

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, Lyudmila Kamburska, Alfredo Pranzo, Gabriele A. Tartari

7.1. Chimica di base e contenuto ionico delle acque lacustri

I prelievi per le analisi chimiche nel 2014 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa). Le profondità considerate sono state in totale 12: 0, -5, -10, -20, -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/>.

In aggiunta alle elaborazioni eseguite negli anni precedenti, che prevedono la rappresentazione delle variabili come medie epilimniche (0-25 m), ipolimniche (25-360 m) o sull'intera colonna d'acqua (0-360 m), sono stati realizzati dei grafici utilizzando tutti i dati disponibili (12 profondità per ogni campionamento). Questo tipo di rappresentazione è stata utilizzata per i nutrienti e l'ossigeno, allo scopo di evidenziare contemporaneamente la variabilità spaziale del dato (lungo la colonna) e quella temporale. Infine, allo scopo di analizzare le tendenze a lungo termine (dagli anni '80) ed individuare le variazioni principali intervenute nei livelli dei nutrienti a lago, le serie storiche (valori medi sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo invernale) sono state analizzate mediante il metodo proposto da Rodionov e Overland (2005) per l'individuazione di "regime shift". Si tratta di un metodo statistico che permette di individuare i punti di discontinuità in una serie temporale, mediante l'analisi sequenziale di media e deviazione standard.

I valori di conducibilità e le concentrazioni degli ioni principali misurati nel campionamento alla circolazione (10 marzo 2014) sono riportati in Tab. 7.1, a confronto con i valori rilevati negli anni precedenti (2005-2013). 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. Com'è da attendersi nel caso di un lago grande e profondo come il Maggiore, la composizione chimica di base delle acque varia pochissimo tra un anno e l'altro, e le concentrazioni ioniche, così come la conducibilità, risultano abbastanza stabili nel tempo (Tab. 7.1).

La Figura 7.1 mostra l'andamento delle temperature superficiali (strato epilimnico, ovvero tra 0 e 25 m di profondità) nelle acque del lago rilevate nel 2014, a confronto con l'andamento del decennio precedente. I massimi estivi nel 2014 sono stati di 17,2°C, più bassi quindi rispetto a quelli degli anni precedenti: con l'eccezione del 2004, 2008 e del 2013 infatti, i massimi estivi hanno raggiunto in tutti gli anni valori compresi tra 18 e 20 °C. I minimi del periodo tardo invernale (7,2 e 7,1 in gennaio e febbraio 2014, 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 nel periodo 2004-2014. I dati dell'ultimo anno non hanno mostrato scostamenti di rilievo rispetto all'andamento tipico di questi due parametri, se non per un minimo accentuato di pH in ottobre (7,36). I massimi estivi, di 8,08 e 8,14 in giugno –luglio rispettivamente, sono stati leggermente inferiori rispetto a quelli degli anni immediatamente precedenti (tra 8,3 e 8,5); a questi picchi corrispondono i massimi di saturazione di ossigeno (108% e 112%) rilevati nel 2014 (Fig. 7.1).

Tab. 7.1 Concentrazioni degli ioni principali (meq L⁻¹) e conducibilità a 20 °C (Cond.: μS cm⁻¹) alla circolazione tardo invernale nelle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi), stazione di Ghiffa, negli anni dal 2005 al 2014.

	GHIFFA									
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
HCO₃⁻	0,81	0,82	0,83	0,83	0,82	0,84	0,84	0,85	0,83	0,83
SO₄⁼	0,61	0,63	0,61	0,61	0,61	0,62	0,62	0,62	0,63	0,6
Cl⁻	0,07	0,07	0,08	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,09
NO₃⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Ca⁺⁺	1,12	1,13	1,16	1,15	1,14	1,12	1,10	1,13	1,09	1,11
Mg⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30
Na⁺	0,12	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
K⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ ioni	3,14	3,18	3,21	3,20	3,19	3,20	3,18	3,22	3,16	3,17
Cond.	147	148	150	153	152	152	151	153	151	152

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 2014. Le due variabili mostrano andamenti simili, essendo calcio e bicarbonati gli ioni prevalenti e che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale e quindi al valore di conducibilità. I valori epilimnici di entrambe le variabili mostrano una variabilità stagionale accentuata: nel 2014 i massimi superficiali di alcalinità e conducibilità sono stati misurati ad aprile (0,84 meq L⁻¹ e 148,1 μS cm⁻¹ a 20 °C, rispettivamente) e i minimi in settembre (0,73 meq L⁻¹ e 129 μS cm⁻¹ a 20 °C, rispettivamente). Come nel 2013 il minimo estivo di conducibilità nel 2014 è stato piuttosto accentuato; anche la conducibilità media sulla colonna ha mostrato una leggera flessione nel 2014, in contrasto con il trend in aumento che aveva caratterizzato l'ultimo decennio (Fig. 7.4). A fine anno inoltre, la conducibilità, dopo un aumento nel mese di ottobre a 140 μS cm⁻¹ a 20 °C, è nuovamente diminuita (132 μS cm⁻¹ a 20 °C a dicembre), a causa delle elevate precipitazioni che hanno interessato tutto il mese di novembre.

Anche l'alcalinit , come valori medi sulla colonna d'acqua, sembra essersi stabilizzata nelle acque del lago, rispetto al trend in aumento che aveva caratterizzato il periodo precedente (Fig. 7.3).

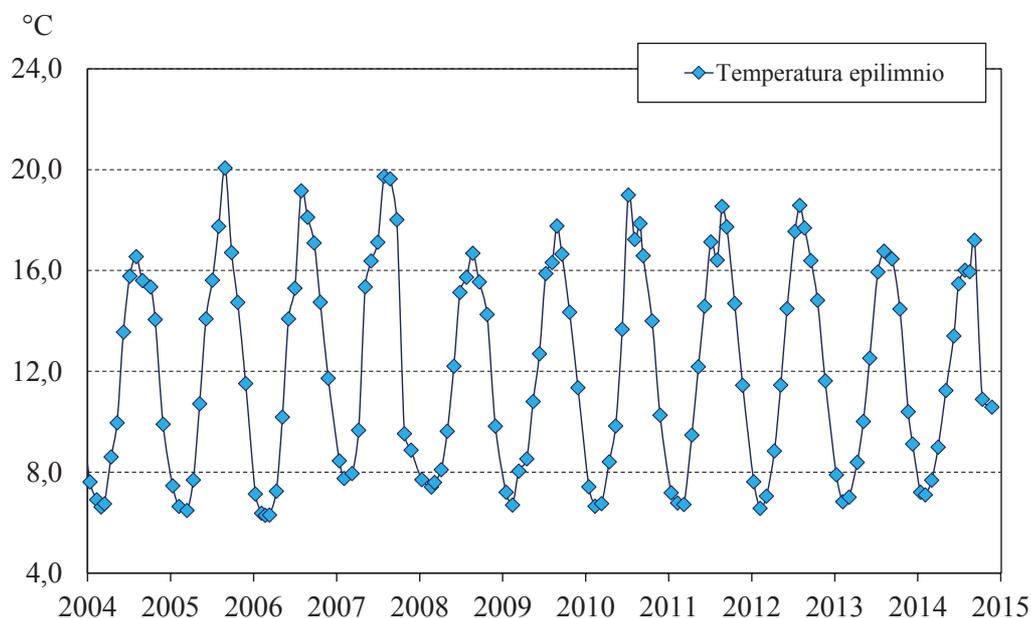


Fig. 7.1 Valori della temperatura delle acque in epilimnio (0-25 m) nel periodo 2004-2014 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondit ).

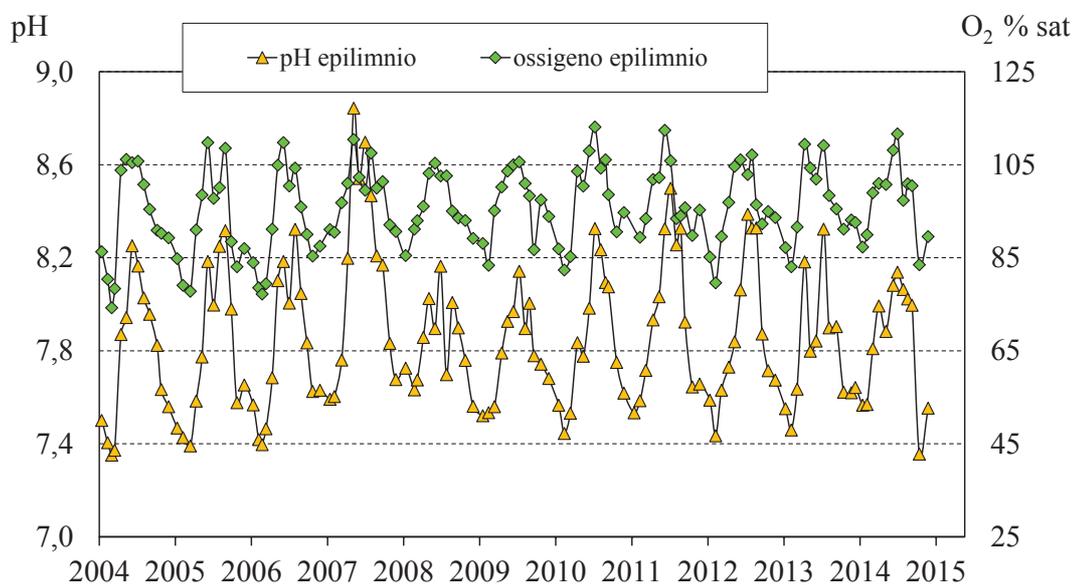


Fig. 7.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2004-2014 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondit ).

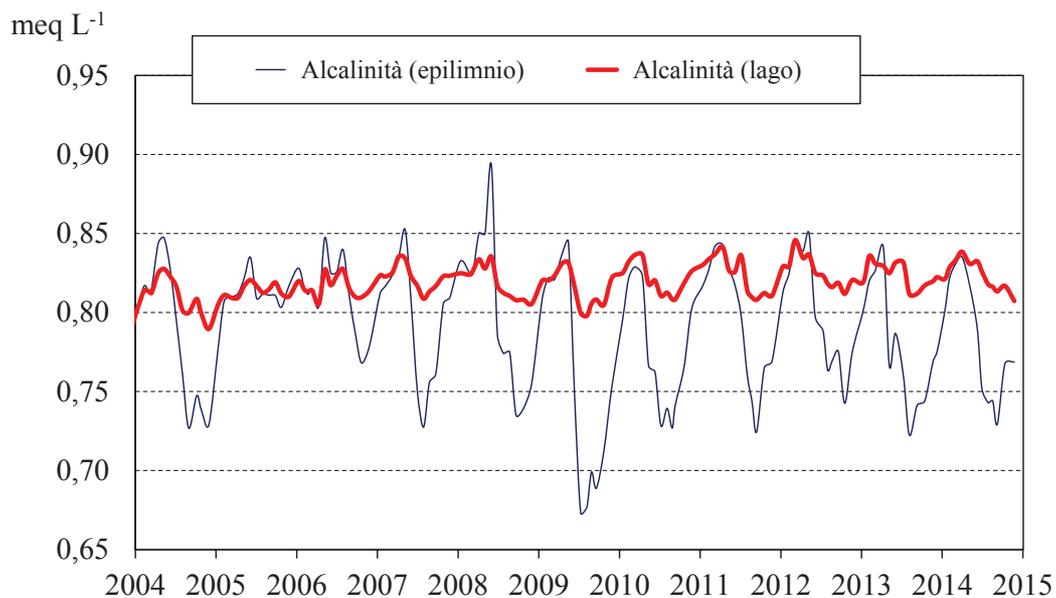


Fig. 7.3 Andamento nel periodo 2004–2014 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

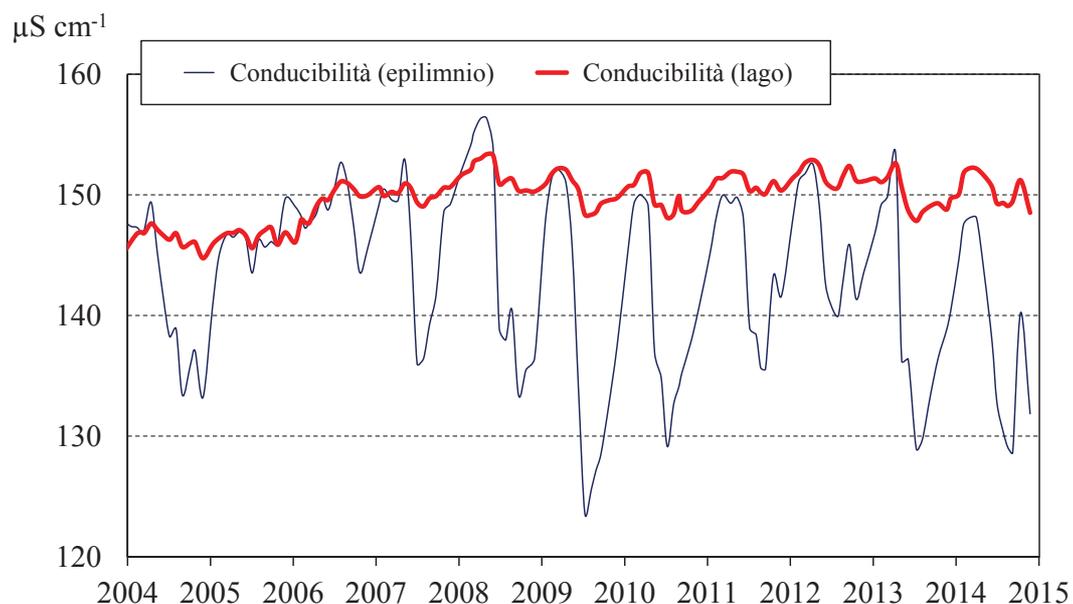


Fig. 7.4 Andamento nel periodo 2004–2014 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

7.2. Nutrienti a lago (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 2004-2014. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 5.6.

