

Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) in risposta alle pressioni antropiche e alle variazioni climatiche

Rosario Mosello^{1*}, Walter Ambrosetti¹, Silvia Arisci¹, Roberta Bettinetti², Fabio Buzzi³, Alcide Calderoni¹, Elisabetta Carrara¹, Riccardo de Bernardi¹, Silvana Galassi⁴, Letizia Garibaldi⁵, Barbara Leoni⁵, Marina Manca¹, Aldo Marchetto¹, Giuseppe Morabito¹, Alessandro Oggioni¹, Romano Pagnotta⁶, Diego Ricci³, Michela Rogora¹, Nico Salmaso⁷, Marco Simona⁸, Gianni Tartari⁹, Mauro Veronesi⁷, Pietro Volta¹

1 C.N.R. Istituto Studi Ecosistemi, Largo Tonolli 50/52 - 28922 Verbania

2 Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Scienze Chimiche Ambientali, Via Valleggio 11, 22100 Como

3 ARPA Lombardia, Dip. Lecco, Via 1° Maggio 21/B - 23848 Oggiono (LC)

4 Università Degli Studi di Milano, Dipartimento Biologia, Via Celoria 26 - 20133 Milano

5 Università degli Studi di Milano Bicocca, Piazza della Scienza 1 - 20126 Milano

6 C.N.R. Istituto Ricerca sulle Acque, Via Reno 1 - 00198 Roma

7 Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Via E. Mach 1 - 38010 S. Michele All'Adige (TN)

8 SUPSI, Istituto Scienze della Terra, C.P. 72, CH - 6952 Canobbio-Lugano

9 C.N.R. Istituto Ricerca sulle Acque, Località Occhiate - 20047 Brugherio (MI)

Referente per la corrispondenza: r.mosello@ise.cnr.it

Riassunto

I laghi profondi sudalpini costituiscono una risorsa di grande significato ambientale ed economico. Il loro volume complessivo supera l'80% del totale dei laghi italiani e la collocazione, fra le Alpi e la Pianura Padana, ne esalta il significato come fonte d'acqua per usi molteplici, quali quello idropotabile, l'irrigazione, la pesca professionale e sportiva, la navigazione e l'attrattiva turistica. Dagli anni '60 alla fine degli anni '80 i laghi hanno evidenziato un generalizzato, seppur diversamente intenso, fenomeno di eutrofizzazione, in alcuni casi aggravato da inquinamento da metalli e da microinquinanti organici. Nei decenni successivi si è assistito ad un parziale recupero dell'eutrofizzazione, mentre si sono accentuati problemi legati ad altre forme di inquinamento. Tali modificazioni hanno avuto conseguenze importanti sulle comunità biotiche, inclusa la comparsa di nuove specie algali e le consistenti fioriture fitoplanctoniche. Inoltre, come risposta agli inverni miti che hanno caratterizzato gli ultimi anni, si è osservata una minore tendenza al mescolamento primaverile delle acque, processo di grande rilevanza per l'ossigenazione delle acque profonde e per le conseguenze sulle caratteristiche chimiche delle acque e sulla biologia.

L'appartenenza allo stesso areale geografico, le caratteristiche morfometriche ed idrologiche comuni, e l'influenza di impatti antropici e climatici analoghi rendono estremamente utile il confronto delle risposte dei diversi laghi, sia per gli aspetti di ricerca sia per i risvolti pratici. Al fine di coordinare le indagini svolte dai diversi enti di ricerca e per meglio comprendere i fenomeni in atto, è stato costituito da quindici anni un gruppo di lavoro (Gruppo LAGhi Profondi G.L.A.P.) con l'obiettivo di confrontare metodologie di indagine ed elaborare congiuntamente i risultati ottenuti.

PAROLE CHIAVE: laghi sudalpini / evoluzione trofica / microinquinanti organici

Trend of water quality of the deep subalpine lakes in relation to anthropic pressure and climate

This paper presents a synthesis of the most important studies performed on the deep insubrian lakes (Maggiore, Lugano, Como, Iseo and Garda). Samples taken continuously over the last decades form the basis for a description of the trophic evolution of the lakes, inferred from concentrations of algal nutrients and dissolved oxygen. The results show an improvement in the condition of Lake Maggiore, currently approaching oligotrophy, and in that of lakes Como and Lugano, which are still nevertheless in an unacceptable eutrophic state. Lake Garda has been affected by an increase in mean P concentration since the 1970s, but it has stabilised in recent years. Also in Lake Iseo P concentration has not changed in the last twenty years, but the lake still remains in an eutrophic condition. It is noteworthy that the consequences of eutrophication are accentuated by the incomplete circulation of most of these lakes. This situation has particularly affected lake Iseo, causing permanent anoxic conditions in the water below a depth of 150 m.

Key words: deep lakes / eutrophication / organic pollutants

INTRODUZIONE

I laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) racchiudono complessivamente l'80% del totale delle acque dolci italiane, di cui il 70% contenuto nei tre laghi più grandi: Maggiore, Como e Garda (TARTARI *et al.*, 2004) (Tab. I). I grandi laghi hanno un ruolo fondamentale come patrimonio ambientale e come risorsa idrica, soprattutto in considerazione della loro collocazione nelle regioni italiane più densamente popolate, industrializzate, sedi di agricoltura ed allevamento intensivi. A questi aspetti si aggiungono le notevoli valenze naturalistiche e ricreative, che ne accrescono l'importanza ambientale. La forma di degrado ancora prevalente per le acque di questi laghi è rappresentata dall'eutrofizzazione, causata dall'eccessivo apporto di nutrienti dal bacino imbrifero (GUILIZZONI *et al.*, 1982; GARIBALDI *et al.*, 2000; SALMASO, 2000). Oltre all'eutrofizzazione, altri problemi ambientali emergenti sono stati documentati per questi laghi in anni recenti, tra cui le fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici (GARIBALDI *et al.*, 2000; SALMASO, 2000), il riscaldamento delle acque, la contaminazione da microinquinanti organici (GALASSI *et al.*, 1992; PROVINI *et al.*, 1995; BETTINETTI *et al.*, 2005).

Il presente lavoro si propone di illustrare le principali ricerche in corso sui grandi laghi sudalpini, finalizzate a individuare le cause e a meglio comprendere gli effetti dell'eutrofizzazione, in particolare sull'utilizzo plurimo delle acque. Esso è stato realizzato nell'ambito di una collaborazione esistente fra i principali istituti di ricerca ed enti di controllo ambientale operanti sul territorio dei grandi laghi, che si è consolidata reiteratamente da oltre 15 anni (SALMASO *et al.*, 1997; MOSELLO e SALMASO, 2000; MOSELLO *et al.*, 2005; SALMASO *et al.*, 2007).

MATERIALI E METODI

L'area prealpina centro-orientale del bacino idrografico del Po è caratterizzata dalla presenza del più grande distretto lacustre italiano al quale appartengono, ordinati da ovest a est, i grandi laghi profondi Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda, oltre a numerosi altri bacini di dimensioni minori. L'areale tributario si estende su una superficie di 15.299 km² e possiede, anche per la presenza dei laghi, caratteristiche climatiche, morfologiche, idrologiche e ambientali del tutto peculiari. La morfologia dei maggiori fra i laghi marginali sudalpini presenta alcune caratteristiche comuni: stretti, allungati, delimitati lateralmente da fianchi molto ripidi e il loro fondo attuale si presenta generalmente piatto e in criptodepressione. L'orientamento del loro *talweg* è nord-sud; fa eccezione il Lugano, il quinto in ordine di grandezza, che presenta una caratteristica suddivisione in tre bacini –bacino Nord, bacino Sud e bacino Ponte Tresa– ciascuno differentemente orientato e con differenti caratteristiche geomorfologiche.

La classificazione termica di questi laghi è di tipo 'monomittico caldo', tuttavia la loro profondità è tale che l'omogeneizzazione verticale delle acque (olomissis) non sempre riesce a completarsi, per cui il mescolamento verticale risulta solo parziale (oligomissis), limitato cioè ad uno strato superficiale che, di anno in anno, presenta spessore variabile in rapporto alle condizioni meteorologiche invernali; di qui una loro più corretta collocazione nella categoria dei laghi olo-oligomittici (AMBROSETTI e BARBANTI, 1997). Negli ultimi anni, in seguito ai cambiamenti climatici, la completa omogeneizzazione delle loro acque sembra destinata a diventare l'eccezione anziché la regola.

