

Il risanamento del Lago di Lugano : tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo

Autor(en): **Lepori, Fabio**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Bollettino della Società ticinese di scienze naturali**

Band (Jahr): **107 (2019)**

PDF erstellt am: **22.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-1003057>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Il risanamento del Lago di Lugano: tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo

Fabio Lepori

Istituto scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI), Campus Trevano,
Via Trevano, CH-6952 Canobbio

fabio.lepori@supsi.ch

Riassunto: Questo studio esamina l'evoluzione temporale dei carichi e delle concentrazioni di fosforo relative al Lago di Lugano durante oltre quattro decenni (1984-2017) dalla messa in atto di un piano di risanamento delle acque. Secondo i risultati, il piano ha avuto effetti incisivi, riducendo i carichi esterni e le concentrazioni a lago di fosforo di approssimativamente tre volte. Grazie a questa riduzione, le concentrazioni di fosforo a lago si stanno avvicinando (bacino sud) o hanno raggiunto (bacino nord) valori conformi agli obiettivi di risanamento. Alla riduzione del carico esterno si è parzialmente contrapposto lo sviluppo di un carico interno, la cui evoluzione è stata però diversa tra i due principali bacini del lago (nord e sud). Nel bacino nord, meromittico, il carico interno è risalito nel mixolimnio principalmente durante un picco circoscritto, culminato nel 2005. Nel bacino sud, oloimittico, il carico interno è decresciuto gradualmente nel tempo, nonostante negli ultimi anni abbia mostrato un'inattesa tendenza al rialzo, a cui ha probabilmente contribuito il riscaldamento del clima. L'evoluzione delle concentrazioni continuerà a dipendere, in parte, dal corso del carico interno, i cui fattori determinanti richiederanno ulteriori approfondimenti.

Parole chiave: eutrofizzazione, laghi svizzeri, modelli previsionali

The restoration of Lake Lugano (Switzerland and Italy): trends in phosphorus loadings and in-lake concentrations

Abstract: This study assesses trends in phosphorus loadings and concentrations for Lake Lugano, during more than four decades (1984-2017) since the beginning of a restoration programme. The programme had considerable effects, reducing external loadings and in-lake concentrations by approximately three times. The effect of the reduction in external loadings was partly offset by a development of internal loadings, whose temporal patterns differed between the two main basins of the lake (North and South). In the North basin, meromictic, internal loadings emerged mainly during a pulse that peaked in 2005. In the South basin, holomictic, internal loadings gradually decreased, although they displayed a tendency to increase toward the end of the study period, probably influenced by climate warming. In the future, trends in phosphorus concentrations will continue to depend on patterns in internal loadings, whose underlying causes will require further investigation.

Key words: eutrophication, predictive models, Swiss lakes

INTRODUZIONE

Il Lago di Lugano, o Ceresio, è uno dei laghi sudalpini maggiormente colpiti dal fenomeno dell'eutrofizzazione, una forma di inquinamento dovuta all'eccessivo afflusso di nutrienti provenienti da reflui domestici, scarichi industriali e fonti diffuse (Smith *et al.*, 1999). Nel periodo preindustriale, al pari di altri laghi profondi insubrici, il Ceresio era probabilmente oligotrofico, ovvero caratterizzato da ridotte concentrazioni di fosforo, limitata produzione algale e buona ossigenazione delle acque (Niessen *et al.*, 1992). Sintomi di eutrofizzazione tangibili – quali massicce fioriture algali – incominciarono tuttavia a manifestarsi negli anni '40 del secolo scorso e raggiunsero livelli critici nei decenni '70-'80, quando il bacino nord divenne eutrofico e il bacino sud ipertrofico (D. A., 1982). Per contrastare l'eutrofizzazione del lago, negli anni '70

i governi svizzero e italiano realizzarono un piano di risanamento coordinato da una commissione internazionale istituita a tal fine (Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, CIP AIS). Coerentemente con il quadro legislativo vigente in quegli anni, al piano fu posto l'obiettivo di riportare il lago allo stato di mesotrofia, ritenuto sufficiente a garantire i principali servizi di interesse pubblico, quali l'approvvigionamento idrico, la balneazione e la conservazione del patrimonio ittico (D. A., 1982). Un'ordinanza federale svizzera (ordinanza sull'immissione delle acque del 1975) definì la mesotrofia operativamente sulla base di criteri riguardanti la produzione primaria ($< 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$), l'ossigenazione delle acque ($> 4 \text{ mg L}^{-1}$) e le concentrazioni di fosforo durante la circolazione ($< 20 \text{ mg P m}^{-3}$; P misurato come fosfato, PO_4). L'obiettivo di ristabilire condizioni di mesotrofia è rimasto essenzialmente invariato fino al presente, anche se la soglia

relativa al fosforo è stata ritoccata a 30 mg P m^{-3} (P misurato come fosforo totale, P_{tot} ; Barbieri & Mosello, 1992).

