

7. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E BILANCIO DEI NUTRIENTI A LAGO (AZOTO E FOSFORO)

Michela Rogora, Paola Giacomotti, Arianna Orrù, Alfredo Pranzo, Gabriele A. Tartari

7.1 Chimica di base e contenuto ionico delle acque lacustri

I prelievi per le analisi chimiche nel 2013 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa). Le profondità considerate sono state: 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri.

Su tutti i campioni raccolti sono stati determinati pH, conducibilità, alcalinità, ossigeno disciolto, nutrienti (fosforo reattivo e totale, azoto ammoniacale, nitrico e totale, silicati). In due momenti stagionali (marzo e settembre) sono stati determinati anche l'azoto nitroso ed i principali anioni e cationi.

Le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR ISE di Verbania, con le metodiche analitiche in uso presso il laboratorio ed utilizzate nel corso delle precedenti campagne sul Lago Maggiore. Il laboratorio adotta regolarmente controlli di qualità sia interni (es. utilizzo carte di controllo, verifica del bilancio ionico, confronto conducibilità misurate e calcolate) che esterni (es. analisi di campioni certificati, partecipazione ad esercizi di intercalibrazione), per garantire la qualità dei dati prodotti e la loro confrontabilità nel tempo. Le informazioni sulle metodiche analitiche e sui controlli di qualità adottati nel laboratorio sono disponibili al sito web <http://www.idrolab.ise.cnr.it/>

I valori di pH e conducibilità e le concentrazioni degli ioni principali misurati nel campionamento alla circolazione (11 marzo 2013) sono riportati in Tab. 7.1, a confronto con i valori rilevati negli anni precedenti (2009-2012). Sempre a scopo di confronto, sono riportati i dati relativi alla stazione di Lesa, situata nella parte meridionale del lago. Tutti i dati fanno riferimento al campionamento di marzo, in corrispondenza del mescolamento tardo invernale, e si riferiscono a valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo.

La composizione chimica di base delle acque, in un lago profondo e di volume cospicuo quale il Lago Maggiore presenta una bassissima variabilità interannuale, come evidenziato dai valori pressoché stabili nel tempo delle principali variabili chimiche (Tab. 7.1). Lo stesso dicasi per il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale: calcio e bicarbonati sono il catione e l'anione prevalente, pari rispettivamente al 35 e 26% del totale, seguiti da solfati, magnesio e sodio (rispettivamente 20, 9 e 4%). Cloruri, nitrati e potassio contribuiscono in misura compresa tra l'1 e il 3%.

Dalla tabella 7.1 si può osservare anche come le due stazioni di Ghiffa e Lesa, quest'ultima situata nella parte meridionale del lago, siano molto simili dal punto di vista chimico, solo il pH è leggermente più elevato nella stazione di Lesa, come già negli anni precedenti, a causa di una produttività leggermente più accentuata nella zona meridionale del lago. I dati del campionamento di settembre, in condizioni di stratificazione, confermano la somiglianza tra le caratteristiche delle acque nelle due stazioni. Solo le concentrazioni di fosforo totale al di sotto dei 40 m sono state più

elevate nella stazione di Lesa rispetto a quella di centro lago (rispettivamente 3 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a 50 m e 13 e 18 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a 100 m), nuovamente a conferma di una trofia leggermente più elevata delle acque nella zona meridionale del lago.

Tab. 7.1 Concentrazioni degli ioni principali (meq L^{-1}), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; $\mu\text{S cm}^{-1}$) alla circolazione tardo invernale nelle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi), nelle stazioni di Ghiffa e Lesa, negli anni dal 2009 al 2013.

	GHIFFA					LESA				
	16.03.09	16.03.10	14.03.11	12.03.12	11.03.13	17.03.09	15.03.10	14.03.11	13.03.12	12.03.13
HCO ₃ ⁻	0,82	0,84	0,84	0,85	0,83	0,82	0,83	0,85	0,84	0,83
SO ₄ ⁼	0,61	0,62	0,62	0,62	0,63	0,61	0,61	0,60	0,62	0,61
Cl ⁻	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09
NO ₃ ⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Σ anioni	1,57	1,60	1,60	1,61	1,60	1,57	1,58	1,60	1,61	1,59
Ca ⁺⁺	1,14	1,12	1,10	1,13	1,09	1,13	1,13	1,09	1,12	1,09
Mg ⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,30	0,31	0,29
Na ⁺	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
K ⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ cationi	1,62	1,60	1,57	1,61	1,56	1,61	1,61	1,57	1,60	1,55
Σ ioni	3,19	3,20	3,18	3,22	3,16	3,19	3,19	3,17	3,21	3,14
pH	7,41	7,40	7,41	7,37	7,34	7,56	7,52	7,71	7,55	7,60
Cond.	152	152	151	153	152	154	151	152	152	151

La figura 7.1 mostra l'andamento delle temperature superficiali (strato epilimnico) nelle acque del lago rilevate nel 2013, a confronto con l'andamento degli anni dal 2004 al 2012. I massimi estivi nel 2013 sono stati di poco superiori a 16 °C, collocandosi quindi su valori più bassi rispetto a quelli degli anni precedenti: con l'eccezione del 2004 e del 2008 infatti, i massimi estivi hanno raggiunto in tutti gli anni valori compresi tra 18 e 20 °C. I minimi del periodo tardo invernale (6,8 e 7,0 in febbraio e marzo 2013, rispettivamente) sono stati invece simili a quelli degli altri anni.

La figura 7.2 mostra i valori medi di pH e ossigeno misurati nello strato epilimnico (0-25 m) della stazione di Ghiffa nel periodo 2004-2013. I dati dell'ultimo anno non hanno mostrato scostamenti di rilievo rispetto all'andamento tipico di questi due parametri, che presentano massimi nei mesi estivi, quando predominano i processi di produzione da parte del fitoplancton, e minimi nei mesi invernali. Le oscillazioni stagionali di questi due parametri dipendono infatti prevalentemente dai processi biologici che avvengono nelle acque superficiali (fotosintesi e respirazione), ma anche dalle dinamiche di mescolamento delle acque. Il pH ha raggiunto un massimo di 8,2 in aprile, nel periodo delle fioriture fitoplanctoniche primaverili, seguito da un altro massimo (8,3) in luglio; a questi due picchi corrispondono i massimi di saturazione di ossigeno (109%) rilevati nel 2013 (Fig. 7.1).

I dati dell'ultimo decennio hanno mostrato una lieve tendenza all'aumento dei valori di ossigeno in epilimnio, in particolare dei minimi invernali, passati da 75-78% come percentuale di saturazione negli inverni 2004-2005 a valori tra 85 e 90% negli ultimi anni. I dati dal 2010 in poi non sembrano però confermare questa tendenza all'aumento, mostrando una sostanziale stabilità dei valori di ossigeno. Anche per quanto riguarda il pH, con l'eccezione degli anni 2007 e 2008, caratterizzati da minimi invernali superiori alla media, i valori non mostrano variazioni sostanziali da un anno all'altro.

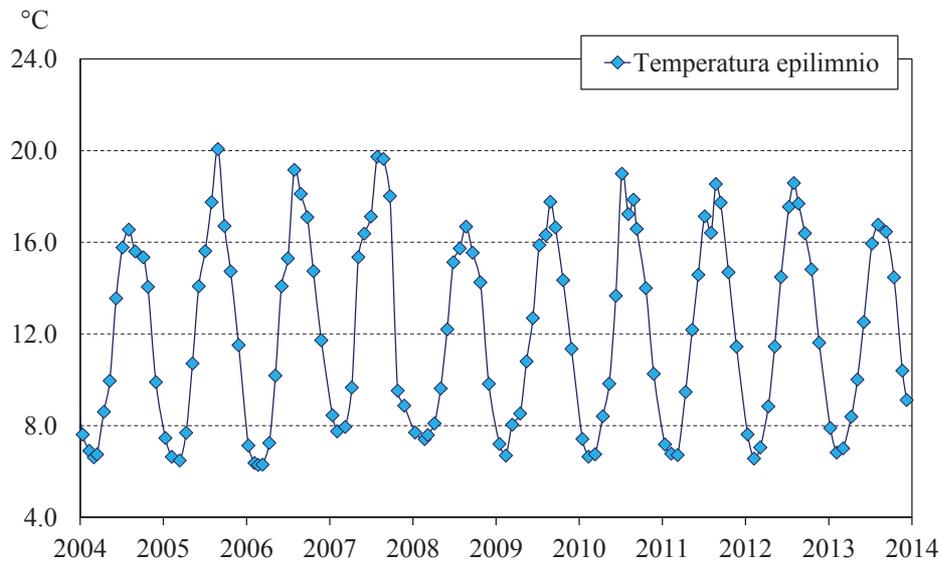


Fig. 7.1 Valori della temperatura delle acque in epilimnio (0-25 m) nel periodo 2004-2013 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

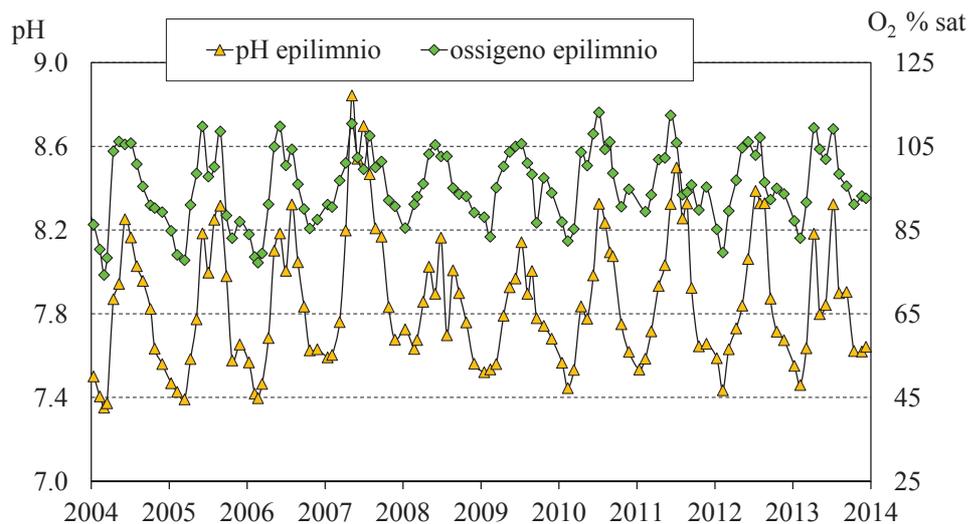


Fig. 7.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nell'ultimo decennio (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 7.3 e 7.4 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua dal 2004 al 2013. L'andamento stagionale dei valori di alcalinità, con massimi primaverili seguiti da minimi estivi, dipende dal fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio; la conducibilità mostra un andamento analogo, essendo calcio e bicarbonati gli ioni che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale. Il diverso andamento che si osserva in alcuni anni, come 2003 e 2007, dipende da condizioni meteo-climatiche particolari, come descritto nei precedenti rapporti (Rogora *et al.* 2013). I valori epilimnici di entrambe le variabili mostrano una variabilità stagionale accentuata, a differenza dei valori medi sulla colonna d'acqua, che integrano gli estremi primaverili ed estivi.

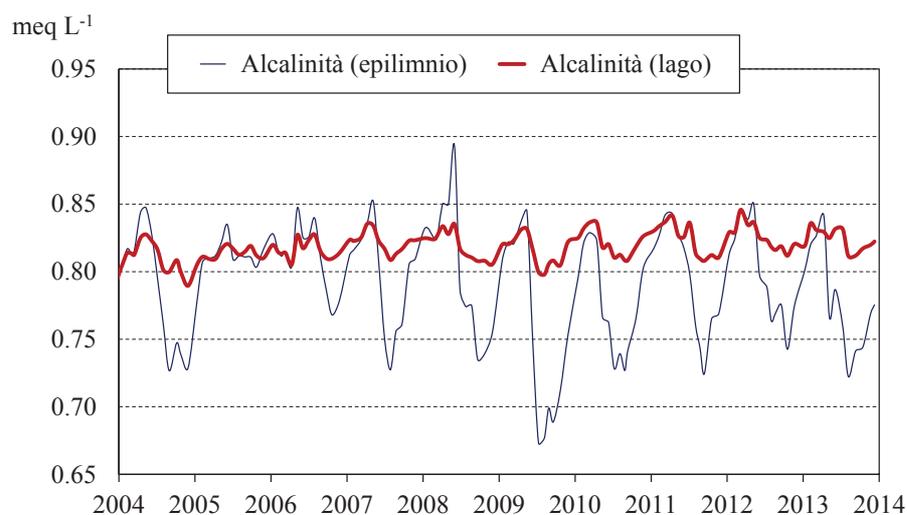


Fig. 7.3 Andamento nel decennio 2004–2013 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

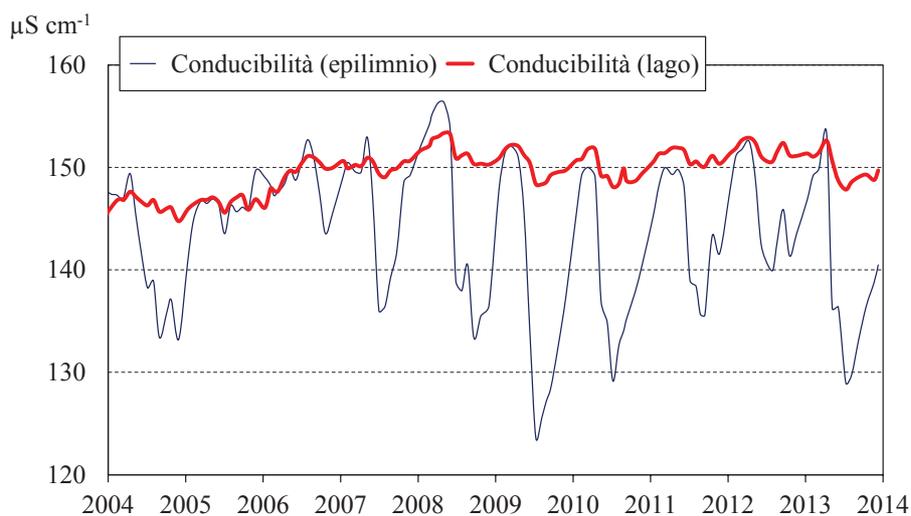


Fig. 7.4 Andamento nel decennio 2004–2013 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Nel 2013 i massimi superficiali di alcalinità e conducibilità sono stati misurati ad aprile ($0,84 \text{ meq L}^{-1}$ e $153 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, rispettivamente) e i minimi in luglio ($0,79 \text{ meq L}^{-1}$ e $129 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, rispettivamente). Il minimo estivo di conducibilità è stato più accentuato nel 2013 rispetto agli anni immediatamente precedenti; anche la conducibilità media sulla colonna ha mostrato una leggera flessione nel 2013, in contrasto con il trend in aumento che aveva caratterizzato l'ultimo decennio (Fig. 7.4). Come già illustrato nelle relazioni precedenti, l'aumento è dipeso probabilmente da una combinazione di fattori, tra cui una maggior concentrazione di soluti nelle acque, prevalentemente calcio, bicarbonati, sodio e cloruri (Rogora *et al.* 2013).

