolamento Regionale n. 9 del 26/09/2002 "Regolamento dellasegnaletica e delle vie di navigazione interna" viene regolata in maniera compiuta lanavigazione nelle acque interne navigabili.

Infine, con Regolamento Regionale n. 3 del 29/04/2015 "Circolazione nautica suiNavigli lombardi e sulle idrovie collegate" viene disciplinata la circolazione nauticasui Navigli lombardi e sulle idrovie collegate.

A queste normative occorre attenersi, in combinato disposto con la normativa nazionalevigente, nella navigazione sulle acque del territorio provinciale di Varese.

I laghi Maggiore e Ceresio sono inoltre soggetti alla regolamentazione derivantedall'attuazione degli accordi Italo Svizzeri; sul Lago Maggiore le competenze sonocondivise anche con la Regione Piemonte e le province di Novara e Verbano CusioOssola.

In particolare, sono in vigore la Convenzione ed il Regolamento Internazionale per ladisciplina della navigazione sul Lago Maggiore e sul Lago di Lugano: tra le altre cosesi ritiene utile evidenziare che i natanti di lunghezza superiore a m. 2,50 devono esseremuniti di documenti di bordo e contrassegni.

Con D.G.R. n. 9375 del 25/07/1974 è stata sospesa a tempo indeterminato lanavigazione di tutte le imbarcazioni a motore sulle acque del Lago di Comabbio.

Con D.G.R. n. 2908 del 23/01/1973 è stata sospesa, a tempo indeterminato, lanavigazione di tutte le imbarcazioni a motore sulle acque del Lago di Monate.

In deroga ai divieti sui laghi di Comabbio e Monate, alcune società sportive sonoautorizzate all'uso di natanti a motore per l'assistenza degli equipaggi durante gliallenamenti e le regate.

Inoltre, il Piano Ittico Provinciale approvato con D.C.P. P.V. n. 19 del 4.5.2009, al cap.11 individua i tratti di acque dove inibire o limitare la navigazione a motore.

I Comuni rivieraschi hanno emanato delle specifiche ordinanze rispetto alla normativavigente che vanno a diminuire o ad aumentare le potenze massime concesse senzatenere conto della tipologia di navigazione (motore a scoppio o elettrico) superandoanche i limiti imposti da normativa Regionale e Piano Ittico Provinciale. La disciplinadella navigazione risulta quindi confusa e comuni limitrofi si trovano ad averelimitazioni spesso contraddittorie, come riportato nella tabella sottostante, senza tenerconto inoltre delle direttive in merito a zone a protezione speciale ed interessecomunitario.

Di seguito si riportano le limitazioni comunali presenti in ogni ordinanza che sono statecomunicate anche alla Provincia di Varese:

LAGO DI VARESE

Limiti potenza motori lago di Varese

- Comune di Azzate **6 Hp** (5,9 CV)
- Comune di Bardello **7,5 KW** (10 CV)
- Comune di Biandronno **7,5 KW** (10 CV)
- Comune di Bodio Lomnago **7,5 KW** (10 CV)
- Comune di Buguggiate **6 Hp** (5,9 CV)
- Comune di Cazzago Brabbia **7,5 KW** (10 CV)
- Comune di Galliate Lombardo **25 CV**
- Comune di Gavirate **7,5 KW** (10 CV)
- Comune di Varese **7,5 KW** (10 CV)

DOCUMENTI PRESCRITTI

- ASSICURAZIONE
- CERTIFICATO D'USO DEL MOTORE,

DOTAZIONI DI SICUREZZA

- cinture di salvataggio (una per ogni persona a bordo);
- salvagente anulare con cima di 30 m galleggiante;
- pompa o altro mezzo di esaurimento per vuotare lo scafo dall'acqua

entro 300 metri dalla riva non sono previste le citate dotazioni;

- un estintore per i natanti equipaggiati con motore a scoppio

Luci

Luce bianca visibile a 360° (per navigazione notturna)

Velocità da mantenere

Da 0 a 50 m dalla riva:
La navigazione è vietata ai natanti con motore non elettrico.
I natanti equipaggiati con motore elettrico di potenza massima di 3 hp possono navig
paralleli rispetto alla riva, alla velocità massima consentita di 5 nodi.
Da 50 a 100 m dalla riva:
la velocità massima consentita è di 10 nodi
Oltre i 100 m dalla riva:
la velocità massima consentita è di 15 nodi.

Normativa vigente e aggiornamento

Tutti i laghi del territorio provinciale è tutt'ora in vigore l'O.P.G.R. n. 58600 del03/07/1997 e successiva integrazione prevista dall'Ordinanza n°1 del 07/08/2009 diRegione Lombardia, che disciplina, in via generale, la sicurezza della navigazione estabilisce che su tutti i laghi minori della regione possono navigare natanti muniti dimotore elettrico con potenza non superiore a 3 HP (2,208 Kw), e che la velocitàmassima ammessa dalla riva fino a 50 metri è di 5 nodi; per i motori a scoppio è inveceposto il divieto alla navigazione dalla riva fino a 50 m, ad esclusione della partenza edell'approdo purché la manovra sia effettuata perpendicolarmente dalla costa; lapotenza massima consentita è fissata a 25,024 HP (18,4 Kw) e vengono individuate trefasce dalla riva (da 0 a 50 m, da 50 a 100 m, e oltre i 100 m) dove le velocità sonorispettivamente di 5, 10 e 15 nodi.

In tutta l'area del Lago di Varese vengono recepite e applicate le regolamentazioniriguardo la navigazione a motore previste dall'OPGR n. 58600 del 3 luglio 1997, conle seguenti norme più restrittive, previste dal piano ittico della provincia di Varese:

- conformemente con quanto previsto dal Piano di gestione della Zona diProtezione Speciale "Lago di Varese" e del Sito di Importanza Comunitaria"Alnete del Lago di

Varese" adottato da questa Provincia, in tutto lo specchiolacustre è fatto divieto di circolazione per barche a motore non elettrico conpotenza superiore a 5 kW, con la sola eccezione dei natanti adibiti al trasportodi persone nella tratta compresa tra l'imbarcadero di Biandronno e l'IsolaVirginia nonché di quelli adibiti al soccorso, alla vigilanza ed ai previstiinterventi gestionali di sfalcio delle macrofite acquatiche, ai quali si applica lanormativa contenuta nella sopra citata OPGR;

- è fatto divieto di esercitare l'attività di sci nautico e la navigazione di motod'acqua e mezzi similari.

Sono in genere escluse dal divieto le unità munite di motore elettrico, quelle in serviziopubblico, d'emergenza, vigilanza, soccorso, quelle utilizzate in occasione dimanifestazioni autorizzate, le unità adibite a servizio pubblico non di linea e ditrasporto merci, le unità utilizzate per la pesca professionale e quelle impiegate dallescuole nautiche.

L'utilizzo del ciambellone o belly-boat consente al pescatore di svolgere l'attivitàalieutica raggiungendo aree precluse al pescatore da riva; pertanto, a prescindere dallaclassificazione del mezzo stesso, si ritiene che tale pesca sia analoga alla pesca da barcae come tale da considerarsi vietata ovunque lo sia la pesca da barca stessa nonché dasottoporre a specifica autorizzazione negli ambiti in cui quest'ultima deve essereespressamente autorizzata dal proprietario del diritto esclusivo di pesca (ad esempiolaghi di Varese, Comabbio e Monate).

Sono fatte salve specifiche manifestazioni singolarmente autorizzate dalla Provincia.

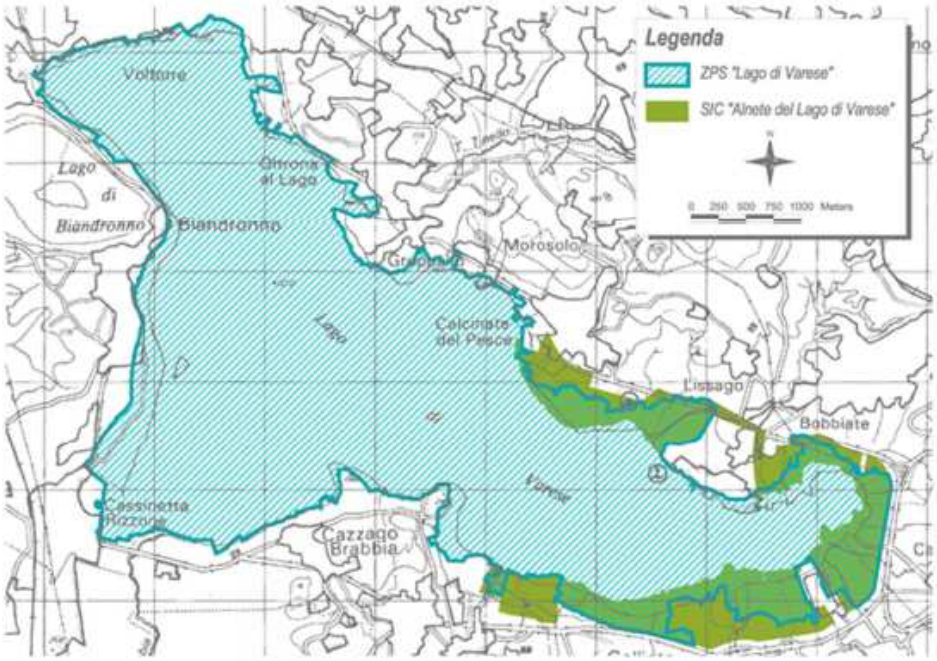


Figura 10: Carta della ZPS "Lago di Varese" e del SIC "Alnete del Lago di Varese

6.2.4. Zero idrometrico e regolazione dei livelli

Negli anni '20 l'Ufficio Idrografico del Po posizionava un'asta idrometrica per la misura dei livelli sul Lago di Varese, in località Darsena Maggioni nel Comune di Gavirate, individuando lo zero idrometrico a quota 238,20 m s.l.m..

Quest'asta rivestiva particolare importanza in quanto, oltre a misurare le altezze idrometriche per studi idrologici, veniva utilizzata sia come riferimento sia per la regolazione del Lago di Varese, attraverso lo sbarramento sul Fiume Bardello, sia per la delimitazione del demanio idrico.
L'Ufficio Idrografico ha eseguito, dal 1936 e fino al trasferimento delle funzioni in ARPA, misure giornaliere dei livelli del lago sull'asta ubicata presso la Darsena Maggioni.Le misure sono iniziate in concomitanza della regolazione del lago presso la diga sul Fiume Bardello.
Considerato che la variazione dei livelli idrometrici nel tempo corrisponde anche a variazioni della superficie e del volume del corpo idrico, affinché questi abbiano un senso idrologico, l'asta di riferimento deve risultare stabile e non deve subire spostamenti verticali, e se questi avvengono devono essere noti.
Per quanto riguarda il Lago di Varese si è avuto modo di verificare che l'asta di riferimento ha subito nel tempo delle modificazioni verticali non controllate e che queste hanno generato, oltre ad una anomalia nella misura dei livelli idrometrici, incertezze sui livelli di regolazione del lago.
A decorrere dal 1.01.2004 ARPA Lombardia ha assunto le competenze e le funzioni dell'ex Ufficio Idrografico. Tra le funzioni trasferite sono comprese anche quelle relative alla misura dei livelli idrometrici dei corpi idrici superficiali. A decorrere della data sopra citata sono stati trasferiti ad ARPA anche i beni immobili, le attrezzature e le strumentazioni dell'ex Ufficio Idrografico tra cui l'asta idrometrica ubicata in prossimità della Darsena Maggioni in Comune di Gavirate. Pertanto, le problematiche legate alle misure dei livelli idrometrici e alla determinazione dello zero idrometrico del Lago di Varese sono passate di competenza ad ARPA.
Le risultanze delle attività di uno studio, svolto tra il 2005 e il 2007 da ARPA per la comprensione delle variazioni nel tempo della quota dello zero idrometrico del Lago di Varese, hanno consentito di stabilire che è in atto, almeno dagli anni '30, un abbassamento differenziale del suolo che ha interessato la fascia perilacuale del Lago ed è riconducibile ad un fenomeno di subsidenza dovuta sia a cause naturali che antropiche. In particolare, le livellazioni topografiche di alta precisione effettuate sull'asta della Darsena Maggioni hanno evidenziato un abbassamento puntuale complessivo di circa 67 cm (periodo 1938-2006).
Questo abbassamento è stato misurato nei suoi valori assoluti tramite livellazioni topografiche in corrispondenza dell'asta idrometrica in località Darsena Maggioni nel Comune di Gavirate ed è stato definito nella sua estensione spaziale dai dati radar satellitari. (riferimento Relazione Tecnica Arpa Lombardia, 2006)
Appurato che il fenomeno della subsidenza nell'area del Lago di Varese è ancora in atto e che le cause che la generano sono ancora attive, e che questo fenomeno potrà creare in futuro problemi sulla gestione dell'equilibrio idraulico del Lago di Varese, occorre assicurare il controllo del fenomeno nel territorio attraverso una rete di monitoraggio topografico.
Alcuni capisaldi I.G.M. ubicati in corrispondenza delle aste idrometriche posizionate dalla Provincia di Varese in occasione della livellazione del 2005 nelle località di Cazzago Brabbia, Schiranna, Diga del Bardello e Darsena Maggioni, materializzati con delle borchie metalliche, sono stati quotati con criteri di alta precisione ed allacciati alla rete di livellazione fondamentale.

Questi, pertanto, possono costituire i primi punti di misura di una rete destinata al monitoraggio della subsidenza intorno al lago di Varese.

Variazioni volumetriche del Lago di Varese

Nello studio Arpa del 2006 si è avuto modo di verificare che anche il volume delle acque del Lago è variato nel tempo.

Il confronto è stato eseguito tra le uniche due batimetrie presenti all'epoca dello studio, quella del De Agostini del 1914 e quella Centro Geofisico del 1979.

Di entrambe è stato costruito il DEM del Lago di Varese ricavato dalla loro digitalizzazione e sono stati calcolati i parametri morfometrici principali.

Confrontando i volumi del 1914 e del 1979 riferiti entrambi alla quota di 238,00 si è potuto valutare una riduzione del volume del lago di circa 14 milioni di metri cubi che equivalgano a circa il 10% del volume dell'intero lago.

Tale variazione è riconducibile alla sedimentazione del materiale detritico trasportato dai corsi d'acqua nel bacino lacustre in corrispondenza dei delta lacustri e dall'aumento dei fanghi organici sul fondo.

Al fine di effettuare ulteriori verifiche volumetriche del lago occorrerà eseguire una nuova batimetria del lago. Ne esiste una del 2006 fatta eseguire dalla provincia di Varese.

Queste verifiche consentiranno di valutare la disponibilità volumetrica dell'invaso.Dato utile per stabilire nel futuro l'equilibrio idraulico del lago.

Misure del livello idrometrico del lago

Alla luce delle considerazioni emerse dallo studio di Arpa, relativamente all'entità del fenomeno della subsidenza che ha interessato l'asta idrometrica utilizzata per la misura dei livelli del lago (Darsena Maggioni), ARPA ha dichiarato tale asta non più idonea alla misura del livello idrometrico del Lago di Varese e alla regolazione del Lago di Varese, in quanto sono venuti a mancare i requisiti di stabilità nel tempo.

Al fine di adempiere ai propri compiti istituzionali derivati dal trasferimento di competenze dell'ex Ufficio Idrografico, ARPA ha posizionato in luogo stabile una nuova asta in località Biandronno e dichiarato lo zero idrometrico di questa nuova asta, posto a 238.20 m s.l.m. rispetto al mareografo IGM storico, come il riferimento ufficiale per la misura del livello del Lago di Varese e lo ha posto in continuità con le misure dei livelli iniziate nel 1936. A questo riguardo i dati storici dei livelli del lago di Varese, a partire dal 1936 ad oggi, sono stati rielaborati e riallineati al nuovo zero idrometrico.

Contestualmente Arpa ha realizzato un nuovo caposaldo altimetrico di appoggio in località lungolago nel Comune di Biandronno per la verifica della quota dello zero idrometrico. Quota assoluta: 239.5083 m s.l.m. rispetto al mareografo IGM storico.

Regole di gestione del Lago di Varese

La Concessione "*di costruire una diga all'incile del Fiume Bardello per la regolazione del Lago di Varese*" venne rilasciata al Consorzio degli Utenti Fiume Bardello con Decreto del Ministero dei Lavori Pubblici 06/09/1927 n. 2467, nel rispetto delle condizioni contenute nel Disciplinare n. 714 sottoscritto il 23/12/1923 e modificato il 14/07/1924 (Corpo Reale del Genio Civile, Ufficio di Como). La durata di detta Concessione era di 30 anni, con scadenza il 25/06/1953.

La Concessione originaria è stata rinnovata con D.M. LL.PP. 03/06/1971 n. 10873 (Disciplinare 18/02/1971 n. 5658) fino al 24/06/1983 ed ha inoltre usufruito di ulteriori proroghe (ai sensi della L. 08/01/1952 n. 42, della L. 02/02/1968, n. 53 e della L. 24/05/1978, n. 228) fino al 24/06/1988. Il Consorzio degli Utenti Fiume Bardello ha presentato istanza di rinnovo nei termini di legge in data 08/03/1988.

Nel provvedimento di Concessione alla regolazione del livello delle acque del Lago di Varese è stata associata anche la derivazione di acque pubbliche ad uso forza motrice, per una portata media di 183 l/s, un salto utile complessivo di 38 m ed una potenza nominale di 93 HP (68,45 kW).

Tale prelievo si configura, ai sensi dell'art. 6 del R.D. n. 1775 del 11/12/1933, quale "piccola derivazione" di acque pubbliche e, ai sensi dell'art. 43 della L.R. n. 26 del 12/12/2003, spetta dunque alla Provincia il rilascio del relativo provvedimento di rinnovo/diniego della Concessione. Si evidenzia altresì che il Lago di Varese non è un lago di interesse interprovinciale o interregionale per i quali, ai sensi dell'art. 44, comma 1, lettera f) della medesima L.R. n. 26/2003, l'affidamento della concessione di regolazione è competenza di Regione Lombardia.

Il Disciplinare n. 5658 del 18/02/1971 recita quanto segue:

- art.2) "Ritenuta *la superficie media del Lago di Varese in corrispondenza della quota 0,10 all'idrometro Maggioni di Kmq 14,42 e ritenuto che l'opera di regolazione permetta di utilizzare due volte nell'anno medio la riserva idraulica contenuta fra le quote 0,00 e + 0,20 all'idrometro Maggioni, la quantità d'acqua utilizzabile in un anno sarà di complessivi mc 14.420.000 x 2,00 x 0,20 = mc 5.768.000 cui corrisponde il deflusso unitario continuo nell'anno di moduli 1,83*";
- art.4) "*L'utilizzazione a serbatoio regolato del lago di Varese sarà fatta unicamente al di sotto del pelo ordinario ritenuto a m 0,20 sullo zero del nuovo idrometro Maggioni e la diga di sbarramento dovrà essere del tutto aperta quando il pelo d'acqua accennerà ad elevarsi sopra tale livello…. a monte e a valle della diga saranno mantenuti due idrometri, con lo zero alla stessa quota di quello del nuovo idrometro Maggioni in Gavirate*".

Nelle more del rinnovo della Concessione è attualmente vigente l'autorizzazione provvisoria all'esercizio, rilasciata dalla Regione Lombardia con D.D.G. n. 17498 del 25/09/2002 che stabilisce di "*autorizzare le utenze al prosieguo, in pendenza del procedimento istruttorio di concessione in sanatoria, delle relative utilizzazioni secondo le modalità, usi e portate indicate nelle singole schede utenza*".

Alla luce delle vicende riguardanti lo zero idrometrico e delle considerazioni relative al fenomeno della subsidenza che ha interessano l'area della Darsena Maggioni, la nuova asta idrometrica posizionata da ARPA Lombardia a Biandronno, riallineata con quella storica dell'ex Ufficio idrografico con zero posto a 238,20 m s.l.m., rappresenta di fatto l'attuale riferimento idrometrico ai fini della regolazione del lago.

Il "Foglio di condizioni per l'esercizio e la manutenzione" rep n. 69 del 19/02/2003 del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti indica inoltre quale quota minima di regolazione il livello di - 50 cm sotto lo zero idrometrico.
Arpa Lombardia ha spesso evidenziato la complessa dinamicità naturale dell'ecosistema lacustre sia in termini di volumi che di livelli, determinata anche dalle modalità assunte per la regolazione del Lago presso la diga sul Fiume Bardello. Emerge, pertanto, la necessità di rideterminare il nuovo profilo di equilibrio idraulico del lago, tenendo conto, oltre al fenomeno della subsidenza, anche degli equilibri ambientali, urbanistici, climatici e di protezione civile, nonché quelli connessi alla possibile riattivazione dell'impianto di prelievo ipolimnico.

7. CARATTERISTICHE CHIMICHE E BIOLOGICHE DELLE ACQUE LACUSTRI (DAL 1970 A OGGI)

7.1. Caratteristiche chimico-fisiche

Per valutare l'evoluzione delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque del lago sono stati raccolti e analizzati i dati dei monitoraggi istituzionali di ARPA (periodo 2000-2016) e quelli presenti nel database di OLL (periodo 1970-1999).

La concentrazione di clorofilla-a fitoplanctonica misurata nella colonna d'acqua del lago nel periodo produttivo (aprile – settembre) è risultata variabile e compresa tra un mimino di 0.1 µg L^{-1} e un massimo di 82 µg L^{-1} (Figura 11). Il valore mediano più elevato, pari a 27.5 µg L^{-1}, è stato misurato nel periodo 1980-1989, mentre nel periodo successivo la concentrazione mediana è risultata pari a circa 10µg L^{-1}. Permane comunque un'elevata variabilità con valori massimi che superano i 75 µg L^{-1}nel periodo 2005-2008 e i 25 µg L^{-1}nel periodo 2009-2014.