Come in molti casi simili, il piano di risanamento fu fondato sulla riduzione del carico esterno di fosforo (P), il nutriente che solitamente limita la produzione algale lacustre (Vollenweider, 1968; Dillon & Rigler, 1975). Secondo questo approccio viene identificata una concentrazione obiettivo di P e si impiegano modelli previsionali per stimare il carico esterno massimo che permetterebbe al lago di raggiungere tale concentrazione. Nel caso del Ceresio, una prima applicazione di questo metodo preconizzò carichi massimi di 60 t anno^{-1} per raggiungere una concentrazione di $20 \text{ mg P-PO}_4 \text{ m}^{-3}$ (D. A., 1982). Una seconda applicazione, basata su un modello diverso e sull'obiettivo di $30 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$, stimò carichi massimi accettabili di 40 t anno^{-1} (18 t nel bacino nord e 22 t nel bacino sud; Barbieri & Mosello, 1992).

Indagini limnologiche realizzate sul finire degli anni '70 evidenziarono che il carico di fosforo era in grave eccesso rispetto a queste soglie, per esempio oscillando nell'intervallo $123\text{-}177 \text{ t anno}^{-1}$ durante il triennio 1976-1979 (D. A., 1982). Per ottenere la riduzione desiderata, a partire dal 1976 vennero realizzate e successivamente potenziate importanti opere di collettamento e depurazione delle acque reflue da parte svizzera e da parte italiana. A queste misure si aggiunse negli anni '80 la proibizione dell'uso di detersivi tessili a base di fosfati. Parallelamente, la CIP AIS promosse l'attuazione di un programma sistematico di indagini limnologiche volto a monitorare l'evoluzione dello stato del lago.

Esperienze maturate internazionalmente dimostrano l'utilità generale della gestione dei carichi di fosforo quale misura di risanamento della qualità delle acque lacustri (Jeppesen *et al.*, 2005). Tuttavia, l'esito delle opere di risanamento può rivelarsi inferiore alle aspettative a causa dello sviluppo di fenomeni avversi, quali il lento rilascio di fosforo accumulato durante la fase di eutrofizzazione da parte dei sedimenti (carico interno; Nürnberg & Peters, 1984). Inoltre, negli ultimi decenni, le acque del Lago di Lugano hanno mostrato una tendenza al riscaldamento, che in parte ha coinciso nel tempo con la diminuzione del carico esterno (Lepori & Roberts, 2015). Il riscaldamento potrebbe contrastare gli effetti del risanamento causando sintomi sovrapponibili a quelli dell'eutrofizzazione, quali la scarsità di ossigeno nelle acque profonde (favorita dalla stratificazione delle acque; Rogora *et al.*, 2018) e la proliferazione di cianobatteri nello strato produttivo (Paerl & Huisman, 2008). I risultati dei programmi di gestione dei carichi di fosforo devono perciò essere costantemente monitorati al fine di verificare l'efficacia delle misure di risanamento e gli eventuali ostacoli emergenti.

A quasi quattro decenni dall'inizio delle indagini (1984-2017), i dati raccolti dal programma di indagini della CIP AIS offrono una preziosa opportunità di verificare l'efficacia delle misure messe in atto. Questo studio, che intende contribuire a tale verifica, include (1) un'analisi dell'evoluzione dei carichi e delle concentrazioni di P a lago, (2) l'identificazione di eventuali ostacoli al risanamento (sviluppo di un carico interno) e (3) una

nuova stima dei carichi che potrebbero consentire un recupero delle condizioni di mesotrofia o oligotrofia. I risultati permettono di esaminare criticamente alcune delle assunzioni insite nel programma di risanamento e di fornire una base di informazione utile alla futura gestione del lago.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il Ceresio è un lago profondo (profondità massima: 288 m), condiviso tra Svizzera e Italia (Fig. 1), che giace in una valle scavata da erosione fluviale durante il Terziario e successivamente modellata dalle glaciazioni del Pleistocene. Il lago, esposto a clima insubrico (temperature medie $> 10^\circ\text{C}$ e precipitazioni abbondanti) non ghiaccia e circola una volta all'anno al finire dell'inverno, solitamente tra febbraio e marzo. Il lago è suddiviso in tre bacini principali, il bacino nord, il bacino sud e il bacino di Ponte Tresa (Fig. 1, Tab. 1). Il bacino nord, a causa dell'elevata profondità e del modesto ricambio idrico è meromittico, o, più accuratamente, rappresenta un caso limite di oligomissi. Difatti, da quando viene sistematicamente monitorato (primi anni '80), le sue acque si sono mescolate completamente soltanto due volte, nel 2005 e 2006, dopo inverni particolarmente rigidi (Holzner *et al.*, 2009). Di norma, il mescolamento non si spinge oltre i 100 m, la profon-