7.2 Composti dell'azoto e del fosforo e silicati

La figura 7.5 riporta i valori medi ponderati sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale nel periodo 2004-2013. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 7.6. Il trend dei valori di nitrati mostra una diminuzione nell'ultimo decennio, confermata anche dalle concentrazioni rilevate nel 2013. Questa variazione è evidente soprattutto a partire dal 2010: i nitrati, in precedenza sempre attorno agli $0,85 \text{ mg N L}^{-1}$, sono passati a valori compresi per lo più tra $0,80$ e $0,82 \text{ mg N L}^{-1}$. Nel 2013 in particolare, le concentrazioni sono rimaste stabilmente attorno a $0,80 \text{ mg N L}^{-1}$, senza un'evidente stagionalità. Alla diminuzione dei nitrati non corrisponde un calo dell'azoto totale, come evidenziato in Fig. 7.5; la componente organica è infatti leggermente aumentata negli ultimi anni, con valori epilimnici compresi tra $0,10 \text{ mg N L}^{-1}$ (febbraio) e $0,22 \text{ mg N L}^{-1}$ (in giugno) nel 2013.

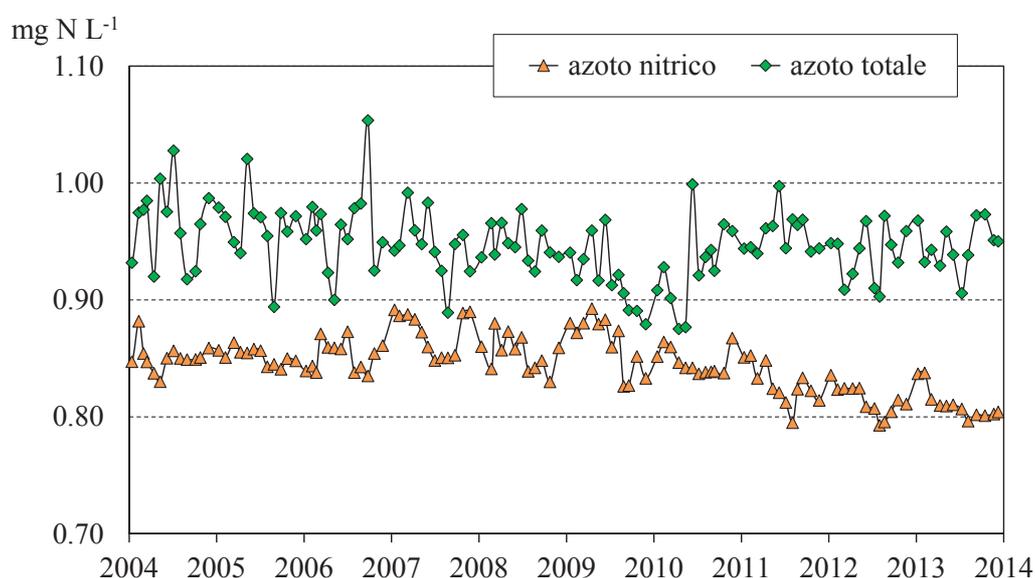


Fig. 7.5. Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2004-2013 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

La diminuzione di azoto nitrico è osservabile anche dai dati relativi alle acque superficiali: in particolare sono le concentrazioni minime estive (0,62 mg N L⁻¹ nel 2013) ad essere inferiori negli anni più recenti rispetto a quelli del periodo 2003-2009 (tra 0,62 e 0,72 mg N L⁻¹). Apparentemente quindi, la diminuzione complessiva dei nitrati nelle acque del lago potrebbe essere dovuta ad un maggior controllo o uptake da parte del fitoplancton nel periodo estivo. In realtà anche gli apporti di azoto nitrico al lago sono diminuiti nell'ultimo quinquennio, come discusso nel paragrafo relativo alle acque tributarie. L'azoto totale in epilimnio nel 2013 ha mostrato invece valori e andamenti pressoché identici a quelli degli altri anni (compreso tra gli 0,80 mg N L⁻¹ di luglio e gli 0,94 mg N L⁻¹ di maggio-giugno, Fig. 7.6).

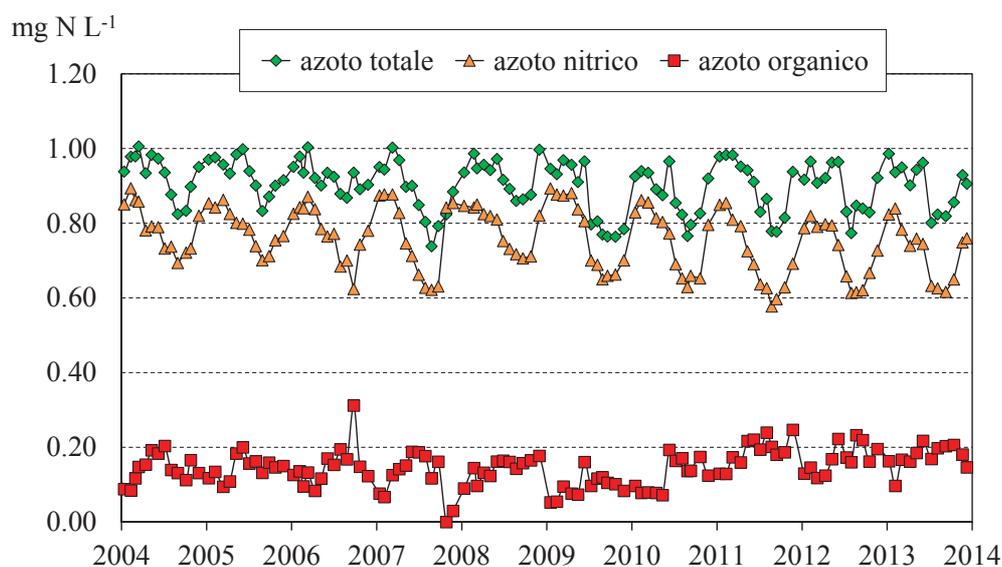


Fig. 7.6 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2004-2013.

Mentre nel 2012 le temperature estive piuttosto elevate potevano concorrere a spiegare la diminuzione dei nitrati nel periodo estivo in epilimnio (a causa di un maggior consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche), nel 2013 le temperature sono state nella norma, se non inferiori alla media di lungo periodo (Fig. 7.1). Questo sembra confermare come la diminuzione dei nitrati iniziata nel 2010, sia nelle acque epilimniche che sull'intera colonna d'acqua, sia da attribuire ad una diminuzione complessiva degli apporti di azoto al bacino imbrifero del lago dalle deposizioni atmosferiche (Rogora *et al.* 2012). E' stato infatti stimato che circa il 60-70% degli apporti totali di azoto alle acque del lago provengono dalle deposizioni atmosferiche (Rogora *et al.* 2006).

I dati disponibili per una serie di stazioni di misura nel bacino imbrifero del Lago Maggiore mostrano una riduzione recente delle deposizioni di azoto, soprattutto nella forma ridotta (ammonio). Le acque superficiali, sia laghi alpini che torrenti subalpini, nell'areale del lago mostrano una risposta a tale variazione, sotto forma di una diminuzione delle concentrazioni di nitrati nel periodo più recente (Rogora *et al.* 2012). Questo vale anche per alcuni dei più importanti tributari del

Lago Maggiore. Il lago stesso mostra quindi una risposta a questa riduzione degli input atmosferici di nitrati, risposta che viene chiaramente modulata da altri fattori, tra cui le dinamiche di mescolamento ed i processi biologici. Questa fase di recupero del lago, dopo un periodo di progressivo arricchimento in nitrati (Rogora *et al.* 2006), dovuto proprio agli apporti atmosferici, è un processo che merita di essere seguito con attenzione. Le variazioni dell'azoto nelle acque, e dei rapporti relativi tra azoto e fosforo, possono avere infatti importanti ripercussioni sulla produzione algale e sulla composizione in specie della comunità fitoplanctonica (Elser *et al.* 2009).

Tra le altre forme di azoto, i nitriti, come già negli anni precedenti, hanno mostrato a Ghiffa concentrazioni molto basse nel 2013 (tra 1 $\mu\text{g N L}^{-1}$ a marzo e 4 $\mu\text{g N L}^{-1}$ in settembre in epilimnio); anche l'azoto ammoniacale ha presentato valori bassi, attorno a 1-2 $\mu\text{g N L}^{-1}$ nei mesi invernali e leggermente più elevati nel periodo primaverile ed estivo (10-15 $\mu\text{g N L}^{-1}$, con un massimo di 27 $\mu\text{g N L}^{-1}$ in maggio nelle acque epilimniche). Considerando l'intera colonna d'acqua, i valori medi sono stati compresi tra 1-2 e 9 $\mu\text{g N L}^{-1}$. Le concentrazioni di azoto nitroso misurate a Lesa sono state anch'esse molto basse, comprese tra 0 e 6 $\mu\text{g N L}^{-1}$ in settembre e tra 0 e 1 $\mu\text{g N L}^{-1}$ in marzo. L'azoto ammoniacale a Lesa ha fatto registrare valori simili a quelli di Ghiffa (13-14 $\mu\text{g N L}^{-1}$ negli strati superficiali in settembre).

La figura 7.7 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel decennio 2004-2013. Nel 2013 i massimi di entrambe le variabili sono stati misurati in gennaio-febbraio (rispettivamente 10 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$) e i minimi in luglio (7 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$). I dati del 2013 confermano una lieve tendenza all'aumento delle concentrazioni, già evidenziata dai dati del 2011 e 2012. I valori attuali appaiono molto simili a quelli della prima metà degli anni '90; dopo una fase di ulteriore riduzione dei tenori di fosforo nel periodo 2005-2010 (minimi estivi di 5-6 e 8 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e massimi invernali di 8 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per fosforo reattivo e totale, rispettivamente), si sta quindi assistendo a una fase di incremento, seppur contenuto, dei livelli di fosforo nelle acque. Tale variazione non è necessariamente indicativa di un peggioramento dello stato trofico e del livello qualitativo delle acque; le variazioni dei nutrienti possono dipendere infatti da molteplici fattori, tra cui i processi di mescolamento, a loro volta influenzati dalle condizioni meteo-climatiche (Salmaso *et al.*, 2013). Le concentrazioni medie annue di fosforo, che concorrono a definire il livello trofico del lago, nel 2013 sono state pari a 9 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua, 3 e 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nelle acque epilimniche e 10 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ in ipolimnio, identici ai valori del 2012 e superiori di 1-2 $\mu\text{g P L}^{-1}$ ai valori rilevati negli ultimi anni.

Nella stazione di Lesa i valori medi sulla colonna in marzo sono stati pari a 4 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per il fosforo reattivo e totale; valori pressoché analoghi sono stati misurati a settembre.

Per quanto riguarda i silicati reattivi, le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2013 sono state pari rispettivamente a 1,05, 1,65 e 1,57 mg Si L^{-1} , pressoché identici a quelli del 2012. La figura 7.8 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati nel decennio 2004-2013. Come si può osservare, i dati del 2013 si discostano da quelli degli anni precedenti solo per dei minimi estivi leggermente più elevati (tra 0,72 e 0,97 mg Si L^{-1} nei mesi da aprile a ottobre). Anche i massimi invernali (1,43-1,51 mg Si L^{-1}) sono stati leggermente più elevati di quelli del 2011 e 2012. Tali andamenti rientrano comunque nell'ambito normale della variabilità di questo soluto,

le cui concentrazioni nelle acque sono controllate dal gruppo fitoplanctonico delle diatomee, senza evidenziare una tendenza a lungo termine.

