

5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI

5.1 Chimica lacustre

5.1.1. Chimismo di base

I campionamenti nel punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) sono stati eseguiti nel corso del 2011 con cadenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I prelievi hanno riguardato le profondità 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. In data 14 Marzo e 20 Settembre sono stati eseguiti dei campionamenti (0, -5, -10, -20, -30, -50, -100 metri) nella stazione di Lesa, collocata nella parte meridionale del lago, allo scopo di evidenziare eventuali differenze rispetto alla stazione di centro lago.

I valori di pH, conducibilità e il bilancio ionico delle due stazioni nel 2011 sono riportati in tabella 5.1, dove sono messi a confronto con i dati dell'ultimo quinquennio. 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.

Tab. 5.1 Bilancio ionico (meq l⁻¹), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; μS cm⁻¹) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa negli anni dal 2007 al 2011.

	GHIFFA					LESA				
	12.03.07	10.03.08	16.03.09	16.03.10	14.03.11	13.03.07	11.03.08	17.03.09	15.03.10	14.03.11
HCO ₃ ⁻	0,83	0,83	0,82	0,84	0,84	0,82	0,83	0,82	0,83	0,85
SO ₄ ⁼	0,61	0,61	0,61	0,62	0,62	0,61	0,64	0,61	0,61	0,60
Cl ⁻	0,08	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	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	1,58	1,57	1,57	1,60	1,60	1,57	1,61	1,57	1,58	1,60
Ca ⁺⁺	1,16	1,15	1,14	1,12	1,10	1,17	1,15	1,13	1,13	1,09
Mg ⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30
Na ⁺	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	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	1,63	1,63	1,62	1,60	1,57	1,65	1,64	1,61	1,61	1,57
Σ ioni	3,21	3,20	3,19	3,20	3,18	3,22	3,25	3,19	3,19	3,17
pH	7,49	7,38	7,41	7,40	7,41	7,56	7,54	7,56	7,52	7,71
Cond.	150	153	152	152	151	150	150	154	151	152

I dati dell'ultimo quinquennio evidenziano una sostanziale stabilità nella composizione chimica di base delle acque nelle due stazioni. Le concentrazioni degli ioni principali così come la conducibilità sono piuttosto simili nei diversi anni, e anche il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale è costante nel tempo: calcio e bicarbonati rappresentano circa il 60% del totale, seguiti da solfati, magnesio e sodio (rispettivamente 20, 10 e 4%), mentre il contributo di nitrati, cloruri e potassio è compreso tra l'1 e il 3%. I dati del 2011 confermano quanto già rilevato lo scorso anno, ovvero una lieve tendenza all'aumento delle concentrazioni di cloruri (da 0,06 a 0,09 meq L⁻¹ come concentrazioni medie alla circolazione).

I dati della tabella 5.1 evidenziano inoltre la somiglianza tra le due stazioni dal punto di vista della composizione chimica delle acque. Anche i dati del campionamento di settembre, in condizioni di stratificazione, mostrano profili simili, a Lesa e a Ghiffa, delle principali variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m di profondità (Fig. 5.1). L'unica differenza riguarda i valori di fosforo totale al di sotto dei 40 m, che si presentano più elevati nella stazione meridionale (10 e 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 50 e 100 m rispettivamente) rispetto a quella di centro lago (4 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente). La silice invece, nello strato superficiale, presenta concentrazioni leggermente inferiori a Lesa (0,22-0,26 mg Si L^{-1} rispetto a 0,81-0,94 mg Si L^{-1} a Ghiffa), probabilmente a causa di un maggior consumo da parte delle diatomee. Nel complesso quindi le acque nella stazione di Lesa si caratterizzano per una trofia leggermente superiore rispetto alla stazione di centro lago, ma si tratta in ogni caso di differenze contenute. Le altre variabili chimiche presentano un profilo pressoché identico nelle due stazioni (Fig. 5.1). Il tema della variabilità spaziale nel chimismo delle acque è ripreso nel paragrafo sulla distribuzione orizzontale (5.1.4), dove la stazione di centro lago è messa a confronto con più punti di campionamento, sia pelagici che litorali.

La figura 5.2 mostra i valori medi di pH e ossigeno misurati nello strato epilimnico (0-25 m) della stazione di Ghiffa nel periodo 2002-2011. Gli andamenti stagionali di queste variabili sono fortemente influenzati dai processi biologici che avvengono nelle acque superficiali (fotosintesi e respirazione) così come delle dinamiche di mescolamento delle acque: i massimi vengono rilevati nei mesi estivi, quando predominano i processi di produzione da parte delle alghe fitoplanctoniche e si ha quindi una maggior produzione di ossigeno, con conseguente innalzamento del pH, mentre i minimi caratterizzano i mesi invernali.

I dati dell'ultimo decennio sembrano presentare una tendenza all'aumento dei valori di ossigeno in epilimnio, in particolare per quanto riguarda i minimi invernali (89-90% come percentuale di saturazione negli inverni 2010 e 2011 rispetto a valori compresi tra 75 e 85% negli anni precedenti). Anche i valori invernali di pH negli strati superficiali sono risultati più elevati nell'ultimo biennio (7,6-7,7 rispetto a 7,4 negli anni tra il 2002 ed il 2009). Si tratta comunque di oscillazioni che rientrano nella variabilità interannuale dei parametri chimico-fisici e dipendono principalmente da fattori meteo-climatici. Anni con basse temperature nel periodo primaverile ed estivo (es. 2008 e 2009) sono caratterizzati in genere da un ridotto sviluppo del fitoplancton e di conseguenza da valori inferiori di pH ed ossigeno negli strati superficiali rispetto ad anni con temperature più elevate (es. 2003 e 2007).

Nelle figure 5.3 e 5.4 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità, nelle acque superficiali (epilimnio) e come media su tutta la colonna d'acqua, nel periodo 2002-2011. I valori epilimnici di alcalinità mostrano un tipico andamento stagionale, con massimi primaverili seguiti da minimi estivi, che dipende dal fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio: l'aumento della temperatura, che riduce la solubilità dei carbonati e altri soluti nei mesi estivi (giugno-luglio) determina una precipitazione e quindi un brusco calo delle concentrazioni, principalmente per calcio e bicarbonati; trattandosi degli ioni che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale, si osserva anche una riduzione del valore di conducibilità (Figg 5.3 e 5.4). Questo andamento non si è presentato in alcuni anni (es. 2003 e 2007), probabilmente a causa di condizioni meteo-climatiche particolari, mentre ha caratterizzato il 2011, con massimi di alcalinità e conducibilità in aprile-maggio (0,84 meq L^{-1} e 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C, rispettivamente) e minimi in settembre (0,72 meq L^{-1} e 136 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C,

rispettivamente). I valori medi sulla colonna d'acqua sono più costanti, e nel 2011 sono stati compresi tra 0,81 e 0,84 meq L⁻¹ nel caso dell'alcalinità e 150-152 μS cm⁻¹ a 20 °C per la conducibilità. Considerando l'andamento a lungo termine, i valori di alcalinità appaiono sostanzialmente costanti, mentre la conducibilità presenta una tendenza all'aumento, da circa 145 μS cm⁻¹ a 20 °C nel 2002-2003 agli attuali valori di 150 μS cm⁻¹ a 20 °C (Fig. 5.4).

Come già ipotizzato nelle relazioni precedenti, l'aumento dei valori di conducibilità potrebbe dipendere da una maggior concentrazione di soluti nelle acque, principalmente sodio e cloruri (vedi Tab. 5.1); questa tendenza viene riscontrata anche per le acque di alcuni dei maggiori torrenti tributari del Lago Maggiore, e potrebbe derivare dall'utilizzo di sale utilizzato come antigelo nei mesi invernali, successivamente dilavato dalle precipitazioni e convogliato alle acque superficiali. Considerando i dati disponibili dal 1978 (Fig. 5.5), si può osservare come entrambe le variabili abbiano visto un aumento dei valori medi annui nelle acque lacustri, passando da circa 0,75 a 0,82-0,84 meq l⁻¹ e da 140 a oltre 150 μS cm⁻¹ a 20 °C per alcalinità e conducibilità rispettivamente.

Nei precedenti rapporti sono state presentate alcune ipotesi per spiegare l'aumento di alcune specie ioniche e della conducibilità dalla fine degli anni '70 ad oggi: una maggior concentrazione dei soluti nei mesi estivi potrebbe derivare dal riscaldamento degli strati d'acqua superficiali, così come un maggior apporto dal bacino potrebbe essere attribuito ad una maggior frequenza ed intensità di eventi di precipitazioni brevi e intense (Ambrosetti et al., 2006). Inoltre, la riduzione del periodo di copertura nevosa al suolo nei mesi invernali e primaverili nelle parti in quota del bacino potrebbe contribuire a un dilavamento più accentuato di rocce e suoli. Questo fattore è stato ad esempio utilizzato per spiegare l'aumento di conducibilità in alcuni laghi alpini d'alta quota (Rogora et al., 2003). Per validare queste ipotesi è comunque necessario l'aggiornamento costante delle serie storiche di dati, sia chimici che meteorologici ed idrologici.

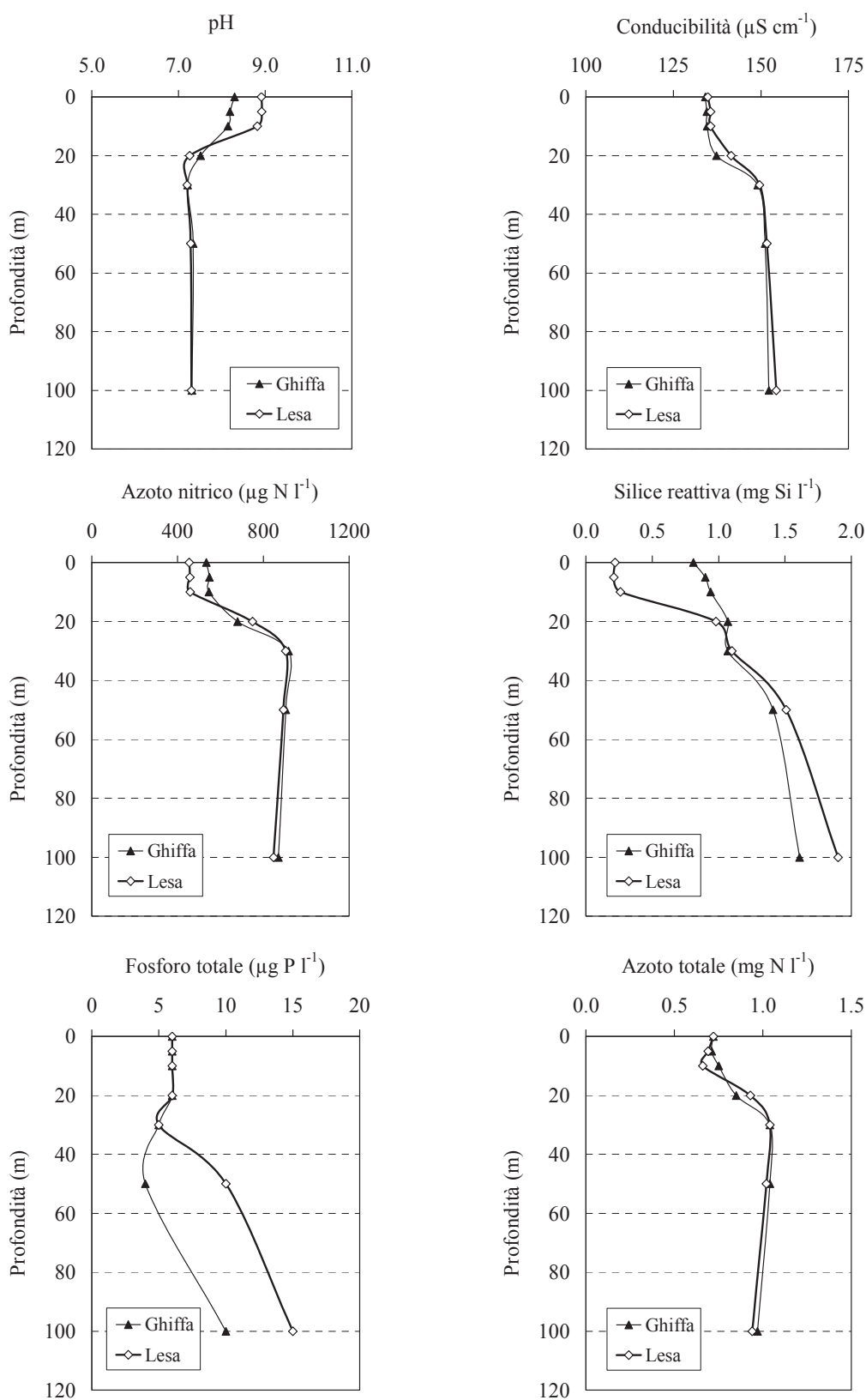


Fig. 5.1 Profili di alcune variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m nelle stazioni di Ghiffa e Lesa rilevati nei campionamenti del 19 (Ghiffa) e 20 (Lesa) settembre 2011.