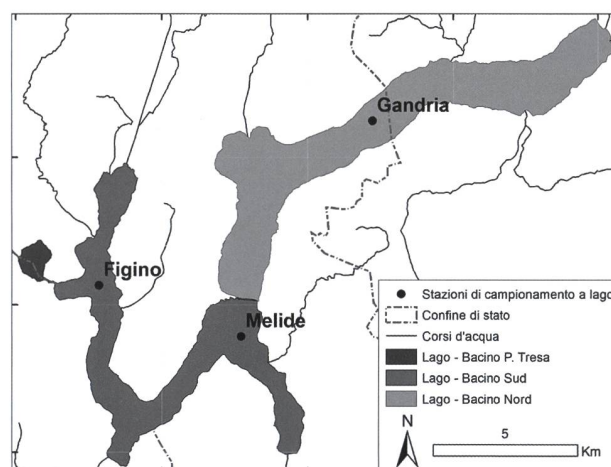


Figura 1: Ubicazione del Lago di Lugano e delle stazioni di prelievo (Gandria, Melide e Figino).

Tabella 1: Caratteristiche dei due principali bacini del Lago di Lugano. Dati tratti da Barbieri & Mosello (1992) eccetto q_s , calcolato come valore medio durante il periodo 1984-2017 (dati non pubblicati).

	Bacino nord	Bacino sud
Area bacino imbrifero [km^2]	269.7	290.3
Area bacino lacustre [km^2]	27.5	20.3
Volume [km^3]	4.69	1.14
Profondità massima [m]	288	95
Profondità media [m]	171 (strato 0-288 m) 86 (strato 0-100 m)	55
q_s [m]	12	32

dità che delimita l'estensione verticale del mixolimnio. Il bacino sud, grazie al maggior ricambio idrico e alla minore profondità, è essenzialmente oloimittico, anche se in seguito a inverni eccezionalmente miti può saltare circolazioni complete.

Fonte dei dati

Questo studio si avvale dei dati di monitoraggio raccolti quindicinalmente o mensilmente nelle stazioni di Gandria, Figino e Melide (Fig. 1) nell'ambito del programma di ricerche promosso dalla CIP AIS e pubblicati in rapporti annuali (www.cipais.org). I valori di Gandria rappresentano il bacino nord, mentre valori rappresentanti il bacino sud sono stati ottenuti combinando i valori misurati nelle stazioni di Melide e Figino (media ponderata per il volume di ciascun sottobacino).

Stima dei carichi esterni

I carichi esterni di fosforo (L_{ext} , in t P_{tot} anno⁻¹) sono stati calcolati come la somma dei contributi provenienti dalle seguenti fonti: [i] i tributari maggiori, [ii] i tributari minori, [iii] i reflui scaricati a lago da località rivierasche e [iv] le deposizioni atmosferiche. Altre potenziali fonti, quali gli apporti dalle acque sotterranee, sono state assunte trascurabili. I carichi veicolati dai tributari maggiori sono stati calcolati in base alle concentrazioni di fosforo totale (ottenute da campionamenti mensili) e alla portata (monitorata da enti cantonali e federali) mediante uno stimatore di rapporto ("ratio estimator"; Beale, 1962). Questi carichi integrano i contributi provenienti dall'insieme delle fonti puntiformi e diffuse presenti nel bacino imbrifero, quali gli impianti di depurazione e le aree agricole. I contributi provenienti dalle altre fonti non sono stati misurati, ma sono stati stimati usando i metodi riportati da Lepori & Roberts (2017), a cui si rimanda per maggiori dettagli.

Stima dei carichi interni

I carichi interni di fosforo (L_{int} , in t P_{tot} anno⁻¹) sono stati calcolati usando un modello di bilancio di massa. Il modello si basa sul bilancio di massa proposto da Vollenweider (1969):

$$V \times \frac{dp}{dt} = L_{ext} - Qp - v_n Ap \quad \text{Eq. 1}$$

dove:

- V = volume del lago (m³)
- p = concentrazione di fosforo totale (mg P_{tot} m⁻³)
- t = tempo (anni)
- L_{ext} = carico esterno (mg P_{tot} anno⁻¹)
- Q = deflusso in uscita (m³ anno⁻¹)
- v_n = velocità di sedimentazione netta (m anno⁻¹)
- A = superficie del lago (m²)

La stima dei carichi interni è resa possibile dalla versione modificata da Larsen *et al.* (1979) e Welch *et al.* (1986), che separa la perdita di P dovuta a sedimentazione dall'acquisto dovuto al rilascio da parte dei sedimenti, ovvero al carico interno:

$$V \times \frac{dp}{dt} = L_{ext} - Qp - v_s Ap + L_{int} \quad \text{Eq. 2}$$

dove:

- v_s = velocità di sedimentazione (m anno⁻¹)
- L_{int} = carico interno (mg anno⁻¹)

da cui:

$$L_{int} = V \times \frac{dp}{dt} - L_{ext} + Qp + v_s Ap \quad \text{Eq. 3}$$

La velocità di sedimentazione v_s , che nelle equazioni 2-3 rappresenta il flusso unidirezionale dall'acqua ai sedimenti, può essere stimata secondo un modello empirico (Nürnberg, 2009) come:

$$v_s = k \times q_s \times \sqrt{\tau} \quad \text{Eq. 4}$$

dove:

- k = costante, posta =1 (Nürnberg, 2009)
- q_s = water loading (=Q/A, m)
- τ = tempo teorico di ricambio (=V/Q, anni)

Concentrazioni a lago

Le concentrazioni di fosforo totale (p , in mg P_{tot} m⁻³) sono state misurate a diverse profondità discrete e sono state integrate verticalmente per calcolare la concentrazione media annuale nel mixolimnio (0 m-fondo per il bacino sud, 0-100 m per il bacino nord).

Previsione delle concentrazioni all'equilibrio

Per predire la concentrazione all'equilibrio si è usata l'equazione [1], che in condizioni di steady state ($\frac{dp}{dt} = 0$) diventa:

$$p = \frac{L_{ext}}{A(v_n + q_s)} \quad \text{Eq. 5}$$

Riscritta in funzione di L_{ext} questa equazione stima i carichi esterni massimi che consentirebbero di raggiungere i valori obiettivo di p .

La velocità di sedimentazione netta v_n può essere stimata secondo un modello empirico sviluppato per laghi temperati (Reckhow, 1979), come:

$$v_n = 11.6 + 0.2 \times q_s \quad \text{Eq. 6}$$

L'accuratezza della stima non è nota. Tuttavia, la stima di v_n può essere affinata tramite calibrazione dell'Eq. 5, ovvero variando incrementalmente valori di v_n fino ad ottenere valori che, introdotti nell'Eq. 5, producono valori di p simili a quelli più bassi osservati per un dato valore di L_{ext} (assumendo che p si sia avvicinato all'equilibrio durante il periodo di studio e considerando che il raggiungimento di un equilibrio fa decrescere p a parità di L_{ext}). Tenuto conto della presenza di errore nelle misure, il valore di v_n è stato identificato come il valore fornente stime di p inferiori alle osservazioni nel 90% dei casi. In questo studio sono state considerate concentrazioni obiettivo di 30 mg P_{tot} m⁻³, corrispondenti al confine tra mesotrofia e eutrofia e all'obiettivo del programma di risanamento (Barbieri & Mosello, 1992), e 10 mg P_{tot} m⁻³, corrispondente al confine tra mesotrofia e oligotrofia (Nürnberg, 1996).

Analisi dei dati

Le tendenze nelle serie temporali sono state analizzate usando il test di Mann-Kendall, che produce le statistiche S e Z (Gilbert, 1987). Inoltre, le tendenze decennali o pluridecennali delle serie temporali del carico e delle concentrazioni di fosforo a lago sono state evidenziate mediante interpolazione di una funzione di smoothing (LOESS). Tutte le analisi sono state eseguite con il software PAST (Hammer *et al.*, 2001). Le medie dei quinquenni 1984-1988 e 2013-2017 sono state usate per calcolare le differenze tra inizio e fine del periodo di studio.

RISULTATI

Evoluzione del carico esterno

Durante il periodo di studio, il carico esterno di fosforo L_{ext} ha mostrato tendenze a decrescere in entrambi i bacini del lago (bacino nord: $S=-317$, $Z=4.68$, $P<0.001$; bacino sud: $S=-371$, $Z=5.49$, $P<0.001$; Fig. 2). Nel bacino nord, tra l'inizio e la fine del periodo (quinquenni 1984-1988 e 2013-2017), il carico medio è passato da 43.2 a 15.7 t P_{tot} anno⁻¹, diminuendo di un fattore 2.7×. Nel bacino sud, il carico è passato da 84.9 a 27.9 t P_{tot} anno⁻¹, diminuendo di un fattore 3.0×.