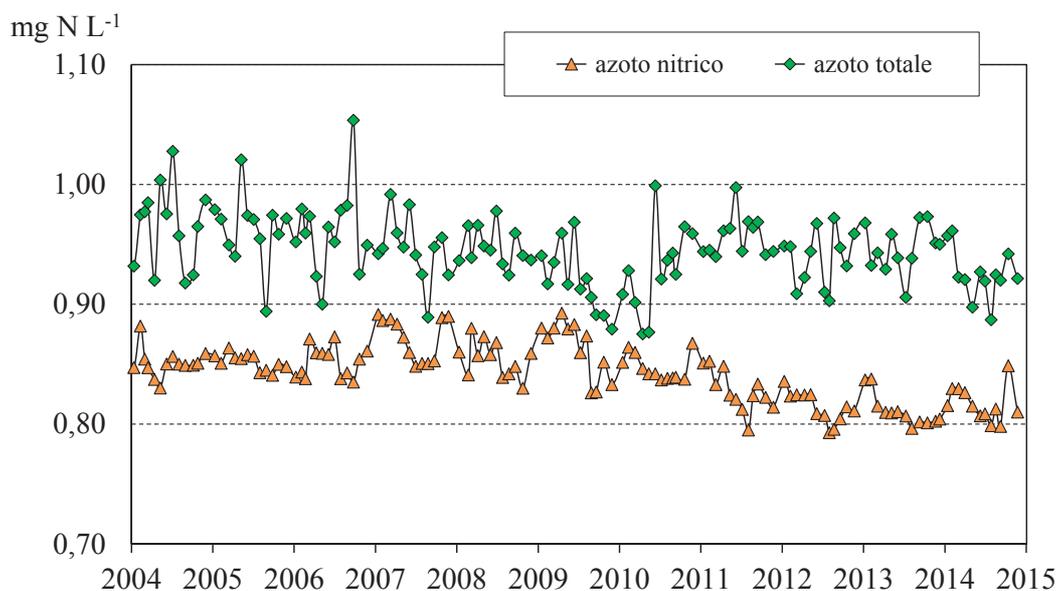


Fig. 7.5. Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2004-2014 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

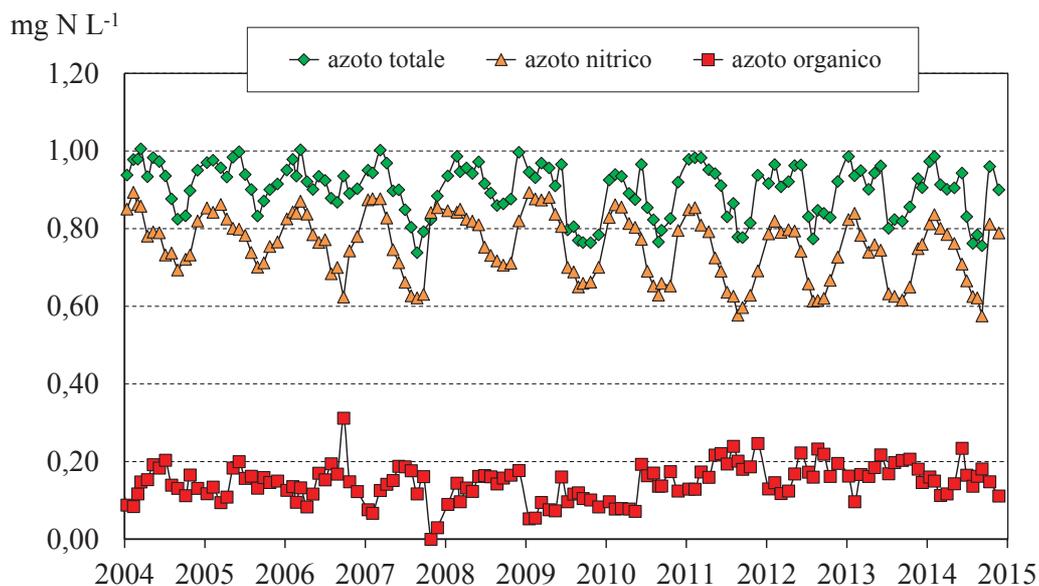


Fig. 7.6 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel periodo 2004-2014.

Il trend dei valori di nitrati mostra una diminuzione nell'ultimo decennio, confermata anche dai dati del 2014: da concentrazioni attorno a 0,85 si è passati a circa 0,80-0,82 mg N L⁻¹. Mentre però nel 2013 i valori erano rimasti stabilmente attorno a 0,80 mg N L⁻¹, senza un'evidente stagionalità, nel 2014 si è passati da 0,83 nei mesi invernali a 0,80-0,81 in estate, per poi risalire a 0,85 mg N L⁻¹ in ottobre. I valori di azoto totale appaiono più stabili nel tempo, con una leggera flessione nel 2014, soprattutto dei minimi estivi (0,89 mg N L⁻¹ in agosto).

La diminuzione di azoto nitrico è osservabile anche dai dati relativi alle acque superficiali (strato epilimnico): sia i massimi invernali che i minimi estivi tendono a diminuire progressivamente, da 0,86-0,88 a 0,82-0,83 e da circa 0,70 a 0,58 mg N L⁻¹ rispettivamente. Nel 2014 comunque l'andamento stagionale delle diverse forme di azoto è stato del tutto simile a quello degli anni precedenti: l'azoto totale è risultato compreso tra 0,76 in agosto/settembre e 0,97 mg N L⁻¹ in gennaio e l'azoto organico, che rappresenta comunque una frazione non superiore al 20% del totale, tra 0,11 in dicembre e 0,23 mg N L⁻¹ in giugno. Nel 2014 l'azoto nitrico e totale hanno mostrato, come già rilevato per altre variabili, una flessione dei valori in dicembre, a causa degli elevati afflussi conseguenti alle precipitazioni particolarmente abbondanti di novembre.

Il grafico in Fig. 7.7 mostra l'andamento nell'ultimo decennio delle concentrazioni di nitrati considerando tutte le profondità campionate.

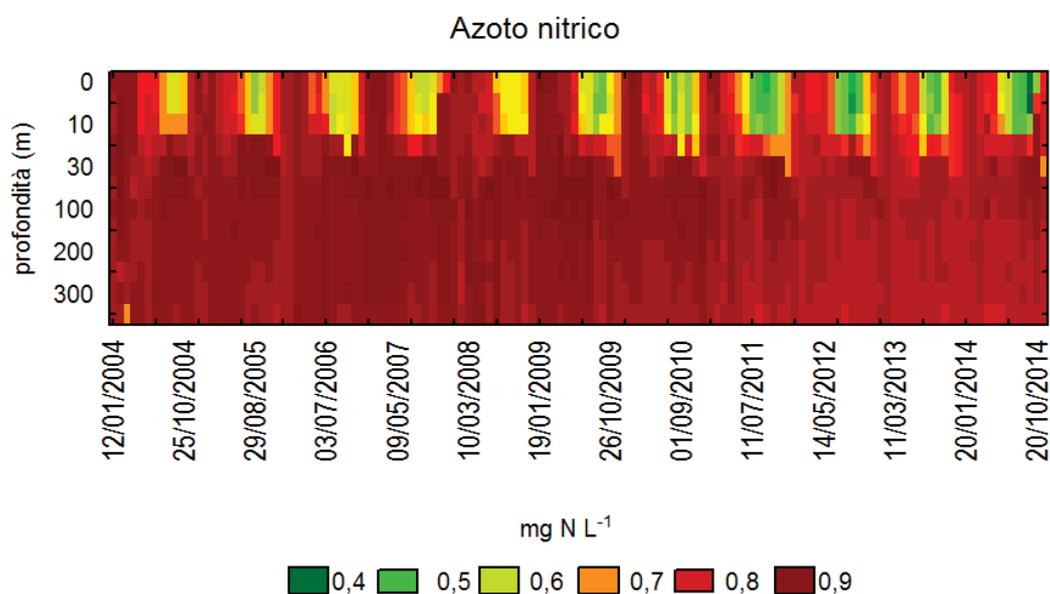


Fig. 7.7 Concentrazioni di azoto nitrico misurate alle diverse profondità (da 0 a 360 m) nelle acque del Lago Maggiore nel periodo 2004-2014.

Questa rappresentazione grafica mette in maggior evidenza la diminuzione delle concentrazioni di nitrati che si verifica nel periodo estivo nelle acque superficiali: pur trattandosi di un andamento che si ripete regolarmente tutti gli anni, per effetto dell'uptake di azoto da parte delle alghe fitoplanctoniche, questo processo sembra essersi accentuato negli anni più recenti: negli strati più superficiali le concentrazioni sono scese infatti fino a circa 0,4-0,5 mg N L⁻¹ negli anni 2012-14, mentre rimanevano superiori a 0,6 mg N L⁻¹ negli anni precedenti. Analogamente le concentrazioni negli strati al di sotto dei 30 m di profondità sono leggermente diminuite, come evidenziato dalla variazione di colore in Figura 7.7. Questa tendenza potrebbe dipendere da un utilizzo più marcato di azoto nei mesi estivi, ma anche da una variazione negli apporti di questo elemento dalle acque tributarie. Le temperature estive negli strati superficiali de lago sono state, nel 2014, inferiori alla media (Fig. 7.1), fattore che non giustificerebbe una maggior produttività algale ed

un maggior consumo di nutrienti, rispetto agli anni precedenti. La diminuzione è quindi più verosimilmente da attribuire alla recente diminuzione degli apporti di azoto nitrico dai tributari, dovuta prevalentemente alla riduzione dei carichi atmosferici di questo elemento (Rogora et al. 2012).

Tra le altre forme di azoto, i nitriti, come già negli anni precedenti, hanno mostrato a Ghiffa concentrazioni molto basse nel 2014 ($1 \mu\text{g N L}^{-1}$ a marzo in epilimnio); anche l'azoto ammoniacale ha presentato valori bassi, attorno a $2 \mu\text{g N L}^{-1}$ nei mesi invernali e leggermente più elevati nel periodo primaverile ed estivo ($4-14 \mu\text{g N L}^{-1}$, con il massimo di $14 \mu\text{g N L}^{-1}$ in agosto nelle acque epilimniche). Considerando l'intera colonna d'acqua, i valori medi sono stati compresi tra 1 e $5 \mu\text{g N L}^{-1}$.

Le dinamiche dell'azoto nel loro complesso sono particolarmente importanti in un ecosistema come quello del Lago Maggiore. Le variazioni dei livelli di azoto nelle acque, i rapporti relativi tra azoto e fosforo, e la conversione dell'azoto nelle diverse forme possono avere infatti importanti ripercussioni sulle biocenosi (Elser et al., 2009).

Studi sulla chimica delle deposizioni atmosferiche nell'areale del lago e sulla loro evoluzione temporale hanno dimostrato come gli apporti dall'atmosfera siano un veicolo preferenziale di azoto per le acque superficiali (Rogora et al., 2006). Il Lago Maggiore, così come altri corpi idrici minori all'interno del suo bacino imbrifero, rispondono alle variazioni nei carichi atmosferici di azoto, con un ritardo temporale che dipende da vari fattori, tra cui le dinamiche di mescolamento ed i processi biologici. Il lago in particolare sta rispondendo alla recente riduzione negli apporti atmosferici di azoto, dopo un periodo di progressivo arricchimento in nitrati che aveva caratterizzato gli anni '90 e '00 (Rogora et al., 2012).

La Fig. 7.8 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel periodo 2004-2014. Nel 2014 i massimi di entrambe le variabili sono stati misurati in dicembre (rispettivamente 10 e $12 \mu\text{g P L}^{-1}$) e marzo (rispettivamente 8 e $13 \mu\text{g P L}^{-1}$) e i minimi in luglio e settembre (7 e $10 \mu\text{g P L}^{-1}$). I dati del 2014 confermano il trend in aumento delle concentrazioni di fosforo, iniziato nel 2011. I valori degli ultimi 4 anni infatti, sono stati caratterizzati da massimi estivi sempre superiori a $12 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel caso del fosforo totale e prossimi o superiori a 10 per il fosforo reattivo, e da minimi estivi di $10-11$ e $7-9 \mu\text{g P L}^{-1}$, rispettivamente, valori superiori di 1 o $2 \mu\text{g P L}^{-1}$ a quelli rilevati negli anni precedenti. Anche le concentrazioni medie annue, che concorrono a definire il livello trofico del lago, nel 2014 sono state pari a 9 e $11 \mu\text{g P L}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua per fosforo reattivo e totale, valori che collocano il lago tra l'oligotrofia e la mesotrofia.