Le analisi chimiche e fisiche sono state eseguite presso il laboratorio del CNR-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. I campionamenti sono stati effettuati, sui cinque laghi, nel periodo tardo invernale,

Tab. I. Principali caratteristiche morfometriche dei laghi profondi sudalpini.

	Garda	Maggiore	Lugano Nord	Lugano Sud	Como	Iseo
Altitudine media bacino (m s.l.m.)	966	1272	786*	786*	1569	1429
Altitudine massima (m s.l.m.)	3556	4633	2245	2245	4049	3554
Altitudine media lago (m s.l.m.)	65	193	271	271	198	186
Area bacino imbrifero (km ²)	2350	6599	297	608	4509	1842
Area del lago (km ²)	370	212,5	27,5	20,3	145,9	60,9
Profondità media (m)	136	177	171	55	153	123
Profondità massima (m)	346	370	288	95	410	258
Criptodepressione (m)	281	178	17	0	212	65
Volume (km ³)	50,35	37,5	4,69	1,4	22,5	7,6
Tempo teorico di rinnovo (a)	26,6	4	12,3	1,5	4,5	4,1

*valore relativo all'intero bacino

quando le acque raggiungono il massimo grado di omeotermia nella zona di massima profondità. Questi dati offrono un quadro sinottico soddisfacente dell'evoluzione a lungo termine dell'idrochimica di questi laghi. Per le metodologie si rimanda a TARTARI e MOSELLO (1997).

La comunità fitoplanctonica dei laghi considerati è stata oggetto di studi continuativi, ed è stata campionata con frequenza da quindicinale a mensile a partire dalla metà degli anni '90. Per l'impostazione generale delle singole ricerche e per le metodiche analitiche utilizzate sul campo e in laboratorio si rimanda alla raccolta di lavori curati da MOSELLO e GIUSSANI (1997), BUZZI (2002), MORABITO *et al.* (2002), SALMASO (2002), GARIBALDI *et al.* (2003), SIMONA (2003). La qualità ecologica delle acque pelagiche è stata valutata seguendo i criteri delineati dalla direttiva sulle acque (Direttiva 2000/60/CE) applicando l'indice $PTI_{species}$ (SALMASO *et al.*, 2006). I limiti di qualità ecologica stabiliti sulla base dei valori dell'indice $PTI_{species}$ e delle concentrazioni di clorofilla *a* sono stati definiti rispettivamente da BUZZI *et al.* (2007) e da WOLFRAM *et al.* (2006).

RISULTATI

In figura 1 sono rappresentate le profondità di mescolamento raggiunte dai laghi Maggiore (per moti convettivi), Garda e Iseo. L'andamento è simile, ad eccezione degli anni 1991, 1999 e 2000, quando un diverso meccanismo idrodinamico ha provocato l'ossigenazione delle acque profonde. Il Lago di Como presenta una idrodinamica tardo-invernale del tutto analoga a quella del Lago Maggiore per cui le profondità di mescolamento possono essere paragonate. Diversa è la situazione per il bacino Nord del Lago di Lugano i cui strati più profondi sono caratterizzati dalla presenza di un chemiocline e di una stratificazione chimica con gradienti di densità assai accentuati: questa condizione, protrattasi per oltre 30 anni, che ha determinato anossia nelle acque profonde ed elevate concentrazioni di fosforo totale e azoto ammoniacale (BARBIERI e MOSELLO, 1992) si è interrotta solo con la circolazione degli inverni 2004-2005 e 2005-2006. Per quanto riguarda l'Iseo, dal 1980 al 2004 non si sono verificati episodi di completo mescolamento determinando una mancanza di ossigeno culminata con l'anossia negli strati più profondi del lago a partire dal marzo del 1994 (Fig. 1). L'ossigenazione dello strato tra i 200 m e il fondo è stata recuperata con il completo rimescolamento del marzo 2005 (AMBROSETTI e BARBANTI, 2005), che ha portato la saturazione di ossigeno al 40% sul profilo e con il successivo rimescolamento del marzo 2006, con saturazione al 60% sull'intera colonna. Purtroppo negli anni successivi, la concentrazione di ossi-

geno negli strati profondi è andata scemando, sino ad avere nuovamente uno strato anossico sul fondo a partire dalla primavera del 2007 (Fig. 1).

Per quanto riguarda il contenuto di calore dei laghi, in figura 2 è rappresentato dal 1963 al 2008 l'andamento energetico, entro l'intera massa lacustre del Maggiore. In esso è ben evidente, oltre al ciclo stagio-

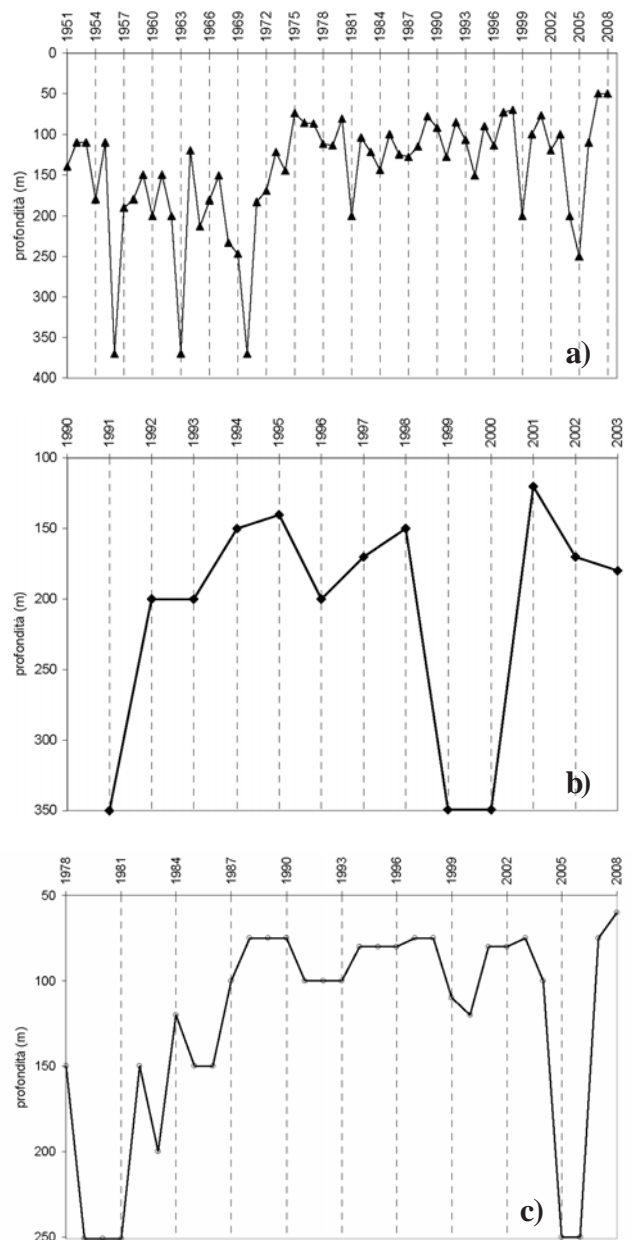


Fig. 1. a) Profondità di mescolamento nel Lago Maggiore nel periodo 1951-2008. b) Profondità di mescolamento nel Lago di Garda nel periodo 1991-2003 (da SALMASO 2005). c) Profondità di mescolamento nel Lago d'Iseo nel periodo 1978-2008.

nale molto variabile nei suoi valori massimi e minimi, anche un trend generale che risulta in aumento a partire dagli anni novanta. L'incremento del contenuto totale di calore è proseguito sino al 1998 (AMBROSETTI e BARBANTI, 1999), per diminuire, con fasi alterne, sino al 2007. Lo stesso andamento si presenta anche per gli altri laghi profondi del distretto sudalpino.