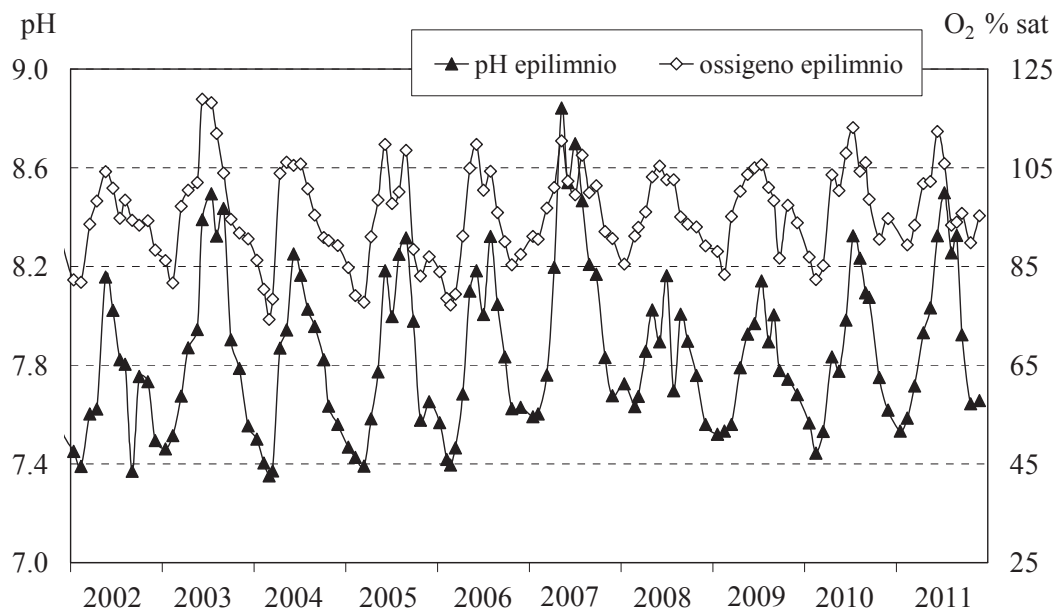


Fig. 5.2 Lago Maggiore nel periodo 2002-2011: pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

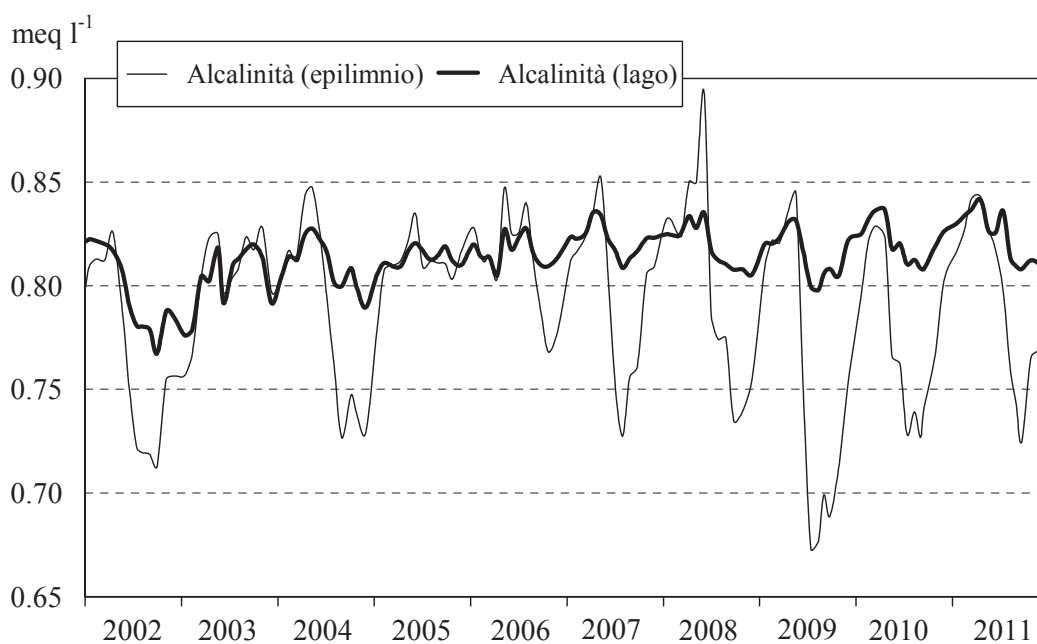


Fig. 5.3 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2002-2011 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

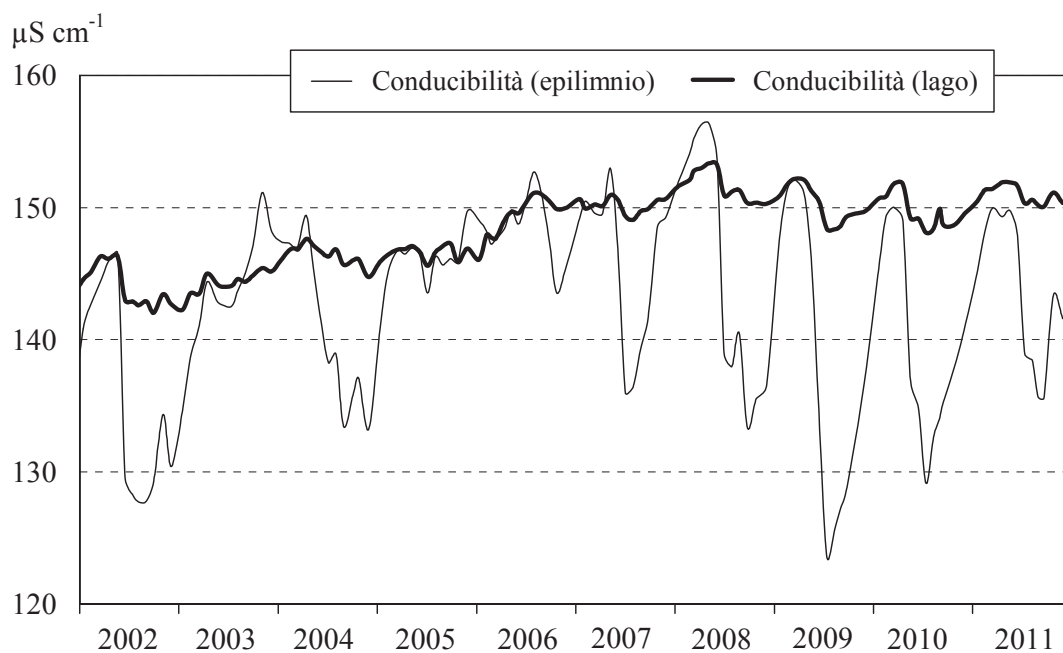


Fig. 5.4 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2002–2011 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

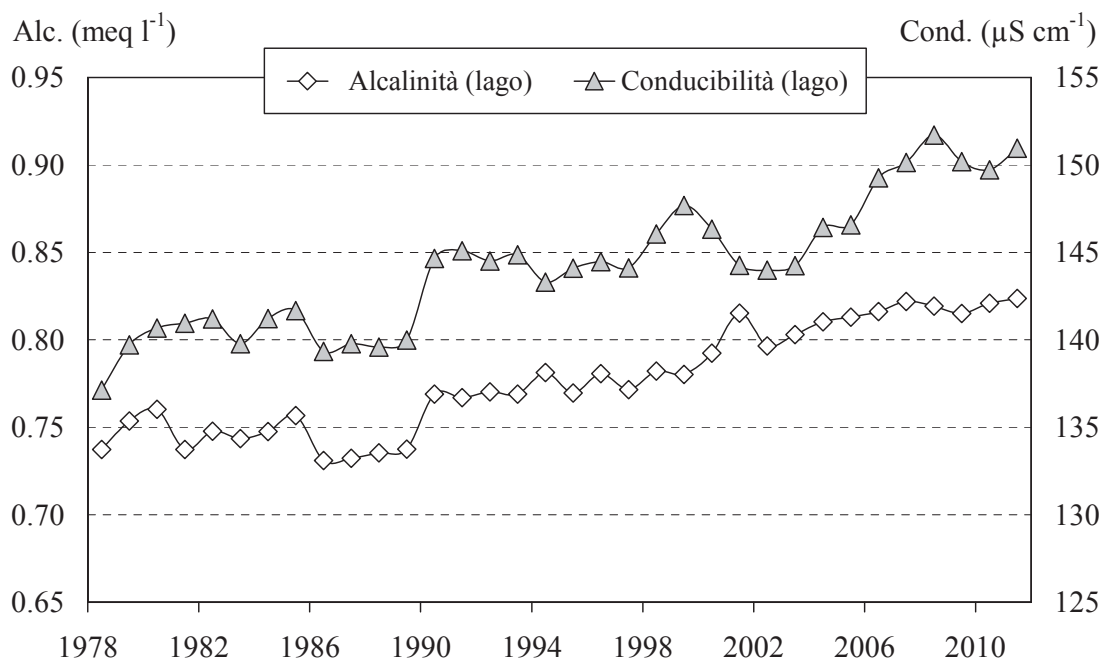


Fig. 5.5 Lago Maggiore: andamento dal 1978 al 2011 dei valori medi annui di conducibilità e alcalinità (valori medi ponderati dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

5.1.2. Composti dell'azoto e del fosforo e silicati

L'azoto nelle acque del Lago Maggiore è rappresentato per il 90% circa dalla forma nitrato; la parte restante (circa il 10%) è in forma organica, mentre l'azoto nitroso e

ammoniacale è presente in concentrazioni pressoché trascurabili. La figura 5.6 riporta i valori medi ponderati sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale nel periodo 2002-2011. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 5.7.

Dalla figura 5.6 appare evidente come i valori medi di azoto nitrico nel 2011 siano stati leggermente inferiori rispetto alla media di lungo periodo: il valore di $0,80 \text{ mg N L}^{-1}$ in agosto è il minimo assoluto tra i dati dell'ultimo decennio, ed anche i valori autunnali ($0,81-0,82 \text{ mg N L}^{-1}$ in ottobre-novembre) sono stati inferiori rispetto a quelli degli anni precedenti. L'azoto totale non ha presentato invece valori inferiori alla media, mantenendosi tra $0,94$ e $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$, ad indicare che alla temporanea diminuzione dei nitrati, soprattutto nei mesi estivi, non è corrisposto un analogo calo delle altre forme di azoto. I dati relativi agli strati superficiali mostrano in maniera più evidente le variazioni stagionali, con massimi di nitrati e azoto totale nei mesi tardo-invernali e minimi nei mesi estivi, a causa del consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche (Fig. 5.7). Alla riduzione più accentuata dei nitrati nel 2011 si contrappone un lieve aumento dell'azoto organico (tra $0,18$ e $0,25 \text{ mg N L}^{-1}$ rispetto a valori sempre inferiori a $0,20 \text{ mg N L}^{-1}$ negli altri anni), che contribuisce a spiegare la costanza dei valori di azoto totale. Si tratta in tutti i casi di variazioni limitate, che rientrano nella normale variabilità stagionale dei composti dell'azoto. Nel complesso i dati del decennio considerato non mostrano una tendenza all'aumento o alla diminuzione per nessuna delle forme di azoto (Figg 5.6 e 5.7).

Anche nella stazione di Lesa le concentrazioni di azoto nitrico nelle acque epilimniche a fine estate sono state inferiori rispetto agli anni precedenti (circa $0,45 \text{ mg N L}^{-1}$ in settembre rispetto a $0,54-0,55$ nello stesso mese del 2010), ad indicare quindi che nel 2011 il consumo di nitrato da parte delle alghe fitoplanctoniche è stato maggiore. L'azoto totale ha mostrato concentrazioni simili a Lesa e a Ghiffa sia a marzo ($0,98-1,0 \text{ mg N L}^{-1}$ in epilimnio) che a settembre, come evidenziato anche dai profili della figura 5.1.

I valori di azoto nitrico inferiori alla media che hanno caratterizzato il 2011 potrebbero essere dovuti alle massicce fioriture algali che hanno interessato la tarda primavera e l'estate 2011 e hanno determinato valori particolarmente elevati di clorofilla (si veda il capitolo 4.1. sui popolamenti fitoplanctonici).