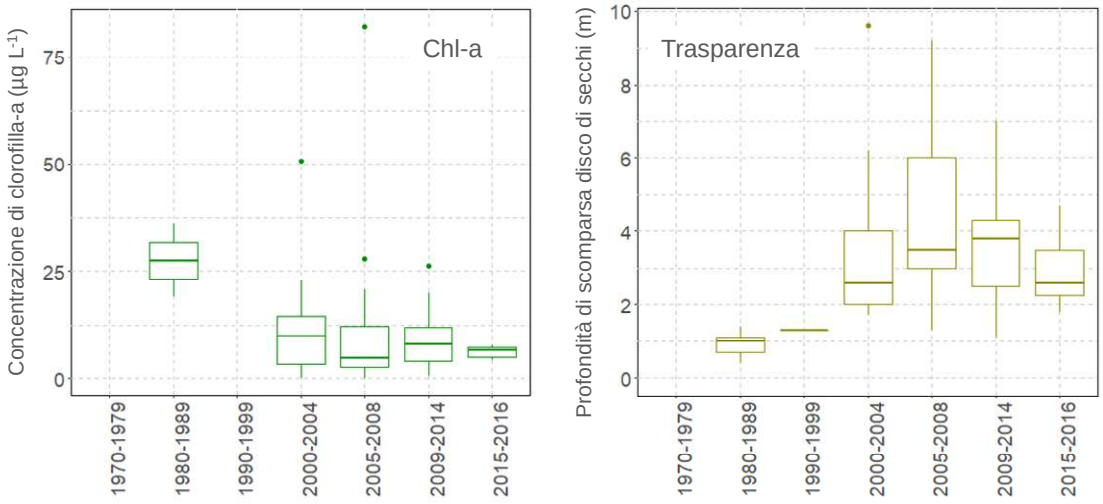


Figura 11 – Variazione temporale della distribuzione delle concentrazioni di clorofilla-a fitoplanctonica (Chl-a, µg L^{-1}) e profondità di scomparsa del disco di Secchi (metri) misurato nella zona rimescolata (0-11 m) nel periodo produttivo (aprile-settembre) nel lago di Varese. Le distribuzioni sono state calcolate a partire dal database di ARPA (periodo 2000-2016) e dai dati contenuti nel database OLL (periodo 1970-1999).

Parallelamente alla riduzione della concentrazione della clorofilla, la trasparenza della colonna d'acqua misurata come profondità di scomparsa del disco di Secchi (Figura 11) aumenta progressivamente dal periodo 1980-1989 (valore mediano 1.0 m) al periodo 2009-2014 (3.8 m). Nel biennio 2015-2016 il valore mediano diminuisce leggermente e si attesta a circa 2.6 m.

L'evoluzione delle concentrazioni di fosforo e azoto misurate durante il periodo di completo rimescolamento (gennaio-marzo) è rappresentata in Figura 12. Per quanto riguarda il PT e il fosforo reattivo solubile (SRP) è evidente una netta riduzione della concentrazione a partire dagli anni '90. Tra il 1970 e il 1990 la concentrazione mediana di PT è risultata compresa tra 324 µg P L^{-1} e 672 µg P L^{-1} mentre l'SRP varia tra 258 µg P L^{-1}e 568 µg P L^{-1}. Successivamente le concentrazioni diminuiscono progressivamente e nel biennio 2015-2016 il valore mediano è risultato pari a 58 µg P L^{-1} per il PT e 48 µg P L^{-1} perl'SRP.

Le concentrazioni di N nitrico ed ammoniacale non seguono lo stesso andamento (Figura 12). Il valore mediano dell'N nitrico è risultato compreso tra 545 µg N L^{-1} rilevato negli anni '70 e 210 µg N L^{-1} del periodo successivo. Le concentrazioni più elevate dello ione

ammonio sono state misurate dal 1970 al 1999 con il valore mediano compreso tra 704 µg N L^{-1} (1970-1979) e 1016 µg N L^{-1} (1980-1989). Nel periodo successivo si osserva una netta diminuzione (40 µg N L^{-1}) seguita da un nuovo incremento fino a 440 µg N L^{-1} (2015-2016).

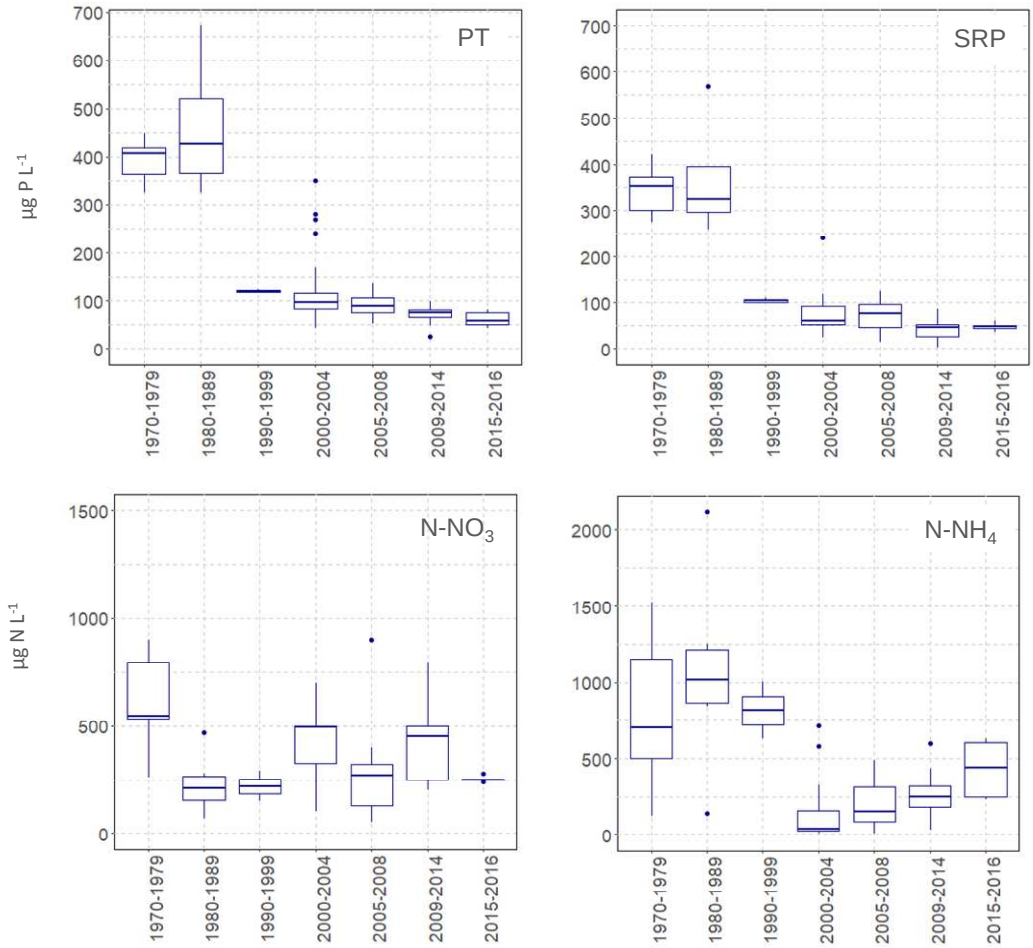


Figura 12 – Variazioni temporali delle distribuzioni delle concentrazioni di fosforo totale (PT, µg L^{-1}), fosforo reattivo disciolto (SRP, µg L^{-1}), azoto nitrico (N-NO_3,µg L^{-1}) e azoto ammoniacale (N-NH_4,µg L^{-1}) misurate nel periodo di rimescolamento invernale (gennaio-marzo) nel lago di Varese. I dati riportati si riferiscono a tutta la colonna d'acqua. Le distribuzioni sono state calcolate a partire dal database di ARPA (periodo 2000-2016) e dai dati contenuti nel database OLL (periodo 1970-1999).

Nella Figura 13 sono riportate le distribuzioni delle concentrazioni di ossigeno disciolto, di fosforo e azoto relative al periodo estivo (aprile-settembre). Nello strato fotico, compreso tra la superficie e 9 metri di profondità, il valore mediano della concentrazione di ossigeno disciolto (espresso come percentuale di saturazione) è compreso tra l'81% e 119% con picchi del 200% misurati negli anni '70. Nello stratoprofondo, compreso tra 10 metri e il fondo, la percentuale di saturazione mediana è sempre inferiore al 25% mentre il 67% dei valori è inferiore al 10%. Gli andamenti di PT e SRP sono molto simili in entrambi gli orizzonti. Nello strato profondo tra gli anni '70 ed '80 si osserva un incremento delle concentrazioni con il valore mediano che passa da 447 µg P L^{-1} a 667 µg P L^{-1}per il PTe da 388 µg P L^{-1}a 570 µg P L^{-1} per l'SRP. Le concentrazioni più basse sono state misurate nel periodo 2009-2014 sia per il PT (92 µg P L^{-1}) che per l'SRP (75 µg P L^{-1}). Nello strato fotico la diminuzione delle concentrazioni del fosforo è già evidente a partire dai primi dati disponibili. In particolare il valore mediano del PT passa da 376 µg P L^{-1}a 118 µg P L^{-1} e scende

ulteriormente dal 2000 quando è compreso tra 8 e 26 µg P L^{-1}. In parallelo l'SRP è di poco superiore al limite di rivelazione e risulta compreso tra 2.5 e 6.5 µg P L^{-1}.
Il valore più elevato di N totale (2675 µg N L^{-1}) è stato rilevato nello strato profondo negli anni '80, mentre nello stesso periodo nella zona fotica si osserva quello più basso (470 µg N L^{-1}). La distribuzione delle concentrazioni di N nitrico non presenta un pattern particolare e il valore mediano oscilla tra 50 e 250 µg N L^{-1} nella zona fotica e tra 100 e 350 µg N L^{-1} nello strato profondo. Le concentrazioni di N ammoniacale sono nettamente più basse nella zona fotica e dal 2000 in poi sono comprese tra 20 e 30 µg N L^{-1} (valore mediano). Nello strato profondo si assiste ad un incremento dagli anni '70 (780 µg N L^{-1}) ai '90 (1470 µg N L^{-1}) mentre nei periodi successivi il valore mediano è compreso tra 250 e 300 µg N L^{-1}.

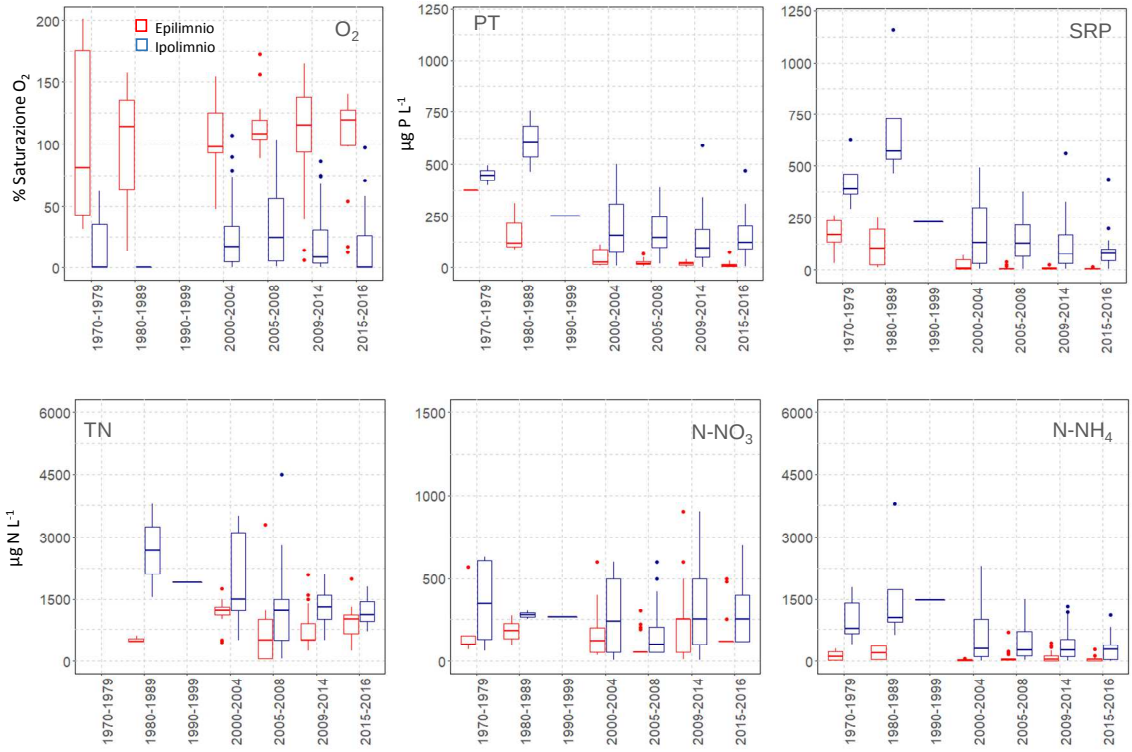


Figura 13 – Variazioni temporali delle distribuzioni della percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto (% saturazione O_2), delle concentrazioni di fosforo totale (PT, µg P L^{-1}), fosforo reattivo disciolto (SRP, µg P L^{-1}), azoto totale (TN, µg N L^{-1}), azoto nitrico (N-NO_3, µg N L^{-1}) e azoto ammoniacale (N-NH_4, µg N L^{-1}) misurate nel periodo estivo (aprile-settembre) nel lago di Varese. I dati riportati si riferiscono all'orizzonte superficiale (Epilimnio, 0-9 metri) e a quello profondo (Ipolimnio, 10 metri - fondo). Le distribuzioni sono state calcolate a partire dal database di ARPA (periodo 2000-2016) e dai dati contenuti nel database OLL (periodo 1970-1999).

7.2. Stato trofico delle acque

La classificazione delle acque in base allo stato trofico è stata effettuata utilizzando i dati di trasparenza della colonna d'acqua, concentrazione estiva di clorofilla-a e concentrazione di fosforo totale durante il periodo invernale. Sono stati applicati sia il sistema dell'OECD (Vollenweider & Kerekes, 1982) che il Trophic Status Index (TSI) di Carlsson (1977). Sulla base di questi indicatori il lago di Varese dal 2000 in poi può essere considerato meso-eutrofico in miglioramento rispetto alla condizione di ipertrofia che caratterizzava questo bacino dal 1970 fino al 2000. La concentrazione mediana di fosforo totale, misurata in anni recenti (2016) sull'intera colonna d'acqua durante il periodo di rimescolamento (Figura 12), rimane tuttavia ancora elevata circa75 µg P L^{-1} se

confrontata con la concentrazione di riferimento relativa a condizioni di pre-eutrofizzazione stimata tra 15 e 22 µg L^{-1} attraverso l'applicazione dell'indice morfo edafico (MEI) (Viaroli et al., 2016) e la ricostruzione con l'analisi paleolimnologica dei sedimenti (Bruel et al., 2018).

7.3. Struttura delle comunità biologiche

7.3.1. Comunità fitoplanctonica

Nel periodo compreso tra il 1970 e il 2000 la componente fitoplanctonica è dominata, in termini di densità, da cianobatteri nel periodo estivo e da diatomee nella stagione invernale (Premazzi et al., 2005). In particolare si sono verificate molte fioriturediMcrocystis spp., *Anabaena* sp p., *Oscillatoria* spp., anche se la frequenza è diminuita nel corso degli anni probabilmente in relazione agli interventi di riqualificazione ambientale attuati fin dagli anni '80 (Premazzi et al., 2005).
Anche tra il 2005 e il 2014 è sempre significativa la presenza di diatomee con le specie *Fragilaria crotonensis, Aulacoseira granulata, Asterionella formosa e Cyclotella* spp.(ARPA, 2018).Le dinoficee spesso hanno un ruolo importante con *Ceratium hirundinella* e *Ceratium furcoides*, ele criptoficee con *Cryptomonas* spp. Nello stesso periodo continuano a verificarsi episodi di fioritura algale che testimoniano l'elevata trofia del lago (vedi Tabella 7). I cianobatteri in generale sono stabilmente presenti e abbondanti nell'arco dell'anno con numerose specie, dicui buona parte potenzialmente tossiche. Tale situazione indica un'alterazione dell'ecosistema e unallontanamento dalla condizione naturale.

7.3.2. Macrofite acquatiche

I risultati più recenti relativi alla composizione della comunità macrofitica derivano dalle indagini condotte nel 2008 nell'ambito del progetto MONECOLA (ARPA, 2018). La comunità macrofitica è caratterizzata da specie in grado di vivere in ambienti eutrofici ricchi di nutrienti. Sono presenti specie a foglie galleggianti (Nymphaea alba, Nuphar luteum, Trapa natans) tra cui Trapa natans risulta la più abbondante, mentre tra le specie sommerse Ceratophyllum demersum e Najas marina sono le più diffuse. La profondità massima di colonizzazione è limitata solo ai primi quattro metri a causa della torbidità delle acque, probabilmente più accentuata nella zona litorale rispetto a quella pelagica. Da segnalare la presenza delle specie esotiche invasive come Nelumbo nucifera e, soprattutto, Ludwigia hexapetala. Entrambe costituiscono un potenziale problema per il mantenimento della biodiversità nel lago a causa della loro invasività e resistenza, caratteristiche che le portano a prevalere sulle specie autoctone (Osservatorio del Lago di Varese, 2017). I valori dell'indice MacroIMMI calcolato sulla base dei dati raccolti restituisce un giudizio scarso.

7.3.3. Ittiofauna

Il censimento più recente sulla fauna ittica del lago di Varese, condotto nel periodo 2013-2014 dalla Direzione Generale Agricoltura di Regione Lombardia, ha evidenziato la presenza di 15 specie ittiche, 5 in meno rispetto al censimento del 2001 (Tabella 5). La

comunità è dominata da specie euriterme e tolleranti tra cui la scardola (*Scardinius hesperidicus*), il gardon (*Rutilus rutilus*), il persico sole (*Lepomis gibbosus*), il persico trota (*Micropterus salmoides*), il pesce persico (*Perca fluviatilis*) e il lucioperca (*Sander lucioperca*). Specie stenoterme di acque fredde quali la trota lacustre (*Salmo trutta*) sono del tutto assenti o se ne contano solo poche e sporadiche presenze alla foce del tributario Tinella. Le specie alloctone, tra cui il siluro (*Silurus glanis*) e il carassio (*Carassius carassius*), costituiscono circa il 50% del numero di individui e della biomassa.

Tabella 5 - Elenco delle specie ittiche rilevate durante le diverse campagne di indagine. I dati relativi agli anni 1896, 1974, 1985 e 2001 sono illustrati in OLL, 2005; quelli del 2013-2014 nel documento redatto da Regione Lombardia, 2015.

Nome comune	Nome scientifico	Origine	1896	1974	1985	2001	2013-2014
Alborella	*Alburnus alburnus alborella*	Autoctona		●	●	●	
Anguilla	*Anguilla anguilla*	Autoctona	●	●	●	●	●
Bottatrice	*Lota lota*	Autoctona	●				
Carassio	*Carassius carassius*	Alloctona				●	●
Carpa	*Cyprinus carpio*	Alloctona				●	
Cavedano	*Leuciscus cephalus*	Autoctona				●	
Cobite	*Cobitis taenia bilineata*	Autoctona				●	●
Coregone lavarello	*Coregonus lavaretus*	Alloctona		●			
Gambusia	*Gambusia holbrooki*	Alloctona					●
Gardon	*Rutilus rutilus*	Alloctona					●
Ghiozzo padano	*Padogobius martensii*	Autoctona				●	●
Lampreda padana	*Lampetra zanadreai*	Autoctona	●				
Luccio	*Esox lucius*	Autoctona	●	●		●	●
Lucioperca	*Sander lucioperca*	Alloctona				●	●
Persico reale	*Perca fluviatilis*	Autoctona	●	●	●	●	●
Persico sole	*Lepomis gibbosus*	Alloctona				●	●
Persico trota	*Micropterus salmoides*	Alloctona		●	●	●	●
Pesce gatto	*Ictalurus melas*	Alloctona				●	●
Scardola	*Scardinius erythrophthalmus*	Autoctona	●	●	●	●	●
Scazzone	*Cottus gobio*	Autoctona	●				
Siluro	*Silurus glanis*	Alloctona				●	●
Tinca	*Tinca tinca*	Autoctona	●	●	●	●	●
Triotto	*Rutilus aula*	Autoctona				●	
Trota fario	*Salmo (trutta) trutta*	Alloctona	●			●	
Trota lacustre	*Salmo trutta sp.*	**?**				●	
Vairone	*Leuciscus soufflia*	Autoctona				●	
		N° specie	**9**	**8**	**6**	**20**	**15**

8. LA CLASSIFICAZIONE DELLE ACQUE DEL LAGO AI SENSI DELLA DIRETTIVA ACQUE

8.1. Quadro Normativo

La normativa sulla tutela delle acque superficiali e sotterranee trova il suo principale riferimento nella Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
Il decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 norme in materia ambientale, con le sue successive modifiche ed integrazioni, recepisce formalmente la Direttiva 2000/60/CE, abrogando il previgente decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. A seguito all'approvazione del D.lgs 152/06, sono stati emanati alcuni decreti attuativi, e in particolare:

- Decreto 16 giugno 2008, n. 131, regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni);
- Decreto 14 aprile 2009, n. 56, regolamento recante criteri per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento;
- D.M. Ambiente 8 novembre 2010, n.260, criteri tecnici per la classificazione – modifica norme tecniche Dlgs 152/06.

Si menziona anche il decreto legislativo 13 ottobre 2015, n. 172, che recepisce la Direttiva 2013/39/UE relativa alle sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque.
La normativa dispone che debbano essere perseguiti i seguenti obiettivi:

- sia mantenuto o raggiunto per i corpi idrici superficiali e sotterranei l'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato di "buono";
- sia mantenuto, ove già esistente, lo stato di qualità ambientale "elevato";

L'obiettivo di qualità ambientale è raggiunto qualora lo stato di un corpo idrico, tanto sotto il profilo ecologico quanto sotto quello chimico, possa essere definito almeno "buono".
Il decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 prevede che la tutela delle acque comunitarie avvenga a scala di bacino idrografico e identifica nel distretto idrografico l'unità territoriale di riferimento ai fini gestionali.
In Italia sono stati individuati 8 distretti idrografici per ciascuno dei quali è necessario redigere un Piano di Gestione che rappresenta lo strumento conoscitivo, normativo e tecnico-operativo mediante il quale sono programmate le misure finalizzate a garantire la corretta utilizzazione delle acque e il perseguimento degliscopi e degli obiettivi ambientali stabiliti dalla Direttiva 2000/60/CE.
A valle del Piano di Gestione del distretto idrografico si inserisce il Piano di Tutela delle Acque (PTA) che è lo strumento di pianificazione redatto dalle singole Regioni, costituito dall'Atto di Indirizzo, approvato dal Consiglio regionale, che contiene gli indirizzi strategici regionali in tema di pianificazione delle risorse idriche e dal Programma di Tutela e Uso delle Acque, approvato dalla Giunta regionale, che costituisce, di fatto, il documento di pianificazione e programmazione delle misure necessarie al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale.
I corpi idrici superficiali sono stati suddivisi in base alle loro caratteristiche in differenti tipologie per ciascuna delle quali sono state definite delle condizioni di riferimento che

rappresentano uno stato corrispondente a condizioni indisturbate o con disturbi antropici molto lievi.
Sono stati quindi individuati i corpi idrici, ossia gli elementi distinti e significativi a cui fare riferimento per riportare e accertare la conformità con gli obiettivi ambientali. I criteri per l'identificazione dei corpi idrici tengono conto principalmente delle differenze dello stato di qualità, delle pressioni esistenti sul territorio e dell'estensione delle aree protette.
Gli elementi biologici utilizzati ai fini della classificazione dello stato ecologico dei laghi sono il fitoplancton, le macrofite, la fauna ittica e i macroinvertebrati bentonici.
Gli elementi biologici utilizzati ai fini della classificazione dello stato ecologico dei fiumi sono le macrofite, le diatomee, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica.
Lo stato ecologico è stabilito in base alla classe più bassa relativa agli elementi biologici, agli elementi fisico-chimici a sostegno e agli elementi chimici a sostegno (inquinanti specifici). Le classi di stato ecologico sono cinque: elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo. In caso di stato elevato, tale giudizio deve essere confermato anche dagli elementi idromorfologici. Se tale conferma risultasse negativa il corpo idrico è declassato allo stato buono. Lo stato chimico è definito rispetto agli standard di qualità per le sostanze o gruppi di sostanze dell'elenco di priorità. Il corpo idrico che soddisfa tutti gli standard di qualità ambientale fissati dalla normativa è classificato in buono stato chimico; in caso contrario, la classificazione evidenzierà il mancato conseguimento dello stato buono. Lo schema generale da seguire per la classificazione dello stato delle acque superficiali è riassunto Figura 14.
Il lago di Varese e il fiume Bardello, in quanto corpi idrici a rischio di non conseguire gli obiettivi ambientali (nello specifico il buono stato ecologico), sono sottoposti ad un monitoraggio di tipo operativo, per cui gli elementi di qualità da indagare sono quelli più sensibili alle specifiche pressioni gravanti sul corpo idrico.