La Fig. 7.9 mostra l'andamento nell'ultimo decennio delle concentrazioni di fosforo totale alle diverse profondità. Appare evidente un lieve incremento dei valori alle profondità tra 30 e 50 m, ma soprattutto un aumento progressivo delle concentrazioni nelle acque ipolimniche: i valori al di sotto dei 200 m di profondità, negli anni fino al 2010, erano compresi prevalentemente tra 10 e $15 \mu\text{g P L}^{-1}$, mentre negli anni più recenti hanno spesso raggiunto o superato i $20 \mu\text{g P L}^{-1}$. Questo accumulo nelle acque ipolimniche è da ritenersi una conseguenza del mancato rimescolamento delle acque, che negli ultimi anni non ha mai interessato profondità superiori ai 100 m. Si sta quindi assistendo a una fase di incremento, seppur

contenuto, dei livelli di fosforo nelle acque, in particolare della riserva complessiva di questo elemento negli strati più profondi.

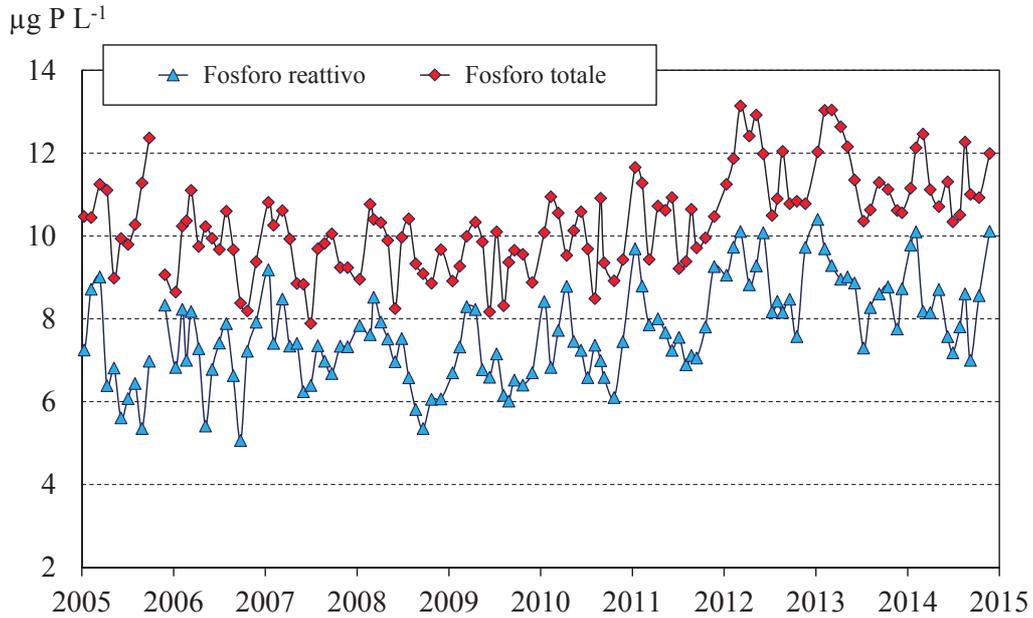


Fig. 7.8 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2004-2014 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

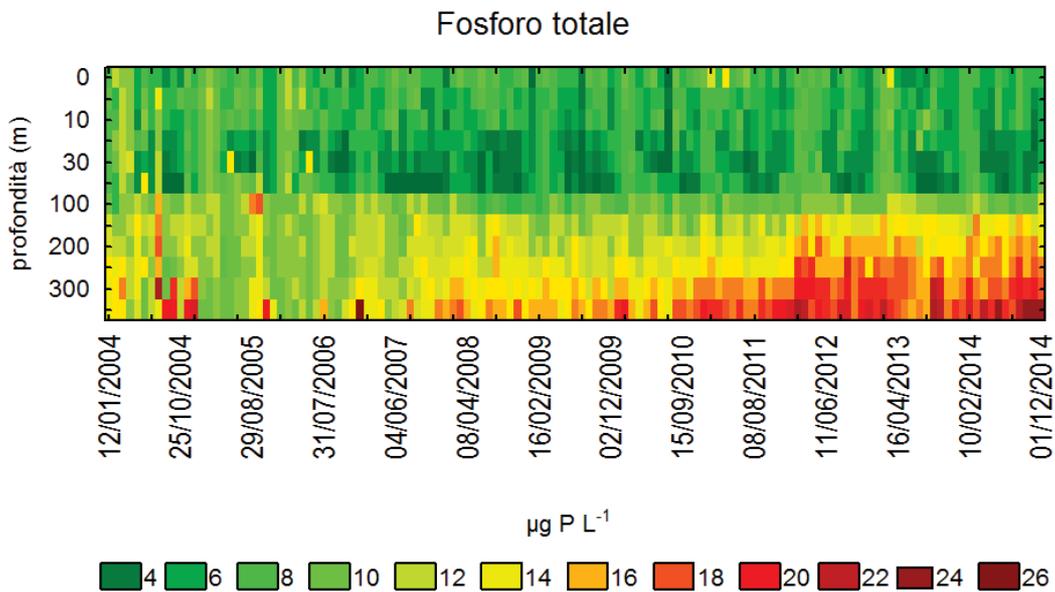


Fig. 7.9 Andamento delle concentrazioni di fosforo totale nel Lago Maggiore alle diverse profondità nel periodo 2004-2014.

Per quanto riguarda i silicati reattivi, le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2014 sono state pari rispettivamente a 1,05, 1,65 e 1,6 mg Si L⁻¹. La Figura 7.10 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati nel periodo 2004-2014. I valori del 2014, così come quelli del 2013, si caratterizzano per dei minimi estivi, nelle acque

superficiali, leggermente più elevati della media (tra 0,65 e 0,97 mg Si L⁻¹ nei mesi da aprile a ottobre). I massimi invernali (1,42-1,70 mg Si L⁻¹) sono stati in linea con quelli misurati negli altri anni, considerando la variabilità di questo soluto, le cui concentrazioni nelle acque sono controllate prevalentemente dall'uptake da parte delle diatomee. I valori medi sulla colonna d'acqua non hanno mostrato tendenze significative nell'ultimo decennio (Fig.7.10). Anche per i silicati, si è analizzata la tendenza delle concentrazioni nell'ultimo decennio utilizzando tutti i dati disponibili per le 12 profondità campionate (Fig. 7.11): si conferma la mancanza di un trend, sia per quanto riguarda le acque superficiali che quelle profonde, ad indicare per questa variabile una situazione di sostanziale stabilità, perlomeno per il periodo più recente.

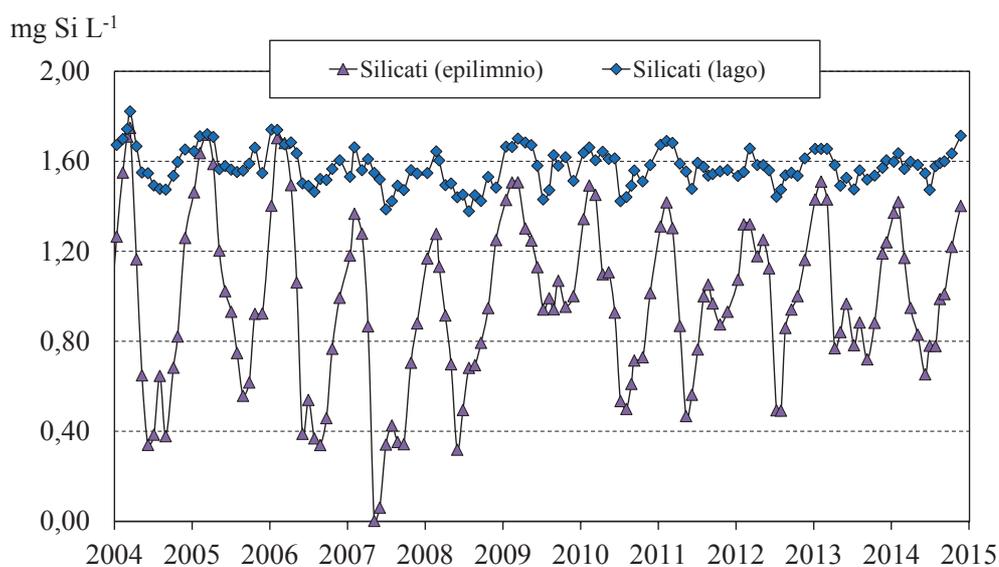


Fig. 7.10 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel periodo 2004-2014.

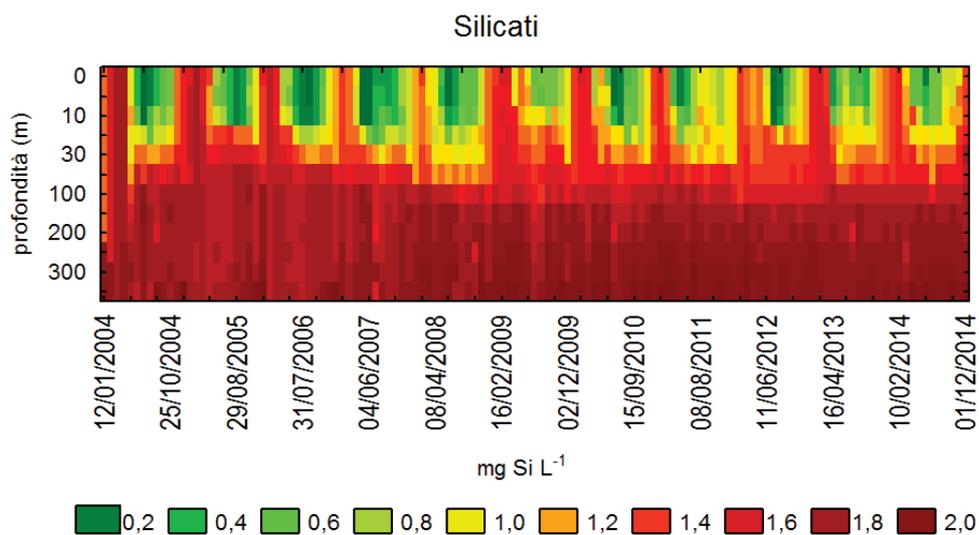


Fig. 7.11 Andamento delle concentrazioni di silicati nel Lago Maggiore alle diverse profondità nel periodo 2004-2014.

L'applicazione del metodo della "Regime Shift Analysis" (Rodionov and Overland, 2005) alle serie di dati storici (1983-2014) relativi a fosforo totale, azoto totale e silicati ha permesso di identificare le principali discontinuità, che delimitano periodi 'stabili' in cui le concentrazioni non variano significativamente e i punti di cambiamenti (shifts) (Fig. 7.12).

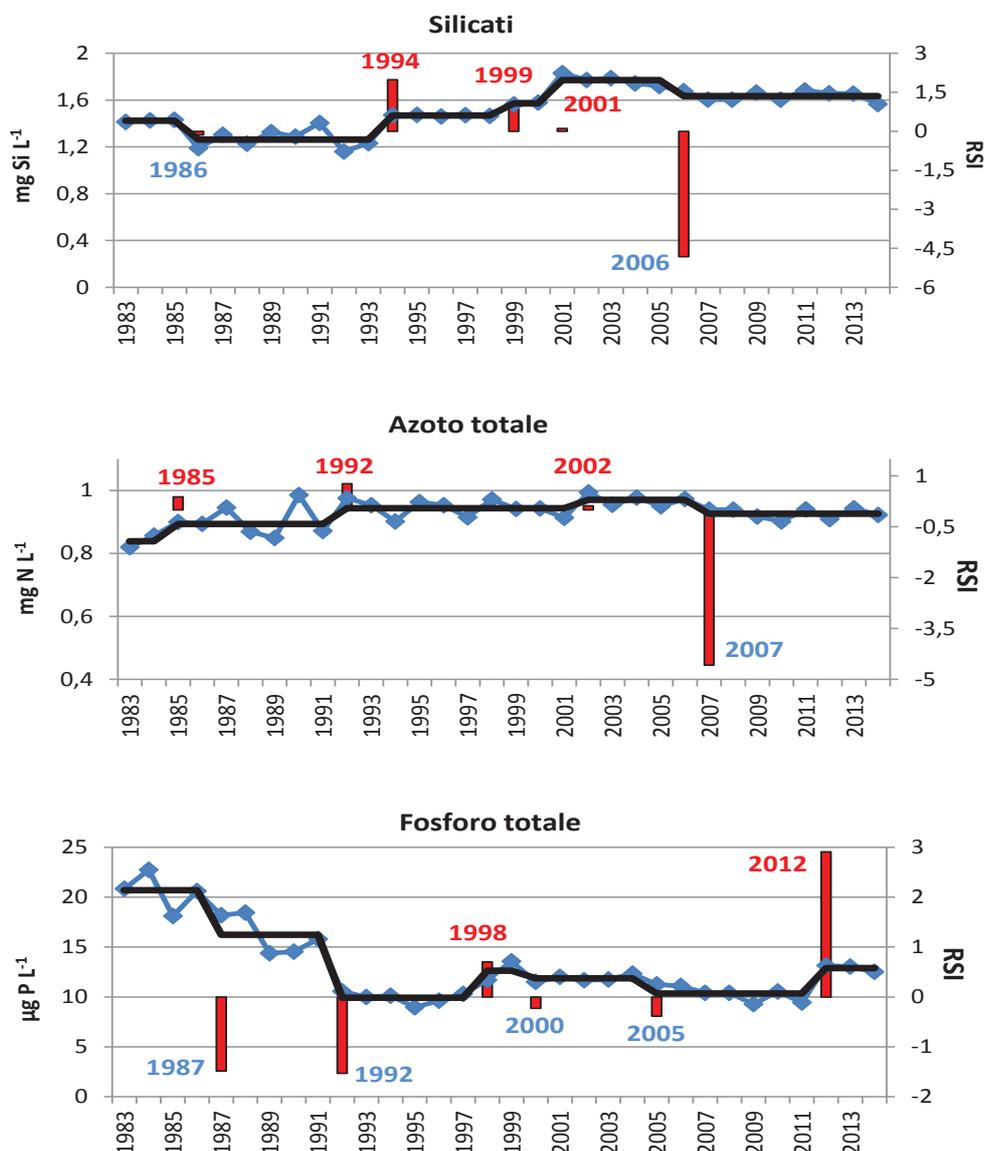


Fig. 7.12 Regime shift analysis applicata alle concentrazioni (valori medi sulla colonna d'acqua) di silicati, azoto totale e fosforo totale misurate alla circolazione tardo-invernale nel periodo 1983-2014. Probability = 1, cutoff length = 10, Huber parameter = 1, significance 0.01; RSI- Regime Shift Index; Weighted: Weighted means of the regimes.