Evoluzione del carico interno

La velocità di sedimentazione del fosforo v_s usata nella stima del carico interno L_{int} è risultata pari a 32 m anno⁻¹ nel bacino nord e 40 m anno⁻¹ nel bacino sud. L'andamento temporale di L_{int} ha seguito traiettorie diverse nei due bacini (Fig. 2). Nel bacino nord, non vi è stata tendenza a crescere o decrescere nel tempo ($S=-122$, $Z=1.80$, $P>0.05$). Piuttosto, si è manifestato un picco culminato nel 2005, l'anno della prima circolazione completa (massimo: 166 t P_{tot} anno⁻¹), separato da periodi iniziali (fino alla metà degli anni '90) e finali (dopo il 2010) in cui L_{int} è stato quasi sempre inferiore a 40 t P_{tot} anno⁻¹. Nel bacino sud L_{int} ha mostrato una tendenza a decrescere ($S=-265$, $Z=3.92$, $P<0.001$, riduzione media da 53.7 a 20.4 t P_{tot} anno⁻¹, un fattore 2.6×), nonostante negli ultimi anni vi sia stato un accenno di rialzo (fino a 48 t P_{tot} anno⁻¹ nel 2017).

Evoluzione delle concentrazioni di fosforo a lago

Le analisi hanno indicato tendenze al calo anche nelle concentrazioni medie annuali di fosforo totale p in entrambi i bacini (bacino nord: $S=-225$, $Z=3.33$, $P<0.001$; bacino sud: $S=-493$, $Z=7.30$, $P<0.001$; Fig. 2). Nel bacino nord, le concentrazioni si sono ridotte da 72.2 a 27.1 mg P_{tot} m⁻³ (fattore 2.7×), mentre nel bacino sud sono calate da 109.2 a 37.4 mg P_{tot} m⁻³ (fattore 2.9×). Tuttavia, anche in questo caso l'evoluzione mostra differenze tra i bacini. Mentre nel bacino sud la concentrazione di fosforo è calata in modo regolare, nel bacino nord la tendenza alla diminuzione è stata interrotta da un picco di crescita, coincidente al picco manifestato dal carico interno.

Previsioni in condizioni d'equilibrio

L'Eq. 6 ha prodotto valori di v_n pari a 13.6 m anno⁻¹ per il bacino nord e 18.0 m anno⁻¹ per il bacino sud, ma la calibrazione basata sui dati osservati ha corretto le stime al ribasso, portandole a 11 m anno⁻¹ per il bacino nord e 15 m anno⁻¹ per il bacino sud (Fig. 3). Sulla base di questi valori (calibrati) i carichi massimi tollerabili per $p=30$ mg P_{tot} m⁻³ sono risultati pari a 19 t P_{tot} anno⁻¹ per il bacino nord e 28 t P_{tot} anno⁻¹ per il bacino sud. I carichi massimi per $p=10$ mg P_{tot} m⁻³ sono risultati pari a 6 t P_{tot} anno⁻¹ per il bacino nord e 9 t P_{tot} anno⁻¹ per il bacino sud.

DISCUSSIONE

Le opere messe in atto per proteggere le acque del Ceresio hanno avuto effetti incisivi sui carichi esterni e sulle concentrazioni a lago del fosforo. Durante il periodo di studio (1984-2017), che si estende da poco dopo l'avvio delle maggiori opere di risanamento al presente, il carico esterno di fosforo è stato ridotto di approssimativamente tre volte in entrambi i bacini. A questa riduzione ha fatto eco un'analogia (fattore ca. 3×) diminuzione delle concentrazioni di fosforo a lago, che si stanno avvicinando (bacino sud) o hanno ormai raggiunto (bacino nord) valori conformi agli obiettivi di risanamento.

Alla diminuzione dei carichi esterni si è almeno temporaneamente contrapposto lo sviluppo di un carico interno, la cui evoluzione illustra l'influenza del regime di mescolamento dei bacini (meromissi e olomissi) sul risanamento di un lago. Nel bacino sud, olomitico, il carico interno ha mostrato il calo atteso in un lago in via di risanamento, che ha contribuito a produrre un miglioramento graduale. Nel bacino nord, meromittico, il carico interno è rimasto confinato nelle acque profonde per parte del periodo di studio, ma è affiorato nel mixolimnion durante un unico picco culminato con la circolazione eccezionale del 2005. Questo picco, durato circa un decennio, implica una fase di progressiva erosione della stratificazione, le cui cause sono difficili da chiarire (Holzner *et al.*, 2009). Tuttavia, è probabile che un'alternanza tra fasi di stratificazione e episodi di erosione della stratificazione – con risalite di carico interno – continuerà a caratterizzare l'evoluzione del bacino nord nei decenni futuri, determinando un percorso di risanamento non graduale ma punteggiato da interruzioni e riprese (Lepori & Roberts, 2017).