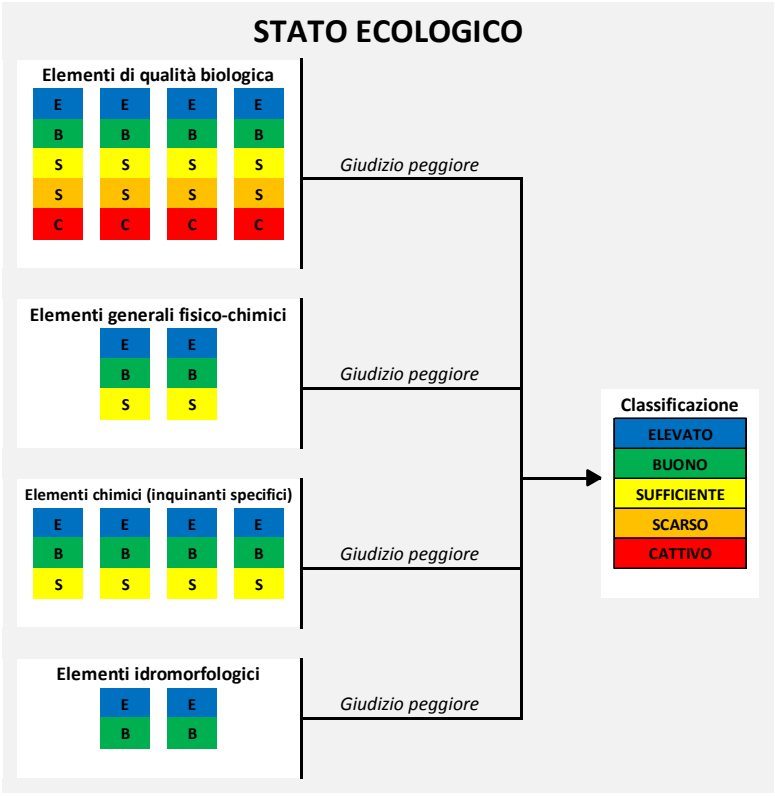


Figura 14 - Schema per la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali.

8.1.1. Programma di Tutela e Uso delle Acque

L'attuale normativa (D.Lgs. 152/2006) dispone che debbano essere perseguiti i seguenti obiettivi:

- sia mantenuto o raggiunto per i corpi idrici superficiali e sotterranei l'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato di "buono";
- sia mantenuto, ove già esistente, lo stato di qualità ambientale "elevato";

L'obiettivo di qualità ambientale è raggiunto qualora lo stato di un corpo idrico, tanto sotto il profilo ecologico quanto sotto quello chimico, possa essere definito almeno "buono";
Come riportato nei paragrafi precedenti, allo stato attuale, il lago di Varese è classificato in buono stato chimico e sufficiente stato ecologico, mentre il fiume Bardello è classificato in non buono stato chimico e sufficiente stato ecologico.
Per tali ragioni, l'obiettivo per il lago, riportato nel Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA 2016, approvato con DGR 31 luglio 2017, n. 6990) è quindi il raggiungimento del buono stato ecologico entro il 2021 ed il mantenimento dell'attuale stato chimico buono. Per il fiume Bardello invece l'obiettivo è il raggiungimento dello stato ecologico e chimico buono al 2021.

Oltre agli obiettivi di qualità ambientale, Regione Lombardia all'interno della propria pianificazione in materia di acque (PTUA), riprendendo quanto già previsto dalle pianificazioni precedenti (PTUA 2006), prevede ulteriori obiettivi di qualità per i corpi idrici lombardi a seconda della loro identificazione come particolari aree protette (ai sensi della Direttiva 2000/60/CE). L'elenco delle aree protette si trova nell'Allegato 9 alla parte terza del D.Lgs. 152/06.
All'interno dell'attuale PTUA, il lago di Varese è identificato come:

- area sensibile ai fenomeni di eutrofizzazione,
- area designata per la protezione degli habitat e delle specie (interessata da siti della rete Natura 2000),
- acqua dolce idonea alla vita dei pesci,
- area designata per la protezione di specie acquatiche significative dal punto di vista economico,
- potenziale area di interesse per la balneazione.

Gli ulteriori obiettivi, previsti dalle NTA del PTUA all'art. 16, sono di seguito riportati:

- Per i corpi idrici individuati come aree sensibili si persegue l'obiettivo di ridurre i carichi di fosforo e azoto apportati dagli scarichi di acque reflue urbane, al fine di evitare il rischio dell'instaurarsi di fenomeni di eutrofizzazione e conseguire il buono stato ecologico dei corpi idrici
- Qualora necessario per il perseguimento degli obiettivi di tutela della biodiversità, possono essere identificati ulteriori obiettivi, sulla base di specifici studi effettuati da Regione o dagli Enti gestori delle aree protette;
- Per le acque dolci idonee alla vita dei pesci, si persegue l'obiettivo di miglioramento della qualità chimico fisica delle acque al fine di mantenere o conseguire il rispetto dei valori limite previsti dal D.Lgs. 152/06 per i corpi idrici designati.

- Per le aree designate per la protezione di specie acquatiche significative dal punto di vista economico, si persegue l'obiettivo del mantenimento degli stock ittici per garantire la sostenibilità delle attività di pesca professionale.
- Per le aree designate come acque di balneazione, si persegue il raggiungimento degli standard microbiologici previsti dal D.Lgs. 116/2008.

Inoltre in relazione alla necessità di tutelare i laghi naturali lombardi e migliorare le condizioni di trofia di questi ambienti, per i corpi idrici lacustri individuati come aree sensibili, il PTUA prevede come obiettivo il raggiungimento di determinate concentrazioni di fosforo totale specifiche per ogni corpo idrico.
La metodologia di valutazione delle concentrazioni obiettivo di fosforo è stata sviluppata nel PTUA del 2006 e prevede sostanzialmente l'individuazione di un obiettivo "ecologico" e un obiettivo "gestionale".
L'obiettivo ecologico è individuato in termini di concentrazione, come lo scostamento massimo ammissibile della concentrazione osservata di fosforo nel lago rispetto alla corrispondente concentrazione di fosforo naturale. L'obiettivo ecologico è stato definito pari ad un valore aumentato del 25% del valore di concentrazione di fosforo naturale nel lago.
A tale obiettivo è affiancato un obiettivo "gestionale", identificato per quei laghi che, a causa delle problematiche legate alla intensa antropizzazione, difficilmente possono raggiungere l'obbiettivo ecologico. Tale obiettivo viene indicato, nel PTUA 2006, per uno specifico elenco di laghi evidenziato da studi pregressi, nonché da elaborazioni effettuate ad hoc.
Per il lago di Varese, a causa delle peculiari caratteristiche legate alla presenza di un elevato carico interno, che assume un ruolo importante nelle dinamiche del lago (relativamente al ruolo che gioca nella possibilità di recupero di condizioni di trofia naturali), nel PTUA del 2006 era stato previsto un obiettivo gestionale di 32 µgP/l[5], pari a un aumento del 50% della concentrazione di fosforo naturale (stimata in 21 µgP/l), anche sulla base dei risultati dell'applicazione dei modelli previsionali "EVOLA", applicati in occasione dello studio finalizzato alla realizzazione degli interventi diretti di prelievo ipolimnico, ipotizzando una riduzione degli apporti esterni di fosforo a circa 10 tP/anno.

L'art. 16 delle attuali NTA del PTUA 2016 prevede una rivalutazione degli obiettivi previsti sulle concentrazioni di fosforo da emanarsi con apposito atto di Giunta.
Ai fini di questa valutazione nel corso del 2017 è stato promosso un accordo di collaborazione tra Regione Lombardia e l'Università degli Studi di Parma finalizzato, tra le altre priorità, a identificare sulla base delle conoscenze limnologiche più recenti, il valore di fosforo naturale delle acque.
È stato quindi condotto uno studio prendendo in considerazione i dati di monitoraggio provenienti da ARPA Lombardia (sessennio 2009-2014), ricalcolando i valori di fosforo totale, utilizzando l'Indice morfoedafico (Morpho Edaphic Index - MEI), così come previsto nella metodologia citata.
Il MEI permette di calcolare le concentrazioni di P che sono presumibilmente dovute ai suoli in assenza di pressioni antropiche e, in qualche misura, possono rappresentare le

[5] Inteso come valore medio nella colonna d'acqua nel periodo di massima circolazione

condizioni di riferimento per la valutazione dei carichi ammissibili. Il metodo si basa sul presupposto di una relazione lineare tra le concentrazioni del fosforo totale e i valori di alcalinità e conducibilità.
Dagli studi recenti emerge come le concentrazioni di fosforo naturali stimate con l'indice MEI risultino di 19 µgP/l basandosi sulla conducibilità (parametro che risulta più stabile) e di 22 µgP/l basandosi sull'alcalinità.

Utilizzando l'equazione sviluppata da Vollenweider[6]e la formula di regressione statistica dell'OECD (1982)[7] per i laghi poco profondi[8], che definiscono la relazione tra carico esterno e concentrazione di fosforo nel lago in funzione delle sue caratteristiche morfologiche, partendo dalla concentrazione naturale stimata con la conducibilità (il cui dato appare più stabile), emerge un carico esterno naturale variabile da 3,1 a 4,5 tPa^{-1}, a seconda dell'equazione utilizzata.
In riferimento alle attuali condizioni trofiche del lago le cui concentrazioni di P nel periodo di massima circolazione invernale si attestano su valori di circa 80 µg P L^{-1}, l'utilizzo delle equazioni previsionali indica un carico esterno variabile da 13 a 23 t P a^{-1}, parzialmente comparabile con le stime effettuate da precedenti studi effettuate con valori parametrici.

Studi condotti nell'ambito del progetto INHABIT volti a definire il livello di riferimento di fosforo hanno dimostrato che le stime basate sul modello MEI sono sistematicamente più elevate di quelle prodotte dal modello REBECCA, basato sui dati provenienti da oltre 500 laghi (Marchetto *et al.*, 2012).

Sul lago di Varese sono stati recentemente condotti studi paleolimnologici che, tramite l'analisi dei pigmenti fotosintetici, in particolare dei carotenoidi e dei frustuli di diatomee presenti nelle carote di sedimento, hanno permesso di ricostruire l'andamento delle concentrazioni di fosforo totale nelle acque del lago e di stimarne il valore naturale (Bruel *et al.*, in stampa). Tramite i carotenoidi si è stabilito che prima del 1860 la concentrazione di fosforo totale si aggirava sui 10-12 µg P L^{-1}, valori paragonabili a quelli attuali del lago Maggiore, per poi aumentare fino a 25 µgP L^{-1} prima della seconda guerra mondiale.

---

[6] L'equazione utilizzata è:

$$[P]_{\lambda} = \frac{[P]_j}{1+\sqrt{\tau_w}} \qquad (5)$$

dove: [P]□□ è la concentrazione media attesa di fosforo totale nel lago (mg/l)
[P]$_i$ è la concentrazione di fosforo totale negli apporti di acqua nel lago (= Lp/qs)
Lp è la apporti annuali di P per unità di superficie (carico specifico, mg/m^2 anno)
qs è la apporti annuali d'acqua per unità di superficie (m/anno)
□$_w$ è il tempo (teorico) di ricambio delle acque (anni)

[7] O.E.C.D. 1982. Eutrophication of water, monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-operation, Paris

[8] La formula utilizzata è:

$$[P]_{\lambda} = 1{,}02 * \left[\frac{[P]_j}{(1+\sqrt{\tau_w})}\right]^{0{,}88} \quad r=0{,}95$$

dove: [P]□□è la concentrazione media attesa di fosforo totale nel lago (mg/l)
[P]$_j$ è la concentrazione di fosforo totale negli apporti di acqua nel lago (=Lp/qs)
Lp rappresenta gli apporti annuali di fosforo per unità di superficie (carico specifico, mgP/m^2 anno)
qs è il carico idraulico che rappresenta gli apporti annuali d'acqua per unità di superficie (m/anno)
□$_w$ è il tempo teorico di ricambio delle acque (anni)

Il valore naturale riportato nel PTUA, basato sul modello MEI, sembra quindi sovrastimare il livello di riferimento del fosforo e potrebbe essere aggiornato alla luce degli approfondimenti paleolimnologici svolti.
Ponendo la concentrazione naturale pari a 12 µg P L^{-1}, il calcolo dell'obiettivo ecologico e dell'obiettivo gestionale secondo la metodologia utilizzata dal PTUA (incremento del 25% e del 50% rispettivamente del valore naturale) determinerebbe un obiettivo ecologico di 15 µgP L^{-1} e un obiettivo gestionale di 18 µgP L^{-1}. Si tratta di valori difficilmente raggiungibili a causa dell'antropizzazione del bacino.
L'obiettivo ecologico di 26,3 µgP L^{-1} definito nel precedente PTUA del 2006 è paragonabile alle concentrazioni ricavate per il periodo antecedente alla fase di forte eutrofizzazione delle acque.

L'art. 16 delle NTA prevede un aggiornamento delle concentrazioni obiettivo di fosforo a lago. Sulla base delle valutazioni effettuate, al momento la concentrazione di 30-32 µgP L^{-1} sembra essere ancora l'obiettivo gestionale realisticamente raggiungibile vista la complessità degli interventi che saranno necessari all'abbattimento dei carichi di fosforo. In futuro, giungendo in prossimità di tale obiettivo, si potrebbe prevedere un aggiornamento di tale valore definendo una soglia di 25 µgP L^{-1}.
Downing *et al*. (2001) hanno definito dei valori soglia per il fosforo totale (Tabella 6) associandovi il rischio di sviluppo di comunità dominate dai cianobatteri con biomassa superiore al 50% della biomassa algale totale (Salmaso *et al.* 2014).

Tabella 6 - Percentuali di rischio dei corpi d'acqua di sviluppare comunità fitoplanctoniche dominate da cianobatteri in funzione delle concentrazioni di fosforo totale (TP) (secondo Downing et al., 2001) (Da: Salmaso et al.,2014)

Fosforo totale (µg P/l)	Rischio di dominanza di cianobatteri (%)
0-30	0-10
30-70	40
70-100	40-80

Come si può osservare, mentre alle concentrazioni attuali il rischio di fioriture di cianobatteri è elevato, e il loro frequente verificarsi in questi anni ne è la dimostrazione, scendendo al di sotto dei 30 µgP L^{-1} di fosforo totale si potrebbe verificare un sensibile miglioramento.
Nella Tabella 7 si riportano alcuni degli episodi di fioritura algale più significativi riscontrati negli anni recenti (Roella 2017, non pubblicato), la maggioranza dei quali riguarda proprio i cianobatteri. Nel prossimo futuro il genere *Lyngbya* sarà soggetto ad uno studio più approfondito per valutarne meglio il ruolo e la distribuzione all'interno del lago. Si fa presente che durante le attività di monitoraggio si sono riscontrati episodi di bloom algali relativi anche a specie appartenenti alle Chlorophyceae.

Tabella 7 - Generi/specie algali protagoniste dei principali episodi di fioriture algali

Data	**Genere – Specie**
gen-05	*Microcystis aeruginosa, Anabaena spiroides, Aphanizomenon flos aquae*
set-06	*Microcystis* spp., *Anabaena* spp.
dic-07	*Aphanizomenon flos aquae*
set-07	*Ceratium hirundinella*
feb-10	*Cyclotella ocellata*

nov-11	*Planktothrix rubescens*
ott-12	*Lyngbya* spp.*, Planktothrix* spp.*, Microcystis* spp.
set-14	*Lyngbya* spp.

8.2. Classificazione dello stato ambientale del lago di Varese

Come già illustrato, lo stato di un corpo idrico è definito dal suo stato ecologico e dal suo stato chimico. Nelle tabelle seguenti si riportano i risultati della classificazione dello stato ecologico e dello stato chimico del lago di Varese a partire dal triennio 2009-2011, primo periodo in cui il monitoraggio è stato adeguato ai criteri stabiliti a seguito del recepimento della Direttiva 2000/60/CE.

Tabella 8 - Stato ecologico del lago di Varese

Lago/Invaso	**STATO ECOLOGICO**		
	2009-2011	**2012-2014**	**2014-2016**
Varese	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE

Tabella 9 - Stato chimico del lago di Varese

Lago/Invaso	**STATO CHIMICO**		
	2009-2011	**2012-2014**	**2014-2016**
Varese	NON BUONO	BUONO	BUONO

Per quanto riguarda lo stato chimico, nel triennio 2009-2011, a causa di un superamento della concentrazione massima ammissibile per il mercurio, il lago ha ottenuto un giudizio non buono. Nei trienni 2012-2014 e 2014-2016 invece sono stati rispettati tutti gli standard di qualità ambientale e lo stato chimico risulta pertanto buono.

8.2.1. Fitoplancton

Essendo l'eutrofizzazione l'impatto antropico principale di cui soffre il lago, il fitoplancton è stato scelto quale elemento di qualità biologica (EQB) da utilizzare ai fini della classificazione dello stato ecologico.
L'indice fitoplanctonico ha subito un'evoluzione nel tempo, con una revisione dei limiti di classe delle diverse metriche in seguito ai risultati degli esercizi di intercalibrazione condotti all'interno di ciascun Gruppo di Intercalibrazione Geografico da parte degli Stati membri.
Il Metodo italiano di valutazione del fitoplancton (IPAM) è un indice basato su tre metriche: due metriche quantitative - clorofilla media annua e biovolume medio annuo della comunità fitoplanctonica - combinate tra loro per fornire un indice medio di biomassa, che a sua volta viene mediato con una metrica qualitativa, l'Indice di composizione (PTIot), che assegna un valore indicatore e un punteggio trofico alle singole specie fitoplanctoniche.
I risultati di ciascuna metrica vengono espressi come rapporto di qualità ecologica (RQE), cioè come rapporto tra il risultato numerico ottenuto e il valore di riferimento caratteristico per quella tipologia di corpo idrico. Gli RQE vengono normalizzati per poter essere confrontati e mediati tra loro. Le tabelle seguenti riportano i limiti di classe delle metriche stabiliti dalla normativa vigente (D.M. 260/2010).

Tabella 10 - Limiti di classe RQE per la concentrazione media annua di clorofilla a

Valore	di	Elevato/Buono	Buono/Sufficiente	Sufficiente/Scarso	Scarso/Cattivo

riferimento (µg/l)	Valore (µg/l)	RQE	Valore (µg/l)	RQE	Valore (µg/l)	RQE	Valore (µg/l)	RQE
3,0	4,0	0,75	7,30	0,41	13,50	0,23	24,60	0,13

Tabella 11 - Limiti di classe RQE del biovolume medio annuo

Valore di riferimento (mm^3/l)	Elevato/Buono		Buono/Sufficiente		Sufficiente/Scarso		Scarso/Cattivo	
	Valore (mm^3/l)	RQE	Valore (mm^3/l)	RQE	Valore (mm^3/l)	RQE	Valore (mm^3/l)	RQE
0,60	0,95	0,63	2,30	0,26	5,95	0,10	14,95	0,04

Tabella 12 - Limiti di classe RQE per l'indice PTIot

Valore di riferimento	Elevato/Buono		Buono/Sufficiente		Sufficiente/Scarso		Scarso/Cattivo	
	Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE
3,55	3,37	0,95	3,01	0,85	2,66	0,75	2,31	0,65

L'IPAM viene calcolato per ciascun anno di monitoraggio, ma il corpo idrico viene classificato alla fine di ciascun triennio mediando i singoli risultati. In Tabella 13 si riportano i valori annuali dell'IPAM, ricalcolati in base all'ultima versione dell'indice a seguito del recepimento della Decisione della Commissione 2013/480/UE del 20 settembre 2013, avvenuto nel 2015. I valori corrispondono ai RQE normalizzati di ciascuna metrica. Sono riportati anche i risultati di ciascun triennio utilizzati per la classificazione dello stato ecologico, a partire dal triennio 2009-2011, primo periodo in cui il monitoraggio è stato adeguato ai criteri stabiliti a seguito del recepimento della Direttiva 2000/60/CE.

Tabella 13 – RQE normalizzati degli indici che compongono l'IPAM e relative medie triennali

Anno	**Clorofilla**	**Biovolume**	**PTIot**	**IPAM**
2005	0,49	0,42	0,52	0,49
2006	0,59	0,43	0,61	0,56
2007	0,20	0,29	0,50	0,37
2008	0,31	0,53	0,6	0,51
2009	0,50	0,54	0,49	0,50
2010	0,37	0,44	0,46	0,43
2011	0,52	0,42	0,68	0,58
2012	0,48	0,48	0,38	0,43
2013	0,57	0,46	0,60	0,56
2014	0,39	0,47	0,19	0,31
2015	0,62	0,70	0,55	0,61
2016	0,67	0,65	0,49	0,57
2009-2011	**0,46**	**0,47**	**0,54**	**0,50**
2012-2014	**0,48**	**0,47**	**0,39**	**0,43**
2014-2016	**0,56**	**0,61**	**0,41**	**0,50**

Il fitoplancton assegna al lago, nei tre trienni di monitoraggio portati a termine, sempre una classe di stato sufficiente. Questo risultato determina il mancato raggiungimento dell'obiettivo di buono stato ecologico, evidenziando uno scostamento dalla condizione naturale.