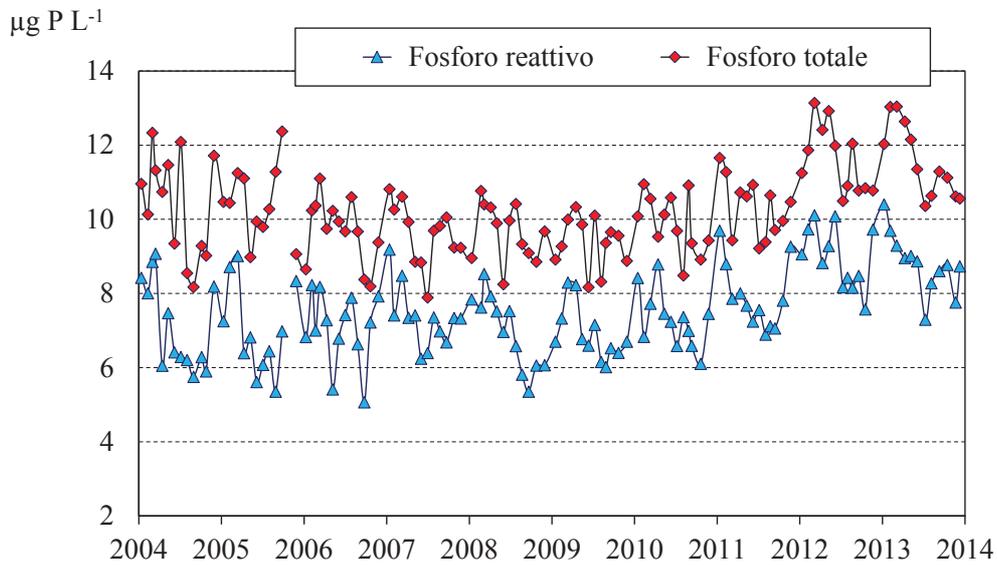


Fig. 7.7 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2004-2013 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

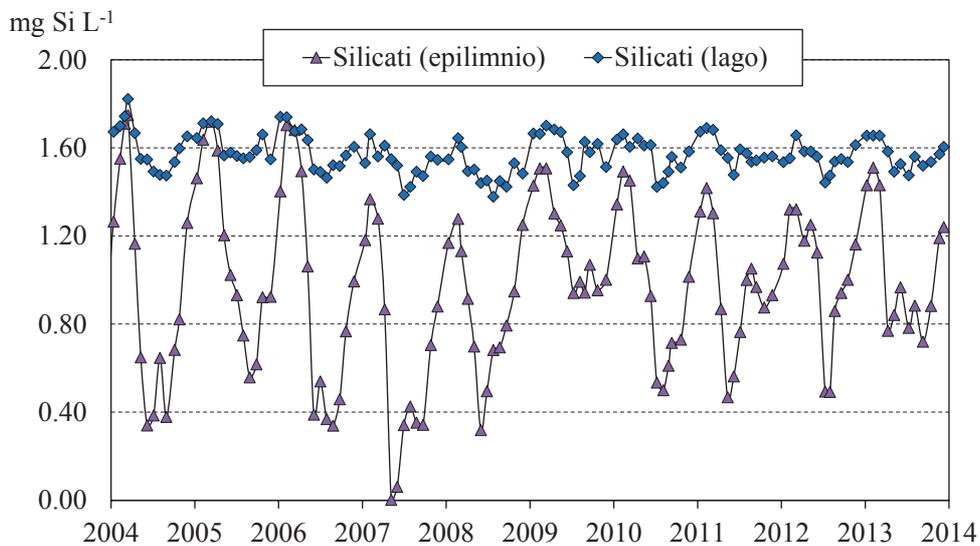


Fig. 7.8 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2004-2013.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nel campionamento di marzo sono state pari a $1,4 \text{ mg Si L}^{-1}$; con i valori in epilimnio ($1,37 \text{ mg Si L}^{-1}$) leggermente inferiori a quelli della stazione di Ghiffa ($1,32 \text{ mg Si L}^{-1}$ nello stesso periodo). La stessa differenza si osserva anche nel campionamento di settembre ($0,31$ rispetto a $0,88 \text{ mg Si L}^{-1}$ alla profondità di 10 m) ad indicare un consumo leggermente maggiore di questo elemento nella stazione meridionale.

7.3 Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2004-2013 è riportato nelle figure 7.9 e 7.10, che si riferiscono rispettivamente allo strato al di sotto dei 200 m di profondità ed all'intero ipolimnio (25-370 m). Per quest'ultimo, i dati del 2013 confermano la situazione degli ultimi anni, ovvero una stabilità delle concentrazioni di ossigeno disciolto, con valori attorno a $8,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (65-70% di saturazione). I dati del periodo 2006-2011 avevano mostrato una lieve tendenza alla diminuzione dei tenori di ossigeno, particolarmente accentuata nello strato al di sotto dei 200 m (Fig. 7.9): il contenuto medio era infatti passato da valori superiori a $9,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (oltre 75% come tenore di saturazione) a valori inferiori a $7,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (56-59% come percentuale di saturazione) nel 2010-2011. Nel 2012 e 2013 i valori non sono invece diminuiti ulteriormente; al contrario, negli ultimi mesi del 2013 è stata osservata una lieve ripresa delle concentrazioni ($7,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e 70% di saturazione).

Nella stazione meridionale di Lesa, nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, il contenuto di ossigeno è stato compreso tra $8,9$ e $10,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (74-84% come percentuale di saturazione) e tra $7,2$ e $8,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (60-70%), rispettivamente a marzo e settembre. Anche nel caso di Lesa i valori misurati nel 2013 sono stati del tutto simili a quelli del 2012.

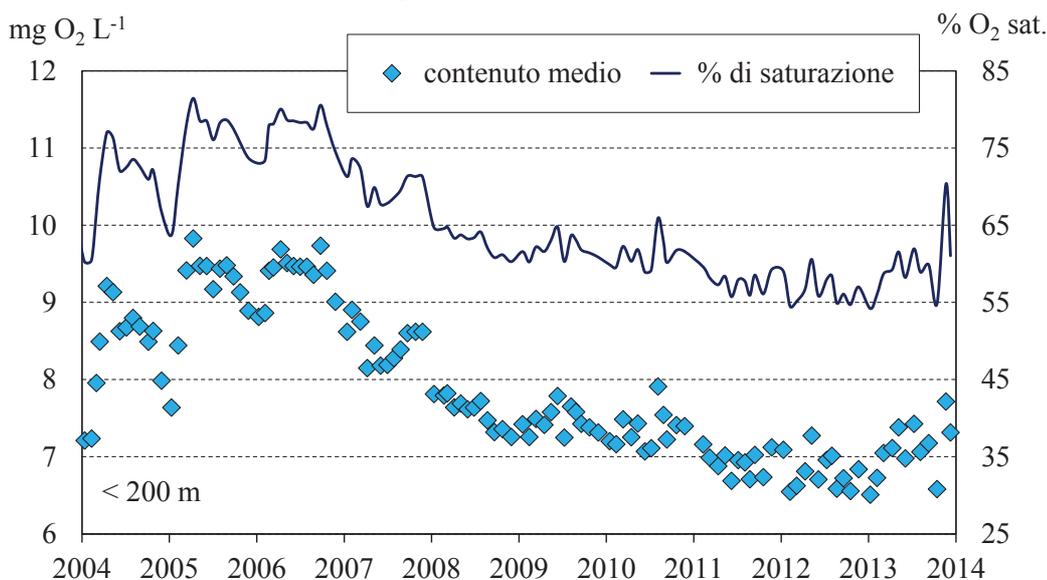


Fig. 7.9 Andamento nel decennio 2004-2013 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

Nel complesso i valori di ossigeno misurati nelle acque ipolimniche e profonde sono elevati e indicativi di un buon livello di ossigenazione delle acque. Nonostante la recente diminuzione, i valori rimangono infatti sensibilmente più elevati rispetto a quelli raggiunti nel periodo di massima eutrofizzazione delle acque lacustri ($5,4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e 45% di saturazione). La diminuzione osservata dal 2006 in poi è da attribuire alle condizioni meteo-climatiche degli ultimi anni (inverni miti e poco ventosi) che non favoriscono il rimescolamento delle acque e la riossigenazione degli strati profondi. Il mescolamento aveva infatti interessato le acque fino a 200-250 m

negli anni 2004-2005, mentre dal 2006 in poi non si è mai spinto oltre i 50-100 m di profondità (Ambrosetti *et al.* 2012).

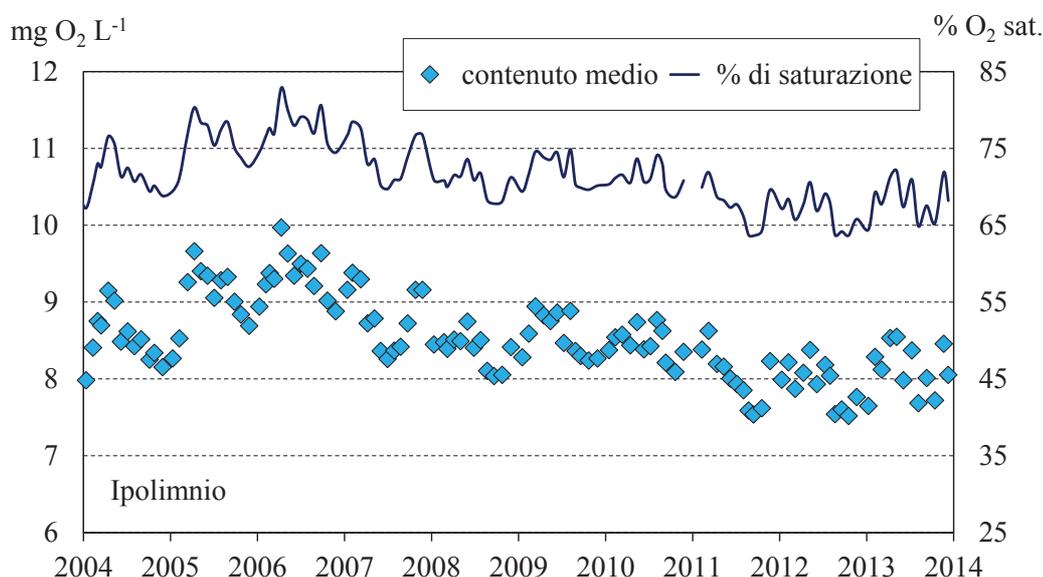


Fig. 7.10 Andamento nel decennio 2004-2013 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-360 m).

7.4 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti del mese di marzo (circolazione tardo-invernale) e settembre (stratificazione) sui campioni raccolti sono state eseguite anche le analisi dei principali metalli in tracce mediante spettrofotometria ICP-OES con nebulizzatore concentrato ed ultrasonico. Scopo di queste analisi è quello di eseguire uno screening degli elementi in traccia presenti nelle acque, con particolare riferimento ai metalli pesanti, in due momenti stagionali significativi. I valori medi sull'intera colonna d'acqua ottenuti nel campionamento dell'11 marzo e del 16 settembre 2013 sono riportati in Tab. 7.2, che contiene anche i limiti di detezione (LOD) della metodica utilizzata.

Tab. 7.2 Concentrazioni ($\mu\text{g L}^{-1}$) dei principali metalli pesanti nelle acque del Lago Maggiore. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m) nei campionamenti di marzo e settembre 2013. LOD: limite di detezione.

	Al	B	Ba	Co	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	V	Zn
11.03.14	5	8	10	<LOD	0.5	1	1	0.1	0.5	206	11	2
16.09.13	4	6	10	0.2	<LOD	1.4	0.8	0.2	0.5	213	9	1
LOD	2	5	0.1	0.2	0.5	1	0.3	0.1	0.3	0	1	0.5

As, Cd, Cr, Cu, Pt, Pb e Se sono risultati sempre al di sotto del LOD e non sono quindi riportati in tabella. Anche gli altri metalli hanno sempre presentato concentrazioni molto basse, dell'ordine di pochi $\mu\text{g L}^{-1}$. L'unica eccezione è

rappresentata dallo stronzio, che presenta valori attorno ai 200 $\mu\text{g L}^{-1}$, e che ha un'origine prevalentemente terrigena; si tratta infatti di un elemento molto comune in natura, presente nelle rocce ignee solitamente sotto forma di solfato o carbonato. Nel complesso tutti i metalli pesanti di origine prettamente antropica e che potrebbero avere rilevanza ai fini della qualità delle acque sono assenti o presenti in concentrazioni prossime al limite di rilevabilità.

7.5 Apporti chimici dai tributari

7.5.1 Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche

Le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario sono state svolte nel 2013 con frequenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I valori medi annui delle variabili considerate sono riportati in Tabella 7.3.