Questa evoluzione suggerisce che nel bacino nord anche le concentrazioni di fosforo continueranno a mostrare un andamento irregolare con l'occorrenza di picchi elevati, anche se a distanza di anni o decenni. Nel bacino sud, nonostante la diminuzione nel lungo periodo, il carico interno rimane sostanziale e ha contribuito a mantenere le concentrazioni di fosforo al di sopra degli obiettivi di risanamento (Lepori & Roberts, 2017). Per di più, la tendenza all'aumento osservata negli ultimi anni ha presumibilmente rinforzato questo contributo. Le cause di tale crescita potrebbero essere ricondotte al riscaldamento del lago che, rafforzando la stratificazione, prolunga i periodi di anossia dei

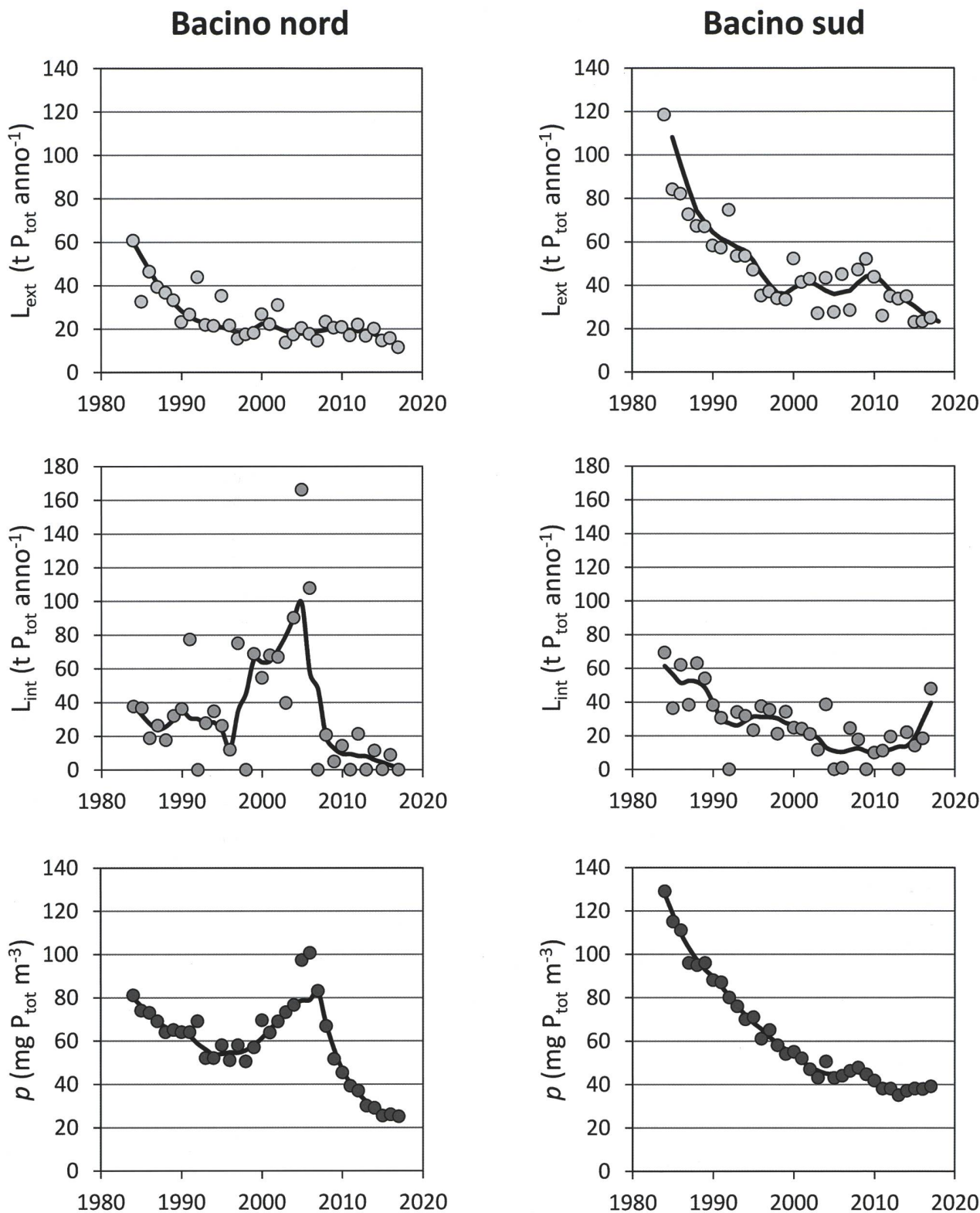


Figura 2: Andamento temporale del carico esterno L_{ext} , del carico interno L_{int} e delle concentrazioni di fosforo totale a lago ρ relative ai due bacini del lago (nord e sud).