Le concentrazioni di azoto nitroso, determinato solo nei campionamenti di marzo e settembre, sono state pari rispettivamente a 1 e $6 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ nelle acque epilimniche, e pressoché assenti se si considera la media sull'intera colonna d'acqua. Le concentrazioni epilimniche di azoto ammoniacale nel 2011 sono risultate comprese tra 5 e $11 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ con un massimo di $28 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ in maggio, i valori medi sulla colonna tra 3 e $6 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$. Anche a Lesa le concentrazioni di azoto nitroso e ammoniacale sono risultate basse, con 1 e $6 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ rispettivamente come valori medi sulla colonna in marzo, e valori compresi tra 0 e $8 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ e tra 2 e $16 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ in settembre.

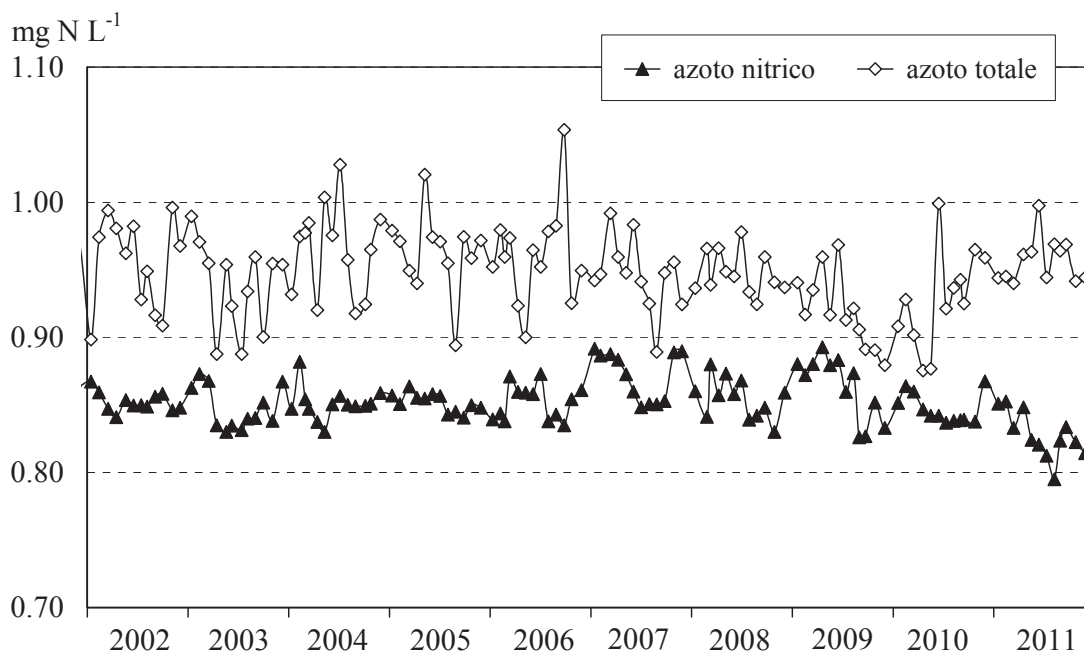


Fig. 5.6. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2002-2011 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

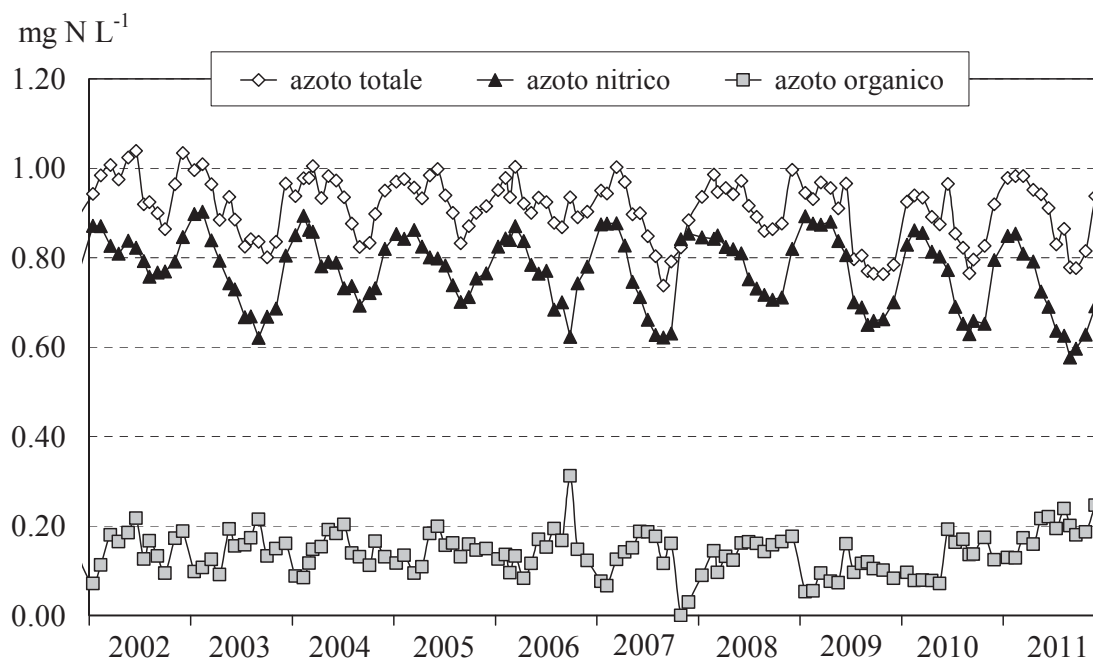


Fig. 5.7 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2002-2011.

La figura 5.8 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel decennio 2002-2011. Nel 2011 i valori hanno presentato un massimo in gennaio (10 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per fosforo

reattivo e totale), dopodiché i minimi estivi (rispettivamente 7 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$) sono stati leggermente più alti rispetto a quelli rilevati negli ultimi anni (generalmente 5-6 e 8 $\mu\text{g P L}^{-1}$). Questa variazione, tra l'altro molto contenuta, non è necessariamente indicativa di un peggioramento dello stato trofico e quindi della qualità delle acque lacustri. Le concentrazioni medie annue, infatti, che concorrono a definire il livello trofico del lago, anche nel 2011 sono state pari a 8 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua, 3 e 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nelle acque epilimniche e 9 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ in ipolimnio, in linea con i valori rilevati negli ultimi anni. Una lieve tendenza all'aumento dei valori di fosforo dal 2008 è effettivamente visibile dal grafico in figura 5.8, ma in considerazione della variabilità interannuale delle concentrazioni, è necessario raccogliere altri dati per confermare o meno questo trend.

Nella stazione di Lesa i valori medi sulla colonna in marzo sono stati pari a 4 e 8 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per il fosforo reattivo e totale; a settembre si sono rilevati valori leggermente più elevati (rispettivamente 10 e 15 $\mu\text{g P L}^{-1}$) a 100 m di profondità, mentre i valori in epilimnio sono stati del tutto simili a quelli della stazione di centro lago (Fig. 5.1).

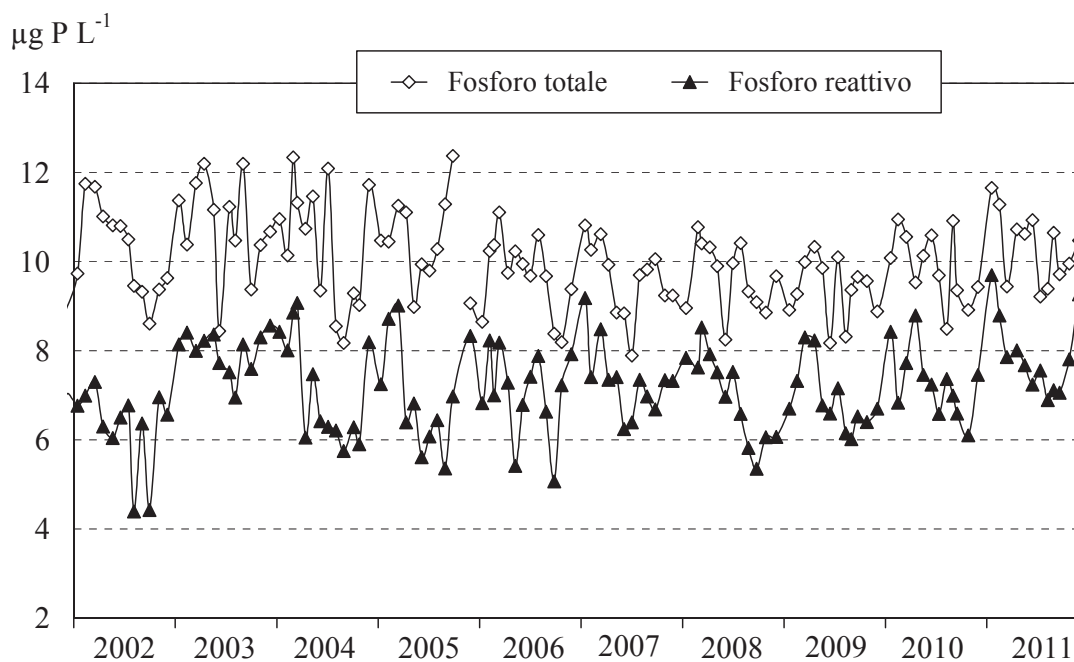


Fig. 5.8 Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2002-2011 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

La figura 5.9 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati reattivi nel decennio 2002-2011. Le concentrazioni medie annue di questa variabile in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2011 sono state pari rispettivamente a 0,96, 1,68 e 1,59 mg Si L^{-1} , pressoché identici a quelli dell'anno precedente. Come evidenziato dal grafico, i silicati nelle acque superficiali presentano un'accentuata variabilità stagionale, con massimi invernali e minimi estivi, quando è massimo il consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche appartenenti al gruppo delle diatomee. Nel 2011 i minimi, attorno a 0,5 mg Si L^{-1} , sono stati molto simili a quelli del

2010 e in linea con quelli del periodo 2002-2008; questi valori sono stati rilevati in maggio-giugno, ad indicare una fioritura tardo primaverile di diatomee, come avviene normalmente nelle acque lacustri. In altri anni (es. 2009-2010) i minimi erano stati invece misurati in piena estate (luglio-agosto). I valori sono poi risaliti a circa $1,0 \text{ mg Si L}^{-1}$ in agosto-settembre. L'andamento stagionale è stato quindi nella norma, con valori epilimnici compresi tra $1,30\text{-}1,42 \text{ mg Si L}^{-1}$ in febbraio-marzo e $0,47\text{-}0,56$ in maggio-giugno (Fig. 5.9). I valori medi sulla colonna d'acqua sono rimasti sostanzialmente stabili nel decennio considerato. Nel valutare la variabilità sia stagionale che interannuale dei silicati bisogna ad ogni modo tenere in considerazione le condizioni meteo-climatiche, che a loro volta condizionano lo sviluppo delle alghe fitoplanctoniche.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nel campionamento di marzo sono state pari a $1,31 \text{ mg Si L}^{-1}$; i valori in epilimnio ($1,23 \text{ mg Si L}^{-1}$) sono stati leggermente inferiori a quelli della stazione di Ghiffa ($1,30 \text{ mg Si L}^{-1}$ nello stesso periodo). Analogamente in settembre, come evidenziato dalla figura 5.1, a Lesa le concentrazioni dello strato superficiale sono state leggermente più basse, probabilmente in conseguenza di un maggior sviluppo algale e quindi di un maggior consumo di silice in questa parte del lago. La variabilità spaziale dei silicati viene descritta anche nel successivo paragrafo 5.1.4.

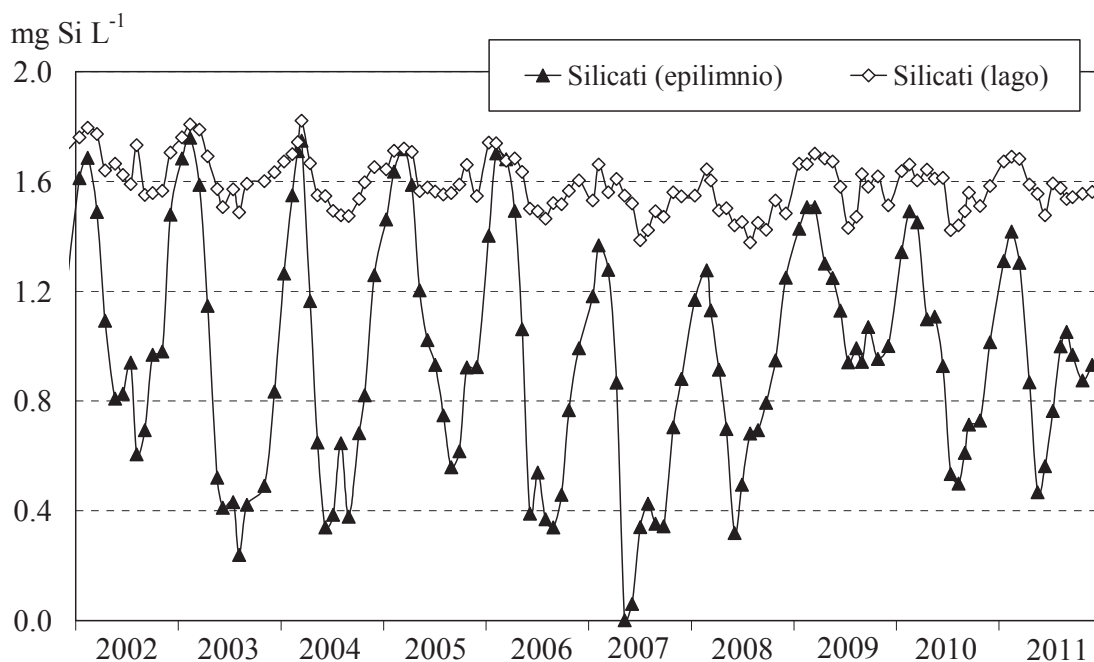


Fig. 5.9 Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2002-2011.