L'evoluzione trofica recente dei laghi considerati è mostrata nelle figure 3 e 4, che riportano rispettivamente il trend delle concentrazioni di fosforo totale e di ossigeno disciolto dagli anni '70 ad oggi. La condizione di meromissi del Lago di Lugano fa sì che la sua situazione non sia direttamente confrontabile con quella dei rimanenti laghi sudalpini; per questo i valori medi di fosforo totale sono rappresentativi dello strato d'acqua compreso tra 0 e 100 m.

Il trend delle concentrazioni di fosforo totale a partire dagli anni '70 mostra come i laghi di Como e Maggiore abbiano raggiunto i valori più elevati (circa

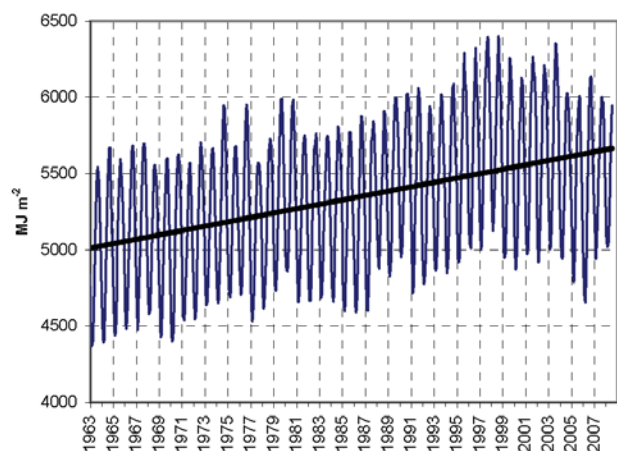


Fig. 2. Andamento mensile del contenuto energetico entro la massa lacustre del Lago Maggiore

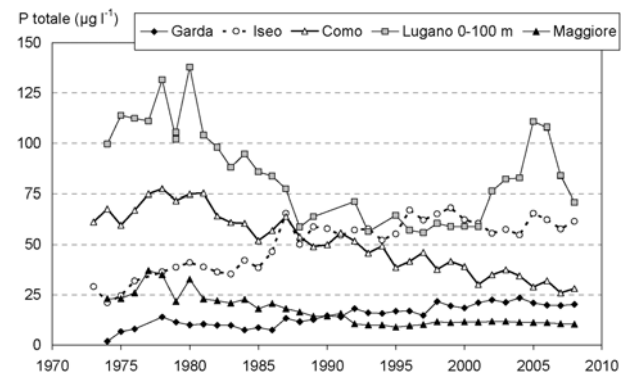


Fig. 3. Evoluzione delle concentrazioni di fosforo totale alla circolazione primaverile (concentrazioni medie sulla colonna d'acqua nel punto di massima profondità). Per il Lago di Lugano sono stati considerati i valori medi dello strato compreso tra 0 e 100 m di profondità.

75 e 35 $\mu\text{g P L}^{-1}$, rispettivamente) nella seconda metà degli anni '70. Nel caso del Lago di Iseo, le concentrazioni medie sono rimaste approssimativamente costanti, tra 25 e 35 $\mu\text{g P L}^{-1}$, nel periodo 1975-1985; dopodiché hanno iniziato a crescere sino a raggiungere i valori attuali di circa 60 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Nel Lago di Garda le concentrazioni medie di fosforo totale, da valori inferiori ai 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nella metà degli anni '70, sono andate aumentando gradatamente, raggiungendo negli anni più recenti una fase di stabilizzazione, con valori attorno a 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 3). Per quanto riguarda il Lago di Lugano, in seguito al completo rimescolamento della colonna d'acqua negli anni 2005-2006, il fosforo totale, precedentemente segregato nelle acque profonde, si è ridistribuito lungo la colonna d'acqua (UPDA, 2006); questo ha fatto sì che le concentrazioni nello strato 0-100 m aumentassero fino a circa 110 $\mu\text{g P L}^{-1}$, per poi ridiscendere a 70-80 $\mu\text{g P L}^{-1}$ negli anni seguenti (Fig. 3).

Anche le concentrazioni di ossigeno disciolto, sia come media sulla colonna d'acqua che nello strato al di sotto dei 200 m di profondità, mostrano una lieve tendenza alla diminuzione dagli anni '70 ad oggi nelle

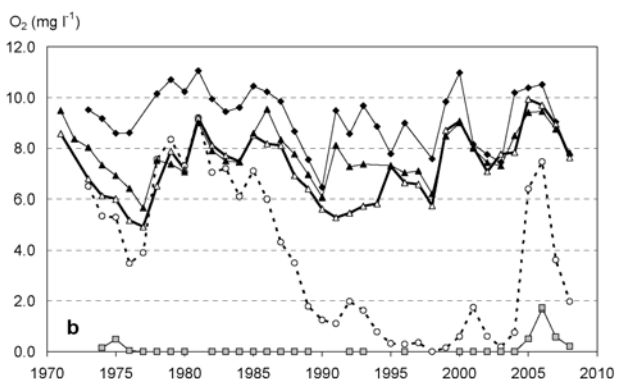
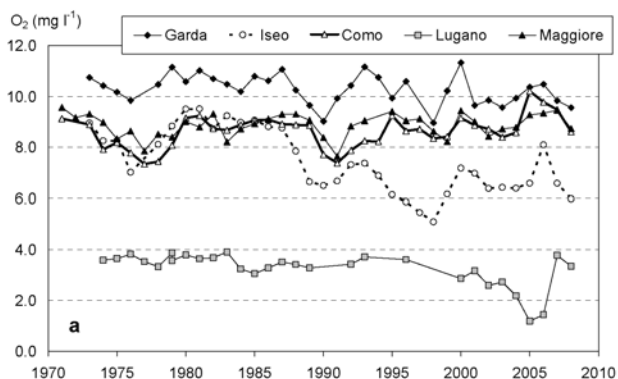


Fig. 4. Evoluzione delle concentrazioni di ossigeno disciolto alla circolazione primaverile nel punto di massima profondità: a) concentrazioni medie sulla colonna d'acqua; b) concentrazioni medie nello strato d'acqua al di sotto dei 200 m di profondità.

acque del Garda, pur rimanendo comunque più elevate rispetto a quelle misurate negli altri laghi (Fig. 4a,b). Sono soprattutto le concentrazioni dell'ossigeno disciolto nelle acque profonde a rappresentare un'utile indicazione dei processi di circolazione che, in questi ambienti, interessano l'intera massa d'acqua lacustre solo ad intervalli irregolari di anni. A conferma del miglioramento dello stato trofico dei Laghi Maggiore e Como, nelle acque di questi laghi le concentrazioni di ossigeno disciolto nelle acque profonde mostrano una tendenza all'aumento a partire dalla metà degli anni '90 (Fig. 4b). Un trend negativo del contenuto di ossigeno delle acque è riscontrabile anche per il Lago d'Iseo, fino al raggiungimento di una condizione di anossia negli anni '90 (Fig. 4b). Uno studio di dettaglio eseguito dal Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio dell'Università degli Studi di Milano Bicocca ha confermato questa tendenza, evidenziando una condizione di anossia e un notevole aumento delle concentrazioni dei nutrienti algali nelle acque al di sotto dei 150 m di profondità (GARIBALDI *et al.*, 1995, 1999). Le acque profonde del Lago di Iseo hanno però mostrato una ripresa nei valori di ossigeno disciolto negli anni 2005 e 2006; lo stesso aumento è stato osservato anche negli altri laghi, ed in particolare nel Lugano, che per la prima volta ha visto la presenza di ossigeno sul fondo dopo decenni di totale anossia (Fig. 4b). La spiegazione è da ricercarsi in una circolazione invernale eccezionale delle acque del Lugano, determinata dalle temperature rigide durante due inverni consecutivi (2004-2005 e 2005-2006). L'inverno 2005-2006 in particolare è risultato essere il più freddo da 36 anni (CIPAIS, 2006). Uno dei principali effetti di questo evento è stata la redistribuzione omogenea dell'intero quantitativo d'ossigeno presente negli strati superficiali lungo il profilo verticale, che spiega il conseguente crollo dei valori di concentrazione media sulla colonna d'acqua (Fig. 4a). La redistribuzione ha interessato certamente anche i composti riducenti (zolfo di idrogeno, ammonio) normalmente presenti negli strati profondi; l'ammonio in particolare può aver comportato un ulteriore consumo dell'ossigeno presente nelle acque, contribuendo alla diminuzione osservata (Fig. 4a).