Più in generale, esaminando i singoli anni si nota che nel 2007 e nel 2014 l'IPAM assegna un giudizio scarso a causa di episodi di fioritura algale particolarmente significativi legati alla specie *Ceratium hirundinella* (dinoficee) nel 2007, e al genere *Lyngbya* (cianobatteri) nel 2014.

Il grafico in Figura 15 riporta i valori medi annui di clorofilla *a* dal 1999 al 2016. I valori dal 1999 al 2002 corrispondono alle medie annue calcolate per l'intervallo di profondità 0-10 metri misurate dal CCR di Ispra, mentre i dati successivi sono relativi ai campioni raccolti da ARPA nella zona eufotica, la cui profondità varia in base ai valori di trasparenza e di radiazione luminosa rilevati in campo.

Nel grafico sono indicati i limiti di classe buono/sufficiente e sufficiente/scarso entrati in vigore dal 2015 con il recepimento della citata Decisione della Commissione 2013/480/UE, corrispondenti a una media annua di 7,3 µgP L^{-1} e 13,5 µgP L^{-1} rispettivamente. Come si può osservare, le medie annue dal 2002 sono comprese nella classe sufficiente, spingendosi in prossimità del limite sufficiente/scarso solo in alcune occasioni.

Il grafico in Figura 16 riporta i valori del biovolume medio annuo dal 2003 al 2016; sono indicati i limiti di classe buono/sufficiente e sufficiente/scarso, corrispondenti a una media annua di 2,3 mm^3 L^{-1} e 5,95 mm^3L^{-1}rispettivamente. Anche in questo caso tutti i valori, tranne poche eccezioni, sono generalmente compresi nella classe sufficiente.

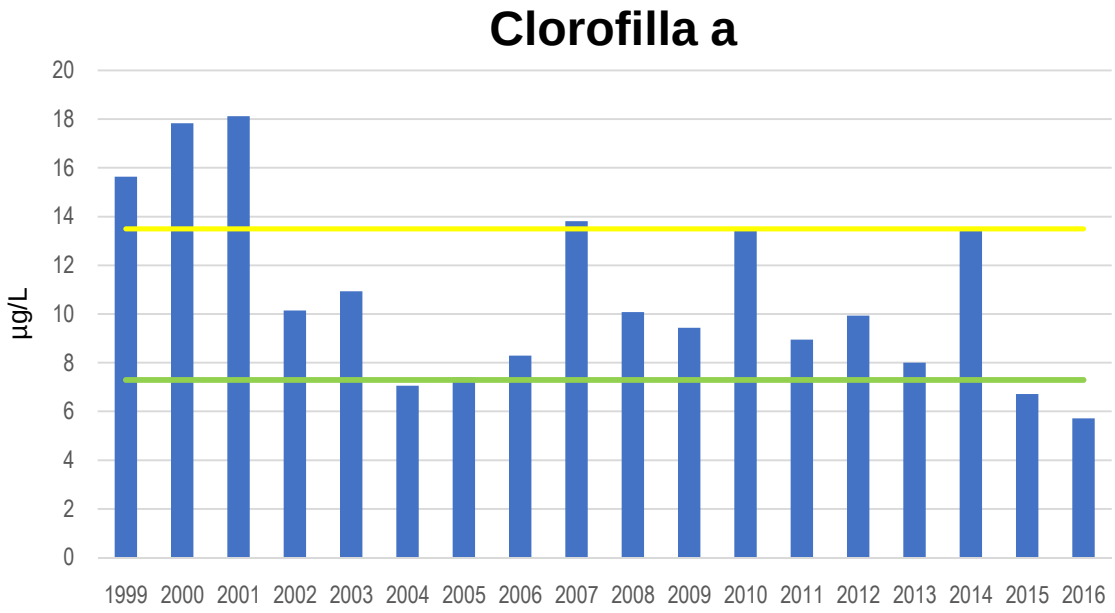


Figura 15 - Clorofilla media annua nel periodo 1999-2016

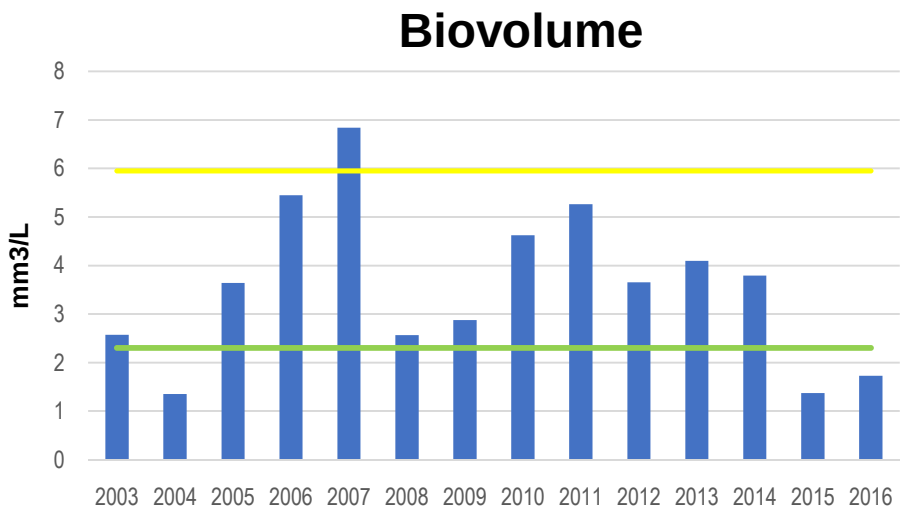


Figura 16 - Biovolume medio annuo della comunità fitoplanctonica nel periodo 2003-2016

L'ultimo biennio risulta in controtendenza rispetto al trend del lago, in quanto entrambe le metriche quantitative ottengono un punteggio che rientra nella classe di stato buono. Sia nel 2015 che nel 2016 non sembrano essersi verificati, a differenza del passato, particolari picchi di produzione primaria legati ad episodi di fioriture algali. Nel 2015 inoltre, a causa di problemi tecnici, il campionamento di settembre è stato posticipato alla seconda metà di ottobre, periodo caratterizzato da un minor sviluppo della comunità fitoplanctonica, con conseguente diminuzione del biovolume medio annuo. Invece nel febbraio 2016, nonostante i parametri fisico-chimici non mostrino significative differenze rispetto agli anni precedenti, non si è osservato il picco di produzione algale tipico del periodo di completa circolazione delle acque, quando l'elevata quantità di nutrienti dà notevole impulso allo sviluppo del fitoplancton, soprattutto alle diatomee. In questo caso è possibile che il massimo sviluppo si sia verificato nel periodo successivo alla data di campionamento. La concentrazione di silice reattiva insolitamente elevata presente in superficie sembrerebbe sostenere tale ipotesi.

Per verificare se la ridotta produzione algale recentemente riscontrata sia imputabile ad un'evoluzione nel rapporto tra i nutrienti limitanti, è stato calcolato il rapporto tra le concentrazioni ponderate sui volumi di azoto inorganico (DIN) e ortofosfato (DIP) all'interno della zona eufotica per ciascun mese nel periodo 2011-2016 (Figura 17).

Si è scelto di partire dal 2011 in quanto la determinazione dei parametri fisico-chimici non è stata più effettuata a profondità fisse (es: superficie, metà colonna, fondo), ma è stata basata sul profilo fornito dalla sonda multiparametrica, in modo da rappresentare al meglio le caratteristiche di epilimnio, metalimnio e ipolimnio secondo quanto indicato dal protocollo per il campionamento degli elementi di qualità fisico-chimica in ambiente lacustre (ISPRA, Manuali e Linee Guida 111/2014). I dati del 2013 sono stati esclusi a causa di un limite di quantificazione (LOQ) troppo elevato per il fosforo.

I valori assunti dal rapporto azoto/fosforo sono quasi sempre superiori a 12 nel biennio 2015-2016, ad eccezione dei mesi di febbraio e novembre 2016, e non sembrano mostrare

significative differenze rispetto agli anni precedenti. Sembrerebbe pertanto che il fosforo continui ad essere il principale elemento che limita lo sviluppo dei produttori primari.

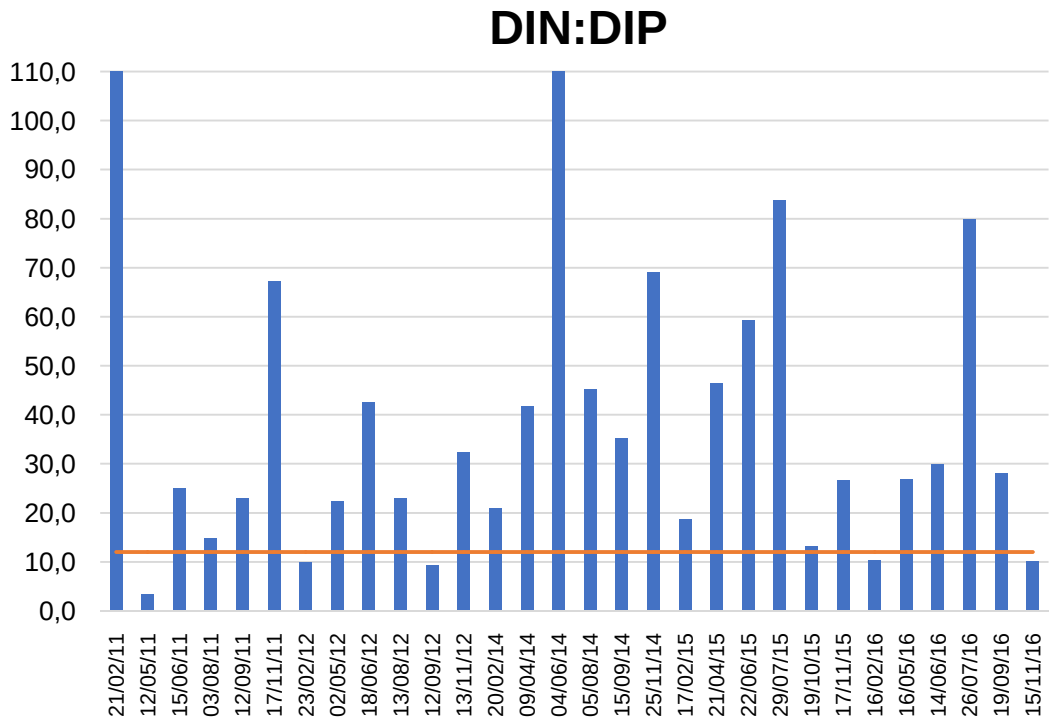


Figura 17 - Rapporto azoto inorganico-ortofosfato nella zona eufotica

Nella letteratura scientifica sono citati diversi valori soglia nel rapporto azoto/fosforo per la definizione dell'elemento limitante, ma si ribadisce anche l'importanza che hanno le concentrazioni assolute di azoto e fosforo al di là del solo approccio stechiometrico (Reynolds, 1997; Salmaso *et al*., 2014).

Reynolds (1997) ha definito per l'azoto inorganico un valore soglia di 100-150 µg N L^{-1}al di sotto del quale questo elemento diviene limitante. Analizzando la serie storica 2011-2016 del lago di Varese, si osserva che spesso le forme inorganiche di azoto scendono al di sotto del limite di quantificazione dei metodi analitici utilizzati. Per convenzione, dove ciò avviene, la concentrazione usata nei calcoli è il valore pari alla metà del limite di quantificazione. La concentrazione, ponderata sui volumi, relativa alla zona eufotica così calcolata per l'azoto inorganico si mantiene in genere al di sopra dell'intervallo definito da Reynolds; solo nel 2011 si scende al di sotto nella maggior parte dei campioni, nel 2012 si verifica ad agosto e settembre, mentre nel biennio 2015-2016 si scende sotto i 150 µg N L^{-1}a giugno 2015 e nei mesi di giugno e settembre del 2016.

Si può ipotizzare quindi che nel lago si possano verificare condizioni tali per cui, oltre al fosforo, anche l'azoto possa limitare la produzione primaria, nonostante nella maggior parte dei casi tale ruolo sia giocato dal fosforo.

Prendendo in esame il rapporto tra zona di mescolamento e zona eufotica (Zmix/Zeuf; Tabella 14), si osserva che il suo valore è generalmente inferiore a 1. Con il progressivo

raffreddamento delle acque superficiali a partire da settembre il rapporto tende ad aumentare e a novembre l'estensione dello strato rimescolato rende tale rapporto superiore all'unità.

Tabella 14 - Rapporto tra zona di mescolamento e zona eufotica nel periodo 2011-2016

Data	Zmix/Zeuf	Data	Zmix/Zeuf
21/02/2011	3,52	20/02/2014	2,93
12/05/2011	0,14	09/04/2014	0,50
15/06/2011	0,55	04/06/2014	0,44
03/08/2011	0,40	05/08/2014	1,00
12/09/2011	0,60	15/09/2014	1,17
17/11/2011	2,44	25/11/2014	1,00
23/02/2012	3,67	17/02/2015	3,14
02/05/2012	0,91	21/04/2015	0,50
18/06/2012	0,14	22/06/2015	0,89
13/08/2012	0,50	29/07/2015	0,58
12/09/2012	0,63	19/10/2015	0,90
13/11/2012	1,87	17/11/2015	1,67
14/02/2013	3,67	16/02/2016	2,59
15/04/2013	0,09	16/05/2016	0,53
06/06/2013	0,53	14/06/2016	0,57
05/08/2013	0,35	26/07/2016	0,38
16/09/2013	0,60	19/09/2016	1,50
13/11/2013	2,17	15/11/2016	1,29

Una possibile spiegazione dei ridotti valori di clorofilla *a* e di biovolume algale riscontrati nel biennio 2015-2016 può essere legata alle modalità con cui viene effettuato il campionamento. La zona eufotica, cui corrisponde lo strato integrato campionato e sottoposto ad analisi microscopica, scende al di sotto dello strato rimescolato (Zmix/Zeuf < 1) in cui tende a rimanere confinato il fitoplancton, come sembrano indicare i profili forniti dalla sonda multiparametrica. Il prelievo, basato sul protocollo ISPRA, in questo caso potrebbe aver comportato un effetto di diluizione e una conseguente sottostima della reale produzione algale del lago.

Dall'analisi della comunità fitoplanctonica del lago di Varese dal 2009 al 2016, in termini di gruppi morfo-funzionali (Tabella 15; Salmaso *et al*., 2007), è evidente come negli anni 2015 e 2016 vi sia stato un aumento dei gruppi legati alla ridotta turbolenza nella colonna d'acqua. Questo fenomeno può essere messo in relazione all'aumento della stabilizzazione legata all'innalzamento delle temperature: il cambiamento climatico in atto ha condizionato il regime termico del lago con l'incremento della stabilizzazione termica. Ciò ha portato negli ultimi due anni (2015 e 2016), alla presenza nella comunità fitoplanctonica di specie bene adattate alla riduzione di densità delle acque. È aumentato il numero dei gruppi morfo-funzionali senza che via sia stata la netta prevalenza di uno di questi (Figura 18). I grossi dinoflagellati, le Chlorococcales coloniali con involucri gelatinosi, le Volvocales coloniali sono alghe tipiche di ambienti in cui la densità delle acque nella zona epilimnetica è bassa ed anche la turbolenza è contenuta

a causa del forte riscaldamento. L'aumento della stabilizzazione della stratificazione porta anche alla riduzione degli scambi lungo la colonna d'acqua con conseguente variazione delle concentrazioni dei nutrienti nella zona eufotica. I dati meteorologici pubblicati dal Centro Geofisico Prealpino sembrano confermare tale ipotesi (Figura 19), soprattutto per l'anno 2015 caratterizzato da un mese di luglio record con un'ondata di calore protrattasi dal 30 giugno al 27 luglio e dalla seconda estate più calda di sempre (Centro Geofisico Prealpino, sintesi meteorologica anno 2015).

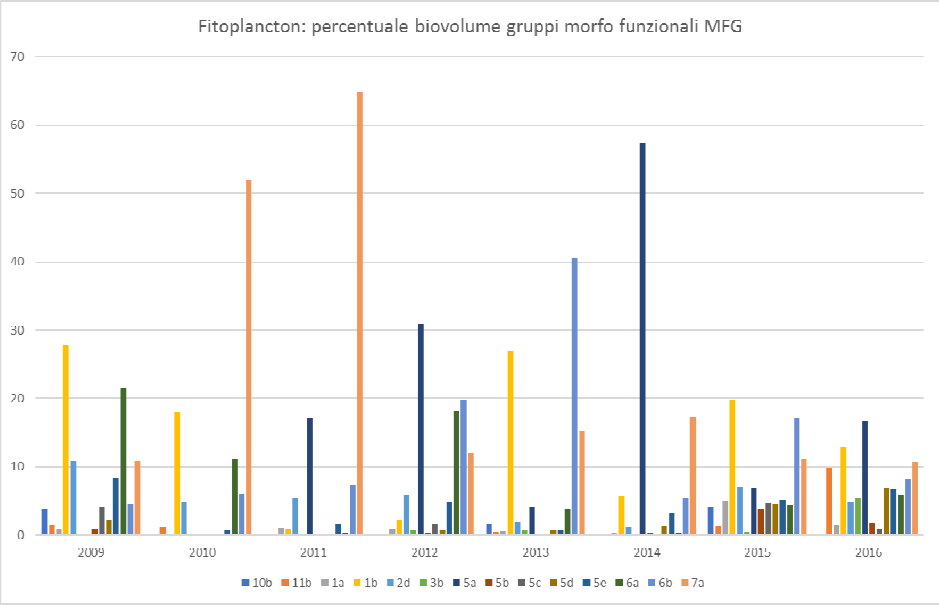


Figura 18 - Abbondanza relativa dei vari gruppi morfo-funzionali nel periodo 2009-2016

Tabella 15 - Schema di suddivisione dei vari gruppi morfo-funzionali (da: Salmaso et al., 2007)

Flagellates	Potential mixotrophs	1 Large (colonial or unicellular)	1a Large Chrysophytes/Haptophytes	1a-LargeChry
			1b Large Dinophytes	1b-LargeDino
			1c Large Euglenophytes	1c-LargeEugl
		2 Small (unicellular)	2a Small Chrysophytes/Haptophytes	2a-SmallChryl
			2b Small Dinophytes	2b-SmallDino
			2c Small Euglenophytes	2c-SmallEugl
			2d Cryptophytes	2d-Crypto
	Mostly autotrophs	3 Phytomonadina	3a Unicellular Phytomonadina	3a-UnicPhyto
			3b Colonial Phytomonadina	3b-ColoPhyto
Without flagella	Cyanobacteria	4 Unicellular	4 Unicellular cyanobacteria	4-UnicCyano
		5 Colonies	5a Thin filaments (Oscillatoriales)	5a-FilaCyano
			5b Large vacuolated Chroococcales	5b-LargeVacC
			5c Other large colonies, mostly non-vacuolated Chroococcales	5c-OtherChroo
			5d Small colonies, Chroococcales	5d-SmallChroo
			5e Nostocales	5e-Nostocales
	Diatoms	6 Large	6a Large Centrics	6a-LargeCent
			6b Large Pennates	6b-LargePenn
		7 Small	7a Small Centrics	7a-SmallCent
			7b Small Pennates	7b-SmallPenn
	Others—Unicellular	8 Large	8a Large unicells—Unicellular Conjugatophytes/Chlorophytes	8a-LargeCoCh
			8b Large unicells—Other groups	8b-LargeUnic
		9 Small	9a Small unicells—Conjugatophytes	9a-SmallConj
			9b Small unicells Chlorococcales	9b SmallChlor
			9c Small Chrysophytes	9c-SmallChry2
			9d Small unicells—Other groups	9d-SmallUnic
	Others—Colonial	10 Filaments	10a Filaments—Chlorophytes	10a-FilaChlorp
			10b Filaments—Conjugatophytes	10b-FilaConj
			10c Filaments—Xanthophytes	10c-FilaXant
		11 Non filament. colonies	11a Chlorococcales—Naked colonies	11a-NakeChlor
			11b Chlorococcales—Gelatinous colonies	11b-GelaChlor
			11c Other colonies	11c-OtherCol

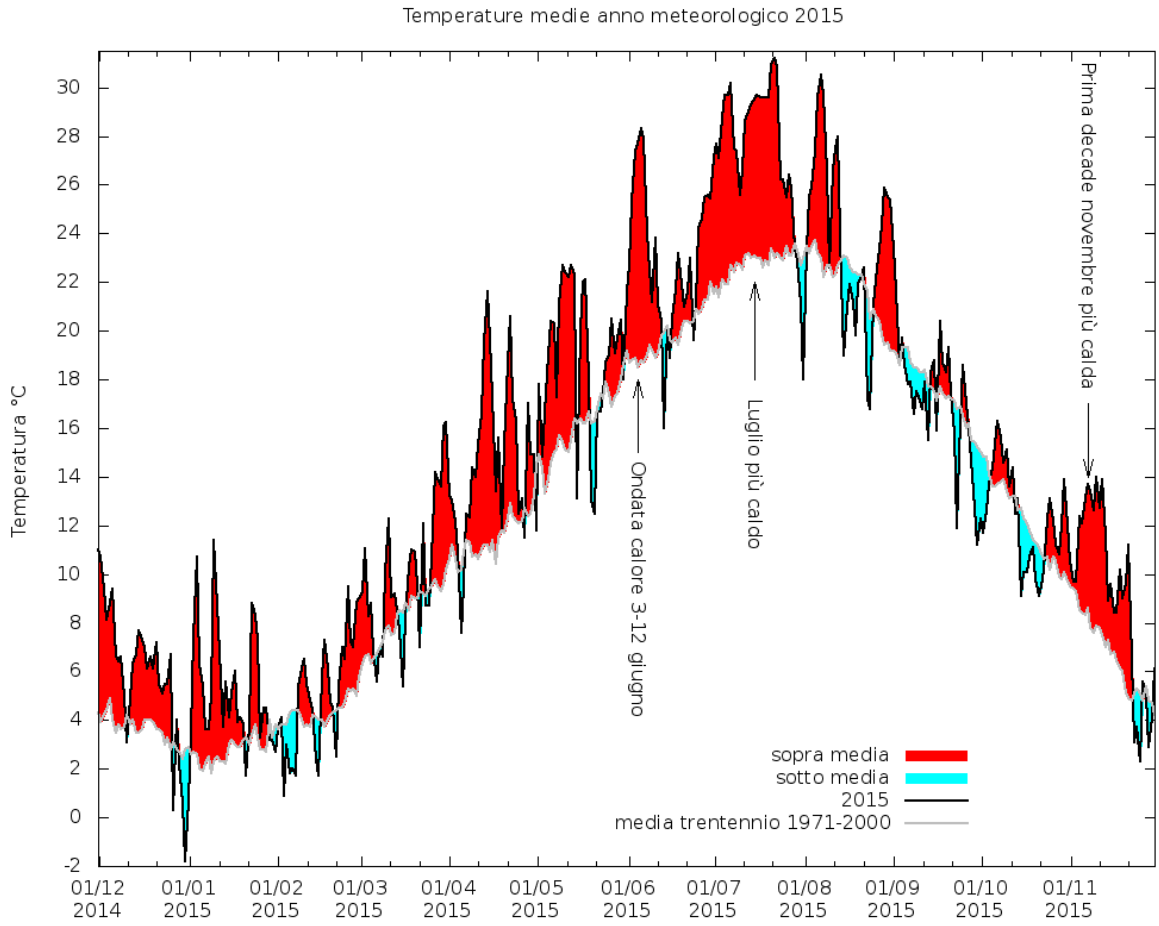


Figura 19 - Andamento delle temperature nell'arco del 2015 e confronto con la media storica (Fonte dei dati: Centro Geofisico Prealpino, 2015)

Per verificare se rispetto al passato sia in atto uno spostamento della comunità fitoplanctonica verso gli strati più superficiali lungo la colonna d'acqua, potrebbe essere utile lo svolgimento di campionamenti in parallelo relativi al solo epilimnio e all'intera zona eufotica per un confronto tra i rispettivi valori di clorofilla e una verifica di eventuali differenze a livello di fitoplancton. Anche l'utilizzo di sensori fissi, collocati a differenti profondità, capaci di raccolta in continuo dei dati potrebbe fornire informazioni preziose sulla distribuzione verticale dei produttori primari che permetterebbero di orientare meglio le attività di campionamento per la determinazione dello stato ecologico.