Tra le variazioni più importanti, si evidenziano uno "shift" rispettivamente positivo e negativo per azoto e fosforo totale nel 1992. Contemporaneamente ad una delle riduzioni più accentuata dei livelli di fosforo a lago, avvenuta all'inizio degli

anni '90, si verificava quindi un aumento del contenuto di azoto nelle acque, con conseguente variazione del rapporto N:P nelle acque.

Nell'ultima decade si osserva invece la presenza di una discontinuità, sotto forma di diminuzione, comune alle tre variabili negli anni tra 2005 e 2007, e particolarmente accentuata per silicati e azoto. Dopo un periodo di aumento, iniziato negli anni '90, le concentrazioni di entrambe queste variabili sono diminuite, per poi rimanere pressoché stabili dal 2006 in poi. Sia l'azoto che la silice sono comunque presenti a lago con valori attualmente più elevati di quelli che caratterizzavano il lago all'inizio degli anni '80 (Fig. 7.12).

Infine per il fosforo totale si evidenzia uno “shift” positivo nel 2012, che segna il recente passaggio a tenori più elevati di questo elemento nelle acque lacustri, come descritto in precedenza. Anche il periodo 1998-2005 era stato caratterizzato da livelli leggermente più elevati di fosforo, mentre i minimi assoluti per il Lago Maggiore hanno caratterizzato il periodo 2006-2011.

Nel complesso questo tipo di analisi evidenzia come, se nel caso del fosforo le variazioni più marcate si sono avute nella fase di oligotrofizzazione del lago (anni '90), anche nel periodo più recente si assiste ad un'alternanza di fasi, che permangono in genere per qualche anno. Un discorso analogo vale per i composti dell'azoto e per i silicati. Nel determinare queste fasi gli apporti dal bacino hanno un ruolo determinante: ad esempio, la recente diminuzione dei livelli di azoto è quasi certamente da imputare al calo negli apporti atmosferici di questo elemento e quindi alla diminuzione dei carichi veicolati dai tributari (Rogora et al., 2012), come discusso nel successivo paragrafo 7.4. Certamente però anche i fattori meteorologici (alternanza di anni siccitosi e anni con precipitazioni abbondanti) e climatici giocano un ruolo importante (Rogora et al., 2013).

Infine, analizzare gli andamenti delle concentrazioni di nutrienti a lago in maniera congiunta è importante ai fini di considerarne, oltre ai singoli valori, anche i reciproci rapporti, che possono avere un ruolo importante nel controllo della produzione algale (Elser et al., 2009, Teubner and Dokulil, 2002).

7.3 Ossigeno disciolto

I valori del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2004-2014 nello strato al di sotto dei 200 m di profondità, ritenuti indicativi dello stato di ossigenazione delle acque, sono riportati in Fig. 7.13. I dati del 2014 confermano la situazione degli ultimi anni, ovvero una stabilità delle concentrazioni di ossigeno disciolto in questo strato, con valori compresi tra 6,5 e 7,5 mg O₂ L⁻¹ (54-63% di saturazione).

Nel periodo 2006-2011 si era verificata una diminuzione dei tenori di ossigeno al di sotto dei 200 m, passati da valori superiori a 9,5 mg O₂ L⁻¹ (oltre 75% come tenore di saturazione) a valori inferiori a 7,0 mg O₂ L⁻¹ (56-59% come percentuale di saturazione). Questa tendenza si è arrestata dal 2011 in poi, e i valori si sono stabilizzati attorno a 7,0 mg O₂ L⁻¹ e 60% di saturazione (Fig. 7.13).

Gli andamenti nell'ultimo decennio della concentrazione di ossigeno disciolto e del valore di saturazione, considerando tutte le profondità analizzate, è riportato in Fig.7.14. Si osserva una lieve tendenza all'aumento delle concentrazioni nelle acque superficiali, dove i massimi estivi superano frequentemente i 12 mg O₂ L⁻¹; inoltre,

negli anni più recenti i valori sembrano permanere elevati per un periodo più prolungato (indicativamente da marzo a giugno-luglio).

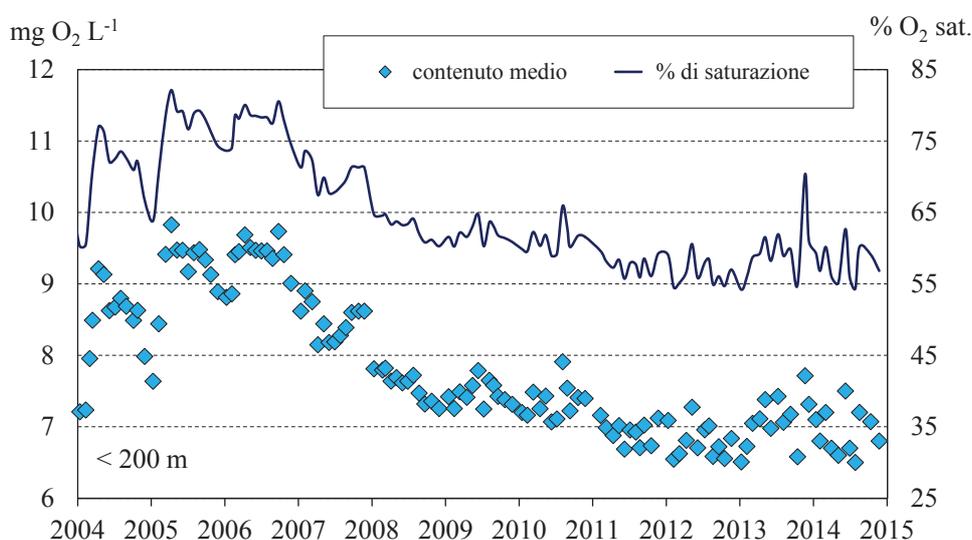


Fig. 7.13 Andamento nel periodo 2004-2014 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi).

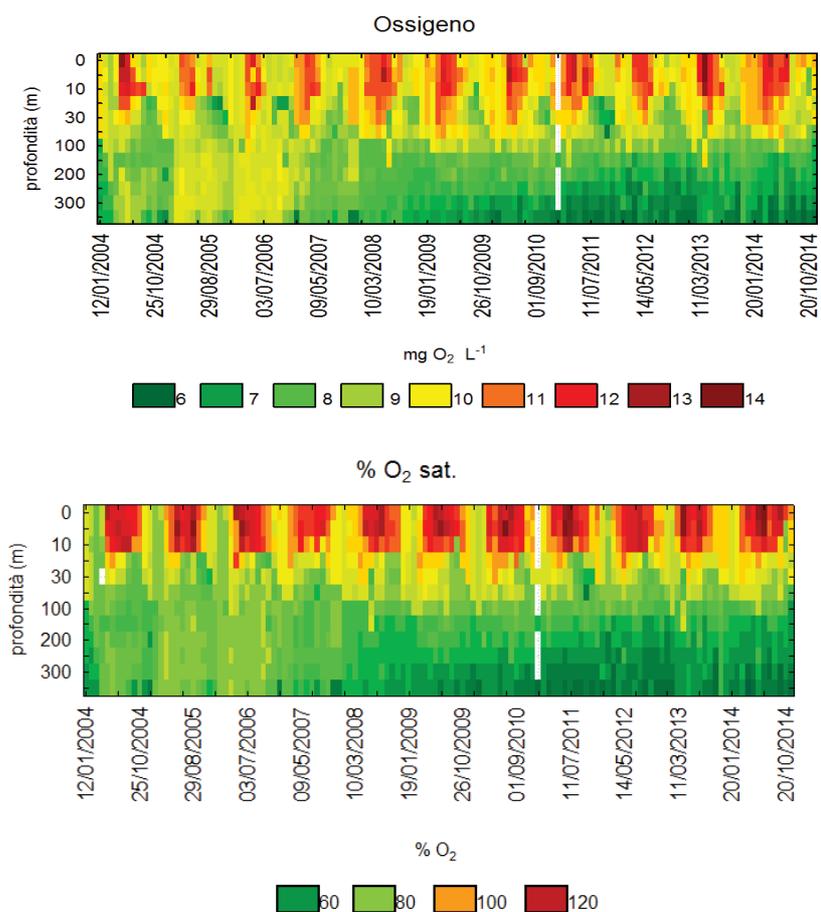


Fig. 7.14 Andamento nel periodo 2004-2014 delle concentrazioni di ossigeno ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) e dei corrispondenti tenori di saturazione ($\% \text{ O}_2$) alle diverse profondità analizzate.

Per le acque ipolimniche si conferma la riduzione dei valori a partire dal 2006, che appare accentuata soprattutto al di sotto dei 150-200 m. Nell'ultimo triennio i valori sembrano però stabili, sia in termini di concentrazioni che di saturazione (Fig. 7.14).

Nel complesso i valori di ossigeno misurati nel Lago Maggiore possono ritenersi indicativi di un buon livello di ossigenazione delle acque. I valori sono infatti nettamente più elevati rispetto a quelli raggiunti nel periodo di massima eutrofizzazione (5,4 mg O₂ L⁻¹ e 45% di saturazione negli anni '80) ed il lago è quindi ben lontano dalle condizioni di ipossia/anossia delle acque di fondo che caratterizzano i laghi eutrofi. Tenori leggermente più elevati di ossigeno nelle acque superficiali in primavera-estate potrebbero dipendere da una più intensa (o anticipata) attività algale, cosa che troverebbe conferma nella diminuzione delle concentrazioni di nitrati in epilimnio nei mesi estivi.

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 concentrico ed ultrasonico. Pur non rappresentando i metalli pesanti un elemento di criticità per il Lago Maggiore, queste analisi consentono di eseguire uno screening della presenza di questi elementi in due momenti stagionali significativi. I valori medi sull'intera colonna d'acqua a marzo e settembre 2014 sono riportati in Tabella 7.2.

As, Cd, Cr, Pt, Pb e Se e Ti sono risultati sempre al di sotto del LOD e non sono quindi riportati in tabella. Anche per gli altri elementi le concentrazioni risultano sempre molto basse, con l'eccezione dello stronzio, di origine prevalentemente terrigena, che presenta valori attorno a 230 µg L⁻¹. I metalli 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.

Tab. 7.2 Concentrazioni (µg 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 2014. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

	Al	Ba	Co	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	V	Zn
10.03.14	7,5	11	0,3	0,6	1,1	2,6	0,2	0,6	232	11	1,5
15.09.14	5,2	11	<	0,6	1,3	1,0	0,2	0,5	234	<	2,3

7.5 Chimica dei tributari e dell'emissario

Le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario sono state svolte nel 2014 con frequenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I valori medi annui per pH, alcalinità, conducibilità, composti dell'azoto, fosforo totale e silicati sono riportati in Tabella 7.3.

I valori delle variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità) e dei silicati sono pressoché stabili nel tempo, in quanto dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini. Nel 2014 in realtà, a causa degli afflussi meteorici elevati che hanno caratterizzato soprattutto i mesi autunnali, le acque immissarie hanno presentato concentrazioni minori di alcuni soluti e in generale della conducibilità. Quest'ultima ad esempio è risultata inferiore del 20-30% rispetto al 2013 nella maggior parte dei corsi d'acqua, per effetto della diluizione. Analogamente l'alcalinità misurata è stata minore di quella del 2013 in misura compresa tra il 10 e il 30%.