Anche per gli altri laghi l'aumento delle concentrazioni di ossigeno negli anni 2005-2006 è da imputare ad un rimescolamento totale o parziale delle acque, dovuto alle particolari condizioni climatiche. Un segnale climatico comune appare ben evidente se si considerano i trend delle temperature medie sulla colonna d'acqua: i laghi considerati presentano infatti una sostanziale sincronicità nelle variazioni delle temperature misurate alla circolazione primaverile, in particolare un aumento dei valori nel periodo compreso tra la metà

degli anni '80 ed il 2005 (Fig. 5). Nel Lago d'Iseo l'ultimo mescolamento precedente a quello del 2005-2006 si era verificato all'inizio degli anni '80, dopo il quale il ridotto ricambio e l'elevato livello trofico avevano determinato una progressiva riduzione delle concentrazioni di ossigeno nelle acque ipolimniche e l'instaurarsi di condizioni di anossia. Nel 1999-2000 l'Iseo, a differenza degli altri laghi profondi, era stato interessato da un rimescolamento solo parziale, ma comunque sufficiente a causare un incremento della biomassa algale (SALMASO *et al.*, 2003a). Infine, l'episodio del 2006 ha determinato un aumento delle concentrazioni di ossigeno disciolto nelle acque profonde, fino a valori di circa $7,0 \text{ mg L}^{-1}$, che non venivano registrati dalla metà degli anni '80 (Fig. 4b). Eventi di completa omogeneizzazione delle acque del Garda si erano verificati nel 1991 e nel 1999-2000; nei periodi intercorsi tra questi episodi era stato osservato un progressivo aumento della temperatura nell'ipolimnio e un rafforzamento della stratificazione verticale dei nutrienti. In concomitanza del rimescolamento, la redistribuzione dei nutrienti lungo il profilo verticale aveva determinato un aumento della biomassa algale in superficie (SALMASO *et al.*, 1997; 2003a). Allo stato attuale, le condizioni climatiche rappresentano il fattore prevalente nel determinare lo stato d'acqua interessato da rimescolamento nel Lago di Garda; l'accumulo di soluti sul fondo ha infatti svolto un ruolo importante nel gradiente di densità solo nel 1996 (SALMASO e DECET, 1998). La tendenza all'aumento di temperatura delle acque dei laghi profondi (Fig. 5), conseguente al riscaldamento climatico, non può quindi che rappresentare un ostacolo al recupero di condizioni di oligotrofia. Il mancato raffreddamento delle acque ipolimniche in particolare, appare determinante nel caso del Lago di Garda, in cui le temperature delle acque profonde (al disotto dei 200 m di profondità) sono passate da circa $7,4 \text{ °C}$ nella metà degli anni '80 a $8,2\text{-}8,3 \text{ °C}$ nel 2003-2004.

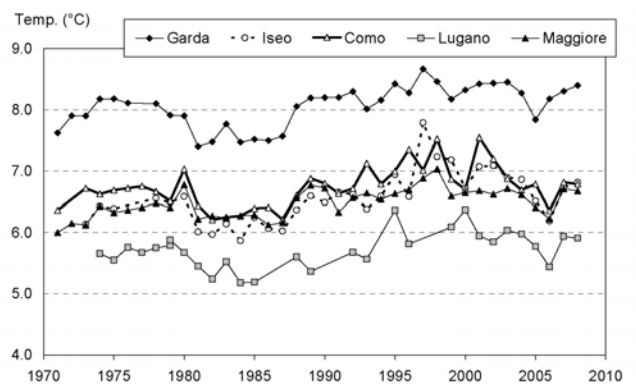


Fig. 5. Evoluzione delle temperature medie sulle colonne d'acqua alla circolazione primaverile.

Il ruolo svolto dal mescolamento e dal grado di fertilizzazione delle acque superficiali costituisce solo uno degli elementi in grado di controllare le variazioni interannuali di biomassa algale. A titolo esemplificativo, lo sviluppo di biomassa fitoplanctonica nell'Iseo nel 2003 ha mostrato valori molto bassi, con media annuale di clorofilla *a* minore di $1 \mu\text{g L}^{-1}$, significativamente inferiore rispetto all'anno precedente, con media di $4,4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 6a), e ciò nonostante un rifornimento di nutrienti tale da innalzare le concentrazioni primaverili di TP negli strati eufotici fino a valori superiori a $20 \mu\text{g P L}^{-1}$. Nell'anno successivo, si nota un nuovo aumento della comunità fitoplanctonica e in particolare di *Mougeotia* sp. da maggio a luglio. Dopo la piena circolazione del marzo 2005 che ha innalzato i valori del fosforo totale, in zona fofica, superiori a $70 \mu\text{gP L}^{-1}$, sono i cianobatteri a prevalere con il genere *Planktothrix* da giugno a novembre, a scapito di *Mougeotia* sp. che solo nel mese di giugno ha una certa rilevanza. Prima del 2003 il genere *Mougeotia* era dominante da maggio a ottobre. Il rimescolamento del 2006 fa salire nuovamente il fosforo totale nello strato superficiale fino a $60 \mu\text{gP L}^{-1}$ e si ha lo sviluppo di cianobatteri appartenenti ai generi *Planktothrix* e, in minor misura, *Microcystis* e *Lyngbia*, dalla seconda metà dell'anno e per quasi tutto il 2007. *Mougeotia* sp. ricompare ad agosto del 2006 e ad aprile e maggio del 2007, mesi in cui la clorofilla *a* è di circa $3 \mu\text{g L}^{-1}$.

Per quanto riguarda il Lago di Garda, nel 2004, a fronte della completa circolazione e fertilizzazione ($20 \mu\text{g L}^{-1}$) delle acque superficiali, la comunità fitoplanctonica ha mostrato una netta diminuzione (Fig. 6a; $2,3 \mu\text{g L}^{-1}$ di Chl-*a*). In questo caso, il limitato sviluppo algale è stato messo in relazione con un diminuito sviluppo di una specie di grandi dimensioni, prima dominante nel Garda (*Mougeotia* sp.) (SALMASO *et al.*, 2007).

L'effetto dell'esteso episodio di mescolamento registrato nel Lugano nel marzo 2005 è stato analizzato dall'Ufficio Protezione e Depurazione delle Acque del Canton Ticino (UPDA 2006). Accanto alla maggiore disponibilità di fosforo le indagini hanno rilevato un più alto sviluppo di cianobatteri e Chlorococcales in estate (con picchi fino a $35000 \text{ cell. mL}^{-1}$ di *Aphanizomenon flos-aquae*) e popolazioni diversificate di cloroficee in autunno. Il mescolamento non sembra invece avere avuto effetti sulla biomassa complessiva, probabilmente anche a causa di un concomitante maggior sviluppo di zooplancton erbivoro misurato nel 2005. Considerata l'elevata variabilità interannuale delle concentrazioni di clorofilla *a*, la classificazione del livello trofico e della qualità ecologica dei grandi laghi sudalpini può essere soggetta a valutazioni anche molto discordanti se basata su un esclusivo utilizzo di varia-