Per quanto riguarda la composizione della comunità fitoplanctonica, valutata dall'indice PTIot, il risultato ottenuto corrisponde generalmente ad una classe sufficiente, essendo compreso tra 0,4 e 0,6. Il triennio 2012-2014 è caratterizzato dai valori più bassi, soprattutto il 2014 a causa di un'intensa fioritura del genere *Lyngbya* nel mese di settembre. Si può affermare quindi che al mancato raggiungimento dello stato buono contribuiscono sia le metriche quantitative che la metrica qualitativa anche se, in base ai risultati delle analisi fisico-chimiche sui campioni d'acqua raccolti, ci si potrebbe aspettare una produzione primaria più elevata e quindi un giudizio addirittura peggiore. Sulla classificazione finale dello stato ecologico del lago di Varese infatti hanno notevole peso i parametri fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici.

8.2.2. Parametri fisico-chimici a sostegno

I parametri fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici sono sintetizzati dall'indice LTLeco (Livello Trofico Laghi per lo stato ecologico), che viene derivato come somma dei i punteggi ottenuti per i singoli parametri secondo le soglie stabilite dalla normativa (vedasi tabelle seguenti) in base alla concentrazione osservata. In Tabella 19 si riportano i valori di LTLeco dal 2009 al 2016 e i valori triennali usati per la classificazione.
Si ricorda che l'LTLeco non permette di scendere al di sotto della classe sufficiente, contrariamente a quanto avveniva con l'indice di Stato Ecologico dei Laghi (SEL) presente nel D.Lgs. 152/1999.

Tabella 16 - Individuazione dei livelli per il fosforo totale (µg/l)

	Livello 1	**Livello 2**	**Livello 3**
Punteggio	5	4	3
Fosforo (µg P/l)	≤ 12(*)	≤ 20	>20

(*) Valori di riferimento < 10 µg/l

Tabella 17 - Individuazione dei livelli per la trasparenza (metri)

	Livello 1	**Livello 2**	**Livello 3**
Punteggio	5	4	3
Trasparenza (metri)	≥ 6(*)	≥ 3	< 3

(*) Valori di riferimento >10 m

Tabella 18 - Individuazione dei livelli per l'ossigeno disciolto (% saturazione)

	Livello 1	**Livello 2**	**Livello 3**
Punteggio	5	4	3
Ossigeno (% saturazione)	> 80 %(*)	> 40 % < 80 %	≤ 40 %

(*) Valore di riferimento >90%

Tabella 19 - Valori di LTLeco dal 2009 al 2016 e valori triennali usati per la classificazione di stato ecologico.

Anno	**Fosforo totale (µg/l)**	**Trasparenza (m)**	**Ossigeno ipolimnico (% saturazione)**		
2009	70	3,7	0,7		
2010	78	3,0	1,5		
2011	39	3,5	6,0		
2012	81	3,1	0,0		
2013	77	4,2	0,4		
2014	82	3,5	6,3		
2015	n.d.	4,0	0,2		
2016	76	3,2	0,0	**LTLeco**	**Stato LTLeco**
2009-2011	**62**	**3,4**	**2,7**	**10**	**SUFFICIENTE**
2012-2014	**80**	**3,6**	**2,2**	**10**	**SUFFICIENTE**
2014-2016	**79**	**3,6**	**2,2**	**10**	**SUFFICIENTE**

La concentrazione media di fosforo totale sulla colonna durante il periodo di piena circolazione delle acque si mantiene sempre elevata, decisamente superiore alla soglia dei 20 µg PL^{-1}cui corrisponde il punteggio più basso (Tabella 16).

Nel PTUA 2006, tramite l'applicazione dell'indice MEI e del modello previsionale EVOLA, sono state definite una concentrazione naturale di 21 µg/l, un obiettivo ecologico di 26,3 µg/l che corrisponderebbe all'obiettivo massimo raggiungibile con un recupero prossimo alla condizione naturale e un obiettivo gestionale di 32 µg/l, cioè l'obiettivo realisticamente raggiungibile a causa dell'intensa antropizzazione.

Si fa notare che le tre concentrazioni, inclusa quella naturale stimata, sono superiori ai 20 µg/l, quindi ai fini della classificazione non si avrebbe un miglioramento nel punteggio per il calcolo dell'LTLeco a meno che non siano definiti limiti sito/specifici in deroga ai valori attualmente riportati nella normativa.

Altro parametro critico è l'ossigeno ipolimnico che già a giugno presenta un brusco calo nello strato più profondo e a settembre raggiunge valori critici prossimi a 0 mg L^{-1}, considerevolmente inferiori alla soglia del 40% di saturazione che rappresenta il limite tra il livello 2 e il livello 3 (Tabella 18).

Il rapporto tra volume epilimnico e ipolimnico riportato nel database O.L.V. (Osservatorio Lago di Varese) corrisponde a 1,8 e indica che la conformazione stessa del lago favorisce il consumo dell'ossigeno nelle acque profonde dove avvengono i processi di mineralizzazione della sostanza organica. A ciò si aggiungono gli effetti dell'eutrofizzazione che hanno drammaticamente accentuato il fenomeno.

La trasparenza è l'unico parametro che non ottiene il punteggio minimo in quanto supera, seppur di poco, i 3 metri di media annua. La Figura 20 mostra l'andamento della trasparenza media annua dal 2003 al 2016. Nel periodo 2003-2008 i campionamenti hanno avuto una frequenza maggiore, pertanto per garantire una maggiore confrontabilità con i dati del periodo successivo si è scelto di mediare solo i mesi in comune. In Tabella 20 si riporta comunque, per completezza, il confronto tra le medie annue calcolate includendo tutti i mesi in cui sono avvenuti i campionamenti e quelle ottenute considerando solo 6 campionamenti per anno.

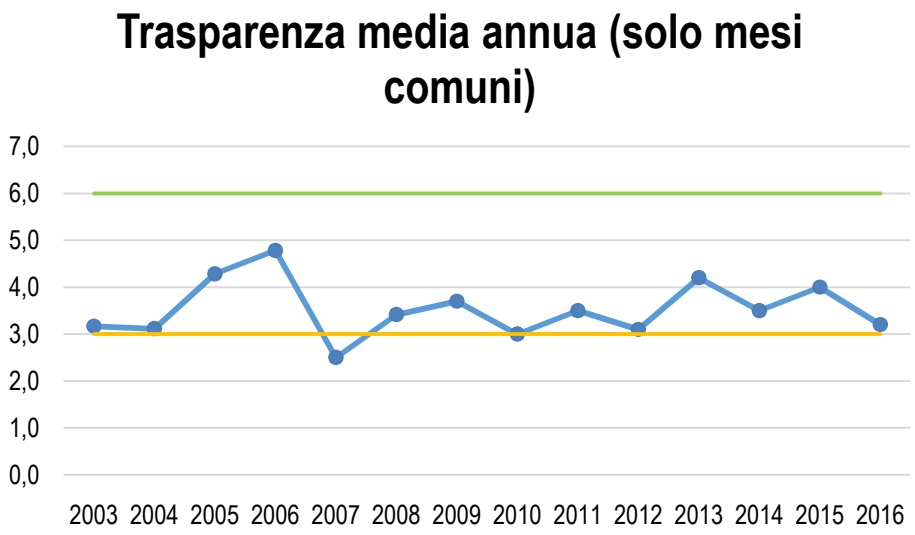


Figura 20 - Trasparenza media annua nel periodo 2003-2016

Tabella 20 - Confronto tra le medie annue calcolate considerando tutti i mesi in cui è stato fatto il campionamento e quelle calcolate considerando solo i mesi comuni tra i vari anni

Anno	Trasparenza media annua (tutti i mesi)	Trasparenza media annua (solo mesi comuni)
2003	3,0	3,2
2004	4,1	3,1
2005	5,2	4,3
2006	4,4	4,8
2007	3,9	2,5
2008	3,7	3,4

In conclusione, l'analisi degli elementi fisico-chimici conferma una condizione di eutrofizzazione delle acque, quindi un considerevole allontanamento dalle condizioni naturali e la necessità di intervenire al fine di determinarne un miglioramento.

8.2.3. Considerazioni

Nella pubblicazione di Nürnberg (2007) sugli effetti prodotti dal prelievo ipolimnico su 48 laghi, si rimarca la necessità di intervenire sul carico esterno prima o contemporaneamente a qualsiasi intervento sul carico interno. In assenza di una riduzione dei carichi esterni, infatti, si corre il rischio di vanificare l'efficacia del prelievo ipolimnico.
La realizzazione del collettore circumlacuale alla fine degli anni '80 ha determinato un sensibile calo delle quantità di nutrienti in ingresso, tuttavia i recenti studi condotti dalla Società per la tutela e la salvaguardia delle acque del lago di Varese e lago di Comabbio S.p.a, descritti nella presente relazione indicano l'esistenza di problemi strutturali e la necessità di ulteriori interventi per la riduzione dei carichi provenienti dal collettore.
L'analisi dell'andamento dell'azoto ammoniacale nella stazione monitorata da ARPA, in corrispondenza del punto di massima profondità del lago, sembra evidenziare episodi di carichi esterni in ingresso a lago. Tale parametro, che durante la fase di piena circolazione raggiunge i valori più elevati in quanto le acque ipolimniche sono coinvolte

nel processo di rimescolamento, diminuisce progressivamente nella zona eufotica essendo la fonte preferenziale di azoto utilizzata dal fitoplancton, dal momento che la sua assimilazione è più conveniente dal punto di vista energetico rispetto a quella di nitrati e nitriti (Reynolds, 2006).

La Figura 21 mostra l'andamento dell'azoto ammoniacale in superficie dal 2007 al 2016. Oltre ai picchi invernali legati alla fase di piena circolazione, si possono evidenziare incrementi improvvisi anomali a luglio 2007, settembre 2013, luglio 2015 nonostante la netta stratificazione delle acque, la buona ossigenazione nell'epilimnio e il biovolume del fitoplancton. Il dato di settembre 2013 potrebbe essere in parte spiegato anche dalla degradazione della biomassa prodotta dalla fioritura di agosto di *Fragilaria crotonensis* e *Ceratium hirundinella*. Questi episodi sottolineano comunque la necessità di intervenire sui carichi in ingresso a lago.

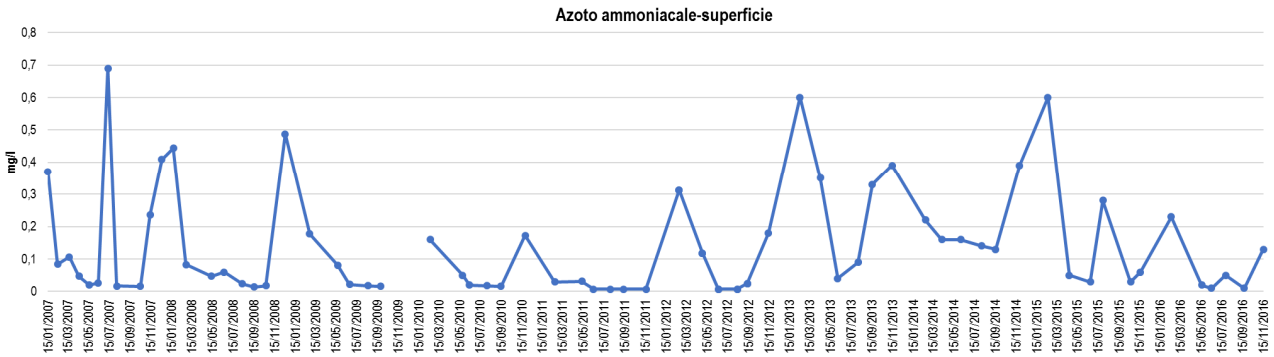


Figura 21 - Concentrazioni dell'azoto ammoniacale in superficie nel periodo 2007-2016

Nel D.M. Ambiente 8 novembre 2010, n. 260 cui sono specificate le condizioni che consentirebbero di derogare i valori limite utilizzati per il calcolo dell'LTLeco, uno dei quali è la messa in atto di tutte le misure per ridurre l'impatto antropico esistente.

Ulteriore condizione necessaria alla deroga dei limiti per l'LTLeco è che tutti gli elementi biologici risultino in stato buono o elevato. Nel seguito si riassumono brevemente i risultati dei monitoraggi condotti su elementi biologici diversi dal fitoplancton: macrofite (2008) e fauna ittica (2013).

Per quanto riguarda le macrofite, la valutazione viene effettuata con l'indice MacroIMMI che si basa su tre metriche: punteggio trofico delle specie censite, indice di dissimilarità e massima profondità di crescita. I rilievi condotti nel 2008 si sono svolti in base alla versione allora in vigore del "Protocollo di campionamento delle macrofite in ambiente lacustre", poi aggiornato in base a quanto riportato in Manuali e Linee Guida 111/2014 di ISPRA. Sia la metrica relativa al punteggio trofico delle specie che l'indice di dissimilarità assegnano un giudizio appena sufficiente, mentre la massima profondità di crescita, con soli 4 metri, ottiene un giudizio scarso e fa scendere la media complessiva al di sotto del limite sufficiente/scarso. Il risultato fornito dalla precedente versione del MacroIMMI era invece

eccessivamente ottimistico e non rifletteva lo stato reale del lago, pertanto non era stato considerato in fase di classificazione.
L'applicazione del Lake Fish Index (LFI), basata sui rilievi condotti da GRAIA S.r.l. e CNR ISE all'interno del progetto, finanziato dalla DG Agricoltura, "Censimento della fauna ittica nei laghi alpini nel territorio della Regione Lombardia", classifica il lago in stato buono. Nonostante ciò, si evidenzia uno squilibrio funzionale della comunità e si identifica quale principale fattore di alterazione l'eccessiva quantità di nutrienti, sottolineando la necessità di intervenire per ridurre i carichi in ingresso a lago.

8.3. Fiume Bardello

Il fiume Bardello è sottoposto a monitoraggio operativo; i macroinvertebrati (indice STAR_ICMi) e le diatomee (indice ICMi) sono gli elementi biologici selezionato in quanto sensibili alle pressioni gravanti sul corpo idrico. L'unica stazione di monitoraggio prevista si trova nel comune di Brebbia, poco distante dal cotonificio Albini. I macroinvertebrati sono stati monitorati nel 2014 e le diatomee nel 2016.

A supporto dei dati biologici si determina l'indice LIMeco (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori per lo stato ecologico), basato sulle concentrazioni dei nutrienti (azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale) e dell'ossigeno disciolto.
Il Bardello attraversa una valle antropizzata subendo lungo tutto il suo percorso impatti dovuti a scarichi industriali e civili, cui si aggiunge quello proveniente da un impianto di depurazione consortile e dal dilavamento dei suoli agricoli. Gli apporti di nutrienti incidono sulla qualità delle acque, l'azoto ammoniacale in particolare è il parametro che penalizza maggiormente il valore del LIMeco. Tra gli inquinanti specifici si sono registrati superamenti degli standard di qualità ambientale (media annua massima ammissibile) per AMPA e glifosate.
Nel primo triennio di monitoraggio lo stato ecologico scarso è determinato dai macroinvertebrati, mentre nei trienni successivi sia gli elementi biologici che l'indice LIMeco classificano il corpo idrico in stato ecologico sufficiente. Per quanto riguarda lo stato chimico, solo nel triennio 2012-2014 non viene raggiunto lo stato buono a causa del superamento dello SQA-MA per il mercurio.

Nelle tabelle seguenti si riporta la classificazione dello stato ecologico e dello stato chimico ottenuta dal Bardello per i trienni 2009-2011, 2012-2014, 2014-2016.

Tabella 21 - Stato ecologico del corso d'acqua Bardello

Corso d'acqua	**STATO ECOLOGICO**		
	2009-2011	**2012-2014**	**2014-2016**
Bardello	SCARSO	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE

Tabella 22 - Stato chimico del corso d'acqua Bardello

Corso d'acqua	**STATO CHIMICO**		
	2009-2011	**2012-2014**	**2014-2016**
Bardello	BUONO	NON BUONO	BUONO

Nel PTUA 2016 viene definito come obiettivo per questo corpo idrico il raggiungimento del buono stato ecologico e del buono stato chimico entro il 2021.
Durante il periodo 2013-2015 la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) ha finanziato un progetto volto ad approfondire la valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni tributari del lago Maggiore tra cui il Bardello (Mezzanotte *et al.*, 2015). Nel corso del progetto sono state esaminate 5 stazioni (Figura 22) scelte in modo da rappresentare i diversi habitat fluviali presenti. I risultati relativi al LIMeco e all'indice STAR_ICMi sono riassunti in Tabella 23.

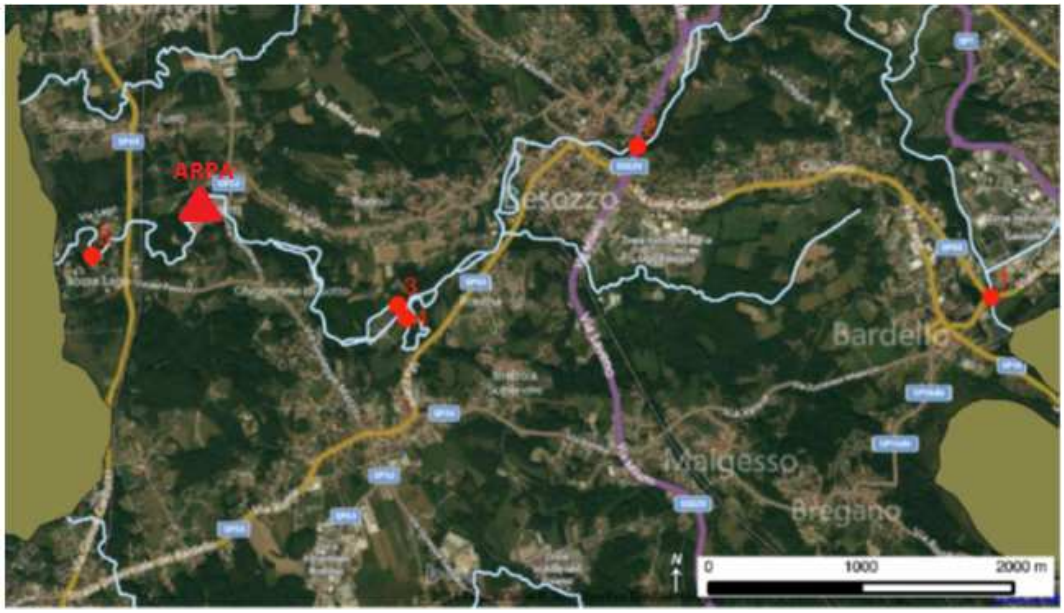


Figura 22 - Ubicazione delle stazioni di monitoraggio lungo il corso del fiume Bardello (Da: Mezzanotte et al.,2015)

Tabella 23 - Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul fiume Bardello (Da: Mezzanotte et al.,2015)

Stato	**BARD1 Gavirate**	**BARD3 Brebbia**	**BARD4 Canale Brabbia**	**BARD5 Foce**
Macroinvertebrati	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE
LIMeco	SUFFICIENTE	BUONO	BUONO	BUONO

Prendendo in esame lo stesso triennio e confrontando i risultati relativi alla stazione monitorata da ARPA con quelli relativi alla stazione 5 del progetto, la più vicina, nonostante i valori di LIMeco ottenuti da ARPA siano tendenzialmente inferiori, i giudizi annuali sono paragonabili ad eccezione del 2014, in cui il LIMeco di ARPA risulta sufficiente. La media del triennio evidenzia un giudizio complessivo differente, con uno stato buono nella stazione 5 e uno stato sufficiente nella stazione di ARPA.

Più in generale, l'unica stazione del progetto che non raggiunge lo stato buono dal punto di vista dei parametri fisico-chimici si trova a Gavirate, dove gli sfioratori di piena a monte dell'impianto di depurazione e le concentrazioni di nutrienti in uscita dal lago sembrano avere un impatto negativo.

Si fa presente che durante la fase di stratificazione estiva i nutrienti disciolti presenti nello strato superficiale vengono assimilati dal fitoplancton diminuendo considerevolmente, pertanto l'apporto più significativo dal lago si verifica nel periodo novembre-marzo con l'approfondirsi dello strato rimescolato.
L'indice STAR_ICMi mediato sul triennio assegna uno stato ecologico sufficiente, in linea con quanto rilevato da ARPA.