Tab. 7.3. Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2013.

	sigla	pH	T.A. meq L ⁻¹	Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	N-NH ₄ mg N L ⁻¹	N-NO ₃ mg N L ⁻¹	N _{org} mg N L ⁻¹	TN mg N L ⁻¹	TP $\mu\text{g P L}^{-1}$	RSi mg Si L ⁻¹
<i>Tributari lombardi</i>										
Boesio	(BOE)	8.18	5.02	598	0.23	3.45	0.23	3.90	195	3.2
Bardello	(BAR)	8.14	3.20	384	0.18	1.91	0.16	2.23	156	1.9
Tresa (a)	(TRE)	8.12	1.82	212	0.08	1.08	0.08	1.24	29	1.0
Giona	(GIO)	7.61	0.43	90	0.02	1.24	0.02	1.28	33	4.2
<i>Tributari piemontesi</i>										
Vevea	(VEV)	7.88	1.52	232	0.01	2.70	0.04	2.75	22	5.6
Strona	(STR)	7.69	0.45	96	0.09	1.17	0.06	1.32	39	2.7
Toce Ossola	(TOC)	7.49	0.81	173	0.05	0.57	0.04	0.65	29	2.4
San Giovanni	(SGI)	7.57	0.29	68	0.02	1.31	0.05	1.38	22	4.6
Erno	(ERN)	7.50	0.35	161	0.01	1.67	0.04	1.71	24	4.4
San Bernardino	(SBE)	7.64	0.34	60	0.02	0.96	0.03	1.02	8	3.3
Cannobino	(CAN)	7.54	0.25	47	0.01	0.57	0.05	0.63	7	3.7
<i>Tributari svizzeri</i>										
Maggia	(MAG)	7.69	0.47	68	0.01	0.77	0.03	0.80	3	3.3
Ticino immissario	(TIM)	7.88	1.09	243	0.01	0.78	0.04	0.83	5	2.3
Verzasca	(VER)	6.97	0.26	45	0.01	0.76	0.04	0.81	5	2.8
<i>Emissario</i>										
Ticino emissario	(TEM)	7.95	0.80	140	0.01	0.70	0.07	0.78	9	0.8

(a) - Comprensivo delle acque emissarie del Lago di Lugano e del T. Margorabbia.

I valori delle variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità), così come dei silicati, sono risultati molto simili a quelli del 2012 e degli anni precedenti, in quanto dipendenti prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini e non influenzati dalla variabilità idrologica interannuale. Nel complesso i corsi

d'acqua considerati presentano un chimismo eterogeneo: la maggior parte di essi (Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona) sono impostati in bacini prevalentemente a base di rocce ignee poco solubili e presentano un basso contenuto di soluti nelle acque e valori medio-bassi di conducibilità e alcalinità; vi sono però anche corsi d'acqua (es. Vevera e Tresa) nel cui bacino sono presenti anche rocce più solubili, che determinano una maggior mineralizzazione delle acque e valori più alti di conducibilità e alcalinità (Tab. 7.3).

I torrenti Boesio e Bardello presentano valori più elevati di alcalinità e conducibilità rispetto agli altri corsi d'acqua (5,02 e 3,20 meq L⁻¹ e 598 e 304 μS cm⁻¹ rispettivamente) poiché, in aggiunta al contributo ionico derivante da bacini calcarei, ricevono input di origine antropica ad alto contenuto di soluti sotto forma di scarichi non completamente depurati. Questa situazione, già evidenziata nelle precedenti indagini, trova conferma nei dati del 2013.

Le variazioni stagionali delle variabili chimiche nei corsi d'acqua considerati dipendono da fattori meteo-climatici ed idrologici. Nel caso di Ticino, Tresa e Bardello, trattandosi di acque emissarie rispettivamente dei laghi Maggiore, Lugano e Varese, alla variabilità idrologica si aggiunge quella dovuta ai processi che avvengono a lago.

I torrenti Bardello e Boesio si differenziano marcatamente dal resto dei tributari anche per le concentrazioni medie di fosforo totale e dei composti dell'azoto (Tab. 7.3). I livelli di fosforo totale nel 2013 sono stati inferiori a 40 P L⁻¹ in tutti i corsi d'acqua, con l'eccezione dei due tributari lombardi (rispettivamente 195 e 156 μg P L⁻¹ nel Boesio e Bardello rispettivamente). Anche i livelli di azoto ammoniacale (0,23 e 0,18 mg N L⁻¹), organico (0,23 e 0,16 mg N L⁻¹) e totale (3,90 e 2,23 mg N L⁻¹) sono più elevati in questi due corsi d'acqua, anche se nel 2013 la differenza con i rimanenti fiumi appare meno accentuata.

I valori medi di fosforo totale nel Bardello sono infatti diminuiti nel 2013 rispetto al 2012, così come quelli di azoto ammoniacale ed organico: dopo un temporaneo aumento dei valori nel 2011-2012, sia il fosforo che l'azoto sembrano diminuire in questo corso d'acqua, proseguendo un trend iniziato nel 2008 (Fig. 7.11). Le concentrazioni di fosforo totale in particolare (156 μg P L⁻¹) nel 2013 sono state le più basse dell'ultimo decennio. Anche l'azoto ammoniacale ed organico (rispettivamente 0,18 e 0,16 mg N L⁻¹) hanno presentato concentrazioni medie sensibilmente inferiori a quelle degli anni tra il 2004 ed il 2007.

Anche nel Torrente Boesio le concentrazioni medie di fosforo totale sono diminuite nel 2013 di circa il 30% rispetto al 2012; ancora più accentuata è stata la diminuzione di azoto ammoniacale ed organico (60 e 70% in meno rispetto al 2012). Anche nel caso del Boesio, quindi, l'ultimo quinquennio mostra una tendenza al miglioramento rispetto al periodo precedente, con concentrazioni di fosforo attorno a 200 μg P L⁻¹ (rispetto ai circa 400 μg P L⁻¹ degli anni 2005-2007) (Fig. 7.12).

Entrambi i grafici (Fig. 7.11 e 7.12) evidenziano comunque un'elevata variabilità interannuale delle concentrazioni. La tendenza al miglioramento visibile negli anni più recenti necessita quindi di essere confermata per più anni, prima che si possa parlare di un effettivo recupero della qualità delle acque dei due torrenti. Inoltre, gli attuali tenori di fosforo, compresi tra 150 e 200 μg P L⁻¹, sono ancora da ritenersi troppo elevati. Lo stesso vale per i composti dell'azoto che rimangono comunque su livelli superiori a quelli degli altri tributari campionati (Tab. 7.3). E' quindi oltremodo necessario mantenere attivo il monitoraggio dei due corsi d'acqua,

valutandone la variabilità stagionale, anche in considerazione dei possibili effetti dei loro apporti sulle acque litorali.

È da rilevare come anche il Torrente Vevera, nel 2013, abbia mostrato un sensibile miglioramento delle condizioni delle acque rispetto all'anno precedente, con diminuzioni percentuali del 72, 86 e 92% rispettivamente per fosforo totale, azoto organico e ammoniacale. Un peggioramento evidente delle acque rispetto agli anni precedenti era stato rilevato nel 2012 (Rogora *et al.* 2013); i dati raccolti nel 2013 porterebbero ad ipotizzare che si sia trattata di una situazione temporanea, e che la causa della contaminazione delle acque sia stata identificata ed eliminata o quantomeno ridotta.

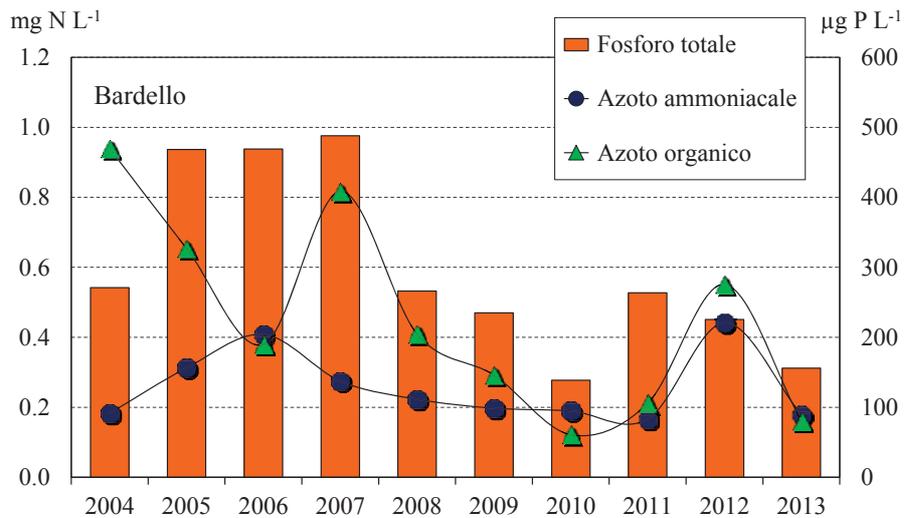


Fig. 7.11 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2004 al 2013 alla foce del Torrente Bardello.

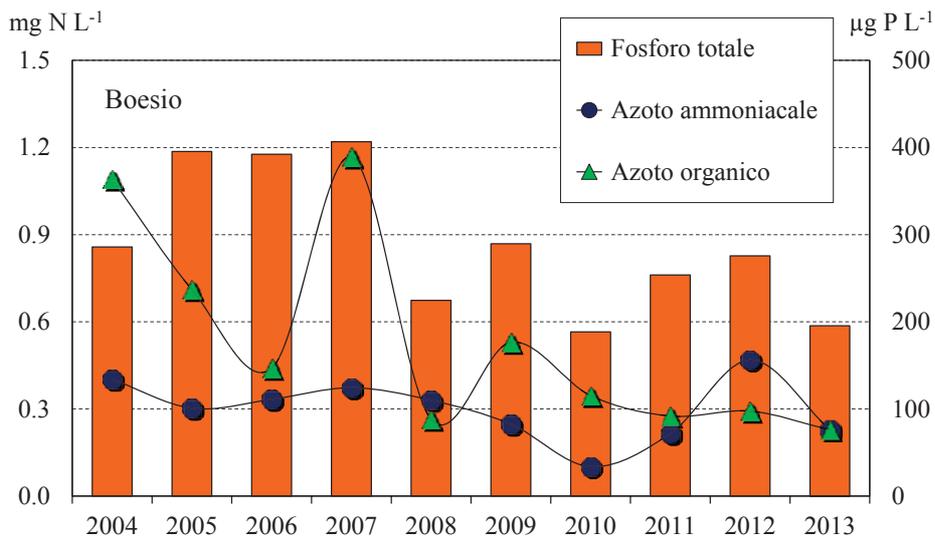


Fig. 7.12 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2004 al 2013 alla foce del Torrente Boesio.

Negli altri tributari le concentrazioni medie di fosforo totale nel 2012 sono risultate inferiori o uguali a $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ in 5 corsi d'acqua (Ticino immissario, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia) e comprese tra 22 e $39 \mu\text{g P L}^{-1}$ nei rimanenti tributari (Tab. 7.3).

Un lieve peggioramento, per quanto riguarda i tenori di fosforo, ha interessato Strona, Toce, Cannobino e San Bernardino (con aumenti compresi tra il 20 e il 35% circa); gli ultimi due corsi d'acqua presentano comunque livelli più che accettabili di fosforo nelle acque (rispettivamente 8 e $7 \mu\text{g P L}^{-1}$ come valori medi). Più elevati appaiono i livelli di Toce e Strona (rispettivamente 29 e $39 \mu\text{g P L}^{-1}$), ma si tratta comunque di valori accettabili, anche se da tenere sotto controllo. Sono invece diminuite le concentrazioni di fosforo di Maggia, Ticino Immissario ed Erno (tra il 25 ed il 55%). Per quanto riguarda i composti dell'azoto, in tutti i tributari le concentrazioni di azoto ammoniacale ed organico sono risultate inferiori a $0,10 \text{ mg N L}^{-1}$, ad indicare quindi una buona situazione complessiva delle acque immissarie.

7.5.2. Concentrazioni medie areali

Per confrontare il livello qualitativo delle acque tributarie nei diversi areali (ticinese, lombardo e piemontese) sono state calcolate, anche per il 2013, le concentrazioni medie areali annuali, che tengono conto dell'areale drenato dai singoli tributari. Tali concentrazioni, insieme a quelle delle acque tributarie nel loro complesso, per azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale sono riportate rispettivamente nelle figure 7.13, 7.14 e 7.15, a confronto con i valori dell'ultimo decennio.

I valori del 2013 sono stati inferiori a quelli del 2012, in particolare per quanto riguarda l'azoto ammoniacale: le concentrazioni erano infatti aumentate nel 2012 soprattutto nell'areale lombardo ($0,18 \text{ mg N L}^{-1}$), per poi scendere a $0,10 \text{ mg N L}^{-1}$ nel 2013, valore simile a quelli degli anni tra 2008 e 2011. I valori sono diminuiti anche nell'areale ticinese (da $0,03 \text{ mg N L}^{-1}$ nel 2012 a $0,01 \text{ mg N L}^{-1}$ nel 2013) e nelle acque tributarie nel loro complesso (da $0,07$ a $0,04 \text{ mg N L}^{-1}$). I valori dell'ultimo decennio appaiono comunque sostanzialmente stabili, con concentrazioni medie nelle acque che arrivano a lago comprese tra $0,04$ e $0,06 \text{ mg N L}^{-1}$ (Fig. 7.13).