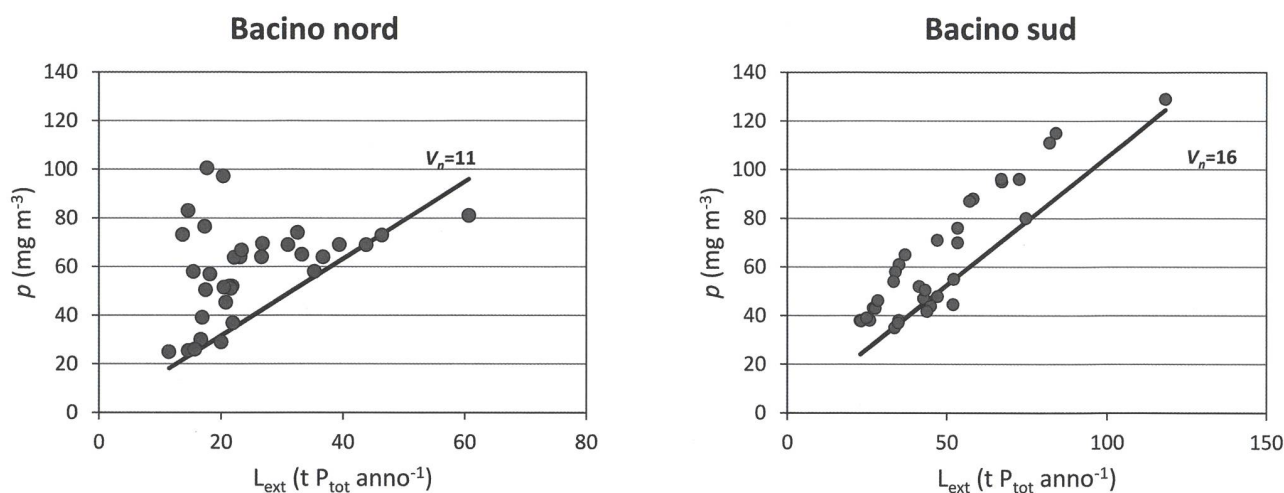


Figura 3: Relazione tra concentrazioni di fosforo totale a lago p e carico esterno L_{ext} . La retta mostra la relazione attesa in base a stime prodotte dell'Eq. 5 ("Materiali e metodi") in seguito a calibrazione del valore di v_n (volta a ottenere una concentrazione minima per un dato valore di L_{ext} assunta simile alla concentrazione all'equilibrio).

sedimenti ed il rilascio del carico interno (Rogora *et al.*, 2018). Un effetto climatico si è manifestato chiaramente nel carico elevato registrato nel 2017. Durante l'inverno del 2015-2016, a causa del clima mite, il lago non ha circolato e la prolungata anossia dell'ipolimnio ha favorito l'accumulo di fosforo nei sedimenti ed il conseguente elevato rilascio durante la circolazione del 2017. Tuttavia, le cause dell'aumento di L_{int} potrebbero risiedere in un insieme complesso di fattori (Søndergaard *et al.*, 2001) e la loro identificazione richiederà ulteriori approfondimenti.

Le nuove stime dei carichi accettabili confermano in sostanza le stime precedenti (Barbieri e Mosello 1992), aggiustandole leggermente al rialzo. I carichi ammissibili per $p=30$ mg P_{tot} m^{-3} (19 t P_{tot} $anno^{-1}$ per il bacino nord e 28 t P_{tot} $anno^{-1}$ per il bacino sud) sono stati essenzialmente raggiunti in entrambi i bacini. Il fatto che nel bacino sud, nonostante il raggiungimento di un carico medio di 28 t P_{tot} $anno^{-1}$, la concentrazione di fosforo sia ancora superiore a 30 mg P_{tot} m^{-3} sembra imputabile all'inatteso rialzo del carico interno (vedi sopra) e a un conseguente stato di disequilibrio. Solo i prossimi anni di monitoraggio permetteranno di stabilire se l'aumento di L_{int} sarà momentaneo o duraturo, e quali potrebbero essere gli effetti sul processo di risanamento. Il ritorno a condizioni di oligotrofia (la condizione preindustriale del lago) richiederebbe carichi inferiori a 6-9 t P_{tot} $anno^{-1}$, ma una tale diminuzione pare difficilmente attuabile, in particolare nel bacino sud. Va tuttavia ricordato che a causa delle difficoltà insite nella stima dei parametri dei modelli le previsioni dei carichi accettabili devono essere considerate euristiche e richiederanno costante rivalutazione in futuro. Lo stato trofico di un lago non viene definito solo dalla concentrazione di fosforo, ma anche da criteri fondati su processi biologici o biogeochimici quali i rapporti tra i diversi nutrienti, la produzione algale e l'ossigenazione delle acque (un indice di metabolismo ecosistemico). La valutazione dell'evoluzione dello stato trofico richiede quindi l'esame integrato delle risposte di un complesso insieme di fattori (Lepori *et al.*, 2018). Ad oggi, i risultati delle indagini CIP AIS