Tab. 7.3 Valori medi annuali (ottenuti dai campionamenti mensili) delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2014.

	pH	T.A. meq L ⁻¹	Cond. µS 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 µg P L ⁻¹	RSi mg Si L ⁻¹
Tributari lombardi									
Boesio	8,20	4,56	505	0,14	3,02	0,12	3,28	165	3,1
Bardello	8,10	2,63	296	0,12	1,39	0,13	1,63	102	1,6
Tresa (a)	8,29	1,68	195	0,04	1,01	0,06	1,12	23	1,1
Giona	7,43	0,32	65	0,08	0,94	0,03	1,03	45	3,9
Tributari piemontesi									
Veveva	7,80	1,20	188	0,05	2,53	0,15	2,71	32	5,1
Strona	7,52	0,37	75	0,04	1,03	0,04	1,10	25	2,5
Toce	7,45	0,71	142	0,04	0,60	0,04	0,66	21	2,5
San Giovanni	7,33	0,23	51	0,01	1,02	0,04	1,08	18	4,3
Erno	7,41	0,29	104	0,01	1,40	0,06	1,48	24	4,0
San Bernardino	7,37	0,23	41	0,01	0,75	0,05	0,81	19	2,8
Cannobino	7,28	0,18	36	0,01	0,49	0,06	0,56	11	3,1
Tributari svizzeri									
Maggia	7,49	0,33	50	0,01	0,60	0,07	0,67	8	2,9
Ticino immissario	7,79	0,87	184	0,04	0,73	0,02	0,79	14	2,6
Verzasca	6,96	0,32	50	0,01	0,69	0,05	0,75	6	2,7
Emissario									
Ticino emissario	8,10	0,80	137,10	0,02	0,69	0,05	0,76	10	0,9

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

Anche se leggermente inferiori a quelli degli anni precedenti, i valori di alcalinità e conducibilità dei Torrenti Boesio e Bardello nel 2014 sono stati ancora una volta nettamente più elevati rispetto a quelli degli altri tributari (4,56 e 2,63 meq L⁻¹ e 505 e 296 µS cm⁻¹ rispettivamente) poiché, oltre agli input di origine terrigena, ricevono apporti sotto forma di scarichi non completamente depurati. Per lo stesso motivo, i due torrenti si differenziano dagli altri tributari anche per le elevate concentrazioni di composti del fosforo e dell'azoto (Tab. 7.3). Nel 2014 le concentrazioni medie di fosforo totale in questi due corsi d'acqua sono state superiori a 100 µg P L⁻¹ (165 nel caso del Boesio), mentre nella maggior parte degli altri tributari non si sono superati i 25 µg P L⁻¹ (32 e 45 µg P L⁻¹ nel Vevera e nel Giona, rispettivamente). Analogamente, azoto ammoniacale, organico e totale nel Boesio e nel Bardello (0,14 e 0,12 mg N L⁻¹, 0,12 e 0,13 mg N L⁻¹ e 3,28 e 1,63 mg N L⁻¹, rispettivamente) hanno presentato concentrazioni quasi sempre superiori a quelle di tutti gli altri corsi d'acqua; solo il Torrente Vevera mostra valori simili a quelli dei due tributari lombardi per azoto organico e totale (0,15 e 2,71 mg N L⁻¹).

Bisogna però rilevare come, rispetto al 2013, sia il fosforo totale che i composti dell'azoto sono diminuiti nel Boesio e Bardello, soprattutto per quanto riguarda l'ammonio (-35% circa). Il fosforo totale è passato, nel caso del Bardello, da 156 a 102 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e nel Boesio da 195 a 165 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Considerando l'andamento dei valori nell'ultimo decennio (Fig. 7.15 e 7.16), si può osservare una tendenza al miglioramento per entrambi i corsi d'acqua a partire dal 2008. I valori di fosforo totale del 2014 sono stati i più bassi dell'ultimo decennio, e si differenziano marcatamente dai massimi registrati negli anni 2005-2007 (circa 500 e 400 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per Bardello e Boesio). I valori per quanto riguarda i composti dell'azoto mostrano una maggior variabilità temporale, ma anche in questo caso quelli del 2014 sono stati tra i più bassi dell'ultimo decennio. Pur rimanendo i livelli di fosforo ancora troppo elevati, per i due corsi d'acqua si deve quindi rilevare un'effettiva tendenza al miglioramento, in particolare per quanto riguarda il Bardello. Il controllo di questi due corsi d'acqua dev'essere comunque mantenuto, anche alla luce dei possibili effetti negativi che l'elevato contenuto di nutrienti può avere sulla qualità delle acque dei tributari stessi e delle acque litorali interessate dai loro apporti.

Anche i Torrenti Vevera e Giona necessitano di essere monitorati con continuità, in quanto, pur se in maniera meno accentuata rispetto a Bardello e Boesio e in modo discontinuo, presentano concentrazioni mediamente elevate di nutrienti, principalmente fosforo e azoto ammoniacale (nel caso del Vevera anche per azoto organico e totale) (Tab. 7.3).

Per quanto riguarda gli altri tributari, le concentrazioni medie di fosforo totale nel 2014 sono risultate inferiori a 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ solo per i fiumi Maggia e Verzasca, nei quali comunque i valori sono aumentati rispetto al 2013; negli altri casi le concentrazioni sono risultate comprese tra gli 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ del Cannobino ed i 25 $\mu\text{g P L}^{-1}$ dello Strona (Tab. 7.3). I valori sono diminuiti in alcuni corsi d'acqua rispetto al 2013, in misura compresa tra il 20% del San Giovanni e il 36% dello Strona, mentre sono aumentati in altri, in particolare San Bernardino (da 8 a 19 $\mu\text{g P L}^{-1}$) e Cannobino (da 7 a 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$), oltre ai già citati Vevera e Giona. Un aumento abbastanza accentuato ha riguardato anche il Ticino Immissario (da 5 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2013 a 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2014). Gli aumenti sono da attribuire nella maggior parte dei casi a valori piuttosto elevati di fosforo totale misurati nel campionamento di ottobre 2014, in corrispondenza di un evento di piena che ha interessato la maggior parte dei corsi d'acqua a seguito delle abbondanti precipitazioni.

L'andamento delle concentrazioni di fosforo totale misurate mensilmente nei tributari (esclusi Bardello, Boesio, Vevera e Giona) nel 2014 è mostrato in Fig. 7.17. Come si può osservare, in diversi casi ad ottobre si sono misurate concentrazioni nettamente più elevate rispetto agli altri mesi dell'anno; questo effetto è stato evidente soprattutto per Ticino Immissario (87 $\mu\text{g P L}^{-1}$), San Bernardino (156 $\mu\text{g P L}^{-1}$) Cannobino (57 $\mu\text{g P L}^{-1}$), San Giovanni (56 $\mu\text{g P L}^{-1}$) e Strona (55 $\mu\text{g P L}^{-1}$). In questi corsi d'acqua, nello stesso campionamento, si sono misurate concentrazioni piuttosto elevate anche di fosforo reattivo (rispettivamente 37, 17, 14, 19 e 40 $\mu\text{g P L}^{-1}$), mentre i composti dell'azoto non hanno evidenziato scostamenti evidenti rispetto ai restanti mesi dell'anno. Il campionamento, eseguito il 13 ottobre, è avvenuto in coincidenza di un picco nelle portate di questi corsi d'acqua; in alcuni casi (Ticino Immissario, San Bernardino) il valore di portata è stato tra i massimi registrati in tutto il corso dell'anno. Questa situazione ha comportato un aumento del

materiale in sospensione nelle acque. La determinazione del fosforo totale prevede, dal punto di vista analitico, una mineralizzazione acida e successiva quantificazione dell'ortofosfato: in questo modo anche il materiale particellato contribuisce ai valori misurati. Gli aumenti temporanei di fosforo osservati in ottobre (ed il valore annuo superiore alla media per alcuni tributari) sono quindi da attribuire alle particolari condizioni meteo-idrologiche.

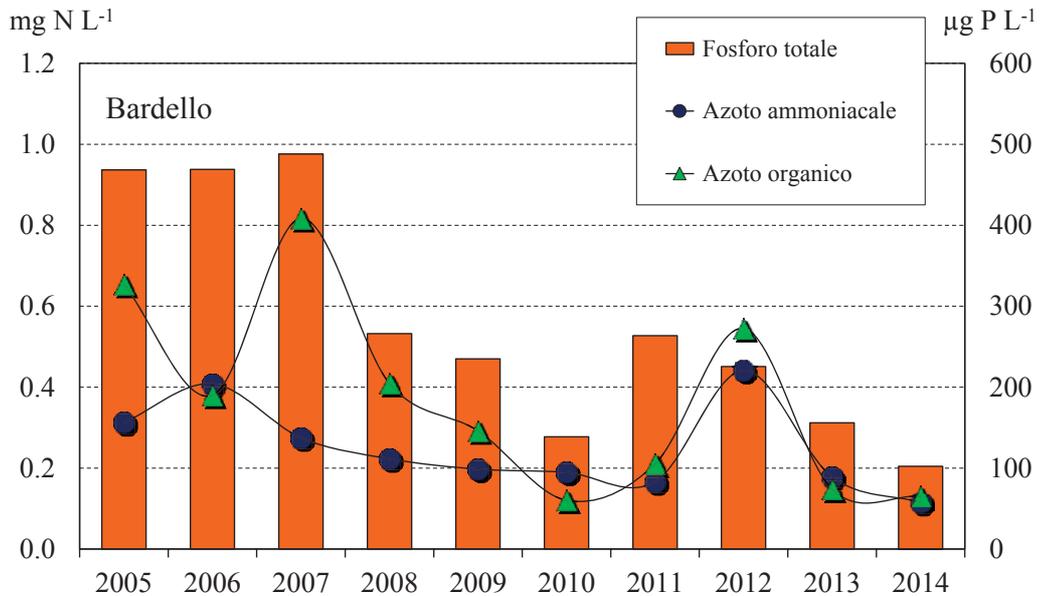


Fig. 7.15 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2005 al 2014 alla foce del Torrente Bardello.

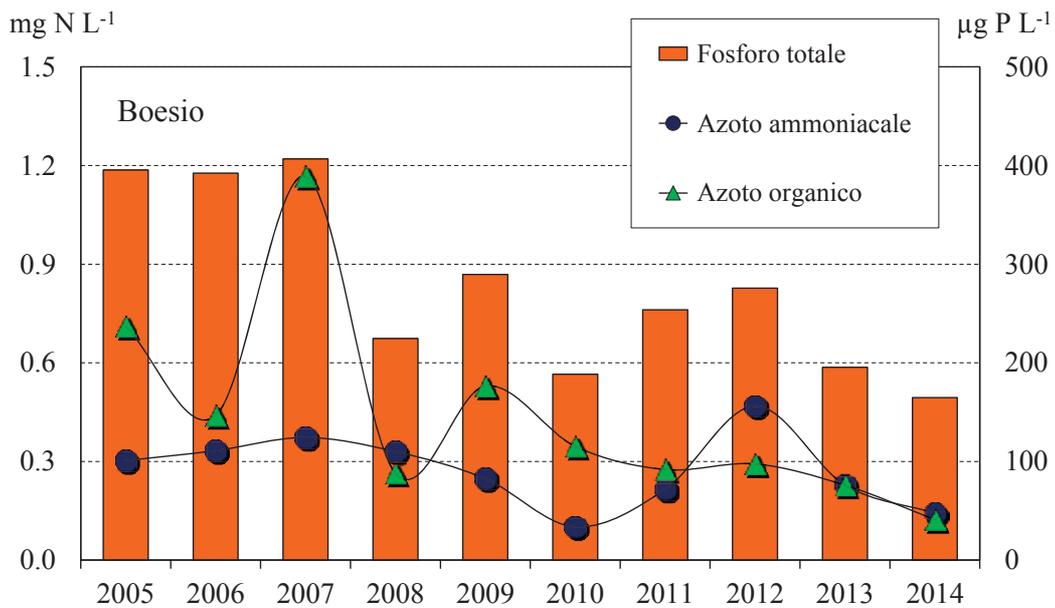


Fig. 7.16 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2005 al 2014 alla foce del Torrente Boesio.