5.1.3 Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2002-2011 è riportato nelle Figure 5.10 e 5.11, che si riferiscono rispettivamente allo strato al di sotto dei 200 m di profondità ed all'intero ipolimnio (25-370 m).

I dati raccolti nel 2011 confermano la tendenza evidenziata a partire dal 2006, ovvero una diminuzione del contenuto di ossigeno delle acque profonde. Dopo il temporaneo aumento dei valori nel periodo tra 2004 e 2007, infatti, le concentrazioni di ossigeno disciolto sono andate diminuendo, riportandosi su valori simili o inferiori a quelli del biennio 2002-2003. Il contenuto medio nelle acque al di sotto dei 200 m è passato da valori superiori a $9,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (oltre 75% come tenore di saturazione) nel periodo 2004-2007 agli attuali valori inferiori a $7,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (56-59% come percentuale di saturazione) (Fig. 5.10). Considerando l'intero ipolimnio (25-360 m), i valori nel 2011 sono stati compresi tra $7,5$ e $8,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (tra 64 e 72% come percentuale di saturazione), anche in questo caso in diminuzione rispetto agli anni precedenti (Fig. 5.11).

Nonostante la tendenza alla diminuzione, i valori di ossigeno rimangono abbastanza elevati e confermano una condizione di buona ossigenazione delle acque profonde. Considerando tutto il decennio 2002-2011, infatti, si può osservare come le concentrazioni di ossigeno non siano mai scese al di sotto di $6,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (56%) nello strato 200-370 m (Fig. 5.10) e di $7,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (64% di saturazione) nell'intero ipolimnio (Fig. 5.11).

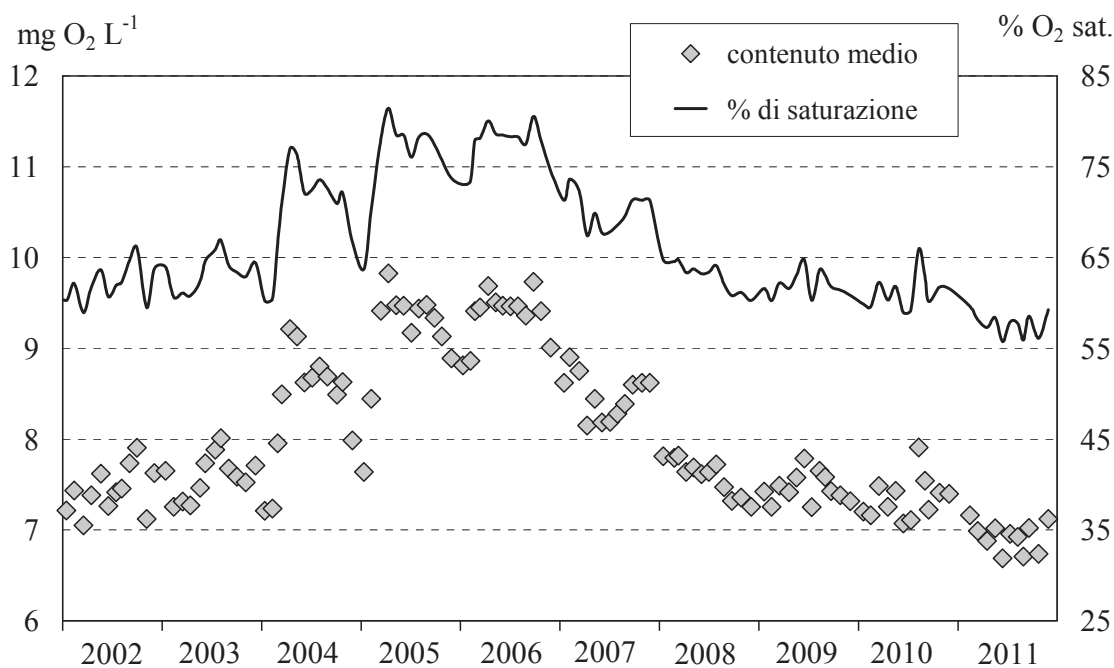


Fig. 5.10 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2002-2011 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

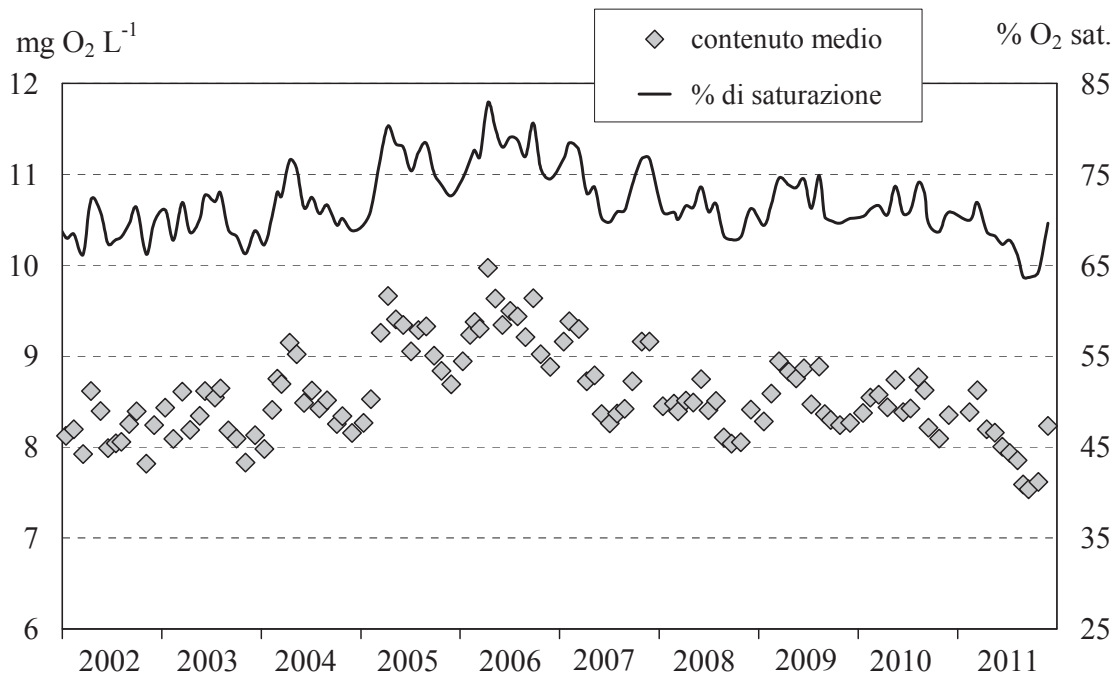


Fig. 5.11 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2002-2011 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-360 m).

Anche nella stazione meridionale di Lesa le condizioni di ossigenazione delle acque sono buone: infatti nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, il contenuto di ossigeno è stato compreso tra 8,5 e 11,8 mg O₂ l⁻¹ (71-99% come percentuale di saturazione) e tra 6,8 e 8,4 mg O₂ l⁻¹ (60-71%), rispettivamente a marzo e settembre. Anche nel caso di Lesa i valori misurati nel 2011 sono stati inferiori rispetto a quelli del 2010, confermando quindi la tendenza alla riduzione nel tenore di ossigeno delle acque profonde.

Il periodo tardo invernale negli ultimi anni è stato spesso caratterizzato da temperature miti e scarsa ventosità, ostacolando il rimescolamento delle acque e quindi la riossigenazione degli strati profondi. La massima profondità di mescolamento nel 2010 è stata compresa tra i 50 ed i 100 m, confermando la tendenza degli ultimi anni, ovvero una omogeneizzazione solo parziale delle acque. Il mescolamento si era invece spinto più in profondità negli anni 2004-2005 (200-250 m), spiegando così l'andamento dei tenori di ossigeno (Figg 5.10 e 5.11).

5.1.4. Variazioni spaziali di alcune variabili chimiche

Il 18 e 19 luglio 2011 sono stati eseguiti dei campionamenti in 27 stazioni, 12 pelagiche e 15 litorali, queste ultime disposte in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri, allo scopo di valutare la variabilità spaziale delle principali variabili chimiche nelle acque lacustri. Le variabili considerate sono state pH, conducibilità, alcalinità, fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati reattivi, determinate su un campione integrato rappresentativo dello strato 0-20 m. I risultati sono riportati in figura 5.12, mediante delle mappe del lago ottenute con il Software Surfer 7.2 (Golden Software) e utilizzando il *kriging* come tecnica di interpolazione dei dati.

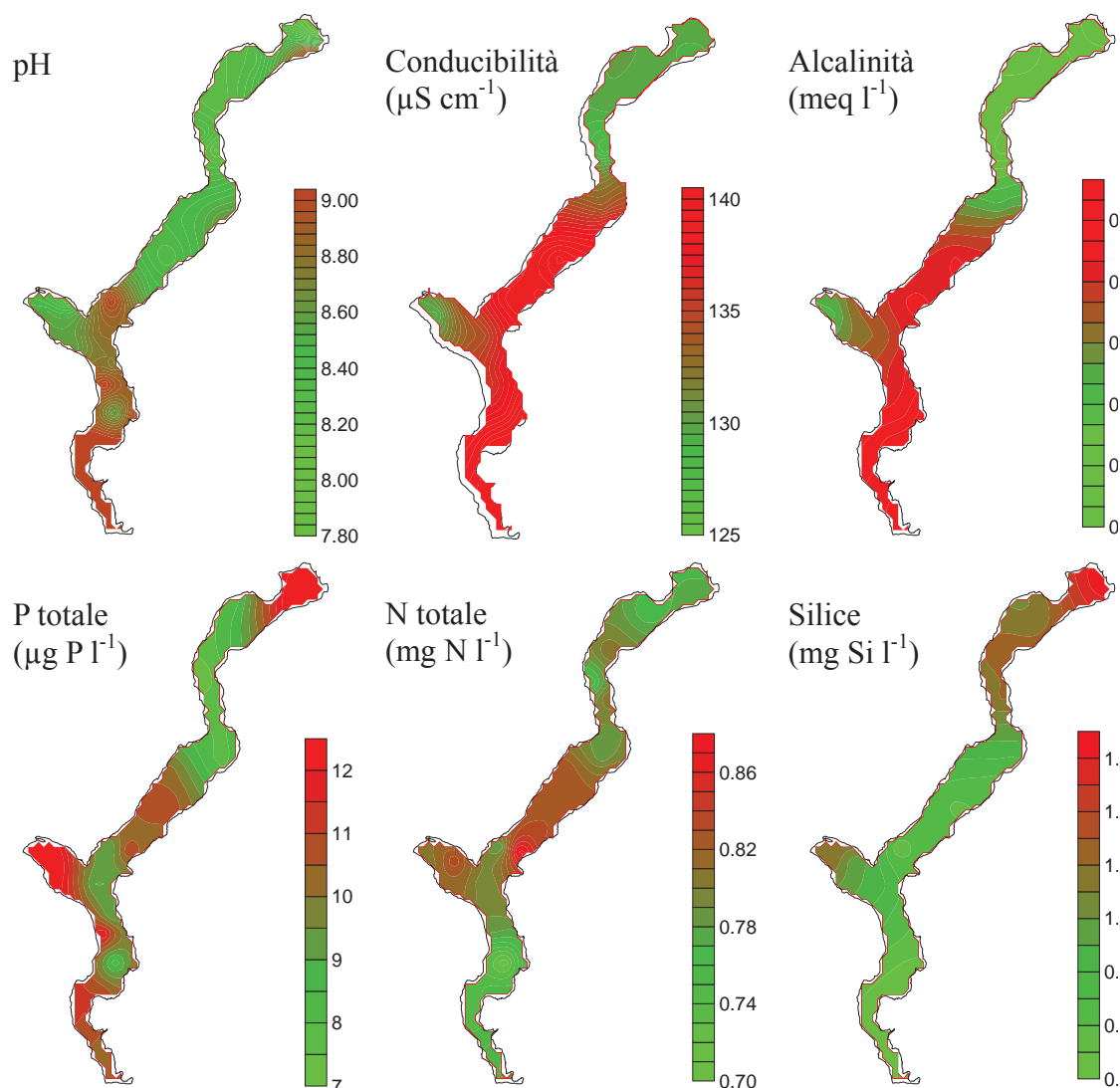


Fig. 5.12 Lago Maggiore, distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche in base ai rilievi eseguiti in 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali il 18-19 luglio 2011 (campioni integrati relativi allo strato 0-20 m).