9. INTERVENTI DIRETTI/INDIRETTI PER IL MIGLIORAMENTO DELLE ACQUE

9.1. Organizzazione del Servizio Idrico Integrato nella Provincia di Varese

In provincia di Varese, dopo un'attenta analisi del contesto normativo nazionale e regionale e dell'attuale organizzazione dei servizi, partendo da una gestione del servizio fortemente frammentata (sia con riferimento ai diversi comuni del territorio, sia relativamente alle diverse fasi del ciclo idrico integrato) ed in seguito ad un accurato studio sulle modalità di affidamento possibili, si è proposto un sistema di gestione integrata dei servizi idrici sull'intero territorio dell'ATO attraverso un affidamento diretto in house ad un soggetto di nuova costituzione, 100% di proprietà degli enti locali (comuni e provincia) per un periodo di 20 anni.
In data 10 giugno 2015 è stata costituita la società Alfa S.r.l., gestore Unico del Servizio Idrico Integrato della Provincia di Varese. L'affidamento del Servizio Idrico Integrato in provincia di Varese al gestore unico Alfa S.r.l. è stato approvato a giugno 2015; l'avvio ufficiale della gestione del S.I.I. da parte di Alfa S.r.l. decorre a far data dal 1 ottobre 2015 (firma del contratto di servizio), con durata ventennale dell'affidamento sino al 30 settembre 2035.
Attualmente è in atto, da parte del Gestore unico Alfa S.r.l., il processo di aggregazione delle gestioni esistenti sul territorio provinciale, sulla base dell'indirizzo temporale fornito con la deliberazione del Consiglio Provinciale della Provincia di Varese P.V. 46 del 13 settembre 2018, che rimodula le tempistiche precedentemente stabilite.
Con riferimento alle attività richieste dalla deliberazione Arera 664/2015/R/IDR, in tema di determinazione della tariffa del S.I.I., sono state definite le modalità da seguire per la definizione dell'incremento tariffario (theta) e del Vincolo ai ricavi del gestore (VRG) e il conseguente aggiornamento del piano economico-finanziario.
Per la definizione del modello gestionale e organizzativo sono stati assunti i seguenti criteri generali di indirizzo: superamento della frammentazione gestionale esistente, gestione unitaria per tutte le componenti del SII, gestione impostata al raggiungimento dei livelli di servizio obiettivo e di Piano d'Ambito, gestione improntata a criteri di efficienza, efficacia ed economicità del servizio e adozione di un sistema esteso di controllo e monitoraggio quali-quantitativo dei servizi.

9.1.2. Obiettivi Generali della pianificazione d'ambito

La Pianificazione degli Interventi del S.I.I. è condizionata in particolare dalla risoluzione di problemi di natura infrastrutturale e territoriale, delle criticità derivanti dagli obblighi imposti dalla normativa (comunitaria, nazionale e regionale) e delle criticità legate all'ottimizzazione del rapporto contrattuale con l'utenza.
Il Piano degli investimenti è determinato a partire dai piani degli interventi previsti dalle società preesistenti, transitori rispetto alle operazioni di aggregazione verso il gestore unico, ai quali sono stati aggiunti quelli ulteriori individuati dall'analisi del territorio e necessari per il conseguimento degli obiettivi ambientali e in termini di servizio previsti nello stesso in linea con la normativa di riferimento di cui il soggetto gestore dovrà garantire il raggiungimento.

Gli interventi futuri sono programmabili se inseriti nell'aggiornamento tariffario a partire dal 2020.
Pertanto i principali obiettivi prevedono:

Acquedotto	- salvaguardia della risorsa idrica ed utilizzo della stessa secondo criteri di solidarietà; - protezione delle fonti di approvvigionamento; - uso dell'acqua indirizzato al risparmio e al rinnovo delle risorse; - osservanza del bilancio idrico fra le disponibilità di risorse ed i fabbisogni attuali e futuri; - derivazione della risorsa idrica regolata per garantire il livello di deflusso minimo vitale negli alvei sottesi e tale da non danneggiare gli ecosistemi interessati (D.G.R. n. VIII/2244 PTUA); - rispetto dei limiti vigenti fissati per la qualità delle acque potabili.
Fognatura e depurazione	- adempimento agli obblighi comunitari (Direttiva 91/271) recepiti dal D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. in materia di reti fognarie e impianti di depurazione e dalla pianificazione regionale e di bacino, nonché di raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici superficiali e sotterranei; - riutilizzo delle acque reflue depurate; - adeguamento alle direttive della pianificazione regionale e delle indicazioni di metodo tariffario dell'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente; - introduzione di meccanismi tecnologici e naturali di affinamento delle acque trattate dagli impianti di depurazione; - regolamentazione per l'accumulo, il trasporto e il trattamento delle acque di prima pioggia.
Acquedotto, fognatura e depurazione:	- realizzazione degli interventi durante il periodo della concessione suddivisi in interventi strategici e interventi per l'ammodernamento, il potenziamento, la razionalizzazione, lo sviluppo e la manutenzione delle infrastrutture a scala comunale; - individuazione e pianificazione di sistemi integrati per la ricarica delle falde acquifere; - risparmio energetico.

Gli obiettivi generali della pianificazione sono esplicitati nel Piano d'Ambito, che individua gli interventi da prevedere sul territorio dell'ATO con lo scopo di ridurre al minimo le situazioni di criticità e soddisfare le esigenze attuali e future del Servizio Idrico Integrato, garantendo il raggiungimento di determinati obiettivi di qualità.
Volendo genericamente sintetizzare gli obiettivi da raggiungere, è possibile fare riferimento alle seguenti tipologie:

- Erogazione di acque con qualità conforme alla norma e con buone caratteristiche organolettiche;
- Erogazione del servizio acquedottistico senza interruzione e con adeguati livelli di pressione;
- Contenimento dei prelievi di risorsa dall'ambiente;
- Protezione delle fonti di captazione;
- Misurazione di tutta l'acqua prelevata ed erogata;
- Scarico dell'acqua in ambiente conforme ai limiti normativi;
- Contenimento degli sversamenti da fognatura;
- Contenimento dei consumi energetici negli impianti;
- Conoscenza delle infrastrutture gestite;
- Sicurezza delle infrastrutture gestite;
- Informazione e trasparenza nei confronti dell'utenza;
- Ottimizzazione.

È prevista inoltre, anche dal "contratto di servizio" in essere, l'attività di rilievo e mappatura digitalizzata delle reti di acquedotto e fognatura, al fine di migliorarne la conoscenza ed acquisire informazioni utili per la gestione del servizio e per la programmazione degli interventi.

9.2. Situazione attuale

9.2.1. Sistema di intercettamento dei reflui urbani: fognature comunali e collettore circumlacuale

Per rete di fognatura si intende il complesso di canalizzazioni, generalmente sotterranee, atte a raccogliere ed allontanare da un complesso urbano le acque superficiali (meteoriche, di lavaggio, ecc.) e quelle reflue provenienti dalle attività umane in genere. La rete è articolata in tronchi tra loro connessi e viene definita "mista" quando raccoglie nella stessa canalizzazione sia le acque di tempo asciutto (ad esempio acque di uso domestico, di lavaggio stradale e simili) sia quelle di pioggia o, al contrario, "separata" se è costituita da due canalizzazioni, la prima delle quali adibita alla raccolta ed al convogliamento delle sole acque meteoriche di dilavamento, e dotata o meno di dispositivi per la raccolta e la separazione delle acque di prima pioggia, e la seconda adibita alla raccolta ed al convogliamento delle acque reflue urbane unitamente alle eventuali acque di prima pioggia.

Le singole reti fognarie dei Comuni afferenti al bacino dei laghi di Varese e Comabbio, confluiscono nei collettori circumlacuali e rami secondari, di proprietà della "Società per la tutela e la salvaguardia delle acque del lago di Varese e lago di Comabbio S.p.a" (di seguito "Società lago").
Il collettore del lago di Varese, costruito tra la fine degli anni '80 e i primi anni '90, è costituito da due rami principali, il primo, detto "Ramo Nord" raccoglie le acque provenienti dai comuni di Barasso, Buguggiate, Casciago, Comerio, Gavirate, Luvinate e parte di Varese, mentre il secondo, detto "Ramo Sud" raccoglie le acque provenienti dalle fognature comunali di Azzate, Daverio, Galliate Lombardo, Bodio Lomnago, Inarzo, Cazzago Brabbia, Biandronno, Bardello e Casale Litta (fraz. Bernate).
Il "Ramo Sud" riceve altresì i reflui provenienti dal collettore del lago di Comabbio, che raccoglie le acque di Biandronno (fraz. Cassinetta), Comabbio, Mercallo, Ternate, Varano Borghi e Vergiate (fraz. Corgeno). Entrambi i rami del collettore adducono le acque reflue urbane all'impianto di depurazione di Gavirate, dove subiscono gli opportuni trattamenti prima di essere immesse nel fiume Bardello.

9.2.2. Sintesi dello stato di fatto del sistema di collettamento circumlacuale

I due sistemi di collettamento circumlacuale dei laghi di Varese e di Comabbio, che per anni hanno assolto in modo efficace il compito di contenere gli apporti diretti a lago, si trovano oggi in crisi a causa dello sviluppo del territorio urbano, sia in termini di aumento della popolazione afferente,sia di aumento delle superfici impermeabili. A ciò si aggiunge il progressivo deterioramento dovuto all'età delle condotte e dei manufatti.
Negli scorsi anni la "Società lago" ha posto in essere una serie di attività volte a definire lo stato conoscitivo delle reti e ad individuare gli elementi di criticità. Nello specifico si è proceduto alla mappatura dei tracciati dei collettori circumlacuali mediante rilievo

topografico di dettaglio con indicazione delle principali caratteristiche delle condotte e dei manufatti d'ispezione, individuazione dei punti d'immissione dei rami laterali e redazione dei profili longitudinali.
Tale indagine ha permesso di rilevare alcune criticità strutturali, a carico delle condotte e dei manufatti d'ispezione: sviluppo di apparati radicali che ostruiscono parzialmente le tubazioni e le camerette, chiusini non solidali rispetto alla relativa soletta, camerette non ispezionabili perché i chiusini risultano coperti da terreno o asfalto oppure inclusi all'interno di proprietà private. Tutte le criticità emerse sono state inserite in un programma di manutenzione ordinaria e straordinaria dando priorità agli interventi connessi alla messa in sicurezza dei manufatti.
Successivamente si è proceduto al rilievo dei manufatti di sfioro e alla loro verifica idraulica ai sensi del R.R. 3/2006. Tale indagine è stata condotta sia sui manufatti consortili sia su quelli comunali, su specifica richiesta degli stessi Comuni soci.
A completamento della fase conoscitiva è stata condotta la verifica della funzionalità idraulica del sistema di collettamento principale con analisi delle portate ad esso afferenti, attuali e future, mediante l'applicazione di un modello avanzato di simulazione idraulica degli afflussi / deflussi (software Infoworks ICM®). Nello studio idraulico sono stati presi in considerazione gli afflussi provenienti dai diversi Comuni mediante l'analisi generale dei singoli sistemi fognari, sia in tempo secco che in tempo di pioggia, i quali sono stati confrontati con la capacità idraulica di smaltimento dei collettori sovracomunali.
Lo studio ha permesso di individuare le criticità idrauliche della rete e le possibili soluzioni tecniche attraverso la simulazione di diversi scenari d'intervento.

9.2.3. Criticità idrauliche del sistema di collettamento

Sulla base dei risultati della modellazione è emerso che i collettori risultano sempre sufficienti a smaltire le portate di nera in tempo secco mentre in tempo di pioggia, già a partire da eventi con tempo di ritorno pari a 2 anni, si verifica l'insufficienza idraulica in numerosi tratti, con effetti di rigurgito verso monte e tratti di tubazione che presentano funzionamento in pressione. Le situazioni più critiche si riscontrano lungo il ramo sud e quello di Comabbio, dove le elevate portate, che le fognature comunali miste immettono nel collettore nei tratti a monte, comportano non solo un funzionamento non corretto dello stesso (collettore insufficiente e in pressione con presenza di aree allagate), ma anche un ostacolo al deflusso delle portate in corrispondenza di alcuni scolmatori posti a valle. Tali sfioratori infatti non sono in grado di scaricare la portata nera diluita nel collettore, già pieno, e pertanto scaricano direttamente nel corpo idrico.Tale situazione si verifica soprattutto a causa della massiccia presenza di **acque parassite** che giungono al collettore. Si definiscono parassite tutte quelle acque che entrano nelle reti fognarie e che non sono considerabili reflui. Tali acque possono derivare da infiltrazioni di acqua di falda attraverso giunti o porzioni di condotte ammalorate, da acque di rogge o canali superficiali che si infiltrano nelle condotte fognarie in prossimità di rotture o che, addirittura, sono erroneamente collegate alle reti fognarie, nonché da acque meteoriche in caso di reti miste.
Esse, per loro stessa natura, non hanno necessità di essere avviate alla depurazione e pertanto il loro convogliamento nella rete fognaria causa problemi dal punto di vista:

- idraulico: le condotte fognarie non sono dimensionate per raccogliere e trasportare tali acque e la loro presenza determina un sovraccarico idraulico, con conseguente possibilità di allagamenti;
- depurativo: le acque parassite diluiscono il carico organico del refluo in ingresso all'impianto di depurazione, mettendo quindi in crisi i processi depurativi che per funzionare in maniera ottimale devono avere un refluo in ingresso di un certo tipo;
- economico: le acque parassite aumentano le portate che transitano nelle condotte, accelerando l'usura e il deterioramento delle stesse. Causano inoltre un aggravio dei costi sia per trasporto del refluo (es. tratti in pressione con pompe che devono sollevare portate maggiori) sia per la sua depurazione (maggior dispendio energetico per completare i vari cicli di trattamento, necessità di volumi e spazi maggiori).

9.2.4. Interventi di adeguamento e miglioramento del sistema fognario

Tutti gli studi sopra illustrati hanno costituito la base per successivi approfondimenti e per lo sviluppo di progetti in grado di superare le problematiche evidenziate[9].
Nella Tabella 24sono riassunti i principali interventi necessari a risolvere le criticità rilevate e per ognuno di essi si riporta lo stato di avanzamento e l'importo stimato per la sua realizzazione. È bene evidenziare che le soluzioni progettuali proposte rappresentano, a parere della scrivente[10], il giusto compromesso tra gli aspetti di natura idraulica, fondamentali per garantire l'efficienza del collettore e quelli più prettamente ambientali finalizzati a salvaguardare gli ecosistemi lacustri, riducendo al minimo i carichi inviati nei due corpi idrici in tempo di pioggia.

Tabella 24 - Interventi principali

Collettore	Descrizione intervento	Comune	Livello progettuale (ex art. 23 del D.Lgs 50/2016)	Costo
Nord	Adeguamento sfioratori comunali	Casciago, Gavirate, Varese	Progetto esecutivo	€ 230.000
	Realizzazione nuova vasca volano	Varese	Progetto di fattibilità tecnico-economica	€ 1.900.000
	Riattivazione n. 3 vasche di prima pioggia esistenti	Varese	Progetto di fattibilità tecnico-economica	€ 600.000
Sud e Comabbio	Adeguamento sfioratore e realizzazione vasca di prima pioggia presso la stazione di sollevamento SS7	Cazzago B.	Progetto definitivo	€ 550.000
	Adeguamento sfioratore e realizzazione vasca di prima pioggia presso la stazione di sollevamento SS8	Biandronno	Progetto definitivo	€ 910.000
	Dismissione della stazione di sollevamento SS9 e realizzazione di un impianto di fitodepurazione	Comabbio	Progetto preliminare*	€ 400.000
	Dismissione impianto di Daverio e collettamento dei reflui al collettore sud del lago di Varese	Daverio	Servizio di progettazione da affidare	€ 530.000
	Realizzazione nuova vasca volano e	Galliate L.	Progetto di fattibilità	€ 640.000

[9]Tali progetti sono attualmente in corso di valutazione da parte di ALFA (gestore del SII) per valutarne, congiuntamente all'Ufficio d'Ambito della Provincia di Varese, l'inserimento all'interno della pianificazione.
[10]Società lago

	sostituzione di un tratto di collettore		tecnico-economica	
	Adeguamento sfioratori e reti comunali	Azzate, Daverio	Progetto di fattibilità tecnico-economica	€ 460.000
	Adeguamento sfioratori e reti comunali	Bodio L., Inarzo, Cazzago B., Biandronno, Ternate, Vergiate	Servizio di progettazione da affidare	€ 1.500.000
TOTALE				**€ 7.720.000**

(*) livello di progettazione ex art.17 del D.P.R. 207/2010

9.2.5. Prospettive future

Come descritto al paragrafo precedente, le conseguenze dirette ed indirette interconnesse alla presenza di acque parassite che giungono al collettore hanno reso tale problematica prioritaria. Pertanto, dovranno essere previsti ulteriori interventi atti ad individuare e ridurre le acque parassite a carico delle reti fognarie (sia comunali che societarie), quali l'esecuzione di un'estesa campagna di monitoraggio delle portate finalizzato all'individuazione delle porzioni di condotte fognarie più vulnerabili alle acque parassite, conseguenti video-ispezioni dei tratti individuati e realizzazione degli interventi necessari alla risoluzione della problematica.
Risolte le criticità strutturali e funzionali più urgenti sarebbe opportuno condurre un'approfondita analisi ambientale del sistema "collettori – lago".
L'analisi dovrà prendere in esame soprattutto gli emissari degli sfioratori comunali con recapito diretto nel lago o nei corsi d'acqua ad esso afferenti ed avrà come obbiettivo l'individuazione degli interventi necessari per minimizzare l'impatto delle acque sfiorate sull'ambiente lacustre, con riduzione quindi degli apporti di sostanza organica e nutrienti ai due laghi. A tale scopo, sarà valutata la necessità o meno di un sistema di raccolta delle acque di prima pioggia e la possibilità di introdurre degli ecosistemi filtro sulle acque di seconda pioggia, tra lo sfioratore ed il lago, in grado di costituire un affinamento della qualità delle acque di seconda pioggia. In considerazione delle peculiarità ambientali dei due laghi,entrambi aree protette appartenenti alla rete ecologica Natura 2000, verranno individuate potenziali aree in cui inserire gli ecosistemi filtro a salvaguardia delle acque lacustri.
Tale analisi, unitamente allo studio idraulico già condotto, permetterà inoltre di stimare la riduzione degli apporti inquinanti ai laghi di Varese e Comabbio, imputabili agli sfiori di acque miste durante gli eventi meteorici (carico esterno residuo di fosforo). Tale informazione è un elemento imprescindibile al fine di una corretta valutazione di eventuali interventi di risanamento ambientale del lago di Varese.

9.3. Prelievo ipolimnico

9.3.1. Descrizione dell'impianto

Nei laghi eutrofici, durante il periodo estivo di stratificazione termica, la concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'ipolimnio tende a diminuire a causa dei processi di degradazione aerobia del materiale organico che sedimenta e si accumula nelle acque profonde.
Qualora il processo di degradazione aerobia sia particolarmente rilevante, come per il lago di Varese, nelle acque profonde si vengono a creare condizioni di anossia che promuovono il rilascio di fosforo dai sedimenti lacustri. Come conseguenza di questi processi durante la stratificazione termica estiva le acque ipolimniche risultano anossiche e ricche di fosforo disciolto. Ai fini del miglioramento della qualità delle acque del lago, con particolare riferimento alla riduzione del carico interno di nutrienti (rilascio di fosforo dai sedimenti lacustri), nel periodo 2000 - 2003, la Provincia di Varese ha attivato un sistema sperimentale di emunzione e ossigenazione delle acque ipolimniche:

- l'emunzione ipolimnica ha interessato le acque del bacino più profondo di Gavirate, comprese tra i 20 e i 25 metri, durante la stratificazione termica estiva: periodo giugno - ottobre. Tale intervento era finalizzato alla rimozione delle acque profonde povere di ossigeno e ricche di nutrienti algali (azoto e fosforo), tramite loro emunzione e scarico nel fiume Bardello (emissario del lago);
- l'ossigenazione ha coinvolto le acque dei bacini meno profondi di Cassinetta (Biandronno) e Schiranna (Varese) con lo scopo di contrastare le condizioni di anossia negli strati inferiori del lago durante i periodi di stratificazione termica estiva, creando condizioni di ossigenazione idonee al sostentamento della fauna ittica e alla riduzione del rilascio di fosforo dai sedimenti (carico interno).

La valutazione complessiva dell'intervento è stata negativa per l'intervento di ossigenazione, rivelatosi poco efficace in termini di rapporto costi/benefici, pertanto, negli anni successivi il relativo impianto è stato completamente smantellato, mentre quello di emunzione è stato mantenuto in attesa di nuove valutazioni in merito al suo utilizzo. Nella Tabella 25 si riporta una sintesi dei principali dati di esercizio dell'impianto di prelievo ipolimnico durante il periodo di funzionamento 2000 - 2003.

Tabella 25 - Intervento di prelievo ipolimnico, dati di esercizio (Crosa, Canziani 2005)

	2000	***2001***	***2002***	***2003 (#)***	**Tot.**
Durata (giorni) *(*)*	150 (mag-ott)	133 (mag-nov)	156 (mag-nov)	79 (lug-set)	520
Portata (m^3/s)	0,4 -1	0,7 - 1	0,4 -1	1	
Volume tot. acque prelevate (10^6 m^3) *(°)*	10,32	11,96	11,12	6,83	40,23
Volume rinnovato acque di fondo (%)	130	150	140	85	
Quantità di Ptot asportate (kg)	4.176	5.029	4.297	3.045	16.547
Quantità di Ntot asportate (kg)	27.472	42.110	28.181	18.423	116.186
Quantità di NH_4 asportate (kg)	15.674	39.513	24.664	10.679	90.530

(*) Di norma il sifonamento delle acque ipolimniche non è attivato per circa due settimane nel mese di agosto

(#)Nel 2003 il sifonamento delle acque ipolimniche è stato significativamente ridotto rispetto agli anni precedenti a causa della scarsa piovosità verificatasi in tutto il bacino imbrifero durante la stagione estiva
(°) Il prelievo interessa le acque di fondo da 20 a 25 metri che occupano un volume di 7.994.400 m^3

L'impianto di prelievo ipolimnico è composto da un sistema di tubazioni posate sul fondo del lago, nella zona più profonda (circa 25 metri), allacciate a una stazione di sollevamento ubicata sul lungolago "Francesco Daverio", in comune di Biandronno. A quest'ultima sono collegate una linea di aspirazione (lunghezza condutture 1.390 m / Ø da 40 a 100 cm) e una linea di mandata (lunghezza condutture 1.520 m / Ø 100 cm). La prima è formata da tre rami alle cui estremità sono istallati n. 4 dispositivi di aspirazione costituiti ciascuno da una griglia di tubazioni fessurate in PEAD posizionata sul fondo tramite opportuni supporti. La linea di mandata invece è costituita da una condotta singola che porta le acque ipolimniche alla stazione di strippaggio ubicata in comune di Gavirate (portata massima 1 m^3/s), in prossimità dello sbarramento di regolazione del fiume Bardello, emissario del lago, dove le acque previo trattamento di ossigenazione vengono immesse nel fiume.
Alla luce di quanto sopra descritto l'impianto di emunzione ipolimnica può essere schematicamente suddiviso in quattro comparti:

1. Sistema di condotte subacquee:tubazioni di aspirazione e mandata con relativi ancoraggi, griglie di aspirazione, ecc.
2. Stazione di strippaggio: vasca coperta di raccolta delle acque, impianto di ossigenazione e deodorizzazione, manufatto di contenimento dei quadri elettrici, condotta di scarico delle acque nel fiume Bardello, ecc.
3. Stazione di sollevamento: camera interrata con n. 3 elettropompe di aspirazione, 1 elettropompa di aggottamento, cabine esterne di contenimento dei quadri elettrici di alimentazione/comando delle pompe, ecc.
4. Manufatto di scarico: sistema di scarico a ventaglio finalizzato a creare un'ampia superficie di laminazione delle acque in corrispondenza dell'immissione nel fiume Bardello,per ridurre la turbolenza e la conseguente propagazione di cattivi odori.