Per l'azoto organico, i valori sono rimasti pressoché invariati rispetto al triennio precedente, con una media per le acque tributarie di $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$. L'andamento degli ultimi 10 anni mostra una diminuzione dei tenori di questa variabile a partire dal 2008, soprattutto a carico dell'areale lombardo, in cui i valori sono passati da $0,20$ - $0,40$ agli attuali $0,14 \text{ mg N L}^{-1}$ (Fig. 7.14).

Infine, per quanto riguarda il fosforo, le medie areali nel 2013 hanno confermato la stabilità delle condizioni delle acque tributarie che caratterizza l'ultimo decennio, in particolare gli anni dal 2008 in poi: nel 2013 i valori medi per gli areali lombardo, piemontese e ticinese sono stati pari a 73, 19 e $6 \mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente, con una media per le acque nel loro complesso di $22 \mu\text{g P L}^{-1}$. I valori dell'ultimo decennio hanno oscillato tra 18 e $32 \mu\text{g P L}^{-1}$, ad indicare quindi un buon livello qualitativo delle acque immissarie. I valori più elevati sono tuttora quelli che caratterizzano i tributari lombardi, in particolare Boesio e Bardello; è da rilevare però come negli ultimi anni non si siano più raggiunti valori medi superiori a $100 \mu\text{g P L}^{-1}$, ad indicare una tendenza al miglioramento (Fig. 7.15).

La differenza tra le tre aree in termini percentuali nel 2013 è stata la stessa degli anni precedenti, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari

rispettivamente a 1,0:3,2:7,5 per l'azoto ammoniacale, 1,0:1,0:3,6 per l'azoto organico e 1:2,9:12 per il fosforo totale, che rimane la variabile per la quale la differenza tra le tre aree appare più accentuata.

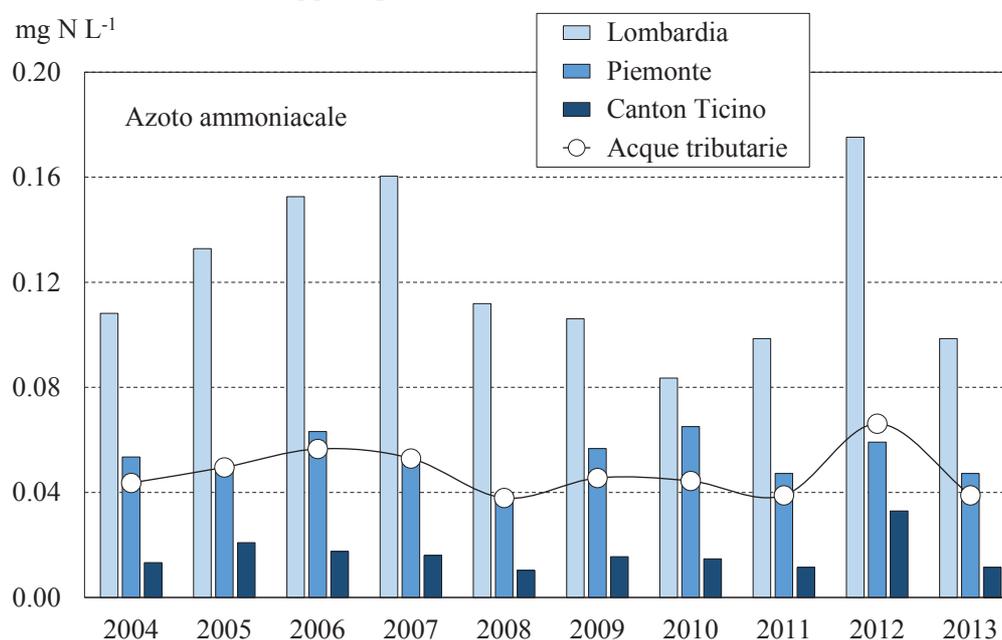


Fig. 7.13 Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

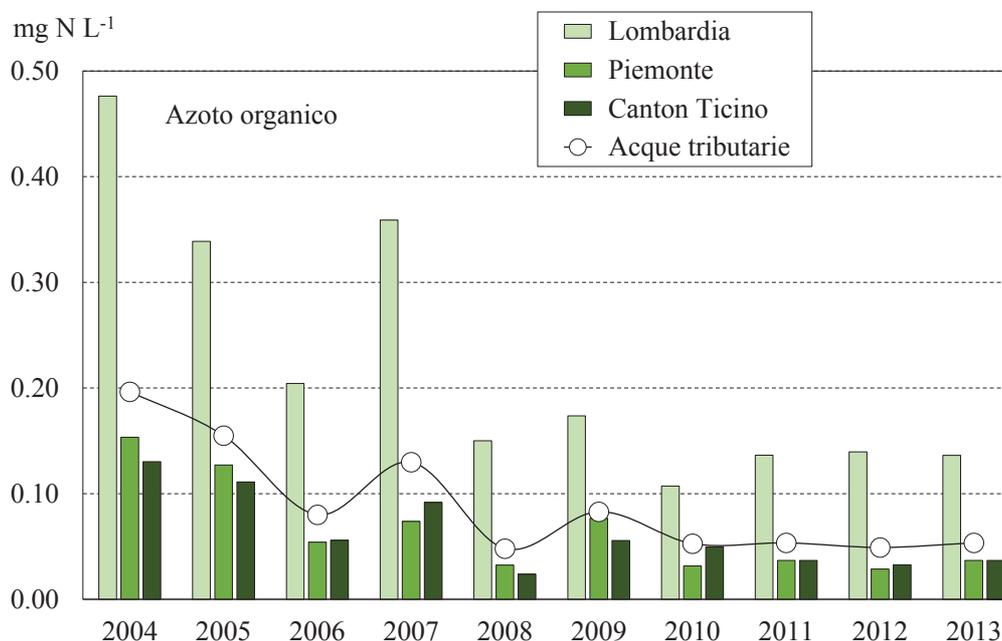


Fig. 7.14 Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

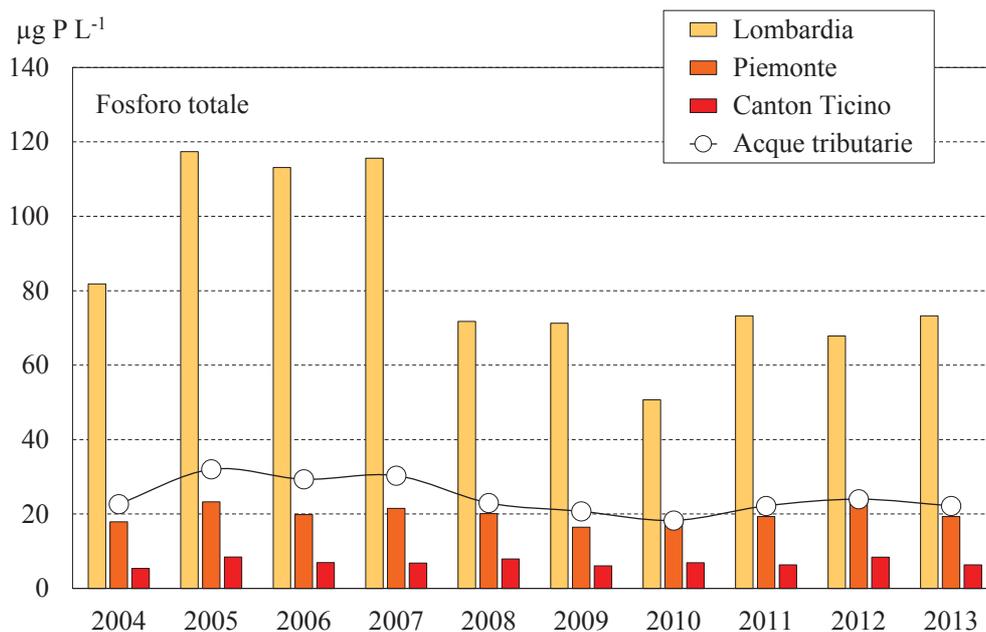


Fig. 7.15 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

7.5.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

Gli apporti dei principali nutrienti algali al Lago Maggiore e le uscite attraverso il Ticino emissario sono stati calcolati per il 2013 con le stesse modalità adottate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 9 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 70% del bacino imbrifero (Ticino immissario, San Bernardino, San Giovanni, Toce alla chiusura del bacino della Val d'Ossola, Strona, Bardello, Boesio, Tresa e Vevera) i carichi sono stati calcolati dai valori di concentrazione e dai deflussi giornalieri. Per i torrenti Erno e Cannobino, a causa del mancato funzionamento degli strumenti di misura, le portate sono state ricostruite utilizzando i valori medi mensili misurati in anni caratterizzati da afflussi meteorici totali simili a quelli del 2013. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca e Giona, che coprono una porzione di bacino imbrifero pari al 18% circa, gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari. I dati di portata giornaliera dei tributari Toce e Strona sono stati forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale.

I carichi delle diverse forme di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari nel 2013, e a quelli in uscita attraverso il Ticino emissario, sono riportati in Tab. 7.4, a confronto con quelli dell'anno precedente.

I carichi di fosforo totale sono diminuiti nella maggior parte dei corsi d'acqua, prevalentemente grazie alla diminuzione delle concentrazioni. Le portate non sono variate, infatti, in modo sostanziale nel 2013 rispetto all'anno precedente, con l'eccezione di un aumento nel caso del Toce, soprattutto a causa delle portate elevate registrate nei mesi primaverili (aprile-maggio) ed a fine luglio. Negli stessi mesi, in

questo corso d'acqua sono state rilevate concentrazioni di fosforo totale superiori alla media (circa 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$ in maggio e oltre 100 $\mu\text{g P L}^{-1}$ in luglio). La combinazione di questi due fattori ha fatto innalzare il valore del carico annuo di fosforo calcolato per questo corso d'acqua, che è quindi aumentato passando da 39 a 69 t P a^{-1} , in contrasto con la tendenza degli altri tributari. Le diminuzioni più evidenti hanno riguardato il Ticino immissario (da 35 a 12 t P a^{-1}), la Maggia (da 14 a 9 t P a^{-1}) ed il Tresa (da 33 a 16 t P a^{-1}). Essendo questi i tre tributari più importanti in termini di volume d'acqua trasportato, il risultato complessivo è una diminuzione dei carichi di fosforo a lago, dell'ordine dell'11% (da 178 t P a^{-1} nel 2012 a 159 t P a^{-1} nel 2013). A questo risultato ha contribuito anche la diminuzione del carico dovuto al Bardello (da 29 a 18 t P a^{-1}) ed in misura minore al Boesio (Tab. 7.4). Sono rimasti invariati o sono aumentati leggermente i carichi di fosforo dovuti a Cannobino, Giona, San Bernardino e San Giovanni, ma nel complesso i valori per questi tributari rimangono bassi e del tutto compatibili con un buon livello qualitativo delle acque.

I carichi di azoto ammoniacale sono diminuiti in tutti i corsi d'acqua, anche in questo caso in modo più marcato per Ticino Immissario, Maggia, Bardello e Tresa (Tab. 7.4). La diminuzione complessiva è stata del 40% circa (da 390 a 233 t N a^{-1}). Come già evidenziato per le concentrazioni, il 2012 era stato un anno caratterizzato da un aumento abbastanza accentuato dei valori di azoto ammoniacale per la maggior parte dei tributari; nel 2013 i valori si sono riportati su livelli simili a quelli del periodo 2004-2011.

Tab. 5.4 Lago Maggiore. Apporti annuali (t a^{-1}) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2012-2013.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Ticino Immissario ^(a)	70	24	1483	1766	81	198	1634	1988	35	12
Maggia ^(b)	19,9	9,3	1194	1217	59	118	1273	1344	14	9
Verzasca ^(b)	4,9	2,4	305	311	16	31	326	344	3,4	2,6
Cannobino ^(a)	2,5	3,0	167	143	14	12,4	184	159	1,5	1,5
San Giovanni ^(a)	2,5	2,3	100	111	4,8	4,1	108	117	1,8	2,6
San Bernardino ^(a)	2,7	4,4	228	218	5	28	236	250	1,6	1,8
Toce Ossola ^(a)	80	72	1002	1053	71	184	1152	1310	39	69
Strona ^(a)	20,6	14,8	345	320	12	47	377	382	9,8	6,8
Erno ^(a)	0,9	0,2	42	47	2,2	1	46	49	1,0	0,6
Vevera ^(a)	1,0	0,1	7	14	0,8	0	9	14	0,6	0,1
Bardello ^(a)	56,3	22,0	231	238	74	18	361	278	29	18
Boesio ^(a)	11,6	10,8	106	105	12	11	129	127	8,5	7,8
Tresa ^(a)	116	66	1193	1194	60	191	1370	1451	33	26
Giona ^(b)	1,2	1,1	68	71	6	7	75	79	1,7	1,7
Totale campionati	390	233	6472	6808	416	850	7279	7891	178	159
Ticino emissario ^(a)	186	170	6817	7187	806	1127	7809	8484	105	83

(a) Valori calcolati dai dati di concentrazione e dai deflussi.

(b) Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali. Non essendo disponibili misure di portata in uscita dalle centrali idroelettriche per Maggia e Verzasca, anche per questi corsi d'acqua i carichi vengono stimati mediante regressione fra concentrazioni e contributi areali.