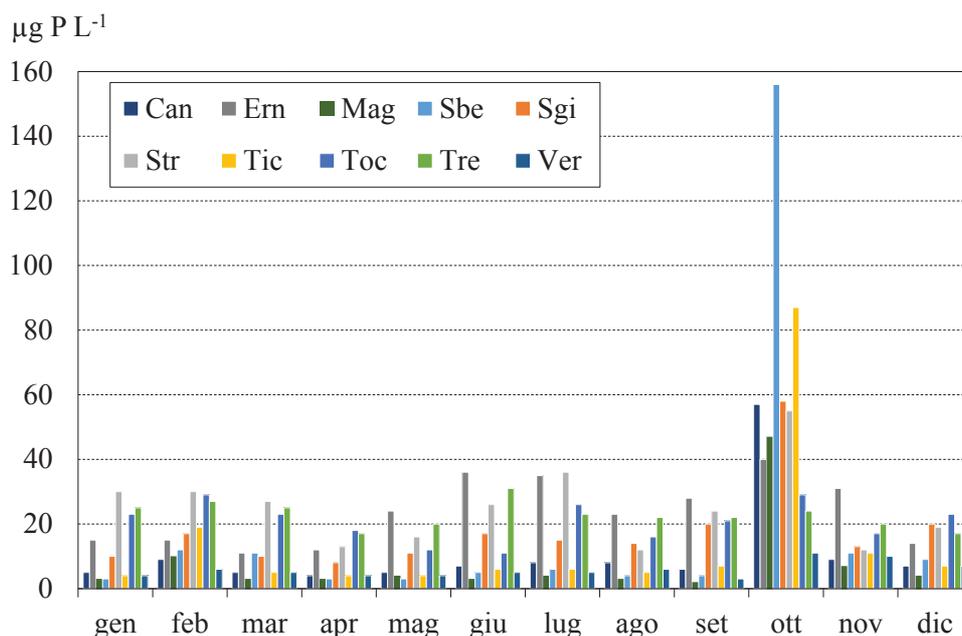


Fig. 7.17 Concentrazioni di fosforo totale misurate mensilmente nei principali tributari del Lago Maggiore durante il 2014.

Come precedentemente osservato, le abbondanti precipitazioni e l'aumento delle portate non hanno invece influenzato i valori dei composti dell'azoto. Per questi ultimi, infatti, in tutti i tributari non si è evidenziata una tendenza generalizzata all'aumento o alla diminuzione rispetto al 2013. Le concentrazioni di azoto ammoniacale ed organico sono risultate inferiori a $0,10 \text{ mg N L}^{-1}$ (Tab. 7.3), con l'eccezione dei casi già citati (Bardello, Boesio, Vevera e Giona).

7.6. Concentrazioni medie areali

Per confrontare il livello qualitativo delle acque tributarie nei diversi areali (ticinese, lombardo e piemontese) sono state calcolate, anche per il 2014, 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 7.18, 7.19 e 7.20, a confronto con i valori dell'ultimo decennio.

Per tutte e tre le variabili considerate, il 2014 è risultato molto simile all'anno precedente a livello di concentrazioni medie delle acque tributarie nel loro complesso: sono diminuiti leggermente i valori per azoto ammoniacale (da $0,04$ a $0,03 \text{ mg N L}^{-1}$) e fosforo totale (da 21 a 20 µg P L^{-1}) e aumentati quelli per l'azoto organico (da $0,04$ a $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$). Nel caso dell'azoto ammoniacale e del fosforo, la diminuzione che ha interessato i tributari lombardi e piemontesi è stata in parte controbilanciata dall'aumento di quelli ticinesi. Questa situazione è da imputare principalmente ad un aumento delle concentrazioni nel Ticino Immissario, dovuta, come sopra descritto, ai valori superiori alla media che hanno caratterizzato il campionamento dell'ottobre 2014.

Considerando l'andamento dell'ultimo decennio, si osserva una situazione di miglioramento complessivo per quanto riguarda azoto organico e fosforo: i valori del primo sono infatti stabilmente attorno a $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$, come valore medio per le acque tributarie, da circa 5 anni (Fig. 7.19); il fosforo è passato da valori medi di circa $30 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2005-2006 agli attuali $20 \mu\text{g P L}^{-1}$, grazie prevalentemente alla riduzione che ha caratterizzato i tributari lombardi (Fig. 7.20).

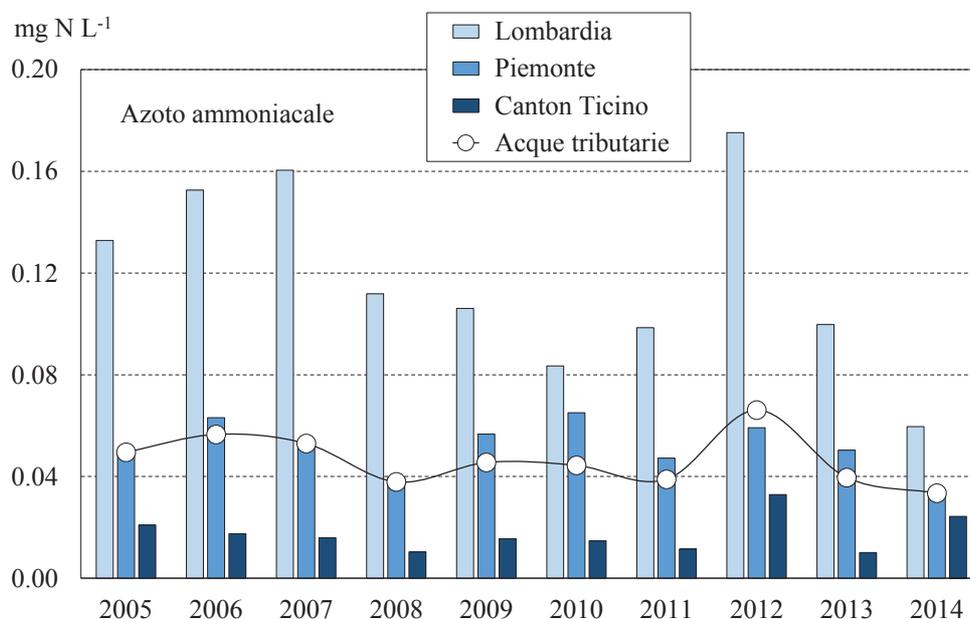


Fig. 7.18 Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2005-2014 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

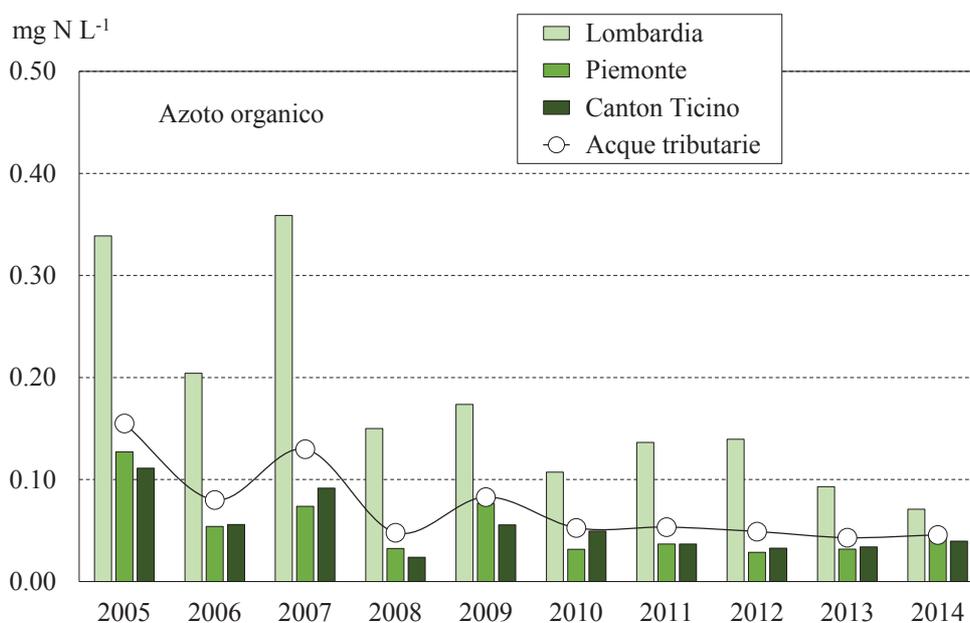


Fig. 7.19 Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2005-2014 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

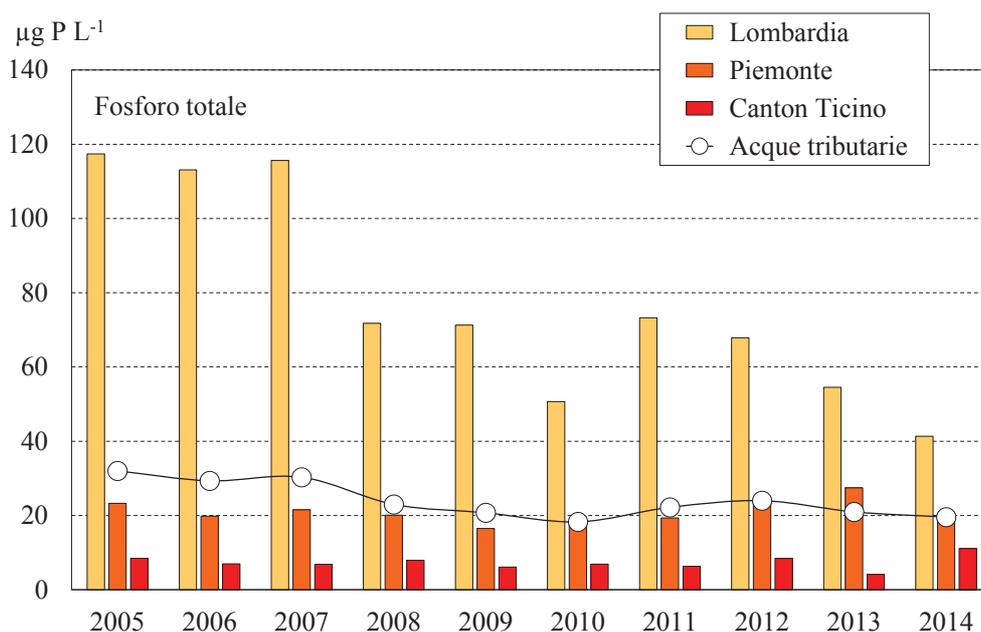


Fig. 7.20 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2005-2014 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

L'azoto ammoniacale ha presentato un andamento più irregolare, con un massimo nel 2012 (0,07 mg N L⁻¹ come valore medio); nel 2014 comunque il valore rilevato, sia per l'areale lombardo che per le acque tributarie nel loro insieme (0,06 e 0,03 mg N L⁻¹ rispettivamente), è stato il più basso dell'ultimo decennio (Fig. 7.18).

I valori nel complesso confermano quindi un buon livello qualitativo delle acque immissarie, soprattutto per il periodo più recente. I valori più elevati sono tuttora quelli che caratterizzano i tributari lombardi, in particolare Boesio e Bardello. La differenza tra le tre aree in termini percentuali nel 2014 è stata simile agli anni precedenti, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari rispettivamente a 1,0:3,0:6,8 per l'azoto ammoniacale, 1,0:1,0:3,3 per l'azoto organico e 1:2,9:10,6 per il fosforo totale.

7.7 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

La mancata disponibilità di dati giornalieri di portata per numerosi tributari, dovuta a problemi di malfunzionamento degli strumenti di misura o dei sistemi di trasmissione dei dati, ha comportato l'impossibilità di eseguire un bilancio complessivo di fosforo e azoto con la metodologia adottata negli anni precedenti.

Si è proceduto a calcolare gli apporti chimici a partire dalle concentrazioni per i tributari per i quali fossero disponibili i dati giornalieri dei deflussi, ovvero Ticino Immissario, Toce, San Bernardino, Strona e Tresa, drenanti complessivamente il 65% del bacino. Analogamente sono stati calcolati i carichi in uscita dal lago attraverso il Ticino emissario. I dati delle portate per Toce, San Bernardino e Strona sono stati forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale

Per Cannobino e San Giovanni (3% del bacino), il calcolo dei carichi è stato eseguito dopo aver ricostruito i valori di portata sulla base di correlazioni con i dati di tributari con caratteristiche simili dal punto di vista morfometrico ed idrologico.

Per i tributari Maggia, Verzasca, Erno e Giona (19% del bacino) gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari.

Infine, per i tributari Bardello, Boesio e Vevera (3% del bacino) si è deciso di non calcolare i carichi, ed escluderli quindi dal calcolo del carico complessivo di fosforo e azoto a lago. L'errore associato ad una stima dei carichi da questi tributari basata sulla regressione tra contributi areali e concentrazioni medie sarebbe stato infatti piuttosto elevato, trattandosi di corsi d'acqua caratterizzati da livelli medio-elevati di nutrienti e da un'accentuata variabilità interannuale delle concentrazioni.

Il calcolo dei carichi complessivi a lago per il 2014 rappresenta quindi una sottostima rispetto al carico reale, non considerando due dei tributari con le maggiori concentrazioni di composti del fosforo e dell'azoto. I valori calcolati per gli anni precedenti indicavano un contributo da questi tributari pari a circa il 16-20% e 6-8% del carico complessivo per fosforo e azoto rispettivamente (Rogora et al., 2014). Tenuto conto di questi fattori, si può ritenere che il calcolo degli apporti dai restanti tributari eseguito per il 2014 rappresenti comunque una stima accettabile dei contributi di fosforo e azoto provenienti dal bacino drenante, ed un indicatore dello stato di qualità complessivo delle acque tributarie. Se i dati di portata per Bardello e Boesio dovessero rendersi disponibili nel corso del 2015, grazie alla risoluzione dei problemi di trasmissione dei dati, i carichi per il 2014 verranno calcolati ed un aggiornamento relativo ai risultati verrà inserito nel rapporto 2015.