Come già evidenziato dalle campagne precedenti, la variabilità spaziale del chimismo delle acque è abbastanza contenuta, a conferma del fatto che i dati raccolti a centro lago consentono una valutazione affidabile dello stato complessivo delle acque. Come si può osservare dalla figura 5.12, pH, conducibilità e alcalinità hanno presentato nel 2011 un andamento spaziale abbastanza simile, con i valori più elevati nella parte centrale e meridionale del lago. Trattandosi di un periodo caratterizzato da elevata produzione algale, i valori di pH sono piuttosto elevati in tutte le stazioni e raggiungono massimi di 9,0 unità di pH nelle stazioni litorali della zona meridionale. Alcalinità e conducibilità presentano i valori più bassi (rispettivamente 0,65-0,66 meq L⁻¹ e circa 130 μS cm⁻¹ a 20 °C) nella porzione settentrionale del lago e nel bacino di Pallanza; i valori più elevati (0,78-0,80 meq L⁻¹ e 138-140 μS cm⁻¹ a 20 °C, rispettivamente) caratterizzano invece la zona centro-meridionale, in particolare le stazioni litorali in prossimità di Meina, Arona e Laveno e le stazioni pelagiche di Angera e Ghiffa. Rispetto al 2010, quando la variabilità spaziale era risultata molto contenuta (inferiore ad 1 unità per i valori di pH e attorno a

0,08 meq l⁻¹ per l'alcalinità), nel 2011 il gradiente è stato più accentuato, dell'ordine di 1,2 unità di pH, 14 µS cm⁻¹ per la conducibilità e 0,16 meq L⁻¹ per l'alcalinità.

Anche nel caso dei nutrienti la variabilità spaziale è stata più accentuata rispetto allo scorso anno. Il fosforo totale ad esempio ha presentato i valori massimi (11-12 µg P l⁻¹, con alcuni massimi di 14 µg P L⁻¹) nei bacini di Pallanza, Locarno e Lesa, mentre in altre parti del lago, soprattutto in zona pelagica, i valori erano pari a 8-9 µg P l⁻¹. L'azoto totale ha presentato valori leggermente più elevati nella parte centrale del lago (tra 0,83 e 0,86 mg N L⁻¹), mentre sia all'estremo settentrionale che a quello meridionale del lago le concentrazioni sono risultate più basse (tra 0,70 e 0,80 mg N l⁻¹). Infine la silice ha presentato un gradiente nord-sud piuttosto netto, con i massimi di circa 1,30-1,40 mg Si L⁻¹ nella zona settentrionale, principalmente nel bacino di Locarno, e i minimi (0,77-0,78 mg Si L⁻¹) nella parte meridionale. Come già ipotizzato negli anni precedenti, l'accumulo di silice nella parte settentrionale del lago potrebbe derivare dagli apporti elevati di materiali silicei da tributari come Ticino immissario e Maggia.

I dati anche in questo caso si riferiscono ad un solo campionamento, e si deve quindi tener conto del fatto che sono indicativi di un preciso momento stagionale. Soprattutto nei mesi estivi la variabilità temporale di alcuni parametri nelle acque superficiali può essere elevata in relazione ai processi biologici che si susseguono nel periodo della stratificazione. Il confronto dei dati raccolti nei diversi anni deve tener conto necessariamente di questi fattori. Ad ogni modo la variabilità spaziale della chimica delle acque appare influenzata principalmente dai processi di produzione algale (eventuali fioriture localizzate) e dall'ingresso a lago dei tributari.

5.2 Apporti chimici dai tributari

5.2.1 Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche

Nel 2011 sono proseguite le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario, con frequenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I valori medi annui delle variabili considerate sono riportati Tabella 5.2.

Tab. 5.2 Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2011.

	sigla	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	(BOE)	8,26	5,16	627	0,22	3,60	0,28	4,09	254	2,9
Bardello	(BAR)	8,18	2,98	346	0,17	1,53	0,21	1,91	264	1,7
Tresa (a)	(TRE)	8,16	1,84	214	0,09	1,07	0,12	1,28	31	0,8
Giona	(GIO)	7,56	0,36	77	0,01	1,09	0,07	1,18	31	4,0
Tributari piemontesi										
Vevera	(VEV)	7,97	1,58	224	0,04	2,61	0,06	2,71	35	5,3
Strona	(STR)	7,71	0,46	101	0,08	1,26	0,09	1,42	31	3,1
Toce Ossola	(TOC)	7,52	0,72	169	0,05	0,56	0,02	0,63	19	2,4
San Giovanni	(SGI)	7,51	0,26	59	0,02	1,15	0,07	1,25	22	4,6
Erno	(ERN)	7,58	0,34	127	0,01	1,52	0,07	1,60	28	4,2
San Bernardino	(SBE)	7,59	0,31	55	0,01	0,90	0,05	0,96	6	3,1
Cannobino	(CAN)	7,38	0,22	42	0,00	0,58	0,06	0,65	6	3,4
Tributari svizzeri										
Maggia	(MAG)	7,75	0,42	63	0,01	0,72	0,04	0,77	6	3,0
Ticino immissario	(TIM)	7,86	0,97	239	0,01	0,73	0,03	0,78	7	2,3
Verzasca	(VER)	6,96	0,24	44	0,01	0,72	0,05	0,78	5	2,6
Emissario										
Ticino emissario	(TEM)	8,27	0,83	146	0,02	0,67	0,07	0,75	10	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) nei corsi d'acqua considerati dipendono principalmente dalla composizione litologica dei bacini, e non variano quindi significativamente da un anno all'altro. Un discorso analogo vale per le concentrazioni medie di silice reattiva, che dipendono dalla presenza di silicati nelle rocce del bacino. È possibile suddividere quindi i corsi d'acqua in due grandi gruppi: (1) Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona, impostati in bacini prevalentemente a base di rocce ignee poco solubili, e (2) Vevera e Tresa, i cui bacini si caratterizzano per la presenza di rocce sedimentarie più solubili. I corsi d'acqua del primo gruppo presentano valori inferiori di pH, alcalinità e conducibilità (valori medi rispettivamente di 7,5, 0,33 meq L⁻¹ e 71 μS cm⁻¹ a 20 °C nel 2011) rispetto al secondo gruppo (rispettivamente 8,1, 1,71 meq L⁻¹ e 219 μS cm⁻¹ a 20 °C). Il Toce (bacino Ossola) e il Ticino immissario si collocano in una situazione intermedia, con pH rispettivamente di 7,52 e 7,86, alcalinità pari a 0,72 e 0,97 meq l⁻¹ e conducibilità di 169 e 239 μS cm⁻¹.

I Torrenti Boesio e Bardello presentano i valori più elevati di alcalinità e conducibilità rispetto a tutti corsi d'acqua considerati (5,16 e 2,98 meq l⁻¹ e 627 e 346 μS cm⁻¹

rispettivamente), a causa di una probabile contaminazione da scarichi ad elevato contenuto di bicarbonati e altri sali, particolarmente evidente nel caso del Boesio (Tab. 5.2).

Le variazioni mensili delle variabili chimiche nei corsi d'acqua considerati dipendono principalmente da fattori idrologici. Nel caso di Ticino, Tresa e Bardello, trattandosi di acque emissarie rispettivamente dei laghi Maggiore, Lugano e Varese, i valori di pH e di altre variabili chimiche risentono fortemente anche dei processi a lago. L'andamento dei valori mensili di pH in questi tre corsi d'acqua nell'ultimo quinquennio è riportato in figura 5.13, dove si può osservare come le variazioni siano più accentuate nel caso del Ticino emissario, con massimi estivi e minimi invernali simili a quelli rilevati nelle acque epilimniche del Lago Maggiore. La stagionalità è poco evidente nel caso del Bardello, in quanto questo corso d'acqua è interessato da scarichi non sufficientemente depurati che mantengono i valori di pH sempre piuttosto elevati e costanti (Fig. 5.13).

Così come riscontrato per le acque lacustri, anche nel caso dei tributari alcuni soluti, tra cui sodio e cloruri, mostrano una tendenza all'aumento. Ad esempio nel Tresa, uno dei tributari principali, le concentrazioni medie di sodio e cloruri sono passate rispettivamente da 3,5-4,0 e 4,5-5,0 mg l⁻¹ negli anni '80 agli attuali valori di circa 6,5 e 8,0 mg l⁻¹. Questo aumento potrebbe derivare dallo spargimento di sale utilizzato come antigelo nei mesi invernali e dal successivo dilavamento alle acque. Un maggior carico di sodio e cloruri veicolato dai tributari negli anni più recenti potrebbe a sua volta giustificare l'aumento delle concentrazioni di questi ioni nelle acque lacustri.

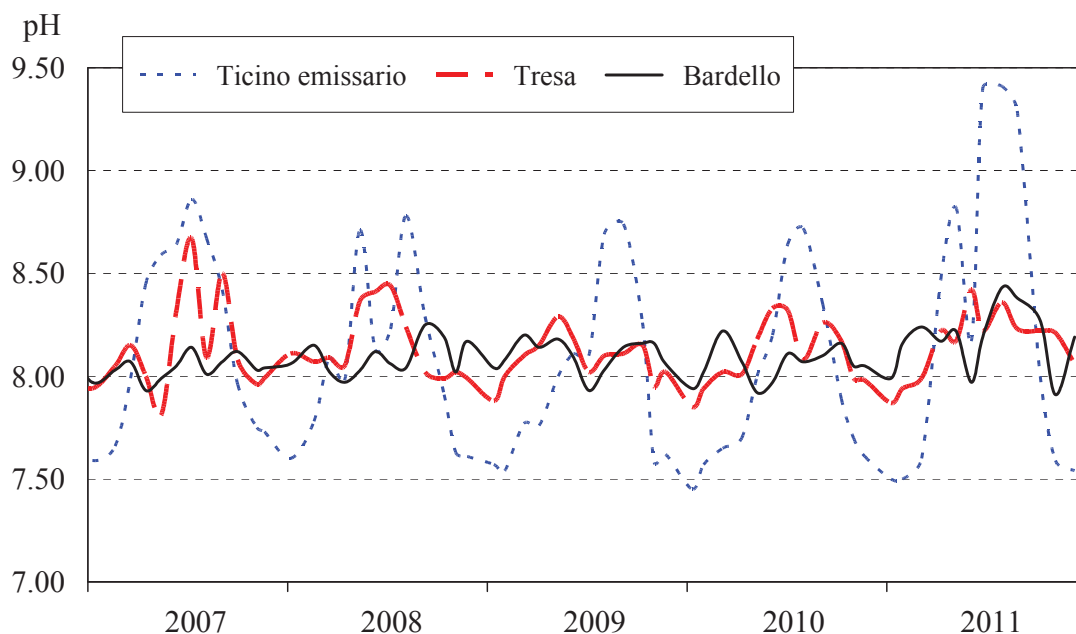


Fig. 5.13 Valori di pH riscontrati nel quinquennio 2007-2011 nelle acque emissarie dei laghi di Lugano (Tresa), Varese (Bardello) e Maggiore (Ticino emissario).

In figura 5.14 è riportato un confronto tra i valori di pH e alcalinità misurati nei tributari nel 2011 e i valori medi del quinquennio precedente (2006-2010). Il pH ha presentato valori leggermente superiori nel 2011 rispetto alla media del quinquennio pressoché in tutti i corsi d'acqua; al contrario l'alcalinità è stata leggermente più bassa nel

2011. Le differenze riscontrate sono comunque minime, non superiori a 0,2 unità di pH e 0,25 meq l⁻¹ nel caso dell'alcalinità. Le differenze più accentuate per quest'ultima variabile hanno interessato Bardello e Boesio (-0,17 e -0,25 meq L⁻¹) e confermano una tendenza alla diminuzione del contenuto di bicarbonati nelle acque di questi torrenti, già evidenziata nelle precedenti relazioni.