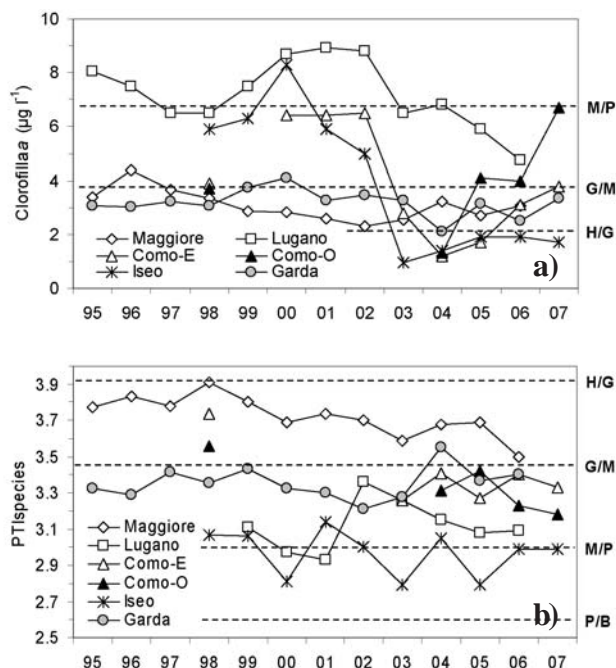


Fig. 6. Variazioni temporali (a) delle concentrazioni di clorofilla *a* e (b) del "Phytoplankton Trophic Index" (PTI) nei LPS. Le linee tratteggiate orizzontali indicano i limiti di separazione delle classi di qualità ecologica definite sulla base della Direttiva 2000/60/CE (H, Elevato; G, Buono; M, Sufficiente; P, Scarso).

bili sintetiche (clorofilla *a* e biomassa algale). Più stabili, a questo riguardo, sembrano essere i giudizi di qualità forniti dagli indici algali, meno sensibili alle quantità complessive di biomassa (che sono regolate anche da fattori diversi dal rifornimento di nutrienti, ad esempio caratteristiche meteo-climatiche e sviluppo di zooplancton) e più sensibili alle caratteristiche della comunità (composizione e rapporti di dominanza).

La capacità della comunità fitoplanctonica di modificare le proprie caratteristiche in relazione al contenuto di nutrienti (e quindi al livello di eutrofizzazione) diviene particolarmente evidente considerando le serie storiche più lunghe a disposizione, rilevate nel Lugano e Maggiore. Nel primo caso le modificazioni a livello della comunità sono state descritte da POLLI e SIMONA (1992) e SIMONA (2003), ai quali si rimanda. Nel caso del Maggiore, nel lungo processo di oligotrofizzazione, RUGGIU *et al.* (1998) identificarono una prima fase (1981-87), caratterizzata da una marcata resilienza nelle caratteristiche della comunità (nonostante una riduzione di TP da circa $35 \mu\text{g P L}^{-1}$ a circa $25 \mu\text{g P L}^{-1}$), ed una seconda fase (1988-1995; con TP attorno a $15 \mu\text{g L}^{-1}$) contraddistinta da un aumento della biodiversità e da una riduzione del biovolume totale e delle dimensioni delle specie dominanti. A livello specifico, l'oligotrofizzazione determinò un maggiore sviluppo di piccole

diatomee centriche, di *Chrysochromulina parva*, *Aphanothece* spp., *Gomphosphaeria* (*Snowella*) *lacustris*, *Pseudanabaena limnetica* e Limnothricioideae.

Relativamente agli altri laghi, un esame storico delle indagini condotte sin dagli anni '50, basato su dati di letteratura, è stato effettuato da SALMASO (2002). La Fig. 6a riporta l'evoluzione temporale delle medie annuali delle concentrazioni di clorofilla *a* rilevate nel corso dell'ultimo decennio. Relativamente al Lago di Como, oltre alle misure effettuate nel ramo est (Abbadia Lariana), sono riportate anche alcune medie calcolate su dati rilevati nel ramo ovest (Como) nel 1998 e tra il 2004 e il 2007. Relativamente alla particolare tipologia lacustre considerata, i dati hanno presentato complessivamente un elevato intervallo di variazione (tra 1 e 9 $\mu\text{g L}^{-1}$) e notevoli differenze nelle variazioni temporali interannuali. Tra il 1995 e il 2007, i valori medi di clorofilla *a* nei laghi Maggiore e Garda sono rimasti compresi tra 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ e poco più di 4 $\mu\text{g L}^{-1}$. Nei laghi d'Iseo e Como (ramo est) le variazioni interannuali sono state molto più accentuate, con il passaggio da una condizione di elevate densità algali registrate a cavallo tra la fine degli anni '90 e il 2000; l'Iseo, con il massimo di Chl-*a* di 32 $\mu\text{g L}^{-1}$, registrato ad aprile del 2000 e Como est, 6,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ fino ai valori minimi osservati nel 2003 (Iseo, poco meno di 1 $\mu\text{g L}^{-1}$) e 2004 (Como est, 1,2 $\mu\text{g L}^{-1}$). Pur con una limitata serie temporale a disposizione, i dati raccolti nel ramo ovest del Como mettono ulteriormente in evidenza un'elevata variazione temporale nello sviluppo di biomassa algale in questo bacino tra il 2004 e il 2007 (1,4-6,7 $\mu\text{g L}^{-1}$). Tale variabilità ha trovato recentemente una possibile spiegazione anche nei fattori idrodinamici che interessano il ramo occidentale del lago (COPETTI *et al.*, 2006, 2007).

Il Lago di Lugano presenta una condizione intermedia tra questi due gruppi di laghi, con valori medi di clorofilla *a* compresi tra 4,7 e 8,9 $\mu\text{g L}^{-1}$. La spiccata variabilità che ha caratterizzato lo sviluppo di biomassa algale nei laghi d'Iseo e Como si riflette anche nella classificazione di qualità basata applicando i criteri definiti dalla direttiva europea sulle acque (Direttiva 2000/60/CE), la quale risulta compresa in un ampio range, tra le classi sufficiente/scarsa e elevata/buona. Al contrario, i laghi Maggiore e Garda hanno presentato una maggiore stabilità nel giudizio di qualità, che è sempre risultato sostanzialmente compreso nella classe buono. Il Lago di Lugano, secondo le concentrazioni di clorofilla *a*, ha sempre presentato valori compresi tra le classi scarso e sufficiente.

L'applicazione dell'indice $\text{PTI}_{\text{species}}$ ha permesso di ottenere una situazione di maggiore stabilità nella formulazione dei giudizi di qualità ecologica (Fig. 6b). Nel gruppo di laghi considerati, sono emerse le buone e

costanti condizioni del Lago Maggiore (buono) e Garda (tra sufficiente e buono). L'Iseo ha presentato condizioni al limite tra sufficiente e scarso, situazione che, pur con una maggiore variabilità, sembra avere caratterizzato anche il Lugano. Escludendo le isolate osservazioni del 1998, i due rami del Lago di Como hanno presentato una qualità ecologica compresa nella classe sufficiente.

L'analisi dell'evoluzione recente dei livelli di biomassa algale e dei valori di un indice sintetico fitoplanctonico elaborato per questa particolare tipologia di laghi permette di valutare in maniera rapida le condizioni di qualità dei cinque bacini lacustri. L'esame in dettaglio delle caratteristiche delle comunità fitoplanctoniche permetterebbe di analizzare –nella composizione specifica e nei rapporti di dominanza tra le singole specie o gruppi tassonomici principali– gli elementi biologici responsabili dell'attribuzione delle classi di qualità osservate. Per questi dettagli si rimanda ad una serie di lavori recenti che hanno preso in considerazione le caratteristiche delle comunità algali nei singoli laghi (BUZZI, 2002; MORABITO *et al.*, 2002; SALMASO, 2002; GARIBALDI *et al.* 2003; SIMONA, 2003) e alle successive analisi sinottiche (SALMASO *et al.*, 2003b; 2006; 2007).