Un andamento opposto hanno mostrato i carichi di azoto organico, aumentati per la maggior parte dei tributari, anche se in misura variabile. È da rilevare come le concentrazioni di questa forma di azoto mostrino una variabilità temporale particolarmente accentuata. I livelli di azoto organico, oltre che da eventuali sorgenti di contaminazione, come scarichi non depurati, possono dipendere infatti anche da processi naturali, come un accumulo di sostanza organica dovuta ad esempio a fenomeni di piena con conseguente trasporto alle acque di detriti vegetali. Le concentrazioni più elevate in molti dei tributari sono state infatti misurate nei mesi primaverili del 2013, in corrispondenza di precipitazioni elevate e aumenti di portata, con un consistente trasporto di materiale alle acque. Il carico complessivo di azoto organico veicolato a lago nel 2013 (850 t N a^{-1}), anche se raddoppiato rispetto al 2012, è comunque in linea con i valori misurati nell'ultimo decennio, e rientra quindi nella variabilità interannuale che caratterizza in modo più spiccato questa variabile.

Per l'azoto nitrico, che è la forma di azoto prevalente in tutti i corsi d'acqua, le variazioni interannuali sono più contenute, come si evince anche dal confronto 2012-2013. I carichi sono risultati infatti molto simili nei due anni per tutti i corsi d'acqua considerati. Un aumento del 20% circa ha riguardato il Ticino Immissario, mentre sono diminuiti i carichi per Cannobino, San Bernardino e Strona. Nel complesso l'apporto di nitrati a lago nel 2013 è stato di 6800 t N a^{-1} , valore in linea con quelli degli ultimi anni.

Analogamente i carichi di azoto totale, rappresentato in larga parte dalla forma nitrica, sono rimasti abbastanza stabili, anche a causa della compensazione tra l'aumento della forma organica e la diminuzione di quella ammoniacale. L'aumento più consistente ha riguardato il Ticino Immissario (+22%) mentre sono diminuiti del 23% i carichi dovuti al Bardello (Tab. 7.4).

Nel caso del 2013 si può affermare che le differenze nei carichi veicolati a lago rispetto agli anni precedenti (ad esempio la diminuzione del fosforo e dell'azoto ammoniacale) siano da attribuire prevalentemente alla riduzione delle concentrazioni. Le portate infatti sono state nella maggior parte dei casi simili a quelle del 2012, come conseguenza degli afflussi meteorici su bacino (1710 mm totali), anche questi in linea con il valore del 2012 (1640 mm).

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario hanno seguito un andamento analogo a quello degli apporti, con una diminuzione per fosforo totale e azoto ammoniacale del 21% e 9% rispetto al 2012, ed un aumento del 40% per l'azoto organico.

Anche per l'anno 2013 sono stati calcolati i bilanci per azoto e fosforo totale, riportati rispettivamente nelle tabelle 5.5 e 5.6, a confronto con i bilanci degli anni dal 2004 in poi.

Nel caso dell'azoto, un contributo importante al carico complessivo veicolato a lago è rappresentato dalle deposizioni atmosferiche (Rogora *et al.* 2006). In Tab. 7.5 sono considerati gli apporti di azoto dovuti alla precipitazione diretta sullo specchio lacustre, che, in termini areali, rappresenta una porzione ridotta del bacino totale. Bisogna però considerare come il carico di azoto, che, a loro volta, i tributari trasportano al lago sia attribuibile in parte alle deposizioni atmosferiche, in misura variabile a seconda della collocazione geografica e delle caratteristiche del bacino. Le deposizioni di azoto nel bacino del Lago Maggiore mostrano infatti un gradiente Nord-Sud, con valori più elevati nella parte meridionale del bacino (Rogora *et al.* 2012). Bilanci di massa eseguiti per i principali tributari del Lago Maggiore hanno

dimostrato come le deposizioni rappresentino il veicolo principale di azoto alle acque nei bacini meno antropizzati, dove cioè l'eventuale contributo diretto, da scarichi urbani o industriali, è ridotto. Questo è il caso della maggior parte dei tributari campionati, per i quali il contributo atmosferico al carico totale di azoto dal bacino può arrivare all'80-90%.

Il carico di azoto dovuto alle precipitazioni sul lago (Tab. 7.5) è stato calcolato considerando gli afflussi meteorici sul bacino e le concentrazioni di azoto nelle deposizioni atmosferiche misurate nella stazione di Pallanza, gestita dal CNR ISE di Verbania e in funzione dagli anni '80 (Rogora *et al.* 2012). Grazie a questi dati è possibile stimare un carico atmosferico di azoto per il bacino del Lago Maggiore, che nel 2013 è risultato pari a 23 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Si tratta di un carico piuttosto elevato, considerato tra l'altro che si tratta di un valore sottostimato, poiché non include il contributo dell'azoto organico (non misurato) e quello della deposizione secca, che nel caso dell'azoto può rappresentare dal 25 al 45% della deposizione umida (Rogora *et al.* 2006).

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (7900 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (ottenuto attribuendo il contributo areale medio di azoto dall'areale campionato alla parte di bacino non drenata dai tributari: 677 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (ottenuto applicando un coefficiente per persona e considerando la popolazione residente nel bacino: 700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (ottenuto come descritto sopra dai dati della stazione di Pallanza: 500 t N a⁻¹) nel 2013 è stata pari a 9800 t N a⁻¹, valore di poco superiore a quello del 2012 ed alla media dell'ultimo decennio (8900 t N a⁻¹). La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata del 13%, leggermente inferiore al valore del 2011 e alla media decennale (21%) (Tab. 7.5).

Nel complesso i carichi di azoto a lago dell'ultimo decennio, e in particolare quelli dovuti alle acque tributarie, mostrano un'accentuata variabilità, come conseguenza della relazione tra gli apporti di azoto e gli afflussi meteorici sul bacino (Rogora *et al.* 2013). Il trend a lungo termine degli apporti complessivi a lago, mostrato in Fig 7.16, evidenzia una tendenza alla diminuzione nell'ultimo decennio: i valori infatti hanno oscillato tra le 7000 e le 10000 t N a⁻¹ negli anni dal 2003 in poi, mentre superavano frequentemente le 10000 t N a⁻¹ (con picchi di 13000-14000 t N a⁻¹) nel periodo precedente. L'andamento degli apporti, inoltre, sembra seguire abbastanza fedelmente quello degli afflussi sul bacino per tutto il periodo 1978-2005, a conferma del contributo delle precipitazioni al carico di azoto a lago. Negli anni più recenti questa relazione appare meno evidente; lo scostamento è da attribuire ad una diminuzione delle deposizioni di azoto rilevata negli ultimi anni dai dati della stazione di Pallanza, ma anche delle altre stazioni di monitoraggio nel bacino imbrifero del Lago Maggiore (Rogora *et al.* 2012). A parità di volume di precipitazione, infatti, sono diminuite le concentrazioni dei composti dell'azoto nelle deposizioni, prevalentemente della forma nitrica. Il grafico in Fig. 7.17 riporta le deposizioni di azoto, nella forma ossidata e ridotta, misurate dal CNR ISE nella stazione di Pallanza dal 1984. Dal 2002 in poi si osserva una diminuzione degli apporti atmosferici di azoto, che sicuramente concorre a spiegare la riduzione complessiva degli apporti a lago dell'ultimo decennio. I minori apporti di azoto dal bacino a loro volta giustificano, almeno in parte, il trend negativo delle

concentrazioni di nitrati osservato nelle acque del Lago Maggiore e discusso nel paragrafo 7.2.

Tab. 7.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2004-2013 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13
Ticino Immissario	2205	1160	1263	1658	2227	1907	1870	1756	1634	1988
Maggia	1429	878	855	976	1390	1489	1361	1298	1273	1344
Verzasca	362	223	224	250	352	353	350	332	326	344
Cannobino	202	229	206	211	210	285	162	171	184	159
San Giovanni	91	38	33	52	98	103	115	122	108	117
San Bernardino	405	123	188	128	216	252	226	225	236	250
Toce (Ossola + Strona)	2621	1383	1288	1377	1926	2174	1719	1592	1530	1692
Erno	56	27	34	31	35	45	48	45	46	49
Vevera	43	15	16	11	45	44	14	15	9	14
Bardello	256	222	117	263	258	221	248	240	361	278
Boesio	238	99	158	93	131	133	96	124	129	127
Tresa	920	479	721	667	1357	1138	1394	1421	1370	1451
Giona	100	54	57	57	80	81	75	75	75	79
Tributari campionati	8900	4900	5200	5800	8300	8200	7700	7400	7300	7900
Areale non campionato	760	420	446	497	711	703	660	634	626	677
Totale bacino emerso	9700	5300	5600	6300	9000	8900	8400	8000	7900	8600
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	500	500	400	380	540	505	480	309	472	498
Totale apporti	10900	6500	6700	7400	10200	10100	9600	9000	9100	9800
Uscite da emissario	8000	4500	4200	5500	8200	9309	8403	7447	7809	8484
Ritenzione in lago	26,6	30,8	37,3	25,7	19,6	7,8	12,5	17,3	14,2	13,4

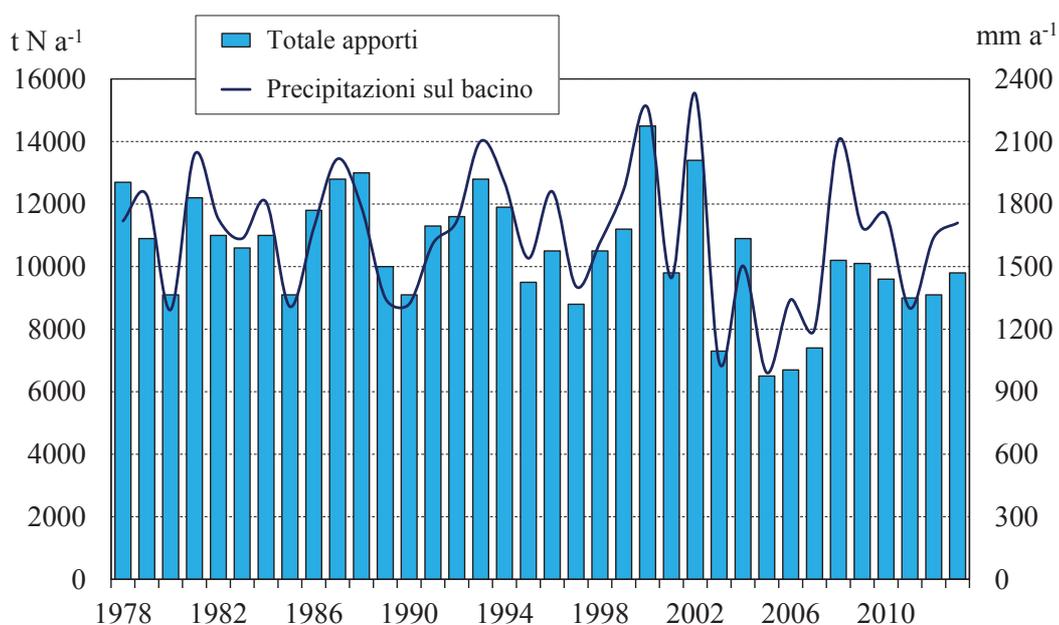


Fig. 7.16 Apporti complessivi annuali di azoto totale al Lago Maggiore e afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero dal 1978 al 2013.

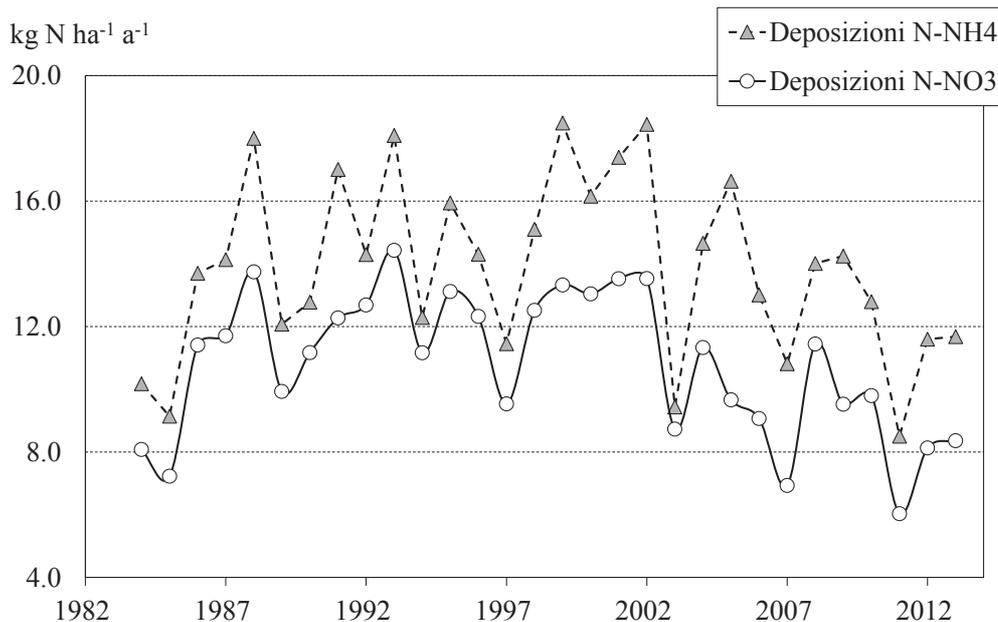


Fig. 7.17 Deposizioni atmosferiche annue di ammonio e nitrati misurate nella stazione di Pallanza dal 1984. Valori medi annui ottenuti dai dati settimanali di concentrazioni e volumi di precipitazione.