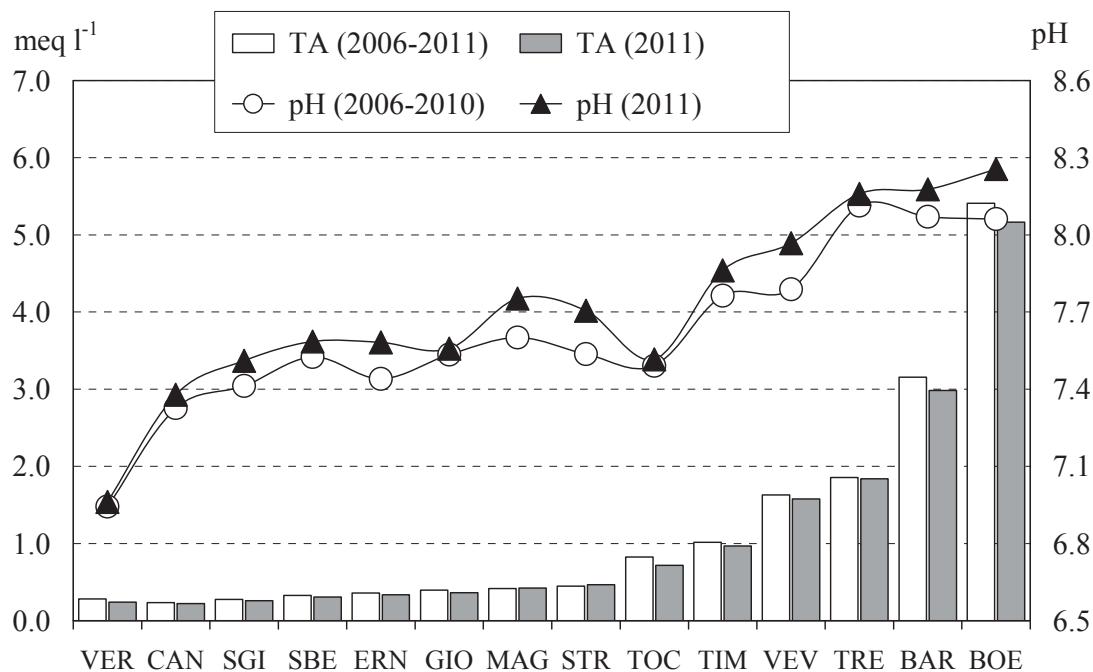


Fig. 5.14 Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2011 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2006-2010).

I Torrenti Bardello e Boesio si differenziano marcatamente dal resto dei tributari per le concentrazioni medie sia di fosforo totale che dei composti dell'azoto (Tab. 5.2). I livelli di fosforo totale infatti sono inferiori a 35 µg P l⁻¹ in tutti i corsi d'acqua, mentre raggiungono valori di 264 e 254 µg P l⁻¹ nel Bardello e nel Boesio rispettivamente. Anche i livelli di azoto ammoniacale (0,17 e 0,22 mg N l⁻¹) ed organico (0,21 e 0,28 mg N l⁻¹) nei due corsi d'acqua si discostano da quelli degli altri tributari.

I valori medi di fosforo totale sono aumentati nel 2011 rispetto al 2010 in entrambi i corsi d'acqua (Figg 5.15 e 5.16), mentre azoto ammoniacale ed organico non hanno presentato una tendenza univoca: il primo infatti è aumentato nel Boesio, da 0,10 a 0,22 mg N l⁻¹, riportandosi sui livelli del periodo 2005-2009, mentre è rimasto pressoché costante nel Bardello; l'azoto organico è diminuito nel Boesio, proseguendo una tendenza già iniziata negli anni precedenti, mentre è aumentato nel Bardello, da 0,12 a 0,21, senza raggiungere però i livelli estremamente elevati di alcuni anni (es. oltre 0,80 mg N l⁻¹ tra 2002 e 2004 e nel 2007).

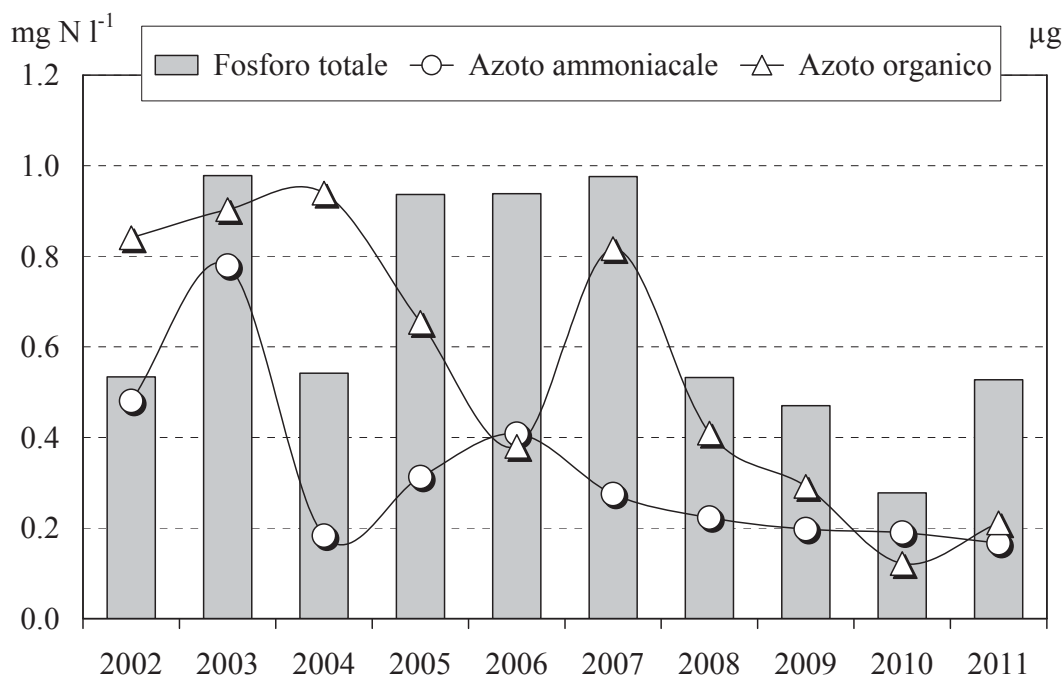


Fig. 5.15 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2002 al 2011 alla foce del Torrente Bardello.

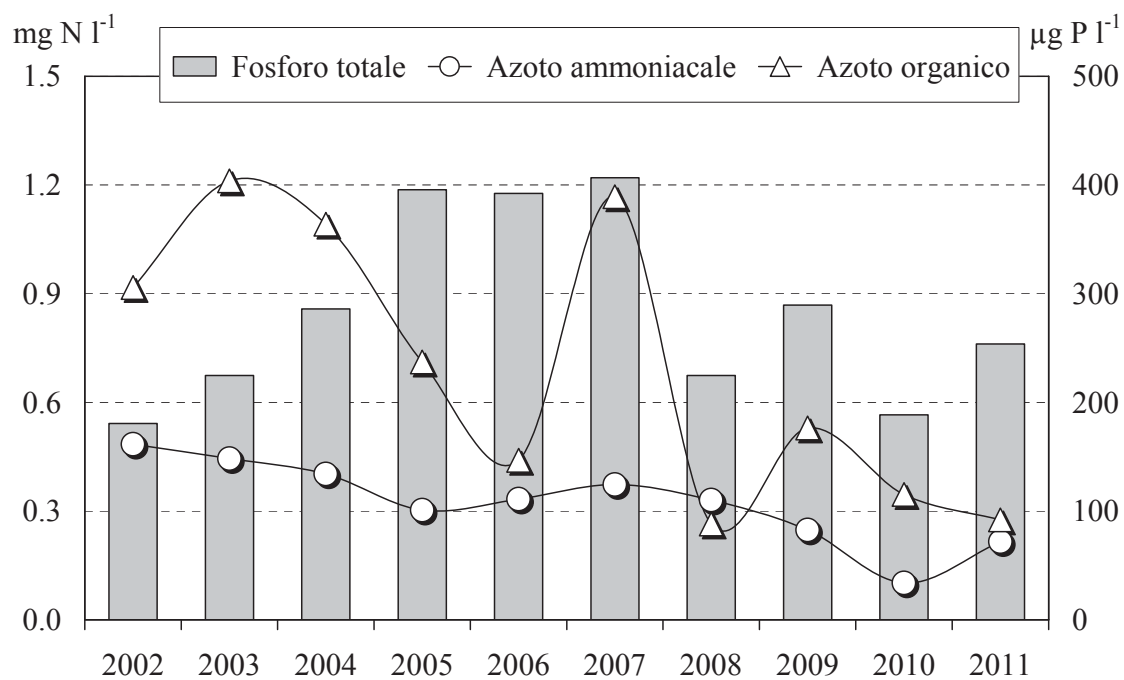


Fig. 5.16 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2002 al 2011 alla foce del Torrente Boesio.

Considerando l'andamento temporale delle concentrazioni nell'ultimo decennio, si evidenzia per entrambi i corsi d'acqua una tendenza al miglioramento negli anni più

recenti solo per quanto riguarda i composti dell'azoto. Il fosforo totale infatti presenta oscillazioni molto marcate tra un anno e l'altro, ma le concentrazioni medie non sono mai scese al di sotto dei 140-150 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e nel 2011 sono tornate al di sopra dei 200 $\mu\text{g P L}^{-1}$, valore indicativo di una significativa compromissione delle acque. Non è quindi possibile parlare di un effettivo miglioramento dello stato qualitativo dei due immissari e si rende necessario proseguirne il monitoraggio, anche in relazione alle possibili ripercussioni sullo stato delle acque litorali interessate dai loro apporti.

Negli altri tributari le concentrazioni medie di fosforo totale nel 2011 sono risultate inferiori a 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in 5 corsi d'acqua (Ticino immissario, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia), comprese tra 19 e 28 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in 3 corsi d'acqua (Erno, Toce, S. Giovanni), e tra 31 e 35 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in 4 corsi d'acqua (Giona, Strona, Vevera e Tresa) (Tab. 5.2). Rispetto al 2010 i valori sono rimasti pressoché invariati (aumenti o diminuzioni compresi tra 1 e 4 $\mu\text{g P l}^{-1}$), con l'eccezione dello Strona in cui si è verificato un aumento da 14 a 31 $\mu\text{g P l}^{-1}$. Questo peggioramento dovrà essere oggetto di conferma attraverso il mantenimento del monitoraggio. E' proseguito il miglioramento a carico del S. Bernardino, in cui le concentrazioni medie di fosforo totale, par a 17 $\mu\text{g P l}^{-1}$ del 2009, sono scese a 6 $\mu\text{g P l}^{-1}$ sia nel 2010 che nel 2011.

Anche per quanto riguarda i composti dell'azoto, solo alcuni tributari presentano un lieve stato di compromissione, raggiungendo concentrazioni medie di 0,08-0,09 mg N l^{-1} per l'azoto ammoniacale e 0,09-0,12 mg N l^{-1} per l'azoto organico (Tresa e Strona). In tutti gli altri corsi d'acqua le concentrazioni delle due forme di azoto nel 2011 si sono mantenute per lo più attorno a 0,01-0,02 mg N l^{-1} e tra 0,02-0,07 mg N l^{-1} rispettivamente, a conferma di un buon livello qualitativo delle acque (Tab. 5.2).

5.2.2. Medie areali

Le concentrazioni medie areali annuali possono essere utilizzate allo scopo di confrontare il livello qualitativo delle acque tributarie nel loro complesso oppure per i diversi areali (ticinese, lombardo e piemontese). Tali concentrazioni sono state calcolate per azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale, e sono riportate rispettivamente nelle figure 5.17, 5.18 e 5.19. Come si può osservare, i valori del 2011 sono stati molto simili a quelli del 2010: per l'ammonio c'è stato un leggero aumento delle concentrazioni medie nell'areale lombardo, compensato da una diminuzione di quelle degli areali ticinese e piemontese; nel complesso il valore medio per le acque tributarie (0,04 mg N L^{-1}) ha confermato la situazione di stabilità dell'ultimo decennio (Fig. 5.17). Anche per quanto riguarda l'azoto organico, le concentrazioni non hanno mostrato variazioni significative, confermando il valore di 0,05 mg N L^{-1} per le acque tributarie nel loro complesso; l'andamento dell'ultimo decennio evidenzia una tendenza al miglioramento, con valori compresi tra 0,05 e 0,13 mg N L^{-1} nel periodo 2006-2011 rispetto a valori di circa 0,20 mg N L^{-1} negli anni precedenti (Fig. 5.18). Infine si è verificato un lieve incremento delle concentrazioni medie areali di fosforo totale (da 18 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nel 2010 a 22 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nel 2011), dovuto soprattutto all'aumento che ha interessato l'areale lombardo (da 51 a 73 $\mu\text{g P l}^{-1}$) (Fig. 5.19).