Tra i recenti fenomeni di degrado della qualità delle acque, vi è la formazione di fioriture di cianobatteri che hanno iniziato a manifestarsi con maggiore frequenza ed estensione nell'intero gruppo dei laghi profondi sudalpini (SALMASO e CORDELLA, 1994; GARIBALDI *et al.*, 2000; SALMASO, 2005b). I cianobatteri responsabili delle fioriture sono rappresentati da tre specie in grado di formare schiume e mazzetti (due appartenenti alle Nostocales, *Anabaena lemmermannii* e *Aphanizomenon flos-aquae*, e una alle Chroococcales, *Microcystis aeruginosa*) e da una specie responsabile della formazione di acque colorate (*Planktothrix rubescens*, appartenente alle Oscillatoriales) (Tab. II). Le due Nostocales e *Microcystis* generalmente si sviluppano nei mesi estivi e/o autunnali, mentre il genere *Planktothrix* può sviluppare fioriture anche nei mesi più freddi. Nel corso degli ultimi 30 anni le fioriture algali sembrano essere diventate un elemento costante in tutti i laghi profondi sudalpini. Ciò che colpisce, tuttavia, è la velocità con cui si sono manifestati questi fenomeni nel corso dell'ultimo decennio. Se confrontati con le osservazioni svolte appena nel 2004 (SALMASO, 2005b), i fenomeni non solo sembrano essersi consolidati, ma estesi anche a bacini che fino a pochi anni fa ne sembravano immuni. È il caso del Lago Maggiore, nel quale sono state osservate fioriture estive di *Anabaena lemmermannii* a partire dal 2005. Proprio nel corso del 2005 l'ammassamento superficiale di colonie di questa specie è apparso particolar-

Tab. II. Fioriture di cianobatteri nei laghi profondi sudalpini nel corso degli ultimi 30 anni. Sono indicati gli anni o i periodi nei quali hanno iniziato a svilupparsi le fioriture nei singoli bacini. Tra parentesi sono riportati fenomeni limitati a isolati periodi temporali (da SALMASO, 2005b). In grassetto i nuovi eventi rilevati dopo il 2004.

	<i>Anabaena lemmermannii</i>	<i>Planktothrix rubescens/ag.</i>	<i>Microcystis aeruginosa/flos-aquae</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
Garda	1990		(1990-1992)	
Iseo	1997	1998	2006	
Como	2006		anni '80-2000-2003	
Lugano		(1980-85)	(2006)	(1999)
Maggiore	2005			

mente evidente, interessando l'intera superficie lacustre (MORABITO *et al.*, 2006). Attualmente, *Anabaena* sembra essere diventata un elemento importante nella determinazione qualitativa ed estetica delle acque lacustri in quasi tutti i bacini, con l'esclusione del Lugano, dove questo genere è stato identificato con cellule sparse e mai sotto forma di fioriture (che sono infatti causate da *Aphanizomenon flos-aquae*). Nell'Iseo e Lugano recentemente sono state identificate fioriture di *Microcystis aeruginosa* (specie che peraltro è presente con densità elevate anche nel Como), mentre per il momento, *Planktothrix rubescens* è stata rilevata sotto forma di intense fioriture solo nell'Iseo. Con particolare evidenza viene ricordato l'episodio osservato nelle prime due settimane di gennaio 1999 in un'ampia fascia litorale nei pressi di Lóvere e in prossimità dello sbocco dell'Oglio a lago, quando le acque assunsero una tipica colorazione rossa, somigliante, secondo alcune testimonianze dei locali, a un inquinamento del litorale dovuto a sversamento di alcool denaturato.

DISCUSSIONE

Fattori come la morfologia, l'idrologia, l'idrodinamica del lago, il riscaldamento e le condizioni climatiche hanno un'influenza notevole sulla trofia dei laghi profondi. L'identificazione dei fattori e dei meccanismi che interessano l'evoluzione trofica nei diversi tipi di lago è pertanto cruciale per la corretta interpretazione delle modificazioni osservate nelle loro caratteristiche chimiche e biotiche. Considerando la profondità, la modalità con cui avviene il mescolamento verticale per moti convettivi e la collocazione geografica di questi laghi nella fascia temperata, la circolazione dovrebbe avvenire una sola volta all'anno e cioè al termine dell'inverno limnologico (fine febbraio-inizio marzo). Gli eventi di circolazione totale, tuttavia, a seguito dei mutamenti climatici in atto, in particolare per l'incremento invernale della temperatura dell'aria e per la riduzione del vento, sembrano destinati a diventare l'eccezione anziché la regola. Da qui si evidenzia come in essi i processi di olomissi e oligolessi si siano

succeduti, peraltro con prevalenza di questi ultimi, almeno sino all'inizio degli anni '80, per poi proseguire solo con circolazioni prevalentemente parziali.

I dati presentati evidenziano come l'eutrofizzazione abbia interessato in misura diversa i laghi considerati. Sulla base delle concentrazioni medie di fosforo totale, la situazione attuale del Lago Maggiore è prossima all'oligotrofia ($11 \mu\text{g P L}^{-1}$ come concentrazione media del periodo 2006-2008), mentre il Lago di Garda risulta mesotrofo ($20 \mu\text{g P L}^{-1}$, sempre nel periodo 2006-2008), ed i laghi di Como, Iseo e Lugano eutrofi (29 , 61 e $93 \mu\text{g P L}^{-1}$, rispettivamente).

Il miglioramento complessivo della qualità delle acque dei laghi Maggiore, Como e Lugano verificatosi a partire dalla metà degli anni '80 è da attribuire ad una sostanziale riduzione degli apporti di fosforo, soprattutto in conseguenza dell'entrata in funzione di depuratori dotati di terzo stadio, nonché della graduale diminuzione del contenuto di fosforo nei detersivi (CALDERONI e MOSELLO, 1996; MOSELLO e GIUSSANI, 1997).

Nel Lago di Lugano l'evoluzione trofica è fortemente condizionata dalle riserve di nutrienti che rimangono immagazzinate negli strati ipolimnetici e quindi –oltre che dalle misure volte alla riduzione dei carichi– anche dall'estensione e frequenza degli episodi di rimescolamento profondo delle acque. Una netta stabilizzazione delle concentrazioni di fosforo è stata osservata invece dalla fine degli anni '80 nel Lago di Iseo. In modo analogo, dopo circa 30 anni di continuo aumento, una tendenza alla stabilizzazione delle concentrazioni di fosforo è stata osservata anche nel Lago di Garda. Tuttavia, un commento definitivo a questa recentissima variazione del trend potrà essere formulato solo con ulteriori osservazioni. In questa tipologia lacustre, le concentrazioni di P nell'intera colonna d'acqua forniscono tuttavia solo un'approssimazione della potenzialità trofica espressa nella zona pelagica. Il carattere oligomittico (o tendenzialmente meromittico) dei laghi profondi sudalpini determina sostanziali differenze nella disponibilità di fosforo negli strati epi- ed ipolimnetici. Esemplificativo è il caso del Lugano, che per vari decenni ha mostrato una netta e costante separazione

tra strati profondi e superficiali, questi ultimi caratterizzati da concentrazioni molto inferiori di nutrienti, ciò che spiega il carattere mesotrofico o meso-eutrofico di questo lago in rapporto alle elevate concentrazioni di nutrienti nell'intera colonna d'acqua, tipiche di ambienti pienamente eutrofizzati (SIMONA, 2003). Una situazione simile è stata messa in evidenza anche nei laghi d'Iseo dal 1995 (GARIBALDI *et al.* 1999) e, in qualche misura, Garda (SALMASO *et al.*, 2003a) e Como (MOSELLO *et al.*, 1999). Più in particolare, alcuni studi specifici sul Garda, Iseo e Lugano hanno permesso di dimostrare una significativa dipendenza del rifornimento primaverile di fosforo verso gli strati superficiali dall'estensione verticale del mescolamento della colonna d'acqua, con effetti significativi e positivi per la crescita algale nei mesi primaverili ed estivi (SIMONA, 2003; SALMASO, 2005a; SALMASO *et al.*, 2007). A causa delle limitate differenze di concentrazione tra la superficie ed il fondo, l'effetto del mescolamento e riciclo verticale di nutrienti nel Lago Maggiore è invece molto più ridotto (MANCA *et al.*, 2000). In questo lago, la forte riduzione di nutrienti osservata dagli anni '80 è stata seguita, seppure con qualche anno di ritardo per un effetto di resilienza del sistema, da una diminuzione delle concentrazioni di biomassa algale (RUGGIU *et al.*, 1998; MORABITO e PUGNETTI, 2000).