Da rilevare come l'esperienza di funzionamento risalente al quadriennio 2000 - 2003 abbia evidenziato l'inadeguatezza della stazione di strippaggio delle acque ipolimniche collocata a Gavirate, evidentemente sottodimensionata rispetto ai volumi da trattare (portata massima acque ipolimniche prelevate circa 1 m^3/sec). La funzione di tale vasca è di abbattere i cattivi odori delle acque ipolimniche, dovuti in via principale alla presenza di acido solfidrico dal caratteristico odore di uova marce, prima del loro scarico nel fiume Bardello, tramite insufflazione di ossigeno. La conseguenza dell'insufficienza di tale trattamento è stata un esteso propagarsi di miasmi nell'intorno dello scarico e della stazione di strippaggio, che costituiva elemento di forte criticità per la vivibilità dei luoghi sia all'interno che all'esterno degli edifici (residenziali e di lavoro).

9.3.2. Prospettive future

Nel corso del 2017, la Provincia ha condotto una serie di analisi finalizzate alla verifica dello stato di conservazione e funzionamento dell'impianto di prelievo ipolimnico del lago di Varese, attualmente in disuso, ai fini di una sua eventuale riattivazione o della definitiva dismissione (Marelli 2017).

Sulla base delle indagini eseguite, che hanno evidenziato una condizione generale di buono stato dell'impianto, sono stati elaborati 4 possibili scenari per la sua riattivazione con relative stime dei costi, comprensivi di proposte tecniche per la soluzione del problema dei cattivi odori.

Scenario_1: Riattivazione come da progetto originario

Gli studi effettuati portano a ritenere che la stazione di strippaggio, localizzata in comune di Gavirate e a suo tempo utilizzata per insufflare ossigeno puro nelle acque prelevate dagli strati profondi del lago, non possa essere riattivata nel suo assetto originario. Infatti, nonostante l'efficacia dell'ossigeno per il contenimento dei cattivi odori provenienti da acque anossiche sia accertata, il suo utilizzo comporta elevati costi di gestione (ossigeno e relativo impianto di diffusione); inoltre la pregressa esperienza ha ampiamente dimostrato come la vasca di accumulo esistente sia sottodimensionata (8,5x7x2 m, volume massimo di invaso 119 m^3), il che determina un così scarso tempo di contatto acqua/ossigeno (circa 2 minuti) da rendere inefficace l'azione ossidante di quest'ultimo. Un intervento di ampliamento di alcune decine di volte della vasca di accumulo con l'installazione di moderni sistemi di abbattimento odori non si valuta sostenibile (rapporto costi/benefici sfavorevole), specie se rapportato al periodo di funzionamento del sistema, verosimilmente non inferiore a 15 anni.

Si ritiene quindi opportuno, in ogni caso, disattivare la stazione di strippaggio rimuovendo le componenti elettromeccaniche relative al vecchio impianto di iniezione di ossigeno (bombola di stoccaggio ossigeno, quadri elettrici di controllo, ecc.), e mantenendo unicamente la vasca di accumulo coperta con funzione di rallentamento cinetico delle acque.

Lo Scenario1 non si ritiene perseguibile per un rapporto sfavorevole costi/benefici.

Scenario_2: Adeguamenti minimali

Questo scenario prevede l'attuazione di una serie di interventi minimali sull'impianto costituiti da opere di aggiornamento tecnologico/manutenzione ordinaria, e adeguamenti finalizzati a ridurre la propagazione di cattivi odori in corrispondenza del punto di immissione delle acque emunte nel fiume Bardello.

Di seguito si riporta una sintesi degli interventi previsti con relativa stima dei costi:

Smantellamento impianto di ossigenazione
Manutenzione componenti idrauliche della stazione di sollevamento Sostituzione delle valvole di intercettazione a saracinesca. Manutenzione valvole clapet. Sostituzione giunti e bullonerie.
Adeguamento quadro elettrico Installazione e programmazione di nuovi inverter per la protezione e il controllo del funzionamento delle pompe. Installazione di nuovo sistema PLC con pannello per la visualizzazione e il controllo dell'impianto. Installazione e messa in funzione di un sistema dati per gestire il sistema da remoto.

Tubazioni sommerse
Lavaggio ad alta pressione delle feritoie sulle tubazioni di aspirazione sommerse.
Ripristino del sistema di pedagnatura.
Sostituzione bulloneria flange e catena.

Sistemazione manufatto di scarico
Realizzazione di un carter di protezione presso l'attuale manufatto di scarico fiume Bardello per agevolare l'immissione sottobattente delle acque.

Lo scarico a ventaglio attualmente in uso si presenta a una quota tale da non garantire l'immissione sotto battente, generando un flusso turbolento che favorisce il passaggio in atmosfera dei gas causa dei cattivi odori.
Per la correzione di questa situazione senza lo smantellamento dell'opera civile esistente verrà realizzato un carter in acciaio inox, costruito in maniera tale da garantire l'immissione al di sotto del battente del fiume e nel medesimo tempo facilitare le operazioni di campionamento per i monitoraggi periodici.

Iniezione di aria atmosferica
Sistema con eiettori venturi.
Sistema con elettrosoffianti.
Sistema con iniezione diretta ossigeno.
La vasca di strippaggio attuale non garantisce tempi di contatto sufficienti all'ossidazione dell'idrogeno solforato, presente nelle acque ipolimniche in quantità fino a 2,7 mg/l, e causa delle esalazioni in atmosfera.
Per aumentare il tempo di contatto utile, senza modifiche strutturali all'impianto, si propone l'immissione degli agenti ossidanti (aria o ossigeno) direttamente nella condotta di mandata, sfruttando gli stacchi già presenti tra pompe e valvole di non ritorno, in modo da sfruttare il tempo di permanenza delle acque nella tubazione come tempo di contatto.
La lunghezza della condotta di mandata di ~1800 m garantisce un tempo di contatto prossimo a 30 minuti contro un tempo di permanenza in vasca di strippaggio inferiore a 3 minuti; inoltre la pressione presente nella condotta di mandata aumenta la solubilità dell'ossigeno in acqua, favorendo le reazioni di ossidazione.

Diluzione delle acque
Inserimento di una valvola con attuatore pneumatico sulla tubazione di presa con relativo sistema di regolazione.

Si prevede l'istallazione di un meccanismo per l'eventuale diluizione delle acque profonde con acque superficiali ricche di ossigeno e povere di nutrienti algali (fosforo e azoto). Si tratta di creare un'apertura in corrispondenza della tubazione di aspirazione, nelle immediate vicinanze della superficie del lago, in maniera tale che le pompe aspirino una quota modulabile di acque superficiali utile per rispondere al peggioramento della qualità delle acque ipolimniche durante l'anno, essenzialmente legato al progressivo incremento delle concentrazioni di composti ridotti maleodoranti sul fondo del lago durante la stratificazione termica (ad esempio minore o nulla diluizione a maggio - maggiore diluizione a novembre/dicembre). Il sistema di presa di acque superficiali consente il controllo della diluzione delle acque ipolimniche ricche di ammoniaca e idrogeno solforato con le acque di superficie, permettendo di ridurre l'impatto dell'impianto sul fiume Bardello e i cattivi odori in occasione dei periodi con picchi di concentrazioni di inquinanti sul fondo.

Totale 194.000 - 231.100 €

Scenario_3: Prolungamento della tubazione di scarico

Questo scenario prevede il prolungamento della tubazione di scarico lungo il fiume Bardello al fine di allontanare le acque ipolimniche e le problematiche dei cattivi odori ad esse connesse in zone lontane da recettori sensibili. La realizzazione di tutti gli interventi previsti nello Scenario 3 di seguito descritti, ad esclusione del meccanismo di diluizione

delle acque e delle opere di sistemazione del manufatto di scarico, si aggiungono a quanto previsto nello Scenario 2.

In particolare sono state elaborate tre diverse possibilità di intervento:

1_Prolungamento tubazione di scarico in punto lontano da recettori sensibili
Spostamento del punto di scarico sotto del ponte della SP50dir, a distanza di circa 1 km dal punto di immissione attuale in una zona distante da recettori sensibili, tramite tubazione stesa in alveo al fiume Bardello. Questa soluzione garantirebbe anche un incremento del tempo di contatto aria/acqua all'interno della tubazione.

Totale 1.094.200 €

2_Prolungamento tubazione di scarico con dispersione diffusa
Istallazione di una tubazione a più uscite lungo la fascia ripariale della lunghezza di 500 - 1000 metri. Questo permetterebbe di mantenere l'immissione delle acque trattate (1 m^3/s) sottobattente, senza la formazione di salti che promuovono la diffusione di cattivi odori, garantirebbe contemporaneamente un incremento del tempo di contatto aria/acqua all'interno della tubazione, variabile a seconda del punto di rilascio, e una diluzione maggiore delle acque sifonate, con conseguente riduzione ulteriore delle interferenze negative rispetto alle biocenosi acquatiche.

Totale 792.700 €

3_Prolungamento tubazione di scarico con sifonatura
Spostamento del punto di scarico sotto il ponte della SP50dir a distanza di circa 1 km dal punto di immissione attuale in una zona distante da recettori sensibili, tramite tubazione stesa in alveo al Bardello. In questo caso il nuovo punto si scarico si troverebbe ad una quota inferiore rispetto al livello del lago con la possibilità di creare un sifone con conseguente drastico abbattimento dei costi di energia elettrica. Una volta raggiunto l'obbiettivo di qualità prefissato, si potrebbe procedere in continuo con il sifonamento delle acque ipolimniche a titolo di mantenimento del risultato raggiunto. Questa soluzione, valida dal punto di vista teorico, necessita di approfondimenti tecnici di fine dettaglio finalizzati a valutarne la reale fattibilità.

Totale 1.260.000 €

Scenario_4: Convogliamento delle acque ipolimniche al depuratore di Gavirate

Questo scenario prevede il convogliamento delle acque ipolimniche al depuratore di Gavirate con la possibilità di attivare trattamenti finalizzati all'abbattimento dei cattivi odori e dei carichi di fosforo e/o azoto. A questo proposito si prevede la possibilità di adeguare la prima linea del depuratore, inattiva da circa 15 anni, e di metterla a servizio esclusivo del trattamento delle acque del lago.

Un prima stima economica di massima individua i costi necessari per i lavori di spostamento della tubazione per il convogliamento delle acque ipolimniche al depuratore e per l'adeguamento della prima linea. In questa stima non sono inclusi i costi di gestione annuale (energia, manutenzione, trattamenti, ecc.).
Totale 6.500.000 €

Stima dei costi di gestione annuale

Nella Tabella 26si riporta una sintesi dei costi di gestione annuale dell'impianto.

Tabella 26 - Stima dei costi di gestione annuale

	Scenario 2	Scenario 3 (Ipotesi sifonamento)*	Scenario 4
Corrente elettrica	100.000 €	≈ 0	n.d.
Manutenzione ordinaria, attività generale di guardiania, controllo, gestione, canone demaniale #	28.000 €	28.000 €	n.d.
Analisi chimico – fisiche e supervisione scientifica	60.000 €	60.000 €	n.d.
Totale	***€ 188.000***	***88.000 €***	

(*) con riferimento alle altre due ipotesi previste nello scenario tre, per i costi di corrente elettrica si faccia riferimento a quanto previsto nello scenario 2
(#) la voce canone demaniale è stata citata ma al momento non è possibile stimarne l'importo.

Quadro di sintesi economica

Nella Tabella 27 si riporta una sintesi dei costi di attivazione e gestione annuale rispetto ai diversi scenari elaborati tenendo in considerazione le voci di spesa più elevate. In tale contesto i costi sono stati moltiplicati per il numero di anni di funzionamento secondo tre diverse ipotesi a 10, 20 e 30 anni di funzionamento per avere un'indicazione sommaria della portata dell'investimento in un orizzonte temporale a lungo termine (non sono state considerati i mutamenti delle variabili economiche nel tempo).

Tabella 27 - Quadro di sintesi economica

	Costi di attivazione	Costo di gestione €/anno	10 anni	20 anni	30 anni
Scenario 2 Adeguamenti vari	231.000 €	188.000 €	2.111.000 €	3.991.000 €	5.871.000 €
Scenario 3 Prolungamento tubazione con sifonamento	1.491.000 €	88.000 €	2.371.000 €	3.251.000 €	4.131.000 €
Scenario 4 Convogliamento acque ipolimniche al depuratore	6.500.000 €	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Stima dei costi di smantellamento

Nel caso in cui l'impianto sia giudicato non più idoneo al funzionamento a causa di un rapporto costo/benefici non soddisfacente, le strutture esistenti saranno da classificarsi come rifiuto e pertanto andranno smaltite. Si prevede quindi la rimozione di tutte le parti aeree e sommerse dell'impianto con il ripristino dello stato originario dei luoghi.

Sintesi degli interventi previsti:
- rimozione griglie di aspirazione a bordo taglio e allontanamento
- rimessa in galleggiamento delle tubazioni di aspirazione

- recupero delle tubazioni a bordo rimozione zavorre e taglio tubazioni
- trasporto a riva e carico su autocarri per smaltimento
- rimessa in galleggiamento delle tubazioni di mandata
- recupero delle tubazioni a bordo rimozione zavorre e taglio tubazioni
- trasporto a riva e carico su autocarri per smaltimento
- viaggi autocarri
- smaltimentomanufatti in cls (zavorre, corpi morti)
- smaltimento PEAD (tubazioni)
- rimozione parti impiantistiche vano pompe
- smaltimento parti impiantistiche e tubazioni (stazione pompaggio, vasca strippaggio)
- demolizione opere in cls (vano pompe, vasca di strippaggio, scarico sul Bardello)
- rirprstino stato dei luoghi
- rimozione tubazione interrata
Totale 704.700 €

9.3.3. Impatto delle acque ipolimniche sul fiume Bardello e sul lago Maggiore

Il fiume Bardello è tra i corsi d'acqua monitorati all'interno delle ricerche finanziate dalla CIPAIS (Commissione Internazionale per la Protezione delle acque italo Svizzere).Gli andamenti dei carichi di fosforo e azoto nel fiume Bardello misurati alla foce e prima dell'effluente del depuratore di Gavirate sono mostrati in Figura 23.

Per quanto riguarda il fosforo totale, i dati disponibili per questo corso d'acqua indicano concentrazioni medie variabili tra 60 e 300 µg P/l (periodo 2013-2015). Le concentrazioni, così come quelle di altri tributari, sono diminuite rispetto ai valori degli anni '80 e '90. Nonostante ciò, le concentrazioni di fosforo totale, cosi come quelle dei composti dell'azoto, rimangono molto elevate se confrontate con gli altri corsi d'acqua monitorati all'interno della rete CIPAIS.
In termini di carichi, gli apporti di fosforo totale veicolati dal Bardello al lago Maggiore ammontano a valori compresi tra 5 e 15 t P/anno nel periodo recente (2013-2015). Anche per i carichi si segnala una diminuzione rispetto ai periodi precedenti (oltre 40 t P/anno negli anni '80 e '90 e circa 25 t P/anno nei primi anni '2000). Il contributo percentuale del Bardello al carico totale di fosforo veicolato al lago Maggiore dalle acque tributarie è attorno al 6%, contributo non trascurabile considerate le portate limitate di questo corso d'acqua. Nell'ultimo decennio i carichi complessivi di fosforo al lago Maggiore hanno oscillato attorno alle 200 t P/anno (valore medio del periodo 2006-2016: 209 t P/anno), quantità ritenuta compatibile con il mantenimento dello stato di oligotrofia delle acque (Pannello di Controllo CIPAIS sullo stato e sull'evoluzione delle acque del lago Maggiore).
I dati mostrano una tendenziale diminuzione del carico proveniente dal Bardello verso il lago Maggiore con delle consistenti variazioni negli ultimi anni; il carico di TP è stabile, nell'ultimo quinquennio (tranne il valore del 2012), sotto le 20 t/anno, mentre il carico di TN (tranne il 2012) è ben sotto quota 250 t/anno con valori di circa 100 t/anno nell'ultimo triennio.
Dalle simulazioni effettuate, per valutare i carichi di una eventuale attivazione del prelievo ipolimnico, partendo dalle concentrazioni di TN, TP e NH_4 presenti negli strati profondi del lago, si ottengono dei valori di 30,1 t/anno per NT, di 17,1 t/anno per NH4 e di 4,95 t/anno per il TP. Confrontando tali valori con la variabilità annuale dei carichi in uscita dal lago d Varese verso il Bardello e dal Bardello verso il lago Maggiore, emerge come tali valori non sembrano rappresentare un surplus di carico particolarmente impattante per il fiume

Bardello e, soprattutto, per il lago Maggiore. Occorre tuttavia considerare l'impatto generato da acque con elevate concentrazioni di nutrienti nella zona di foce, poco profonda e soggetta a riscaldamento primaverile ed estivo.
Nel complesso dunque, un eventuale aumento degli apporti di fosforo a lago che potrebbe conseguire dal prelievo ipolimnico deve essere quindi attentamente valutato e quantificato.
I dati riferiti alla stazione di misura di Gavirate (a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione) indicano un carico medio di 615 t COD a^{-1}, 119 t TNa^{-1} (di cui 17,4 t di NH_4) e di 2,8 t TPa^{-1}. Per la stazione di foce, all'immissione del fiume Bardello nel lago Maggiore, un carico medio di 648 t CODa^{-1}, 129 t TNa^{-1} (di cui 15,9 di NH4) e in 14,6 TPa^{-1}. Il valore finale del carico immesso nel lago Maggiore è solo lievemente superiore al carico presente in alveo a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto, a conferma di un'intensa capacità di autodepurazione del corso d'acqua.
I dati del monitoraggio dei reflui in uscita dall'impianto di Gavirate, degli ultimi anni, mostrano un carico medio di circa 184 t CODa^{-1}, 84,7 t TNa^{-1} e 4,16 t Pa^{-1}.

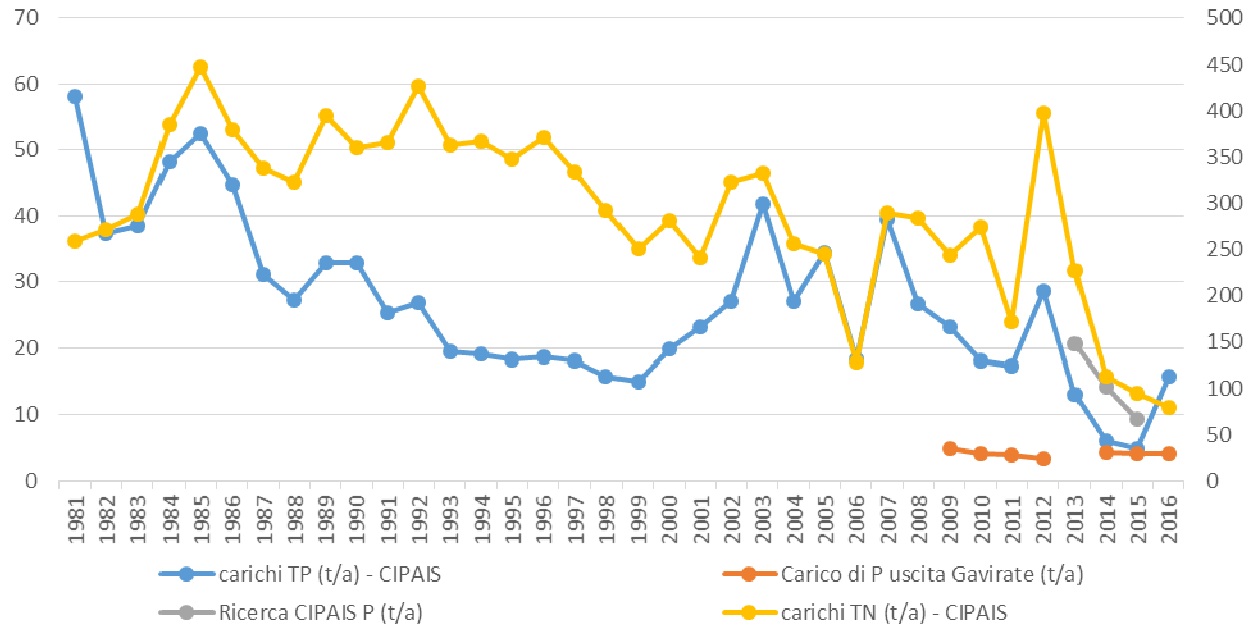


Figura 23 - Andamento dei carichi di fosforo e azoto nel fiume Bardello

Inoltre, recenti ricerche svolte dal CNR-ISE di Verbania Pallanza all'intero del programma di ricerca della CIPAIS hanno indicato il Bardello, a dispetto della portata limitata, come una delle principali fonti di inquinamento da determinanti di antibiotico resistenza (geni di resistenza e batteri antibiotico resistenti) del lago Maggiore, ponendo l'accento sul potenziale rischio correlato alla diffusione di questi e di altri inquinanti, quali, DDT e metaboliti, policlorobifenili (PCB), polibromodifenileteri (PBDE), l'esabromociclododecano (HBCD) e il decabromodifeniletano (DBDPE).
Il torrente Bardello rappresenta quindi una delle principali sorgenti puntiformi di inquinamento al lago Maggiore. Per questa ragione l'impatto delle acque del Bardello è rilevante e può causare una destabilizzazione dei popolamenti residenti del lago in caso di variazioni peggiorative degli apporti inquinanti.

La possibile immissione nel lago Maggiore di contaminanti organici e inorganici (potenzialmente presenti anche nelle acque del Lago di Varese) conseguente all'attività di prelievo ipolimnico costituisce per il fiume Bardello e per il lago Maggiore un potenziale fattore di rischio.
Nel complesso quindi, qualsiasi intervento che vada a modificare gli attuali apporti veicolati dal Bardello al lago Maggiore deve essere attentamente valutato.

9.4. Interventi di tipo biologico come metodologia di miglioramento dello stato ecologico del lago di Varese: prelievi selettivi su fauna ittica, asportazione macrofite

Tutte le componenti di un lago, abiotiche e biotiche, sono strettamente legate tra loro.
La biomanipolazione delle reti trofiche (Shapiro *et al.* 1975), è un'ecotecnologia che prevede interventi sulla componente biotica (pesci e piante acquatiche soprattutto) al fine di modificare i flussi di materia ed energia negli ecosistemi lacustri. La biomanipolazione è uno strumento gestionale utilizzato per migliorare lo stato ecologico dei bacini lacustri.