L'areale ticinese è quello caratterizzato in tutti i casi dalle concentrazioni medie inferiori e quindi dal miglior stato qualitativo delle acque: i livelli di azoto ammoniacale infatti sono rimasti stabilmente attorno a 0,01-0,02 mg N l^{-1} nell'ultimo decennio, l'azoto organico è andato diminuendo (da 0,12-0,14 a 0,04-0,05 mg N l^{-1}) e il fosforo totale non ha mai superato i 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$. Una buona qualità delle acque caratterizza anche l'areale

piemontese, con valori medi di azoto ammoniacale ed organico di circa 0,05 mg N l⁻¹ e fosforo totale al di sotto di 20 µg P l⁻¹. Le acque tributarie lombarde hanno mostrato un miglioramento, soprattutto per quanto riguarda l'azoto organico, passato da valori superiori a 0,40 mg N l⁻¹ agli attuali 0,15 mg N l⁻¹. Nonostante ciò, i valori medi areali continuano ad essere troppo elevati, soprattutto per quanto riguarda il fosforo che nel 2011 ha superato i 70 µg P l⁻¹ come valore medio areale (Figg 5.17-5.19).

La differenza tra le tre aree in termini percentuali è rimasta pressoché invariata nell'ultimo decennio, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari 1,0:4,0:9,8 per l'azoto ammoniacale; 1,0:1,2:3,5 per l'azoto organico; 1,0:2,8:12 per il fosforo totale.

Considerando tutta la serie storica dei dati disponibili, dal 1978 al 2011, si può osservare come nel tempo si sia verificata una marcata diminuzione delle concentrazioni medie di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al Lago Maggiore. La diminuzione è stata particolarmente accentuata fino alla metà degli anni '90, dopodiché i valori si sono mantenuti attorno a 0,05 mg N l⁻¹ per l'azoto ammoniacale e tra 20 e 30 µg P l⁻¹ per il fosforo totale (Fig. 5.20).

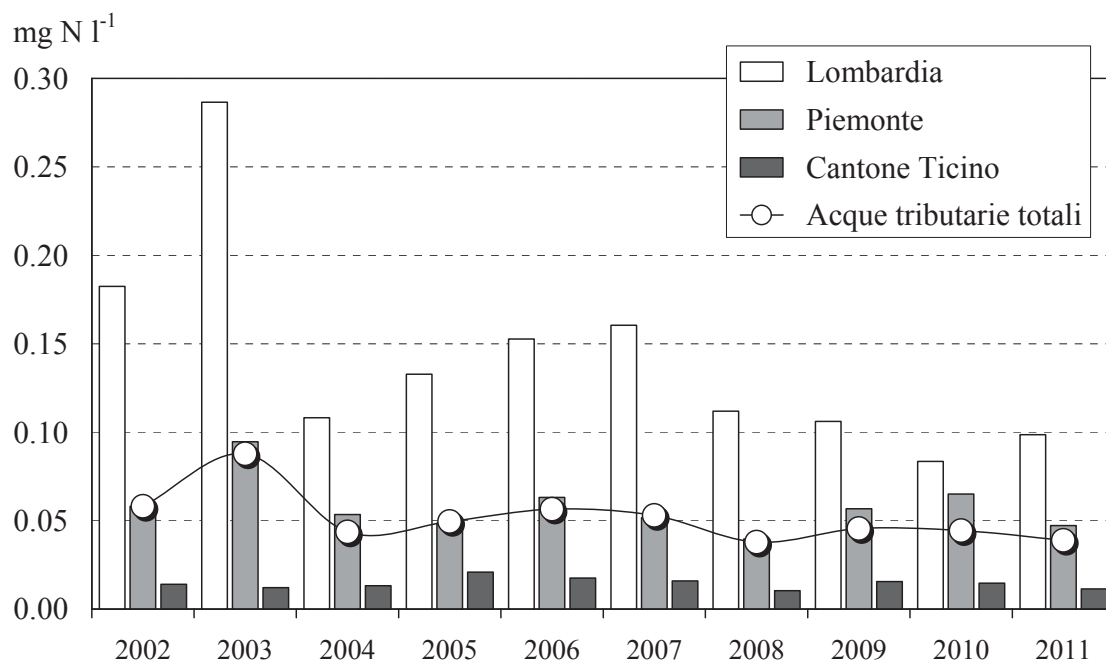


Fig. 5.17 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

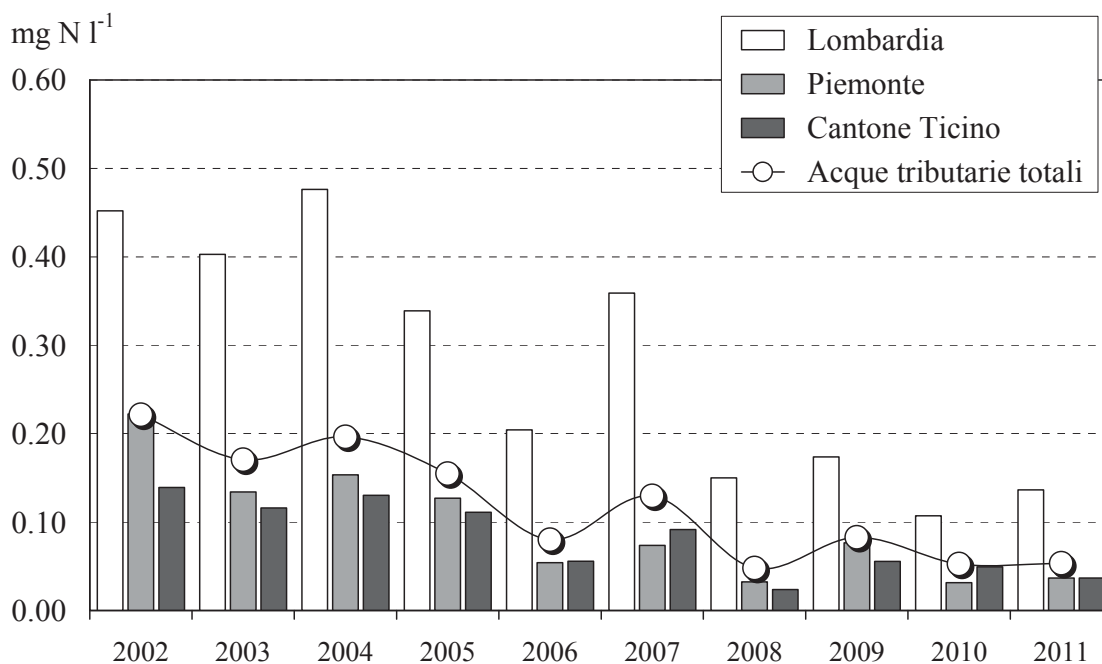


Fig. 5.18 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

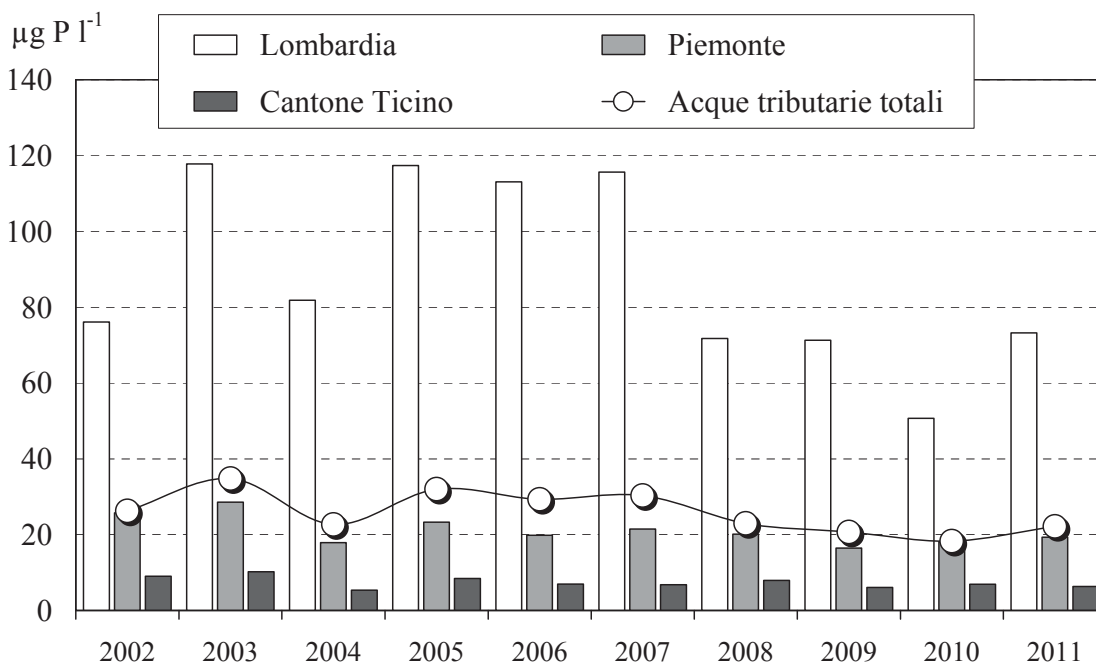


Fig. 5.19 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

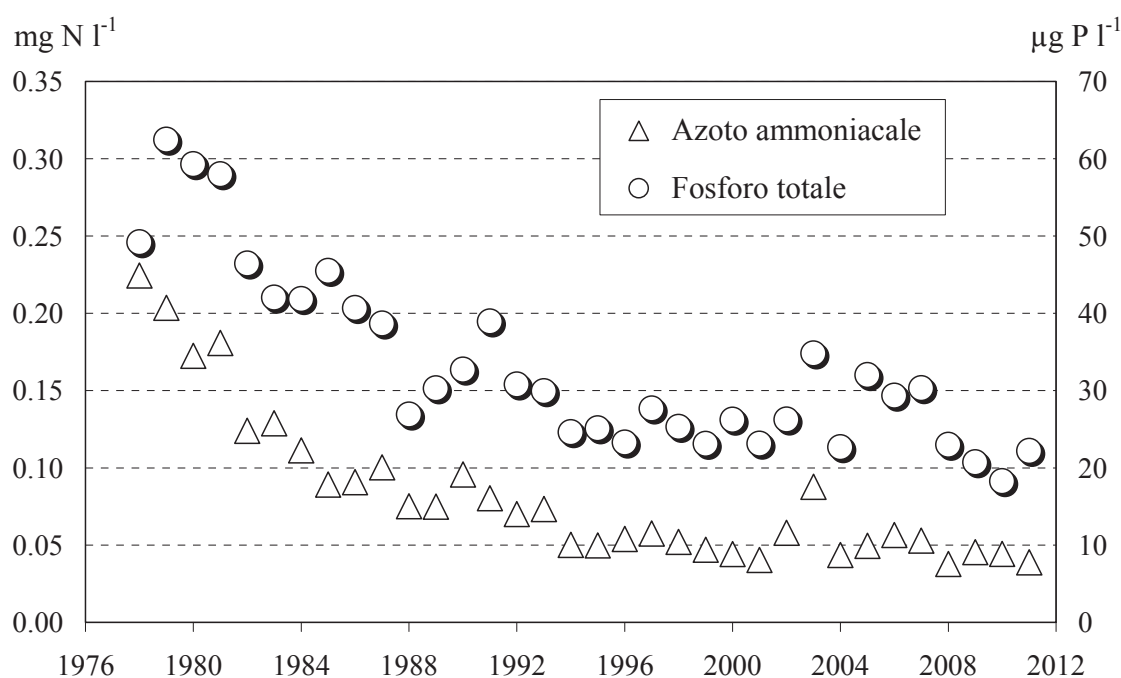


Fig. 5.20 Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al Lago Maggiore (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

5.2.3 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 anche per l'anno 2011 con le metodologie utilizzate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 8 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 70% del bacino imbrifero (Ticino immissario, San Bernardino, S. Giovanni, Toce alla chiusura del bacino della Val d'Ossola, Strona, Vevera, Bardello, Boesio e Tresa) i carichi sono stati calcolati dai valori di concentrazione e dai deflussi giornalieri. A causa del mancato funzionamento degli strumenti di misura, per il 2011 non erano disponibili dati per i Torrenti Erno e Cannobino e le portate sono state quindi ricostruite utilizzando i valori medi mensili misurati in anni caratterizzati da afflussi meteorici totali simili a quelli del 2011. 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 carichi delle diverse forme di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari nel 2011, e a quelli in uscita attraverso il Ticino emissario, sono riportati in Tab. 5.3, unitamente a quelli del 2010 per un confronto. I carichi di fosforo totale sono aumentati in tutti i corsi d'acqua, con l'eccezione del Cannobino (da 1,8 a 1,5 t P a⁻¹) e di Ticino Immissario e Verzasca per i quali sono rimasti costanti (rispettivamente 19 e 3,3 t P a⁻¹). Gli aumenti più consistenti hanno riguardato lo Strona e il Bardello, con incrementi pari al 57 e 47% rispettivamente rispetto al 2010. Nel complesso l'aumento degli apporti per i tributari campionati è stato del 20% circa, da 125 a 154 t P a⁻¹. Più contenute e disomogenee sono state le variazioni che hanno interessato i

composti dell'azoto: l'azoto totale è diminuito (in percentuale variabile tra il 3 ed il 7%) in 6 corsi d'acqua e aumentato o rimasto invariato in 7 corsi d'acqua, con un aumento consistente solo nel caso del Boesio (23% rispetto al 2010), dovuto al solo azoto inorganico, in quanto il carico di azoto organico per questo tributario si è mantenuto costante (8 t N a⁻¹). L'azoto ammoniacale è diminuito per la maggior parte dei corsi d'acqua (-18% considerando i tributari nel loro complesso). Una diminuzione ha interessato anche gli apporti di azoto nitrico, in misura variabile tra il 2 e l'11%, mentre per la maggior parte dei tributari si segnala un aumento dell'azoto organico, superiore al 40% per S. Giovanni, Toce, Strona e Tresa (Tab. 5.3).