La comparsa delle fioriture algali nei laghi profondi sudalpini pone la comunità scientifica e gli amministratori di fronte a nuovi problemi che richiedono urgente soluzione sia per la definizione delle cause, sia per i nuovi problemi che possono emergere a causa dell'accumulo di notevoli quantità di biomassa algale in strati d'acqua localizzati alla superficie (*Nostocales* e *Microcystis*) o in strati d'acqua più ampi (*Planktothrix* e *Microcystis*). C'è comunque da sottolineare che, nel caso delle specie che danno luogo a fioriture superficiali, gli episodi si sono sviluppati in maniera così appariscente da fornire un'impressione esagerata dell'effettiva importanza delle specie responsabili dei vari fenomeni nell'ambito della comunità fitoplanctonica. È il caso, in particolare, delle fioriture rilevate nel Garda, nell'Iseo e nel Maggiore a opera di *Anabaena*, genere altrimenti presente con densità limitate negli strati trofogenici (SALMASO *et al.*, 2004; 2005b). D'altra parte, è fuor di dubbio che tali fenomeni, specie se localizzati nei porti o lungo i litorali, possono costituire un motivo di seria preoccupazione a causa della forte concentrazione di cellule potenzialmente tossiche presenti nei primi centimetri dello strato d'acqua. Il rischio, comunque, tende a divenire più serio e generalizzato per quelle specie che, oltre a manifestarsi sotto forma di fioriture, sono presenti con elevate densità anche negli strati trofogenici. È il caso di *Planktothrix* e *Aphanizomenon*, presenti con elevate quantità (e occasional-

mente con fioriture) rispettivamente nell'Iseo e nel Lugano.

Un aspetto che va considerato nella definizione della qualità delle acque dei laghi è anche quello relativo alla contaminazione da parte di altre sostanze di origine antropica, oltre al fosforo. I microinquinanti sono una vasta categoria di composti che comprende sia specie inorganiche sia molecole organiche in grado di determinare effetti negativi sugli organismi viventi, anche se presenti in concentrazioni inferiori alle soglie attuali di rilevabilità analitica (VIGANÒ *et al.*, 2006, 2007). Le molecole di sintesi di origine antropica, caratterizzate da una struttura chimica differente dalle molecole biologiche, dovrebbero essere considerate sempre come inquinanti a qualunque concentrazione presenti, ma, data la loro diffusione ormai ubiquitaria, sono state accettate delle soglie minime di sicurezza da non superare. La definizione di tali concentrazioni a tutela della vita acquatica (note con il termine di standard di qualità) e definite in base alla tossicità ed ecotossicità dei diversi composti o sulla base delle concentrazioni presenti in aree remote incontaminate, dovrebbero rappresentare le concentrazioni delle singole sostanze tali per cui sia garantita l'integrità dell'ecosistema stesso. La Direttiva 2000/60/CE prevede che entro il 2015 tutti i corpi idrici superficiali debbano essere protetti, migliorati e ripristinati in modo tale da raggiungere un buono stato ecologico e definisce in termini numerici le 33 sostanze prioritarie da cui partire per la definizione degli standard di qualità. A partire dal 2008, il superamento dello standard di qualità anche per una singola sostanza dovrebbe influire negativamente sul giudizio complessivo relativo alla qualità ecologica del corpo idrico. La Direttiva è stata recepita con il Dlgs. n. 152/06 che definisce gli standard di qualità soltanto per le 33 sostanze prioritarie e lascia aperta la definizione degli altri standard a successive integrazioni o modifiche del decreto stesso.

In questo contesto risultano essere quindi particolarmente importanti tutti gli studi volti al monitoraggio dei microinquinanti noti ed emergenti in ciascun comparto abiotico e biotico degli ambienti lacustri. La caratterizzazione ecotossicologica di tali composti rappresenta l'opportunità di approfondire le conoscenze necessarie per valutare il rischio per gli organismi acquatici e definire opportuni standard di qualità per la loro tutela.

A titolo di esempio si possono ricordare le situazioni relative ai DDT in alcuni dei grandi laghi sudalpini quali il Lago Maggiore che si trova ancora in una situazione indubbiamente critica (GUZZELLA *et al.*, 1998; CIPPAIS 1999; BETTINETTI *et al.*, 2005; BETTINETTI *et al.*, 2006; VOLTA *et al.*, 2008) e i laghi di Como e Iseo dove sono state misurate concentrazioni di DDT inaspettatamen-

te più alte di quelle misurate negli organismi del Lago Maggiore nel 1996, quando era ancora attiva la principale fonte di inquinamento (BETTINETTI *et al.*, 2008).

BIBLIOGRAFIA

- AMBROSETTI W., BARBANTI L., 1997. Problems related to physical limnology of the deep southern Alpine lakes. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia* **61**: 3-18.
- AMBROSETTI W., BARBANTI L., 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climate change. *Journal of Limnology* **58**: 1-9.
- AMBROSETTI W., BARBANTI L., 2005. Evolution towards meromixis of Lake Iseo (Northern Italy) as revealed by its stability trend. *Journal of Limnology* **64**: 1-11.
- BARBIERI A., MOSELLO R., 1992. Chemistry and trophic evolution of Lago di Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic Science* **54**: 219-237.
- BETTINETTI R., CROCE V., GALASSI S., 2005. Ecological risk assessment for the recent case of DDE pollution in Lake Maggiore (Northern Italy). *Water Air Soil Pollution* **162**: 385-399.
- BETTINETTI R., CROCE V., GALASSI S., VOLTA P., 2006. pp'DDT and pp'DDE accumulation in a food chain of Lake Maggiore (Northern Italy): testing steady-state condition. *Environmental Science Pollution Research* **13**: 59-66.
- BETTINETTI R., QUADRONI S., GALASSI S., BACCHETTA R., BONARDI L., VAILATI G., 2008. Is meltwater from Alpine glaciers a secondary DDT source for lakes? *Chemosphere* **73**: 1027-1031.
- BUZZI F., 2002. Phytoplankton assemblages in two sub-basins of Lake Como. *Journal of Limnology* **61**: 117-128.
- BUZZI F., DALMIGLIO A., GARIBALDI L., LEGNANI E., MARCHETTO A., MORABITO G., SALMASO N., TARTARI G., THALER B., 2007. *Indici fitoplanctonici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi della regione alpina*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- CALDERONI A., MOSELLO R., 1996. L'eutrofizzazione del Lago Maggiore e il suo risanamento. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia* **56**: 5-20.
- CIPAIS (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere). 1999. *Ricerche sulla distribuzione e gli effetti del DDT nell'ecosistema Lago. Rapporto finale sui risultati delle indagini*. Verbania Pallanza, 81 pp.
- CIPAIS (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere). 2006. *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici*. Quinquennio 2003-2007. Campagna 2006. Rapporto informativo sullo stato d'avanzamento delle ricerche: 6 pp.
- COPETTI D., TARTARI G., IMBERGER J., 2007. Fattori climatici che influenzano la struttura termica e la qualità delle acque lacustri. In: CNR (ed.), *Prospettive di ricerca nell'ambito delle risposte ai cambiamenti globali clima e cambiamenti climatici*. Dipartimento Terra e Ambiente. Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR. Roma: 589-592.
- COPETTI D., TARTARI G., MORABITO G., OGGIONI A., LEGNANI E., IMBERGER J., 2006. A biogeochemical model of the Lake Pusiano (North Italy) and its use in the predictability of phytoplankton blooms: first preliminary results. *Journal of Limnology* **65**: 59-64.
- EEA. 2008. *Impacts of Europe's changing climate. 2008 indicator-based assessment*. EEA Report No 4/2008 & JRC Reference Report No JRC47756. 288 pp.
- GALASSI S., PROVINI A., GAROFALO E., 1992. Sediment analysis for the assessment of risk from organic pollutants in lakes. *Hydrobiologia* **235/236**: 639-647.
- GARIBALDI L., BRIZZIO M.C., MEZZANOTTE V., VARALLO A., MOSELLO R., 1995. The continuing evolution of Lake Iseo (N. Italy): the appearance of anoxia. *Memorie Istituto Italiano Idrobiologia* **53**: 191-212.
- GARIBALDI L., MEZZANOTTE V., BRIZZIO M.C., ROGORA M., MOSELLO R., 1999. The trophic evolution of Lake Iseo as related to its holomixis. *Journal of Limnology* **58**: 10-19.
- GARIBALDI L., BUZZI F., MORABITO G., SALMASO N., SIMONA M., 2000. *I cianobatteri fitoplanctonici dei laghi profondi dell'Italia Settentrionale*. Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 00/30: 117-135.
- GARIBALDI L., ANZANI A., MARIANI A., LEONI B., MOSELLO R., 2003. Studies on the phytoplankton of the deep subalpine Lake Iseo. *Journal of Limnology* **62**: 177-189.
- GUILIZZONI P., BONOMI G., GALANTI G., RUGGIU D., 1982. Basic trophic status and recent development of some Italian lakes as revealed by plant pigments and other chemical components in sediment cores. *Memorie Istituto italiano Idrobiologia* **40**: 79-98.
- GUZZELLA L., PATROLECCO L., PAGNOTTA R., LANGONE L., GUILIZZONI P., 1998. DDT and other organochlorine compounds in the lake Maggiore sediments: a recent point source of contamination. *Fresenius Environmental Bulletin* **7**: 79-89.
- GUZZELLA L., ROSCIOLI C., BINELLI A., 2008. Contamination By Polybrominated Diphenyl Ethers Of Sediments From The Lake Maggiore Basin (Italy And Switzerland). *Chemosphere* **73**: 1684-1691.
- MANCA M., CAVICCHIONI N., MORABITO G., 2000. First observations on the effect of complete overturn of Lake Maggiore on plankton and primary production. *International Review of Hydrobiology* **85**: 209-222.
- MORABITO G., PUGNETTI A., 2000. Primary productivity and related variables in the course of the trophic evolution of Lake Maggiore. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* **27**: 2934-2937.
- MORABITO G., RUGGIU D., PANZANI P., 2002a. Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. *Journal of Limnology* **61**: 129-145.
- MORABITO G., SALMASO N., RUGGIU D., (Eds.), 2002b. Phytoplankton association patterns in the deep southern subalpine lakes (Part 1). *Journal of Limnology* **61**: 91-145.
- MORABITO G., PANZANI P., OGGIONI A., 2006. Popolamenti planctonici. Indagini sul fitoplancton. In: C.N.R. Istituto