Per quanto riguarda il contributo dei singoli tributari al carico complessivo di azoto totale, gli apporti più consistenti, anche nel 2013, sono stati quelli derivanti dal Ticino immissario (25%), dal Toce, comprensivo dello Strona (21%) e da Tresa (18%) e Maggia (17%). Gli altri corsi d'acqua contribuiscono per il restante 18% circa.

Gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in Tabella 7.6, hanno presentato nel 2013 una diminuzione rispetto al 2012 (231 rispetto a 252 t P a⁻¹), ma sono risultati, anche se di poco, superiori alla media dell'ultimo decennio (206 t P a⁻¹). Come già evidenziato, la variazione più consistente ha interessato il Toce, con un carico, nel 2013, di 79 t P a⁻¹, valore decisamente superiore a quelli registrati nell'ultimo periodo (25-50 t P a⁻¹).

Nel complesso, il trend a lungo termine degli apporti totali di fosforo a lago (Fig. 7.18) evidenzia la situazione positiva dell'ultimo decennio, con valori che si sono mantenuti attorno alle 200 t P a⁻¹, rispetto agli anni '80 e '90. Si deve però rilevare come dal 2005 in poi gli apporti totali sembrano presentare una lieve tendenza all'aumento: nell'ultimo triennio, in particolare, gli apporti sono risultati sempre superiori alle 200 t P a⁻¹, considerata la soglia accettabile per il mantenimento di uno stato oligotrofo delle acque. Questa tendenza riguardante i carichi in ingresso a lago potrebbe spiegare il recente aumento, seppur contenuto, delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nelle acque lacustri, descritto nel paragrafo 7.1.2. Anche se si tratta di variazioni limitate, non necessariamente indicative di un peggioramento dello stato qualitativo delle acque tributarie, è necessario mantenere attivo il monitoraggio su base mensile, per poter stimare in modo attendibile i carichi in ingresso a lago e la loro variabilità temporale.

In termini percentuali, il contributo più importante al carico totale di fosforo a lago nel 2013 è stato quello del Toce, comprensivo dello Strona, pari al 48%, valore notevolmente aumentato rispetto al 2012 quanto era risultato del 27%. Sono

diminuiti invece rispetto al 2012 i contributi del Tresa (16% rispetto a 18%), Bardello (11% rispetto a 16%) e soprattutto Ticino Immissario (7,6% rispetto a 19%).

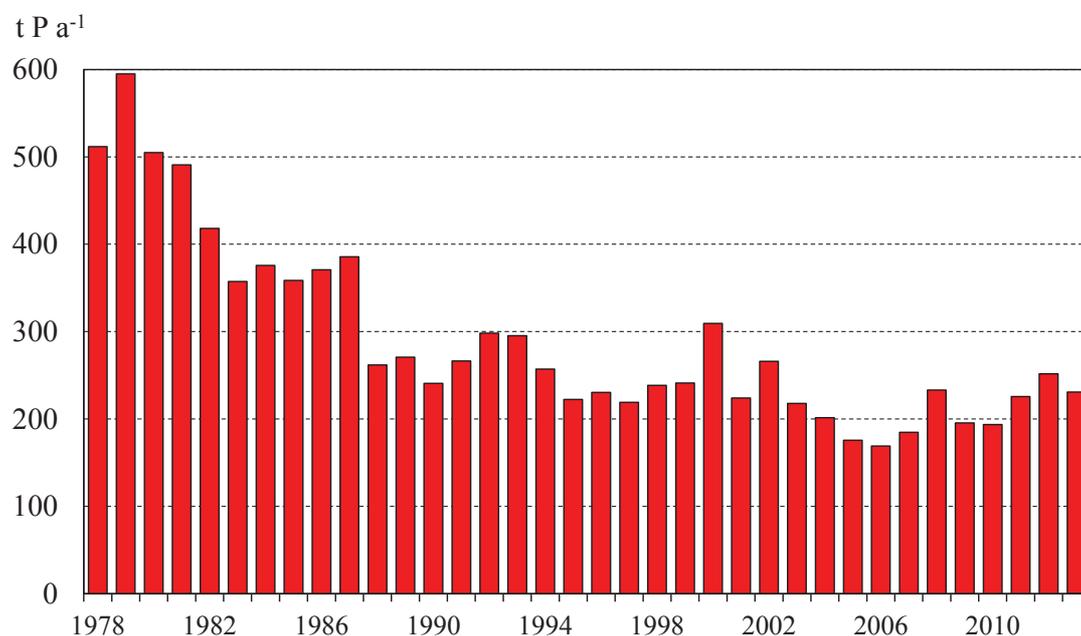


Fig. 7.18 Apporti annuali complessivi (areale emerso + zona rivierasca) di fosforo totale al Lago Maggiore nel periodo 1978-2013.

Tab. 7.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2004-2013 del fosforo totale (t P a⁻¹).

Tributari campionati	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13
Ticino Immissario	12	10	10	12	21	14	19	19	35	12
Maggia	5	7	7	4	18	12	12	13	14	9
Verzasca	1,4	1,6	1,8	1,2	4,1	3,5	3,3	3,3	3,4	2,6
Cannobino	1,6	2,3	2,1	1,8	2,7	2,3	1,8	1,5	1,5	1,5
San Giovanni	0,6	0,4	0,2	0,4	2,2	1,7	1,3	1,8	1,8	2,6
San Bernardino	1,2	2,5	0,7	0,4	2,2	2,0	1,7	2,7	1,6	1,8
Toce (Ossola + Strona)	43	27	26	31	44	29	34	41	49	76,3
Erno	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,8	1,0	0,6
Vevera	0,4	0,2	0,3	0,2	0,5	0,6	0,2	0,3	0,6	0,1
Bardello	27	34	19	40	27	23	18	27	29	18
Boesio	15	9	15	8	8	9	4	8	9	8
Tresa	22	12	19	16	30	28	28	34	33	26
Giona	2,4	1,5	2,0	1,5	1,6	1,3	1,5	1,6	1,7	1,7
Tributari campionati	132	108	102	117	161	127	125	154	178	159
Areale non campionato	11	9	9	10	14	11	11	13	15	14
Totale bacino emerso	143	118	111	127	175	138	136	168	194	173
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	201	176	169	185	233	196	194	226	252	231
Uscite da emissario	116	65	62	66	116	103	108	104	105	83
Ritenzione in lago	42%	63%	63%	64%	50%	47%	44%	54%	58%	64%

In tabella 7.7 sono riportati i contributi areali annuali, calcolati dai dati del 2013, dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari del Lago Maggiore e

per il Ticino emissario, a confronto con i valori del 2012. Rispetto ai carichi, i contributi areali, tenendo conto dell'areale drenato, permettono un miglior confronto tra i diversi tributari. Anche per i contributi areali di fosforo totale, così come per i carichi, i valori del 2013 sono risultati nella maggior parte dei casi inferiori al 2012, con l'eccezione del Toce, i cui contributi sono passati da $0,025 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2012 a $0,045 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2013, e del San Giovanni (da $0,030$ a $0,042 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Le diminuzioni più accentuate hanno riguardato il Ticino Immissario (-65%), il Vevera (-79%) e il Bardello (-39%). La diminuzione complessiva, considerando tutti i tributari, è stata del 20% (da $0,030$ a $0,017 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Tab. 7.7).

Per l'azoto totale i contributi areali nel 2012 e 2013 sono stati abbastanza simili, con una tendenza all'aumento nella maggior parte dei tributari, fino ad un massimo del 22% per Ticino Immissario. Considerando le acque tributarie nel loro complesso, la variazione per l'azoto totale è stata dell'8%, da $1,238$ a $1,342 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Una situazione simile ha interessato l'azoto nitrico, con aumenti per la maggior parte dei tributari e per le acque nel loro complesso (+5%). Come conseguenza della diminuzione dei carichi, anche i contributi areali hanno mostrato una diminuzione generalizzata dei valori di azoto ammoniacale, in alcuni casi superiore al 50% (Ticino Immissario, Maggia, Verzasca, Erno, Vevera, Bardello). La diminuzione per l'insieme dei tributari campionati è stata del 40%, da $0,066$ a $0,040 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Infine, per quanto riguarda l'azoto organico, i carichi areali sono aumentati in modo consistente dal 2012 al 2013, più che raddoppiando nel caso di Ticino Immissario, Maggia, Verzasca, San Bernardino, Toce, Strona e Tresa. Anche i valori complessivi sono praticamente raddoppiati, da $0,071$ a $0,145 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Come già rilevato per i carichi, anche nel caso dei contributi areali bisogna tenere in considerazione l'elevata variabilità che caratterizza questa forma di azoto e la sua dipendenza da molteplici fattori, non solo da eventuali sorgenti di contaminazione.

Anche nel 2013 i contributi medi areali più elevati per il fosforo sono stati quelli di Bardello ($0,131 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e Boesio ($0,172 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Considerando come obiettivo di qualità delle acque un contributo areale massimo di fosforo pari a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, anche San Giovanni, Toce, Strona, Erno, Tresa e Giona hanno superato tale limite nel 2013.

Considerando il dato del 2013 al confronto con quello dell'ultimo decennio (Fig. 7.19), si può comunque osservare come un peggioramento abbastanza evidente abbia interessato solo due corsi d'acqua (Toce e San Giovanni), mentre nella maggior parte dei casi il valore del 2013 è stato in linea con quello medio del periodo 2004-2012. Come già descritto relativamente ai carichi, l'aumento dei valori per alcuni tributari, tra cui il Toce, è da ascrivere alle portate e concentrazioni di nutrienti superiori alla media registrate nei mesi primaverili ed estivi. Per Bardello e Boesio i dati evidenziano un miglioramento dello stato delle acque, con valori del contributo areale nel 2013 inferiori alla media decennale (circa $0,200 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Nel 2013 è sensibilmente migliorata anche la situazione del Torrente Vevera ($0,007 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, rispetto ad una media 2004-2012 di $0,018 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Fig. 7.19).

Nel caso dell'azoto ammoniacale, la situazione appare abbastanza disomogenea tra i diversi tributari, anche se prevale una tendenza all'aumento dei contributi areali per la maggior parte dei corsi d'acqua rispetto all'ultimo decennio (Fig. 7.20). Nei tributari più importanti in termini di apporto di acque al lago (Ticino Immissario, Toce, Tresa e Maggia) i valori sono diminuiti o rimasti invariati, così come è diminuito il contributo areale del Bardello ($0,16 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2013 rispetto

a 0,195 g N m⁻² a⁻¹). Aumenti, comunque piuttosto contenuti, hanno interessato Boesio (0,24 rispetto a 0,22 g N m⁻² a⁻¹), Strona (0,07 rispetto a 0,05 g N m⁻² a⁻¹), San Bernardino e San Giovanni (Fig. 7.20).

Tab. 7.7 Contributi areali annuali (g m⁻² a⁻¹) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2012-2013 dai tributari campionati e dall'emissario.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Ticino Immissario	0,043	0,015	0,918	1,093	0,050	0,122	1,011	1,230	0,021	0,007
Maggia	0,021	0,010	1,289	1,314	0,064	0,127	1,374	1,452	0,015	0,010
Verzasca	0,021	0,010	1,289	1,313	0,066	0,132	1,376	1,455	0,014	0,011
Cannobino	0,022	0,027	1,517	1,298	0,125	0,112	1,664	1,437	0,014	0,013
San Giovanni	0,040	0,038	1,654	1,821	0,079	0,068	1,774	1,928	0,030	0,042
San Bernardino	0,020	0,034	1,745	1,665	0,041	0,211	1,806	1,910	0,012	0,014
Toce Ossola	0,052	0,047	0,647	0,681	0,046	0,119	0,745	0,847	0,025	0,045
Strona	0,092	0,066	1,545	1,433	0,053	0,211	1,691	1,711	0,044	0,031
Erno	0,036	0,008	1,655	1,841	0,087	0,047	1,777	1,896	0,038	0,025
Vevera	0,049	0,006	0,318	0,660	0,039	0,008	0,406	0,674	0,029	0,007
Bardello	0,420	0,164	1,718	1,774	0,554	0,132	2,692	2,070	0,214	0,131
Boesio	0,256	0,238	2,332	2,316	0,258	0,237	2,846	2,791	0,188	0,172
Tresa	0,154	0,088	1,582	1,583	0,080	0,253	1,816	1,923	0,043	0,034
Giona	0,024	0,022	1,360	1,417	0,116	0,145	1,500	1,584	0,033	0,034
Totale campionati	0,066	0,040	1,100	1,157	0,071	0,145	1,238	1,342	0,030	0,027
Ticino emissario	0,028	0,026	1,033	1,089	0,122	0,171	1,183	1,286	0,016	0,013

Infine, per quanto riguarda l'azoto organico, i valori nel 2013 sono stati nettamente più bassi rispetto alla media dell'ultimo decennio per Bardello e Boesio (0,13 e 0,24 g N m⁻² a⁻¹ rispetto a oltre 0,35 g N m⁻² a⁻¹), mentre per la maggior parte dei tributari i valori del 2013 sono stati più elevati, in modo evidente per Tresa, Strona e San Bernardino (Fig. 7.21). Sia per l'azoto ammoniacale che organico, si può comunque osservare come, con l'eccezione di Bardello e Boesio, i contributi nell'ultimo decennio si sono mantenuti rispettivamente al di sotto di 0,09 e 0,25 (0,20 se si esclude il 2013) g N m⁻² a⁻¹. Nel complesso quindi la situazione delle acque tributarie appare buona, anche se caratterizzata da un'elevata variabilità interannuale, che risente di fattori meteo-climatici ed idrologici, oltre che dell'eventuale contaminazione da scarichi non adeguatamente depurati.