indicano un parziale scollamento tra l'evoluzione del fosforo e quella degli indicatori biologici dello stato trofico. Per esempio, nonostante la riduzione del fosforo, nel bacino nord la produzione algale non è diminuita, mentre le acque profonde rimangono anossiche, pressoché stabilmente nel bacino nord e stagionalmente nel bacino sud (Lepori *et al.*, 2018; Rogora *et al.*, 2018). Esperienze di risanamento dei laghi svizzeri e transfrontalieri accumulate negli ultimi decenni hanno messo in evidenza risultati simili e suggeriscono che concreti miglioramenti dello stato trofico richiedano abbattimenti delle concentrazioni più ambiziosi di quelli fino ad ora raggiunti, in grado di riportare le concentrazioni di fosforo a valori inferiori a 20 mg P_{tot} m^{-3} (Anneville & Pelletier, 2000). In futuro, la gestione del lago potrebbe quindi essere rafforzata non solo da una migliore capacità di previsione delle concentrazioni di fosforo, ma anche e soprattutto da una più approfondita comprensione delle complesse relazioni esistenti tra i nutrienti, in particolare il fosforo, e lo stato biologico delle acque.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio tutte le persone che hanno contribuito alle indagini sul Ceresio dall'inizio del programma di ricerche CIP AIS, la Dr.ssa C. Capelli per l'aiuto ed i preziosi consigli e la Dr.ssa M. Rogora per la revisione del manoscritto.

BIBLIOGRAFIA

- Anneville, O. & Pelletier, J.P. 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: quantitative response of phytoplankton. *Archiv für hydrobiologie*, 148: 607-624.
- Barbieri, A. & Mosello, R. 1992. Chemistry and trophic evolution of Lake Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic Sciences*, 54: 219-237.
- Beale, E.M.L. 1962. Some uses of computers in operational research. *Industrielle Organisation*, 31: 27-28.

- D. A., Dipartimento Ambiente [del Cantone Ticino]. 1982. Il Lago Ceresio. Stato delle sue acque, obiettivi, misure d'intervento. Bellinzona, 85 pp.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32: 1519-1531.
- Gilbert, R.O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Holzner, C.P., Aeschbach-Hertig, W., Simona, M., Veronesi, M., Imboden, D.M. & Kipfer, R. 2009. Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology & Oceanography*, 54: 1113-1124.
- Larsen, D.P., Van Sickle, J., Malueg, K.W. & Smith, P.D. 1979. The effect of wastewater phosphorus removal on Shagawa Lake, Minnesota: Phosphorus supplies, lake phosphorus and chlorophyll *a*. *Water Research*, 13: 1259-1272.
- Lepori, F. & Roberts, J. J. 2015. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): What are the climatic drivers? *Journal of Great Lakes Research*, 41: 973-981.
- Lepori, F. & Roberts, J.J. 2017. Effects of internal phosphorus loadings and food-web structure on the recovery of a deep lake from eutrophication. *Journal of Great Lakes Research*, 43: 255-264.
- Lepori, F., Bartosiewicz, M., Simona, M. & Veronesi, M. 2018. Effects of winter weather and mixing regime on the restoration of a deep perialpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia*, 824: 229-242.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B.O.B. & Gerdeaux, D. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50: 1747-1771.
- Niessen, F., Wick, L., Bonani, G., Chondrogianni, C. & Siegenthaler, C., 1992. Aquatic system response to climatic and human changes: Productivity, bottom water oxygen status, and sapropel formation in Lake Lugano over the last 10'000 years. *Aquatic Sciences*, 54: 257-276.
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12: 432-447.
- Nürnberg, G. K. 2009. Assessing internal phosphorus load - Problems to be solved. *Lake and Reservoir Management*, 25: 419-432
- Nürnberg, G.K., & Peters, R. H. 1984. The importance of internal phosphorus load to the eutrophication of lakes with anoxic hypolimnia. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22: 190-194.
- Paerl, H.W., & Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320: 57-58.
- Reckhow, K. 1979. The use of a simple model and uncertainty analysis in lake management. *Journal of the American Water Resources Association*, 15: 601-611.
- Rogora, M., Buzzi, F., Dresti, C., Leoni, B., Lepori, F., Mosello, R., Patelli, M. & Salmaso, N. 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, 824: 33-50.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100: 179-196.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J. & Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 1: 427-442.
- Vollenweider, R.A., 1968. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris 159.
- Vollenweider, R.A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Archiv für Hydrobiologie*, 66: 1-36.
- Welch, E.B., Spyridakis, D.E., Shuster, J.I. & Horner, R.R. 1986. Declining lake sediment phosphorus release and oxygen deficit following wastewater diversion. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 58: 92-96.