I carichi delle diverse forme di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai principali tributari (selezionati in base a quanto sopra descritto) e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario, sono riportati in Tabella 7.4. Nel caso di Ticino Immissario, San Bernardino, Cannobino e Strona, gli apporti sono stati calcolati escludendo il dato di ottobre 2014: soprattutto per il fosforo, le alte concentrazioni misurate in questo campionamento, combinate con i deflussi elevati, porterebbero ad un valore particolarmente alto del carico complessivo. Poiché il picco nei valori di concentrazione è stato quasi certamente limitato nel tempo (all'inizio dell'evento di piena), utilizzare questi dati porterebbe ad una sovrastima del carico annuo.

Per quanto riguarda il contributo dai diversi tributari, i carichi di azoto più importanti nel 2014 sono stati quelli derivanti da Toce, Tresa e Ticino Immissario (rispettivamente 37, 21 e 21% del totale nel caso dell'ammonio e 22, 26 e 19% per i nitrati). Per l'azoto organico il contributo più importante è stato quello della Maggia, pari a 123 t N a⁻¹. Per il fosforo totale infine, il carico maggiore è derivato dal Toce (60 t P a⁻¹, pari al 37% del totale), seguito da Tresa (33 t P a⁻¹), Ticino Immissario (23 t P a⁻¹) e Maggia (20 t P a⁻¹); gli altri tributari contribuiscono complessivamente per circa il 17% del totale misurato. I carichi di azoto ammoniacale, nitrico e totale nel 2014 sono aumentati per la maggior parte dei tributari rispetto al 2013, in misura accentuata soprattutto nel caso del Ticino Immissario (da 24 a 54 t N a⁻¹), mentre sono generalmente diminuiti i carichi di azoto organico. L'aumento, nel caso dell'azoto nitrico (dell'ordine del 20-30% per Tresa e Ticino Immissario e superiore al 70% per Toce e Strona), è probabilmente da attribuire agli elevati apporti meteorici che hanno caratterizzato il 2014 (circa 2225 mm come afflussi totali sul

bacino, rispetto a 1710 del 2013). L'aumento degli apporti di nitrati, considerando la somma dei tributari campionati, è stato del 26%. Nel caso dell'azoto ammoniacale ed organico la situazione è risultata disomogenea tra i diversi tributari; nel complesso, la somma degli apporti dai tributari campionati, è aumentata nel caso dell'ammonio del 30% circa e diminuita del 56% per l'azoto organico rispetto all'anno precedente. Infine, per quanto riguarda il fosforo, tutti i tributari con l'eccezione del San Giovanni e del Toce hanno presentato un incremento dei carichi rispetto al 2013, di oltre il 100% per Maggia (da 10 a 20 t P a⁻¹), San Bernardino (da 1,8 a 3,7 t P a⁻¹) e Giona (da 1,7 a 4,1 t P a⁻¹). L'aumento è stato accentuato anche per Ticino Immissario (a 12 a 23 t P a⁻¹), Verzasca (da 2,6 a 4,3 t P a⁻¹) e Strona (da 7 a 12 t P a⁻¹); nel complesso il carico dai tributari campionati è aumentato del 23%. Questa variazione è da attribuire prevalentemente ai maggiori deflussi registrati nel 2014.

Tab. 7.4 Lago Maggiore. Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2014.

	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{org}	TN	TP
	2014	2014	2014	2014	2014
Ticino Immissario ^(a)	54	2103	38	2195	23
Maggia ^(b)	15	1119	123	1258	20
Verzasca ^(b)	5	334	21	360	4.3
Cannobino ^(a)	3	119	13	135	1.8
San Giovanni ^(a)	1	107	5	114	2.1
San Bernardino ^(a)	3	227	4	234	3.7
Toce Ossola ^(a)	98	1791	52	1940	60
Strona ^(a)	19	595	16	630	12
Erno ^(b)	0.7	78	3	81	1.2
Tresa ^(a)	56	1535	82	1672	33
Giona ^(b)	7	97	2	107	4.1
Totale	261	8105	360	8725	165
Ticino emissario ^(a)	241	9688	568	10497	135

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

(b) Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali.

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario hanno seguito un andamento analogo a quello degli apporti, con un aumento rispetto al 2013 per azoto ammoniacale, nitrico e totale e per il fosforo ed una diminuzione invece per l'azoto organico.

I bilanci per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2014 e riportati in Tab. 7.5 e 7.6, insieme ai valori per il periodo precedente (2005-2013). Un confronto effettivo con gli altri anni non è però possibile essendo i bilanci per il 2014 incompleti, mancando i dati degli apporti da Bardello, Boesio e Vevera.

Nel caso dell'azoto, il valore ottenuto dalla somma dei tributari campionati, è probabilmente inferiore del 5-6% di quello effettivo (valore medio del contributo di Bardello, Boesio e Vevera al totale ottenuto dai dati dell'ultimo decennio). Nonostante questa sottostima, si può osservare come gli apporti complessivi di azoto dai tributari campionati siano stati piuttosto elevati nel 2014, facendo registrare il

valore più elevato dell'ultimo decennio; questo a causa degli afflussi elevati che hanno comportato, soprattutto per alcuni tributari (es. Toce, Ticino Immissario, Tresa), un aumento del carico di azoto veicolato a lago. Valori superiori a quello del 2014 erano stati registrati nel 2000 (12000 t N a⁻¹) e 2002 (11000 t N a⁻¹), anni caratterizzati da una situazione idrologica simile al 2014, con precipitazioni particolarmente abbondanti nei mesi autunnali e apporti meteorici complessivi sul bacino superiori a 2000 mm.

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (8700 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: 745 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 dai dati della stazione di Pallanza, secondo l'approccio descritto in Rogora et al. (2014): 465 t N a⁻¹) nel 2014 è stata pari a 10600 t N a⁻¹ (Tab.7.5).

Si può osservare come, nonostante le precipitazioni particolarmente elevate che hanno caratterizzato il 2014, il carico di azoto dovuto alle precipitazioni sullo specchio lacustre è diminuito rispetto al 2013, ed è stato sensibilmente inferiore rispetto ai valori del 2000 e 2002, che superavano le 800 t N a⁻¹. Questo a causa del fatto che le concentrazioni dei composti dell'azoto nelle deposizioni si sono ridotte negli ultimi anni, passando, ad esempio, nella stazione di Pallanza, da 40-50 µeq L⁻¹ negli anni 2000 agli attuali 30 µeq L⁻¹ nel caso dei nitrati e da 50-60 µeq L⁻¹ a 40 µeq L⁻¹ per l'ammonio. Nel 2014 le concentrazioni sono ulteriormente diminuite (22 e 30 µeq L⁻¹ rispettivamente per nitrati e ammonio). La diminuzione delle concentrazioni è verosimilmente una risposta alla riduzione nelle emissioni in atmosfera dei composti dell'azoto, soprattutto NOx, verificatasi nel periodo più recente (Rogora et al., 2012). Nonostante gli elevati valori di precipitazione del 2014, le deposizioni di azoto nel complesso sono risultate inferiori rispetto a quelle degli anni 2000 (20 kg N ha⁻¹ a⁻¹, sempre a Pallanza, rispetto a 25-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ come somma di ammonio e nitrati). Nonostante questa tendenza alla diminuzione, si deve rilevare come questo carico atmosferico di azoto rimane piuttosto elevato, non comprendendo tra l'altro l'azoto organico e il contributo dalla deposizione secca, che nel caso dell'azoto può rappresentare dal 25 al 45 % della deposizione umida (Rogora et al. 2006).

Tab. 7.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2005-2014 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia. Il dato per il 2014, per quanto riguarda gli apporti, è da considerarsi incompleto perché non comprende alcuni tributari.

	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14
Tributari campionati	4900	5200	5800	8300	8200	7700	7400	7300	7900	8700
Areale non campionato	420	446	497	711	703	660	634	626	677	745
Totale bacino emerso	5300	5600	6300	9000	8900	8400	8000	7900	8600	9400
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	500	400	380	540	505	480	309	472	498	465
Totale apporti	6500	6700	7400	10200	10100	9600	9000	9100	9800	10600
Uscite da emissario	4500	4200	5500	8200	9309	8403	7447	7809	8484	10497
Ritenzione in lago	30,8	37,3	25,7	19,6	7,8	12,5	17,3	14,2	13,4	1,0

Anche considerando la sottostima del carico dai tributari campionati, e supponendo che il valore effettivo sia stato superiore alle 9000 t N a⁻¹ (e gli apporti

totali pari o superiori a 11000 t N a⁻¹), la ritenzione a lago risulterebbe attorno al 5%, valore piuttosto basso se confrontato con quello degli anni precedenti. Lavori volti a calcolare il bilancio dell'azoto per l'intero bacino del Lago Maggiore su scala pluriennale (Rogora et al., 2006) avevano messo in evidenza la tendenza a valori più bassi di ritenzione di azoto a lago negli anni con precipitazioni particolarmente abbondanti e concentrate in periodi brevi. La spiegazione potrebbe risiedere nel fatto che apporti di azoto particolarmente elevati arrivano al lago in un arco temporale breve, coincidente tra l'altro con un periodo di scarsa attività biologica (ottobre-novembre), impedendo quindi un efficace utilizzo di questo elemento da parte dei processi a lago.

Nel complesso i carichi di azoto a lago dell'ultimo decennio, in particolare quelli dovuti alle acque tributarie, mostrano un'accentuata variabilità, legata prevalentemente a fattori meteo-idrologici (Rogora et al. 2014). Il trend a lungo termine degli apporti complessivi a lago, mostrato in Fig. 7.21, evidenzia la dipendenza di questi ultimi dagli afflussi sul bacino; inoltre si può osservare come i carichi siano stati per lo più compresi tra 6500 e 10500 t N a⁻¹ nell'ultimo decennio, mentre superavano frequentemente le 11000 t N a⁻¹ nel periodo precedente, con massimi di 13000-14000 t N a⁻¹. Questa recente diminuzione degli apporti di azoto a lago certamente contribuisce a spiegare il trend negativo degli ultimi anni nelle concentrazioni di nitrati osservato nelle acque del Lago Maggiore e discusso nel paragrafo 7.2.

Anche gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in Tabella 7.6, non sono direttamente confrontabili con i valori degli anni precedenti, a causa dei motivi descritti in precedenza. Nel caso del fosforo infatti, il contributo da tributari come Bardello, Boesio e Vevera rappresenta un valore non trascurabile; il carico ottenuto per il 2014, dalla somma dei rimanenti tributari, sottostima il valore effettivo probabilmente di circa il 20 % o oltre. Il risultato ottenuto (165 t P a⁻¹ per l'areale campionato e 237 t P a⁻¹ come totale degli apporti) è già di per se' superiore alla maggior parte dei valori rilevati nell'ultimo decennio. Considerando che il carico effettivo è stato ragionevolmente attorno alle 200 t P a⁻¹ per l'areale campionato e 270-280 t P a⁻¹ come totale, il 2014 si caratterizza come uno degli anni con il valore più elevato nel periodo recente. Valori di circa 270 e 300 t P a⁻¹ erano stati registrati nel 2002 e 2000 rispettivamente, anni caratterizzati da afflussi sul bacino particolarmente abbondanti. Questo dato indica come, non solo per l'azoto ma anche per il fosforo, la variabilità interannuale dei carichi dal bacino sia in parte regolata da fattori meteo-idrologici.

I dati a lungo termine sui carichi di fosforo mostrano una riduzione progressiva, dai valori stabilmente superiori alle 300 t P a⁻¹ degli anni '80, a valori attorno alle 200 t P a⁻¹ dalla metà degli anni '90 in poi, a causa principalmente della diminuzione delle concentrazioni di fosforo nelle acque tributarie (Rogora et al., 2014). Nel periodo recente, dagli anni 2000 in poi, i carichi non sono ulteriormente diminuiti, oscillando tra 170 e 250 t P a⁻¹, e la variabilità delle portate sembra essere il fattore principale che ne determina le variazioni. Dopo il 2010, i carichi totali di fosforo sono comunque sempre risultati superiori alle 200 t P a⁻¹, ritenuto il valore soglia per il mantenimento di uno stato di oligotrofia delle acque. Gli apporti leggermente superiori alla media di questi ultimi anni potrebbero concorrere a spiegare il recente aumento delle concentrazioni di fosforo a lago, descritto nel paragrafo 7.2.