Gli interventi di biomanipolazione sono generalmente molto meno costosi degli interventi infrastrutturali, sono spesso utilizzati come metodo relativamente veloce per migliorare la qualità delle acque ed in particolare la trasparenza delle stesse.
Tra gli interventi più apprezzati in termini di risultato vi sono la rimozione della fauna ittica zooplanctivora e la rimozione delle piante acquatiche.
La rimozione dei pesci zooplanctivori ha la funzione di ridurre la predazione sullo zooplancton e favorire una maggior pressione di predazione sul fitoplancton da parte dello zooplancton, consentendo l'instaurarsi di condizioni di acque trasparenti. Ciò determina condizioni migliori per l'affermazione, tra la comunità vegetale, delle piante acquatiche che, sottraendo nutrienti al fitoplancton, tendono a creare un circolo positivo.
Un secondo intervento spesso utilizzato, in aggiunta a quello sulla fauna ittica, è quello relativo allo sfalcio e rimozione annuale delle piante acquatiche alla fine della stagione vegetativa. La rimozione delle piante acquatiche alla fine del ciclo vegetativo, ma prima che si decompongano, consente di asportare dal lago una discreta quantità di nutrienti accumulati nelle piante che, altrimenti, verrebbero nuovamente messi a disposizione nella colonna d'acqua.

Interventi di questo genere sono stato portati avanti con successo in numerosi laghi, anche in Italia (lago di Candia, vedi Galanti *et al.* 1990; Giussani et al 1990) ed hanno consentito, unitamente alla riduzione dei carichi esterni, di migliorare notevolmente lo stato ecologico del corpo idrico.
Occorre qui segnalare che gli interventi sulla componente macrofitica vanno portati avanti ogni anno mentre quelli sulla fauna ittica possono essere ripetuti ogni 3-5 anni a seconda della loro intensità.

Per quanto riguarda il lago di Varese, interventi di biomanipolazione potrebbero diventare particolarmente interessanti se, unitamente alla finalità di facilitare l'incremento della

trasparenza delle acque, fossero finalizzati anche alla rimozione delle numerose specie ittiche aliene presenti.
Tra gli interventi di manipolazione possono essere elencati anche i ripopolamenti con specie ittiche piscivore, quali il luccio, persico trota o lucioperca. Il meccanismo della predazione è utile infatti per il controllo delle specie di pesce foraggio (normalmente scardola o gardon), ma in ambienti molto estesi come il lago di Varese, risulterebbe, se fatto da solo, decisamente poco incisivo.

In sintesi, gli interventi di biomanipolazione risultano incisivi se vengono pianificati su una solida conoscenza della struttura e del funzionamento dell'ecosistema lacustre su cui si vuole intervenire, se vengono ripetuti costantemente nel tempo e se accompagnano altri interventi di miglioramento della qualità delle acque, quali soprattutto la riduzione dei carichi esterni di nutrienti.

10. ESEMPI DI ALTRI LAGHI IN CUI È STATO SPERIMENTATO IL PRELIEVO IPOLIMNICO

Per il miglioramento della qualità delle acque di un corpo idrico le azioni prioritarie da intraprendere devono essere rivolte all'eliminazione delle cause del degrado e quindi alla riduzione del carico esterno (interventi indiretti) sino a livelli più prossimi possibile alla condizione naturale, cioè quella originariamente presente nel bacino imbrifero in assenza di attività antropica. Tuttavia la riduzione del carico esterno, non sempre è sufficiente per raggiungere gli obiettivi prefissati in termini di coerenza tra le quantità in ingresso e le quantità misurate in acqua, a causa dell'elevato carico interno, costituito dal rilascio di fosforo dai sedimenti. In questi casi è necessario procedere con azioni specifiche sul corpo idrico (interventi diretti), al fine di accelerare il processo di miglioramento della qualità delle acque innescato dalla riduzione degli apporti esterni. Diversi sono gli interventi diretti attuabili (prelievo ipolimnio, precipitazione chimica, asportazione dei sedimenti, ecc.);la scelta deve essere attentamente valutata in relazione alle caratteristiche del lago e ai rapporti costi/benefici. In linea generale l'applicazione dei soli interventi diretti senza una precedente o contemporanea riduzione del carico esterno porta a risultati positivi di carattere soltanto temporaneo.

Alla fine degli anni '90 i tecnici del CCR di Ispra su incarico della Provincia di Varese individuarono nel prelievo ipolimnico la soluzione più adatta per il lago di Varese, con l'obiettivo di ridurre il contenuto di nutrienti e aumentare la concentrazione di ossigeno nell'ipolimnio.
La tecnica del prelievo ipolimnico consiste nel sostituire completamente o parzialmente il deflusso superficiale dall'emissario, costituito da acque ricche di ossigeno e povere di nutrienti, con le acque ipolimniche, più fredde, povere di ossigeno, ricche di nutrienti e sostanze ridotte, accelerando così il meccanismo naturale di ricambio che durante la stratificazione estiva interessa soltanto le acque superficiali.

Con riferimento al tema in questione risulta di particolare interesse lo studio condotto da Getrud K. Nurberg "Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments" (Lake and Reservoir Management 2007) che confronta la qualità delle acque prima e durante il prelievo ipolimnico in circa 40 casi in Europa, tra i quali figura anche il lago di Varese, e 8 nel Nord America. Lo studio non riporta esperienze in altri continenti poiché non note al momento della stesura o non sufficientemente documentate.
Ad eccezione dei laghi poco profondi oligomittici, in cui non si sono registrati benefici probabilmente per la scarsa quantità di nutrienti asportata, lo studio evidenzia un generale miglioramento nella qualità delle acque nei laghi trattati, in cui si sono registrate diminuzioni delle concentrazioni di fosforo e clorofilla, aumento della trasparenza (disco di Secchi), e delle concentrazioni di ossigeno. I risultati migliori si sono ottenuti nei laghi caratterizzati da stratificazioni termiche estive lunghe e stabili.

Dalle diverse esperienze condotte emerge che l'azione di prelievo può portare ad un aumento della temperatura delle acque ipolimniche con conseguenti interferenze negative sulla stabilità termica della colonna d'acqua, incrementi del rilascio di fosforo dai sedimenti e della domanda di ossigeno. Tali effetti possono portare all'aumento della disponibilità di nutrienti provenienti dall'ipolimnio accentuando la condizione di

eutrofizzazione delle acque. Pertanto è importante individuare correttamente la tempistica di prelievo e i volumi di acqua asportati per ridurre al minimo le variazioni di temperatura. Un'altra criticità generalmente riscontrata che necessita di una gestione oculata è costituita dall'impatto delle acque prelevate sull'emissario in termini di aumento della temperatura, eutrofizzazione, diminuzione di ossigeno e cattivi odori.

Tipicamente i laghi considerati nello studio hanno dimensioni piuttosto modeste, il 50 % infatti ha una superficie inferiore a 44 ha. Il lago di Varese con un'estensione di 1.451 ha e un volume di 153 x 10^6 m^3 risulta in assoluto il più grande. Le tempistiche di intervento nei casi riportati variano da 1 a 30 anni (dato riferito al 2007), con impianti che utilizzano nella maggior parte dei casi il sifonamento passivo per gravità (quindi senza consumo di energia), piuttosto che il pompaggio attivo con elettropompe, come avviene per il lago di Varese. Questa scelta dipende essenzialmente dalla morfologia del territorio (differenza di quota tra il livello del lago e il punto di scarico) e dai volumi di acqua che si intende asportare.

Altri casi di applicazione del prelievo ipolimnico in Italia attualmente in funzione sono:

- lago di Annone in funzione dal 2008; tipologia: pompaggio attivo; superficie: 381 ha; volume: 24x10^6 m^3;
- lago di Monticolo in funzione dal 1979; tipologia: sifonamento per gravità; superficie: 5 ha; volume: 0,52x10^6 m^3;
- lago Grande di Avigliana in funzione dal 2005; tipologia: sifonamento per gravità; superficie: 0,89 ha; volume: 17,2x10^6 m^3.

11. CONCLUSIONI

1. I dati a disposizione evidenziano come l'attivazione del collettore circumlacuale avvenuta nel 1986 abbia ridotto di circa l'80% la concentrazione di fosforo a lago, passata da 440 µg P L^{-1} a circa 80 µg P L^{-1}, valore che si è mantenuto pressoché costante dalla fine degli anni '90 sino a oggi. Lo stato attuale, cui corrisponde un carico esterno stimato compreso tra 9,2 ta^{-1} (Vismara 2006) e 23 t/anno (PTUA 2016 - aggiornamento febbraio 2018) rivela, tuttavia, ancora un marcato scostamento rispetto alla condizione stimata di naturalità con riferimento sia al carico esterno compreso tra 3,5 e 4,1 t Pa^{-1} (PTUA 2016 e s.m.i.), sia alle concentrazioni in acqua comprese tra 19 e 22 µg P L^{-1} (PTUA 2016 e s.m.i.).
2. Altri due fattori non trascurabili che contribuiscono alle elevate concentrazioni di fosforo nella colonna d'acqua sono:
    a. il rilascio di fosforo dai sedimenti (carico interno) determinato dalle condizioni di anossia (carenza di ossigeno) all'interfaccia acqua/sedimento durante il periodo di stratificazione termica;
    b. il riscaldamento climatico globale prolunga il periodo di stratificazione termica contribuendo ad amplificare gli effetti dell'eutrofizzazione.
3. La scelta del prelievo ipolimnico sperimentale individuata dal CCR di Ispra nel 1994 si conferma tutt'oggi un utile strumento di sostegno al miglioramento della qualità delle acque del lago di Varese, considerate le sue caratteristiche morfologiche e idrologiche che determinano un lungo periodo di stratificazione termica estiva con anossia nelle acque ipolimniche. Si valutano dunque positivamente le analisi tecniche effettuate dalla Provincia di Varese che mettono in evidenza un impianto di prelievo ipolimnico ancora in buono stato, con diverse possibili soluzioni per il superamento delle criticità emerse durante il quadriennio di esercizio 2000-2003, prima fra tutte la propagazione di cattivi odori in prossimità della scarico delle acque ipolimniche nel Bardello.
4. Dall'analisi dei più recenti dati a disposizione sulla qualità delle acque del lago, il prelievo ipolimnico permetterebbe di asportare le seguenti quantità di nutrienti durante la stratificazione termica estiva: circa 30,1 ta^{-1} di azoto totale, 17,1 ta^{-1} di NH_4 (azoto ammoniacale) e 4,95 ta^{-1} di fosforo totale. Confrontando tali valori con la variabilità annuale dei carichi in uscita dal lago di Varese verso il Bardello, e dal Bardello verso il lago Maggiore, emerge come tali valori non sembrino rappresentare un surplus di carico particolarmente impattante per il fiume Bardello e, soprattutto, per il lago Maggiore. Occorre tuttavia considerare l'impatto locale che potrebbero avere acque con elevate concentrazioni di nutrienti nella zona di foce, poco profonda e soggetta a forte riscaldamento primaverile ed estivo. Nel complesso dunque, un eventuale aumento degli apporti di fosforo a lago che potrebbe conseguire dal prelievo ipolimnico deve essere quindi attentamente valutato e quantificato.
5. Recenti ricerche hanno indicato il Bardello, a dispetto della portata limitata, come una delle principali fonti di inquinamento da determinanti di antibiotico resistenza del lago Maggiore, ponendo l'accento sul potenziale rischio correlato alla diffusione di questi e di altri inquinanti organici emergenti. Bisogna inoltre ricordare come nei sedimenti del lago di Varese potrebbero essersi accumulati nell'arco di

decenni contaminanti derivanti dalle attività industriali e dall'apporto atmosferico. La possibile immissione nel lago Maggiore e nel fiume Bardello di contaminanti organici e inorganici conseguente all'attività di prelievo ipolimnico costituisce per i due corpi idrici riceventi un potenziale fattore di rischio.

6. Gli approfondimenti condotti nell'ambito del presente lavoro hanno sollevato una forte incertezza sull'effettivo ammontare del carico esterno ancora gravante sul lago compreso tra 9,2 t Pa^{-1} (Vismara 2006) e 23 t Pa^{-1} (PTUA 2016 - aggiornamento febbraio 2018). Tale indeterminatezza non permette, allo stato attuale di assumere decisioni sull'opportunità di riattivare il prelievo ipolimnico o di effettuare altri interventi diretti.
7. La presenza di un elevato carico esterno, ad esempio con valori prossimi al limite superiore dell'intervallo indicato al punto 6, vanificherebbe gli effetti positivi potenzialmente ottenibili tramite il prelievo ipolimnico, il quale darebbe benefici soltanto trascurabili al miglioramento della qualità delle acque del lago di Varese. Inoltre, tali potenziali benefici, sarebbero verosimilmente individuabili e percepibili solo a livello analitico, con scarsi effetti apprezzabili sul funzionamento ecosistemico e sullo stato delle comunità biologiche, e cioè su quelle criticità elencate al capitolo 6 (paesaggio, aspetti sanitari, pesca, ecc).
8. Il prelievo ipolimnico attivato in queste ipotetiche condizioni, più che incrementare il miglioramento già innescato dalla riduzione del carico esterno, potrebbe avere la mera funzione di spostare il carico di fosforo e altri potenziali inquinanti, da un recettore all'altro: dal lago di Varese al fiume Bardello e al lago Maggiore.
9. Anche in linea con le indicazioni della letteratura scientifica che indica quale priorità di intervento per il miglioramento della qualità delle acque di un lago eutrofo la riduzione del carico esterno a livelli più prossimi possibile al carico naturale, si ritiene indispensabile, prima di ogni valutazione relativa all'applicazione di interventi diretti, quantificare in maniera più precisa possibile il carico esterno attualmente gravante sul lago e l'applicazione di un modello previsionale per stimare gli obiettivi e i tempi necessari per raggiungerli.
10. Tutto ciò premesso, si ritiene necessario svolgere i seguenti approfondimenti:
    a. aggiornamento della misura del carico esterno e individuazione degli eventuali interventi da attuare per la sua riduzione;
    b. costruzione di un bilancio di massa dei nutrienti, in particolare del fosforo;
    c. indagine sulla presenza di microinquinanti, inquinanti emergenti, metalli e determinanti di antibiotico resistenza nelle acque ipolimniche del lago di Varese durante la fase di stratificazione termica e potenzialmente veicolabili nel fiume Bardello e nel lago Maggiore;
    d. applicazione di un modello previsionale per l'individuazione degli obiettivi di qualità realisticamente raggiungibili con la rappresentazione di diversi scenari.

12. BIBLIOGRAFIA

1. ARPA, 2018. Stato delle Acque superficiali in Regione Lombardia – Laghi. Rapporto Triennale 2014-2016. ARPA Lombardia.
2. Bellard C, Berltesmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courhamp F, 2012. Impact of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters 15:365-377.
3. Bertoni R. (a cura), 2012. Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, Rapporto annuale 2016, 133 pp.
4. Bonomi G. 1962. La dinamica produttiva delle principali popolazioni macrobentoniche.
5. Bruel R., Marchetto A., Bernard A., Lami A., Sabatier P., Frossard V., Perga M.E., 2018. Seeking alternative stable state in a deep lake. Freshwater Biology, 63: 553-568.
6. Brunetti, Mezzanotte (1989). Carichi esterni e bilancio di massa nel lago di Varese. Ingegneria ambientale, n.2.
7. Canziani A., Crosa G., 2005. Collection and evaluation of existing data on Lake Varese: recovery actions and evolution of trophic status (in Italian). Internal report. Provincia di Varese, Varese.
8. Carlsson R.E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, 22(2), 361-369.
9. CCR-Ispra (1994) - Piano di gestione e di controllo dei fenomeni di eutrofizzazione delle acque del lago di Varese (Documento non pubblicato, consultabile presso la Provincia di Varese).
10. Crosa, Canziani (2005). Raccolta e valutazione della documentazione esistente sul lago di Varese sugli interventi attuati e sull'evoluzione del suo stato trofico. Provincia di Varese - Settore Ecologia ed Energia Documento non pubblicato. 63 pp..
11. Crosa G., Yasseri S., Nowak KE., Canziani A., Roella V., Zaccara S., 2013. Recovery of lake Varese: Reducing trophic status through internal P load capping. Fundamental and Applied Limnology, 183(1): 49-61.
12. Galanti, G., Guilizzoni, P. & Libera, V. Hydrobiologia (1990) 200: 409. https://doi.org/10.1007/BF02530358
13. Giussani G., de Bernardi R., Ruffoni T. (1990) Three years of experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). In: Gulati R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer ML., van Donk E. (eds) Biomanipulation Tool for Water Management. Developments in Hydrobiology, vol 61. Springer, Dordrecht
14. Hong B., Swaney D.P., Mörth C.M., Smedberg E., Hägg H.E, Humborg C., Howarth R.W., Bouraoui F., 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. Ecological Modelling, 227: 117-135.
15. ISPRA, 2014. 3040 Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre. Manuali e Linee Guida 111/2014.
16. Jeppesen, E., Meerhoff, M., Davidson, T.A., Trolle, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Beklioğlu, M., Brucet, S., Volta, P., González-Bergonzoni, I., Nielsen, A. 2014. Climate change impacts on lakes: An integrated ecological perspective based on

a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. Journal of Limnology, 73 (1 SUPPL), pp. 88-111.
17. Marchetto A., Ciampittiello M., 2012. Modellizzazione delle condizioni di riferimento. Progetto INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413 Deliverable D1d3, Rapporto tecnico
18. Marelli (2017). Servizio per l'esecuzione di approfondimenti vari concernenti l'impianto di prelievo ipolimnico delle acque del lago di Varese. Studio Siai Group Srl, Laveno Mombello. Provincia di Varese - Settore Territorio Ufficio Tutela Ambientale. Documento non pubblicato. (pp 47).
19. Millenium Ecosystem Assessment, 2015, Ecosystems and Humans well being. Current state and trends. Island press. Washington DC.
20. Mezzanotte V., Canobbio S., Cabrini R., Sartori L., Fornaroli R., 2015. Valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni corsi d'acqua tributari del Ceresio e del Verbano. CIPAIS, Programma triennale 2013-2015, Rapporto annuale, 71 pp.
21. Morabito G. (a cura), 2016. Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, Rapporto annuale 2016, 107 pp.
22. Nurnberg, G.K. (2007). Lake responses to long-term hypolimnetic wthdrawal tratments. Lake and Reserv. Manage. 23:388-409.
23. OLL, 2005. Qualità delle acque lacustri in Lombardia. 1° Rapporto OLL 2004. Osservatorio dei Laghi Lombardi, Regione Lombardia, ARPA Lombardia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente e IRSA/CNR.
24. Osservatorio del Lago di Varese - Comitato Tecnico Scientifico. Lago di Varese, 2017. Miglioramento della qualità delle acque del lago: obiettivi e priorità di intervento. Provincia di Varese. Documento non pubblicato. Pp. 55.
25. PTUA (2006). Programma di Tutela ed Uso delle Acque, 2006. Regione Lombardia.
26. PTUA (2016). Programma di tutela e uso delle acque, 2016. Regione Lombardia.
27. Quaderni (2004), Ingegneria ambientale Inquinamento e Depurazione - L'attuazione degli interventi diretti per il recupero del lago di Varese: bilancio di un quadriennio di attività 2000-2003. Periodico tecnico scientifico n. 39, luglio; 1° semestre 2004.
28. Premazzi G., Dal Miglio A., Cardoso AC., Chiaudani G., 2003. Lake Management in Italy: implication of the water Framework Directive. Lakes Reserv Res Manag., 8: 41-59.
29. Premazzi G., Cardoso A.C., Rodari E., Austoni M., Chiaudani G., 2005. Hypolimnetic withdrawal coupled with oxygenation as lake restoration measures: The successful case of Lake Varese (Italy). Limnetica, 24(1-2): 123-132.
30. Provincia di Varese, 2007. Piano di Gestione ZPS IT2010501 "Lago di Varese" e SIC IT2010022 "Alnete del Lago di Varese". Settore Ecologia ed Energia, Attività Risorse Idriche e Tutela Ambientale.
31. Provincia di Varese, 2017. Sintesi Meteorologica 2017. Centro Geofisico Prealpino: 31 pp.
32. Reynolds C.S., 1997. Reynolds, C. S. (1997) Vegetation Processes in the Pelagic. A Model for Ecosystem Theory. ECI, Oldendorf.
33. Regione Lombardia, 2015. Censimento della fauna ittica nei laghi alpini nel territorio della Regione Lombardia. pp. 97.

34. Reynolds C.S., 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, 551 pp.
35. Roella V. (2017). Il lago di Varese. ARPA Lombardia (Documento non pubblicato).
36. Salmaso N., Copetti D., Guzzella L., Manganelli M., Masala E., Naselli-Flores L., 2014. Fattori inerenti allo sviluppo di fioriture di cianobatteri tossici con particolare riferimento a eutrofizzazione e cambiamenti climatici. Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTSAN 14/20.
37. Salmaso N., Padisák J., 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia, 578: 97-112
38. Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch, 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Contr. n. 143 Limnological Research Centre, Univ. Minnesota, Minneapolis, 22 pp.
39. Sintesi metereologica 2015 a Varese, Centro Geofisico Prealpino, (http://www.astrogeo.va.it/statistiche/statmet.php?anno=http%3A%2F%2Fwww.astrogeo.va.it%2Fstatistiche%2F2015.php).
40. Viaroli P., Nizzoli D., Soana E., Fano E.A., 2016. Valutazione di criteri di classificazione dello stato trofico, della suscettibilità all'eutrofizzazione dei sistemi fluviali e dei carichi di nutrienti veicolati nelle acque superficiali. Collaborazione tra Università degli Studi di Parma, Università degli Studi di Ferrara e regione Lombardia. Relazione Finale. pp. 155.
41. Vighi, M., Chiaudani G. (1985) - A simple method to estimate lake phosphorous concentrations resulting from natural loadings. Water Research, 23: 987-991.
42. Vismara R., Salvetti R., 2006. Indagine sullo stato di fatto degli sfioratori di pioggia a servizio delle reti fognarie comunali afferenti al collettore consortile e loro effetto sulla valutazione e sull'evoluzione dello stato trofico del Lago di Varese. Politecnico di Milano (DIIAR). Inedita.
43. Vollenweider R.A., Kerekes J.J. (eds), 1982. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control, OECD, Paris.
44. Zaccara S., Canziani A., Roella V., Crosa G., 2007. A northern Italian shallow lake as a case study for eutrophication control. Limnology, 8(2): 155-160.