In tabella 7.8 le tre diverse aree (Ticino, Piemonte e Lombardia), i cui apporti interessano il Lago Maggiore, sono messe a confronto in termini di contributi medi areali. Oltre ai valori calcolati per il 2013, sono riportati i dati medi dei due anni precedenti. I dati evidenziano innanzitutto la differenza esistente tra le tre aree, con una situazione ottimale per il Canton Ticino, che presenta i contributi medi più bassi sia per il fosforo che per i composti dell'azoto, seguito dal Piemonte e dalla Lombardia, per la quale i contributi rimangono invece piuttosto elevati (pressoché il doppio di quelli piemontesi e superiori di 5-10 volte a quelli del Canton Ticino per fosforo e azoto ammoniacale).

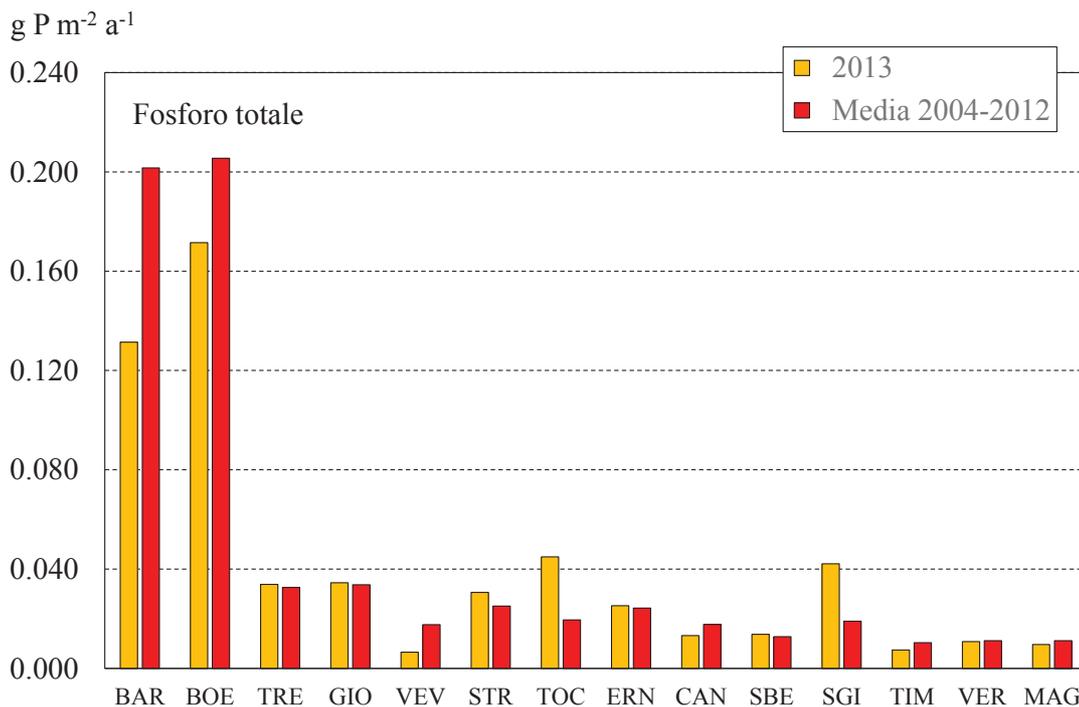


Fig. 7.19 Contributi areali di fosforo totale dai singoli tributari nel 2013 a confronto con i dati del periodo 2004-2012.

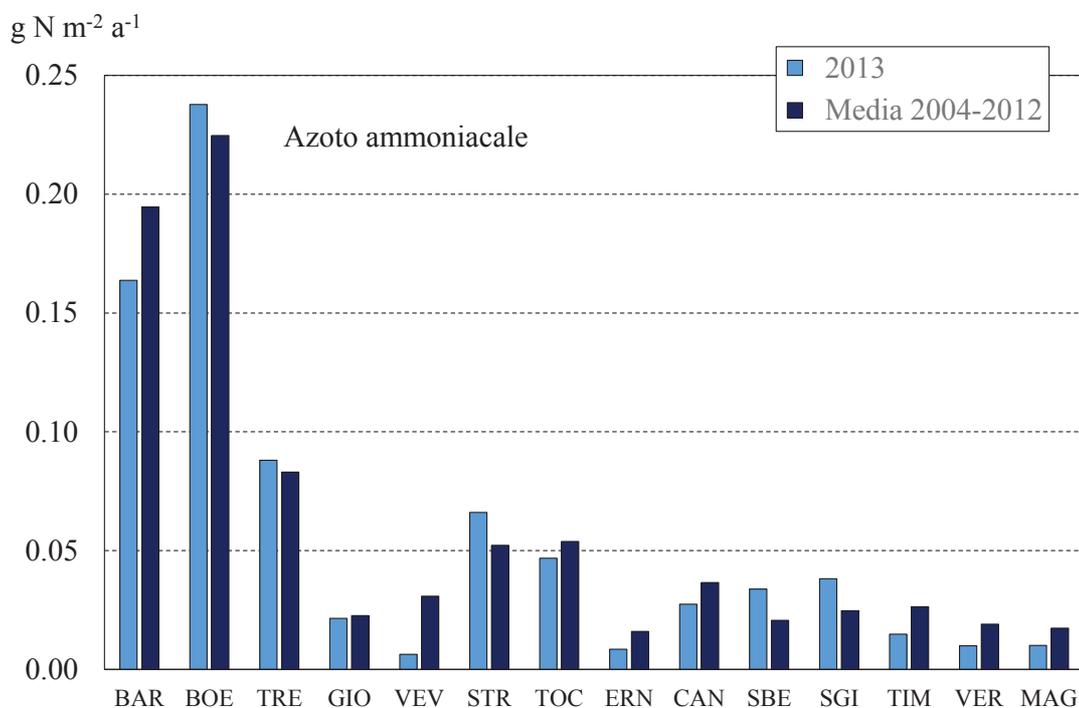


Fig. 7.20 Contributi areali di azoto ammoniacale dai singoli tributari nel 2013 a confronto con i dati del periodo 2004-2012.

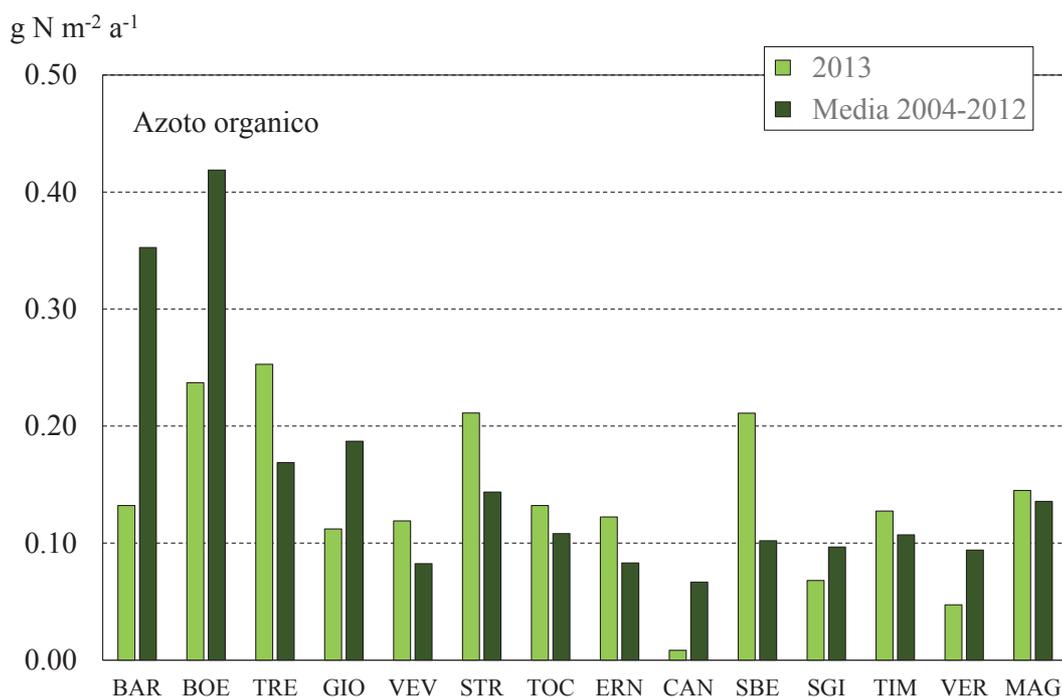


Fig. 7.21 Contributi areali di azoto organico dai singoli tributari nel 2013 a confronto con i dati del periodo 2004-2012.

I contributi di fosforo totale dall'areale Ticinese nel 2013 ($0,008 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) sono ulteriormente diminuiti rispetto al 2011 e 2012 ($0,013$ e $0,019 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispettivamente). Lo stesso vale per la Lombardia, in cui il valore del 2013 ($0,054 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) è stato inferiore a quello del biennio precedente ($0,072$ - $0,073 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Un peggioramento è visibile invece per l'areale piemontese ($0,039$ rispetto a circa $0,025 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$); potrebbe però trattarsi di una situazione transitoria, legata alle particolari condizioni idrologiche di alcuni momenti stagionali, e comunque non estesa a tutti i tributari. Il proseguimento nella raccolta dei dati su base mensile ed il calcolo annuale di carichi e contributi areali per il 2014 permetterà di approfondire questo aspetto. I dati per le acque tributarie nel loro complesso confermano la stabilità dei valori di fosforo totale dell'ultimo triennio, tra $0,026$ e $0,030 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Tab. 7.8).

I contributi di azoto ammoniacale del 2013, come descritto in precedenza, sono diminuiti rispetto al 2012 per tutti gli areali, risultando invece molto simili ai valori del 2011. Il carico complessivo dalle acque tributarie è stato infatti pressoché identico a quello del 2011 ($0,040 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Anche per questa variabile i valori più elevati rimangono quelli a carico dell'areale lombardo (tra $0,100$ e $0,190 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo triennio). Lo stesso vale per l'azoto organico, per il quale però la differenza tra le diverse aree appare meno marcata ($0,230 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2013 per la Lombardia rispetto a $0,125$ - $0,130 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per Piemonte e Canton Ticino). I contributi di azoto organico sono aumentati in modo evidente nel 2013 rispetto al 2012, in misura minore se confrontati con il 2011: questa variabilità interannuale conferma la necessità di disporre di serie pluriennali di dati per poter valutare l'effettiva presenza di trend a lungo termine.

Nel complesso le acque tributarie lombarde presentano una situazione ancora inaccettabile in termini di apporti di nutrienti a lago, soprattutto a causa dei contributi

di Bardello e Boesio, nonostante una recente tendenza al miglioramento per questi due corsi d'acqua. Migliore appare la situazione per l'areale piemontese, anche se alcuni tributari (Toce, Strona, Vevera, San Giovanni) presentano condizioni molto variabili e necessitano quindi di un controllo puntuale e costante. Infine è da ritenersi più che buona e pressoché costante nel tempo la situazione delle acque tributarie ticinesi.

Tab. 7.8 Contributi areali di fosforo totale ($\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) ed azoto ammoniacale e organico ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) derivanti dalle acque tributarie ticinesi, piemontesi, lombarde e totali nel triennio 2011-2013.

	2011			2012			2013		
	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg
Cantone Ticino	0,013	0,018	0,081	0,019	0,034	0,056	0,008	0,013	0,125
Piemonte	0,023	0,038	0,070	0,026	0,052	0,052	0,039	0,046	0,131
Lombardia	0,072	0,103	0,235	0,073	0,189	0,154	0,054	0,102	0,230
Acque tributarie	0,026	0,039	0,103	0,030	0,066	0,071	0,027	0,040	0,145

Bibliografia

- Ambrosetti, W. L. Barbanti, M. Contesini, A. Rolla. 2013. Profondità di mescolamento e valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri. In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 2013. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008 – 2012. Campagna 2012 e rapporto quinquennale. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 14-22.
- Elser, J.J., T. Andersen, J.S. Baron, A. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K. R. Nydick, L. Steger, D. O. Hessen. 2009. Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. *Science*, 326: 835-837.
- Rogora, M., R. Mosello, A. Calderoni, & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.
- Rogora, M., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment*, 417-418: 214-223.
- Rogora, M. P. Giacomotti, A. Orrù, A. Pranzo e G.A. Tartari. 2013. Idrochimica lacustre e dei tributari, distribuzione orizzontale, bilancio dei nutrienti. In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 2013. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008 – 2012. Campagna 2012 e rapporto quinquennale. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 49-77.

Salmaso N., F. Buzzi, L. Cerasino, L. Garibaldi, B. Leoni, G. Morabito, M. Rogora, M. Simona. 2014. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia*, 731: 31-48.