- Italiano di Idrobiologia, *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2005*. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 54-59.
- MOSELLO R., GIUSSANI G., (EDS.), 1997: Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia* **61**: 1-228.
- MOSELLO R., SALMASO N., 2000. Cooperazione per lo studio della qualità delle acque dei laghi profondi subalpini (QuALPS): obiettivi e primi risultati. In: Atti della Giornata di Studio *I laghi come risorsa per lo sviluppo*. Milano, 16 ottobre 1998: 39-50.
- MOSELLO R., BRIZZIO M.C., GARIBALDI L., BUZZI F., COLZANI L., PIZZETTI E., MOCELLIN D., 1999. Attuali condizioni trofiche dei bacini di Como e Lecco del Lario. *Acqua & Aria* **9/99**: 71-81.
- MOSELLO R., DE BERNARDI R., MORABITO G., ROGORA M., GARIBALDI L., SALMASO N., BARBIERI A., VERONESI M., SIMONA M., 2005. La qualità delle acque dei laghi profondi subalpini italiani. In: Atti Convegno "Giornate Lariane per l'Ambiente", Cernobbio (CO), 3-5 Novembre 2005: 63-66.
- POLLI B., SIMONA M., 1992. Qualitative and quantitative aspects of the evolution of the planktonic populations in Lake Lugano. *Aquatic Science* **54**: 303-320.
- PROVINI A., GALASSI S., GUZZELLA L., VALLI G., 1995. PCB profiles in sediments of lake Maggiore, Como and Garda (Italy). *Marine and Freshwater Research* **46**: 129-136.
- RUGGIU D., MORABITO G., PANZARNI P., PUGNETTI A., 1998. Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). *Hydrobiologia* **369/370**: 243-257.
- SALMASO N., 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia* **438**: 43-63.
- SALMASO N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *Journal of Limnology* **61**: 95-115.
- SALMASO N., 2005a: Effects of climatic fluctuations and vertical mixing on the interannual trophic variability of Lake Garda, Italy. *Limnology and Oceanography* **50**: 553-565.
- SALMASO N., 2005b. *Fioriture di cianobatteri nei laghi profondi dell'Italia settentrionale*. Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTISAN 05/29: 30-48.
- SALMASO N., CORDELLA P., 1994. Indagini limnologiche sul Lago di Garda. In: P. Cordella e N. Salmaso (eds), *Indagini limnologiche sui principali laghi della Regione del Veneto (1987-1992)*. Regione del Veneto, Venezia: 79-124.
- SALMASO N., DECET F., 1998. Interactions of physical, chemical and biological processes affecting the seasonality of mineral composition and nutrient cycling in the water column of a deep subalpine lake (Lake Garda, Northern Italy). *Archiv für Hydrobiologie* **142**: 385-414.
- SALMASO N., BARBIERI A., GARIBALDI L., MOSELLO R., 1997. Un progetto di cooperazione per lo studio della Qualità delle Acque dei Laghi Profondi Sudalpini: il progetto QuALPS. In: Atti Convegno *La regolazione dei Grandi laghi Alpini*, Gardone Riviera, 2-3 Maggio 1996: 210-221.
- SALMASO N., MOSELLO R., GARIBALDI L., DECET F., BRIZZIO M.C., CORDELLA P., 2003a. Vertical mixing as a determinant of trophic status in deep lakes: a case study from two lakes south of the Alps (Lake Garda and Lake Iseo). *Journal of Limnology* **62**: 33-41.
- SALMASO N., MORABITO G., MOSELLO R., GARIBALDI L., SIMONA M., BUZZI F., RUGGIU D., 2003b. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, **62**(2): 207-227.
- SALMASO N., MORABITO G., BUZZI F., GARIBALDI L., SIMONA M., MOSELLO R., 2006: Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. - *Hydrobiologia* **563**: 167-187.
- SALMASO N., MORABITO G., GARIBALDI L., MOSELLO R., 2007. Trophic development of the deep lakes south of the Alps: a comparative analysis. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* **170**: 177-196.
- SIMONA M., 2003. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *Journal of Limnology* **62**: 190-206.
- TARTARI G., BURASCHI E., MONGUZZI C., MARCHETTO A., COPETTI D., PREVITALI L., TATTI S., BARBIERO G., PAGNOTTA R., 2004. Progetto LIMNO: Qualità delle acque lacustri italiane. Vol. 1 - Sintesi dei risultati. *Quaderni IRSA* **120**: 333 pp.
- TARTARI G.A., MOSELLO R., 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia* **60**: 160 pp.
- UPDA (Ufficio Protezione e Depurazione Acque), 2006. *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagne 2004 e 2005*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere: 1-98.
- VIGANÒ L., FARKAS A., GUZZELLA L., ROSCIOLI C., ERRATICO C., 2007. The accumulation levels of PAHs, PCBs and DDTs are related in an inverse way to the size of a benthic amphipod (*Echinogammarus stammeri* Karaman) in the River Po. *Science of the Total Environment* **373**: 131-145.
- VIGANÒ L., MANDICH A., BENFENATI E., BERTELOTTI R., BOTTERO S., PORAZZI E., AGRADI A., 2006. Investigating the estrogenic risk along the Po River and its intermediate section. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **51**: 641-651.
- VOLTA P., TREMOLADA P., NERI M.C., GIUSSANI G., GALASSI S., 2008. Age-Dependent Bioaccumulation of Organochlorine Compounds in Fish and their Selective Biotransformation in Top Predators from Lake Maggiore (Italy). *Water, Air and Soil Pollution* **197**: 193-209.
- WOLFRAM G., DOKULIL M.T., PALL K., REICHMANN M., SCHULZ L., ARGILLIER F.C., DE BARTOLI J., MARTINEZ P.J., RIOURY C., HOEHN E., RIEDMÜLLER U., SCHAUMBURG J., STELZER D., BURASCHI E., BUZZI F., DALMIGLIO A., LEGNANI E., MARCHETTO A., TARTARI G., REMEC-REKAR S., URBANIÈ G., 2006. *Milestone 6 Report – Lake GIGs*. European Commission, Directorate General JRC, Joint Research Centre. Institute of Environment and Sustainability. 65 pp.