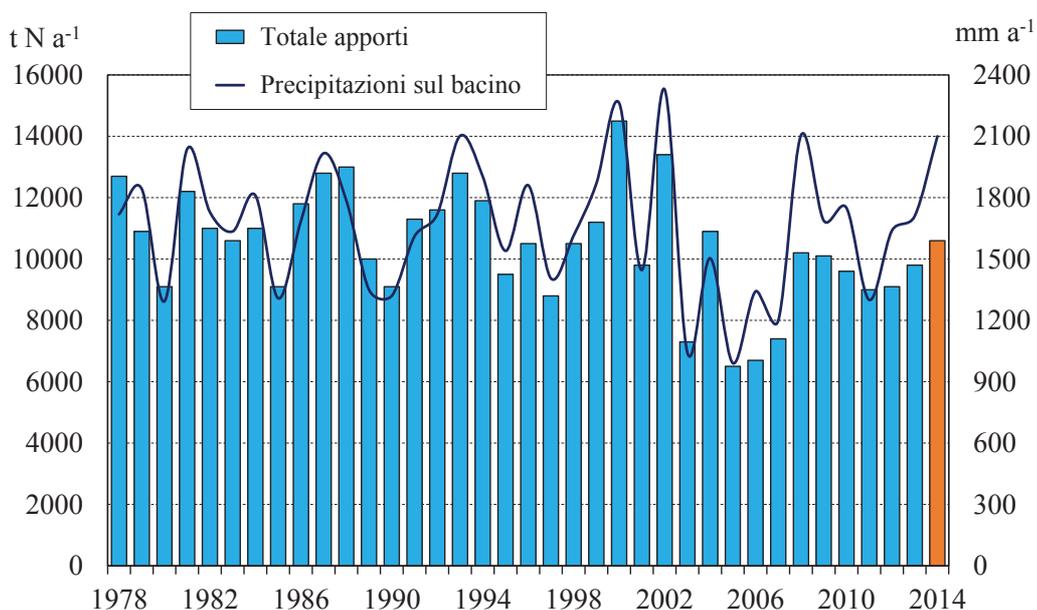


Fig. 7.21 Apporti complessivi annuali di azoto totale al Lago Maggiore e afflussi meteorici annuali sul bacino imbriferò dal 1978 al 2014. Il dato per il 2014 è sottostimato poiché non comprende alcuni tributari.

Tab. 7.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2005-2014 del fosforo totale ($t P a^{-1}$). Il dato per il 2014, per quanto riguarda gli apporti, è da considerarsi incompleto perché non comprende alcuni tributari.

	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14
Tributari campionati	108	102	117	161	127	125	154	178	159	165
Areale non campionato	9	9	10	14	11	11	13	15	14	14
Totale bacino emerso	118	111	127	175	138	136	168	194	173	179
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	176	169	185	233	196	194	226	252	231	237
Uscite da emissario	65	62	66	116	103	108	104	105	83	135
Ritenzione in lago	63%	63%	64%	50%	47%	44%	54%	58%	64%	43%

In Tabella 7.7 sono riportati i contributi areali annuali, calcolati dai dati del 2014, dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari del Lago Maggiore e per il Ticino emissario. I contributi areali, tenendo conto dell'areale drenato dai singoli tributari, permettono un miglior confronto tra questi ultimi in termini qualitativi. Anche in questo caso sono stati esclusi dal calcolo per il 2014 i tributari Bardello, Boesio e Vevera. Di conseguenza, mancando le informazioni per i tributari lombardi, generalmente caratterizzati sia dai carichi che dai contributi areali più elevati di fosforo e azoto, non è stato eseguito un confronto tra i tre areali (lombardo, piemontese e ticinese) in termini di qualità degli apporti.

Tab. 7.7 Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dall'emissario nel 2014.

	N-NH ₄	N-NO ₃	Norg	TN	TP
	2014	2014	2014	2014	2014
Ticino Immissario	0,033	1,301	0,024	1,358	0,014
Maggia	0,017	1,209	0,133	1,358	0,021
Verzasca	0,019	1,411	0,089	1,519	0,018
Cannobino	0,025	1,078	0,122	1,225	0,017
San Giovanni	0,022	1,760	0,089	1,871	0,035
San Bernardino	0,022	1,735	0,032	1,789	0,028
Toce Ossola	0,063	1,158	0,033	1,254	0,039
Strona	0,083	2,665	0,073	2,821	0,051
Erno	0,027	2,983	0,098	3,108	0,047
Tresa	0,074	2,035	0,108	2,217	0,044
Giona	0,146	1,954	0,046	2,146	0,083
Totale campionati	0,046	1,427	0,063	1,536	0,029
Ticino emissario	0,036	1,468	0,086	1,591	0,021

Nel caso dell'azoto ammoniacale, i contributi areali nel 2014 sono diminuiti per alcuni tributari (es. Cannobino, San Giovanni, San Bernardino, Tresa) ed aumentati per altri (es. Ticino Immissario, Maggia, Verzasca) rispetto ai valori del 2013, con un aumento complessivo per le acque tributarie del 16% circa. I contributi areali sono invece prevalentemente diminuiti nel caso dell'azoto organico, del 56% circa come valore medio. Infine, per i nitrati, si è osservato un aumento dei valori nella maggior parte dei tributari, fino al 70-80% nel caso di Toce e Strona; l'aumento complessivo per le acque tributarie rispetto al 2013 è stato del 23%. Nel complesso quindi, per i composti dell'azoto, la situazione appare abbastanza eterogenea, e non si può parlare di un'effettiva tendenza all'aumento o alla diminuzione rispetto all'anno precedente. Al contrario, per il fosforo totale i contributi areali sono aumentati in quasi tutti i tributari, ad eccezione di San Giovanni e Toce. Gli aumenti più accentuati hanno riguardato Ticino Immissario (da 0,007 a 0,014 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$), Maggia (da 0,010 a 0,021 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$), San Bernardino (da 0,014 a 0,028 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) e Giona (da 0,034 a 0,083 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$).

Considerando come obiettivo di qualità delle acque un contributo areale massimo di fosforo pari a 0,02 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$, numerosi tributari hanno superato tale valore; fanno eccezione solo Ticino Immissario, Verzasca e Cannobino (Tab. 7.7).

Il dato del 2014 è messo a confronto con i valori medi dell'ultimo decennio nelle figure 7.22 e 7.23: si può osservare come, nel caso del fosforo totale, il 2014 abbia presentato un aumento dei contributi areali in tutti i tributari ad eccezione del Cannobino; lo scostamento rispetto agli anni precedenti è stato marcato soprattutto per Giona, Erno e Strona (Fig. 7.22). Per l'azoto totale si è verificata una tendenza generalizzata all'aumento, accentuata soprattutto per Strona (2,82 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nel 2014 rispetto a 1,71 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nel periodo 2005-2013) e Erno (rispettivamente 3,15 e 1,96 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$); anche in questo caso l'unica eccezione è rappresentata dal Cannobino, in cui i contributi areali nel 2014 sono stati pari a 1,22 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (rispetto a 1,83 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nel decennio precedente) (Fig. 7.23). Come già discusso relativamente ai carichi, l'innalzamento dei valori nel 2014, soprattutto nel caso del

fosforo, è da attribuire alle portate particolarmente elevate di tutti i tributari, soprattutto nei mesi autunnali.

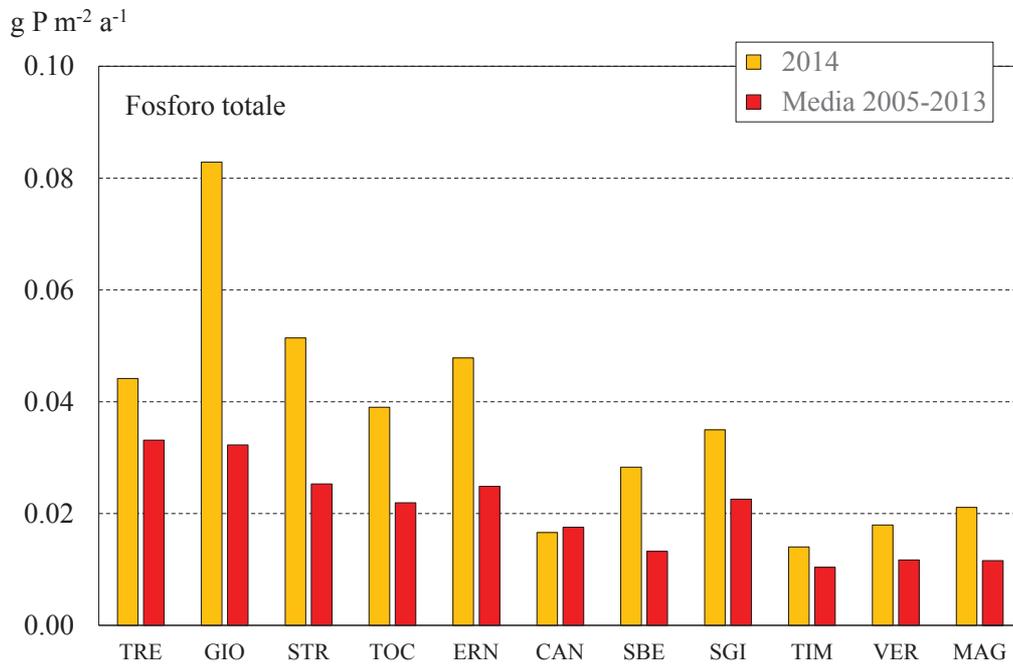


Fig. 7.22 Contributi areali di fosforo totale dai singoli tributari nel 2014 a confronto con i dati del periodo 2005-2013 (esclusi i tributari Bardello, Boesio e Vevera).

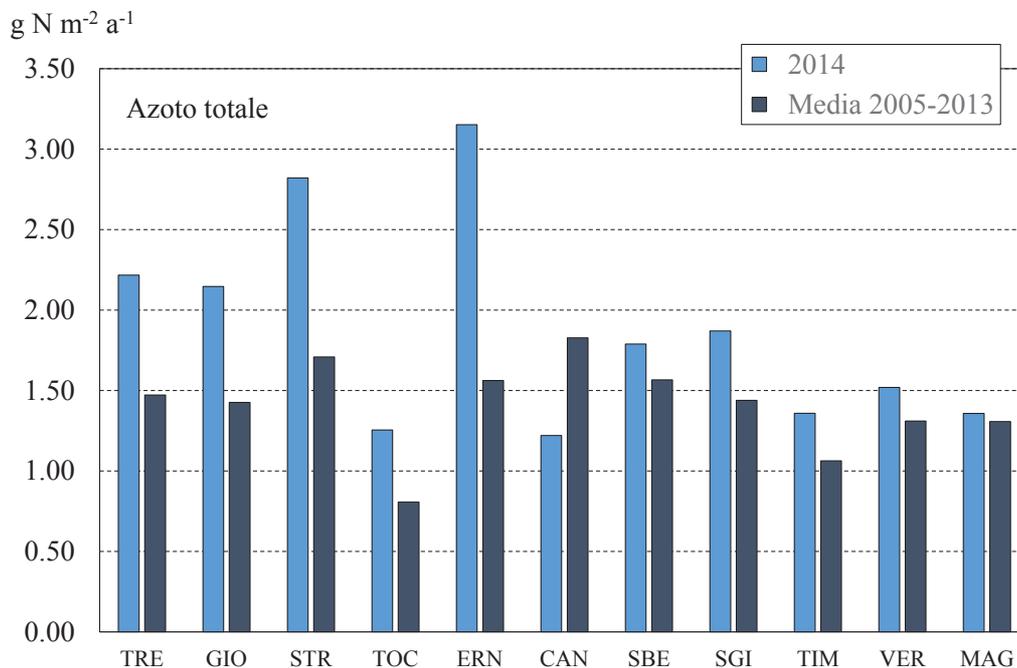


Fig. 7.23 Contributi areali di azoto totale dai singoli tributari nel 2014 a confronto con i dati del periodo 2005-2013 (esclusi i tributari Bardello, Boesio e Vevera)..

Nel complesso quindi non si può parlare di un peggioramento dello stato qualitativo delle acque tributarie: come evidenziato nel paragrafo 7.5, relativo alle

concentrazioni, si sono verificati degli aumenti temporanei, soprattutto di fosforo, nelle acque di alcuni tributari, che sono però da attribuire principalmente alle condizioni meteo-idrologiche e non a una contaminazione delle acque da sorgenti puntiformi. Fanno eccezione alcuni corsi d'acqua, nello specifico Bardello, Boesio, Vevera e Giona, per i quali i livelli di nutrienti risultano piuttosto elevati e indicativi di immissioni da scarichi urbani e/o industriali. Risulta quindi di importanza prioritaria mantenere il monitoraggio su base mensile dei tributari, anche per quei corsi d'acqua che presentano concentrazioni medio basse di nutrienti ma caratterizzate da un'elevata variabilità interannuale. Il monitoraggio della qualità delle acque immissarie, oltre che ai fini dello stato qualitativo del lago nel suo complesso, è fondamentale anche in relazione ai possibili effetti che gli immissari possono avere sulle acque litorali.

Bibliografia

- Elser, J.J., T. Andersen, J.S. Baron, A. Bergström, M. Jansson, M. Kyle¹, 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.
- Rodionov, S.N. and J.E. Overland. 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. *ICES J Mar Sci*, 62: 328-332.
- 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. 2014. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e bilancio dei nutrienti a lago (azoto e fosforo). In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 2014. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013- 2015. Campagna 2013. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 54-81.
- Teubner, K., and M.T. Dokulil. 2002. Ecological stoichiometry of TN:TP:SRSi in freshwaters: nutrient ratios and seasonal shifts in phytoplankton assemblages. *Arch Hydrobiol.* 625-646.