Gli andamenti dei carichi veicolati a lago riflettono quelli delle concentrazioni medie areali (paragrafo 5.2.2) soprattutto per quanto riguarda l'aumento del fosforo totale; per i composti dell'azoto la situazione appare più disomogenea, con differenze anche rilevanti tra un corso d'acqua e l'altro. Considerando l'insieme dei tributari, le diminuzioni di azoto ammoniacale e nitrico compensano l'aumento dell'azoto organico.

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario, il cui deflusso medio annuo nel 2011 è stato sensibilmente inferiore a quello del 2010 (240 m³ s⁻¹ rispetto a 320 m³ s⁻¹), sono diminuiti sia per i composti dell'azoto (-41, -11 e -25% rispettivamente per azoto ammoniacale, nitrico ed organico) che per il fosforo totale (-4%) (Tab. 5.3).

Tab. 5.3 Lago Maggiore. Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2010-2011.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
Ticino Immissario ^(a)	40	35	1704	1633	126	88	1870	1756	19	19
Maggia ^(b)	8,0	11,3	1247	1177	106	109	1361	1298	12	13,5
Verzasca ^(b)	3,4	2,7	320	301	27	28	350	332	3,3	3,3
Cannobino ^(a)	2,8	1,2	141	154	18	16	162	171	1,8	1,5
San Giovanni ^(a)	1,1	1,9	109	112	4,4	8,4	115	122	1,3	1,8
San Bernardino ^(a)	2,4	3,2	214	210	10	11	226	225	1,7	2,7
Toce Ossola ^(a)	112	59	1198	1091	33	57	1342	1207	31	33
Strona ^(a)	12,4	13,6	352	318	12	54	377	385	3,3	7,6
Erno ^(a)	0,6	0,2	46	43	1,9	1,9	48	45	0,7	0,8
Vevera ^(a)	0,3	0,4	13	14	0,6	0,4	14	15	0,2	0,3
Bardello ^(a)	26,7	24,1	205	193	17	23	248	240	18	27
Boesio ^(a)	3,3	7,2	84	109	8	8	96	124	4,3	8,1
Tresa ^(a)	58,1	69,0	1226	1158	109	193	1394	1421	28	34
Giona ^(b)	0,6	0,8	69	67	6	7	75	75	1,5	1,6
Totale campionati	272	230	6929	6581	479	603	7680	7414	125	154
Ticino emissario ^(a)	245	174	7298	6586	859	687	8403	7447	108	104

(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.

Anche per l'anno 2011 sono stati calcolati i bilanci per azoto e fosforo totale, riportati rispettivamente nelle tabelle 5.4 e 5.5, a confronto con i bilanci degli anni dal 2002 al 2010.

Tab. 5.4 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2002-2011 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11
Ticino Immissario	2359	1356	2205	1160	1263	1658	2227	1907	1870	1756
Maggia	1704	953	1429	878	855	976	1390	1489	1361	1298
Verzasca	449	230	362	223	224	250	352	353	350	332
Cannobino	137	229	202	229	206	211	210	285	162	171
San Giovanni	179	31	91	38	33	52	98	103	115	122
San Bernardino	359	186	405	123	188	128	216	252	226	225
Toce (Ossola + Strona)	3070	1492	2621	1383	1288	1377	1926	2174	1719	1592
Erno	80	48	56	27	34	31	35	45	48	45
Vevera	61	75	43	15	16	11	45	44	14	15
Bardello	322	332	256	222	117	263	258	221	248	240
Boesio	196	110	238	99	158	93	131	133	96	124
Tresa	1904	697	920	479	721	667	1357	1138	1394	1421
Giona	111	64	100	54	57	57	80	81	75	75
Tributari campionati	10900	5800	8900	4900	5200	5800	8300	8200	7700	7400
Areale non campionato	934	500	760	420	446	497	711	703	660	634
Totale bacino emerso	11800	6300	9700	5300	5600	6300	9000	8900	8400	8000
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	840	400	500	500	400	380	540	569	560	309
Totale apporti	13300	7400	10900	6500	6700	7400	10200	10200	9700	9000
Uscite da emissario	11800	4600	8000	4500	4200	5500	8200	9300	8403	7447
Ritenzione in lago	11%	38%	27%	31%	37%	26%	20%	8%	13%	17%

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (7400 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (634 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (309 t N a⁻¹) nel 2011 è stata pari a 9000 t N a⁻¹, valore inferiore a quello del 2010 e molto vicino alla media dell'ultimo decennio (9100 t N a⁻¹). La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata pari al 17%, superiore quindi a quella degli anni immediatamente precedenti, ma inferiore alla media decennale (23%) (Tab. 5.4).

La Figura 5.21 evidenzia l'esistenza di una buona corrispondenza tra apporti totali di azoto a lago e afflussi meteorici, come conseguenza del fatto che le deposizioni atmosferiche rappresentano il veicolo principale di azoto per il bacino imbrifero del Lago Maggiore (Rogora et al., 2006). Nel 2011 gli apporti meteorici totali sul bacino sono stati attorno a 1300 mm, valore inferiore alla media di lungo periodo; conseguentemente si è registrato un calo degli apporti totali di azoto a lago rispetto ad anni più piovosi come quelli tra 2008 e 2010 (da 1750 a 2100 mm come afflussi meteorici totali). Anche la ritenzione a lago rispecchia in parte la variabilità degli afflussi, risultando minore negli anni più piovosi (es. 2000 e 2002) e viceversa; in realtà la ritenzione dipende anche dal regime, dalla tipologia e della distribuzione delle precipitazioni sul bacino, oltre che dai processi che avvengono a lago, a loro volta dipendenti da fattori meteo-climatici. La

capacità di trattenere azoto da parte di suoli e vegetazione nei bacini imbriferi dipende inoltre dal loro stato in termini di azoto-saturazione, ovvero la capacità residua di utilizzare questo elemento nei processi biologici a fronte di apporti piuttosto elevati dalle deposizioni, come è il caso dell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2006). Di conseguenza la variabilità della ritenzione di azoto, sia nei bacini versanti che nell'intero lago, è particolarmente accentuata da un anno all'altro in relazione e numerosi e complessi fattori.

Per quanto riguarda il contributo dei singoli tributari al carico complessivo di azoto totale, gli apporti più consistenti, anche nel 2011, sono stati quelli derivanti dal Ticino immissario (23,7%), dal Toce, comprensivo dello Strona (21,5%) e da Tresa (19,2%) e Maggia (17,5%). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il restante 18% circa.

Gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in Tabella 5.5, hanno presentato nel 2011 un incremento rispetto al 2010, ma sono risultati in linea con quelli dell'ultimo decennio (media 2002-2011 pari a 206 t P a⁻¹). La tendenza al rialzo degli apporti di fosforo nel 2011 rispetto all'anno precedente ha interessato pressoché tutti i tributari, in misura più accentuata nel caso di Boesio, Bardello, Tresa e Toce (Tab. 5.5). Nonostante questa variazione in senso negativo, si deve comunque rilevare come, considerando tutta la serie di dati disponibili dal 1978, riportati in Figura 5.22, gli apporti totali di fosforo dalle acque tributarie siano nettamente diminuiti dalla seconda metà degli anni '80, oscillando attorno a 200 t P a⁻¹ dalla metà degli anni '90 in poi.

In termini percentuali, i contributi più importanti al carico totale di fosforo a lago nel 2011 sono stati quello del Toce, comprensivo dello Strona (26,4%) e del Tresa (22%), seguiti da Bardello (17,5%) e Ticino immissario (12,4%). Per Bardello e Boesio si è verificato un incremento del contributo percentuale rispetto al 2010, da 14,5 a 17,5% e da 3,4 a 5,3% rispettivamente.

Tab. 5.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2002-2011 del fosforo totale (t P a⁻¹).

<i>Tributari campionati</i>	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11
Ticino Immissario	22	19	12	10	10	12	21	14	19	19
Maggia	20	8	5	7	7	4	18	12	12	13
Verzasca	5,8	2,5	1,4	1,6	2	1,2	4,1	3,5	3,3	3,3
Cannobino	1,7	1,6	1,6	2,3	2	1,8	2,7	2,3	1,8	1,5
San Giovanni	3,1	0,6	0,6	0,4	0	0,4	2,2	1,7	1,3	1,8
San Bernardino	3,4	2,0	1,2	2,5	1	0,4	2,2	2,0	1,7	2,7
Toce (Ossola + Strona)	57	42	43	27	26	31	44	29	34	41
Erno	0,8	0,4	0,5	0,6	0	0,6	0,5	0,6	0,7	0,8
Vevera	0,8	1,4	0,4	0,2	0	0,2	0,5	0,6	0,2	0,3
Bardello	27	42	27	34	19	40	27	23	18	27
Boesio	7,8	6,0	14,9	9	15	8	8	9	4	8
Tresa	40	20	22	12	19	16	30	28	28	34
Giona	2,0	1,3	2,4	1,5	2	1,5	1,6	1,3	1,5	1,6
<i>Tributari campionati</i>	191	148	132	108	102	117	161	127	125	154
Areale non campionato	16	13	11	9	9	10	14	11	11	13
<i>Totale bacino emerso</i>	207	160	143	118	111	127	175	138	136	168
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
<i>Totale apporti</i>	265	218	201	176	169	185	233	196	194	226
Uscite da emissario	115	84	116	65	62	66	116	103	108	104
Ritenzione in lago	57%	61%	42%	63%	63%	64%	50%	47%	44%	54%

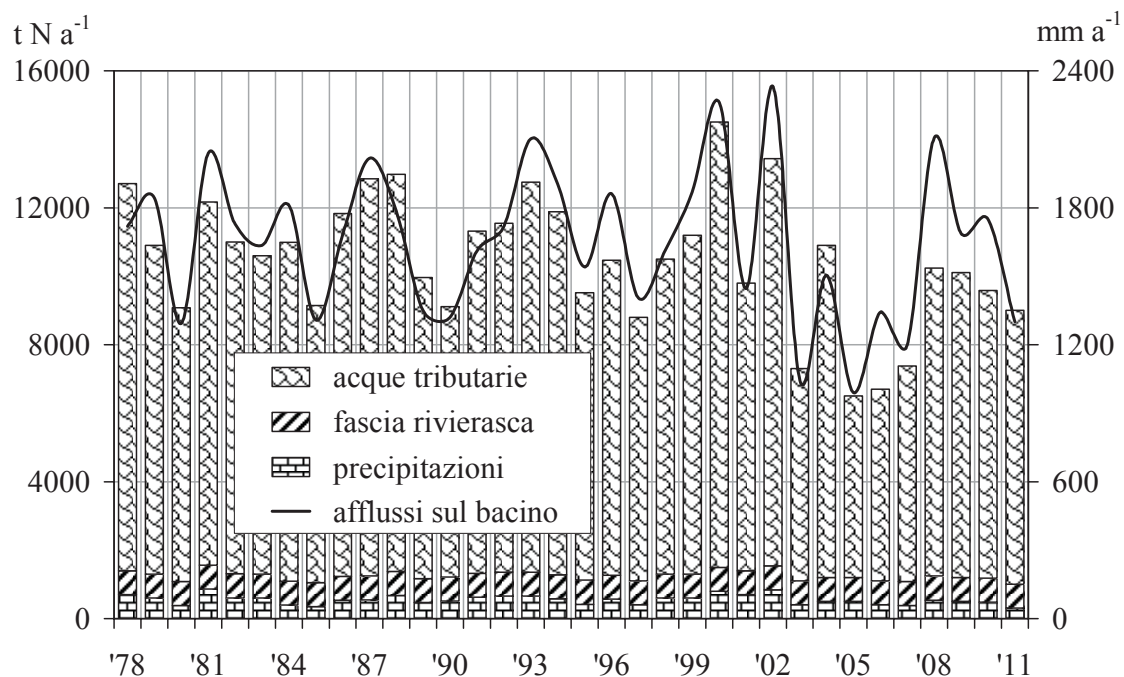


Fig. 5.21 Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

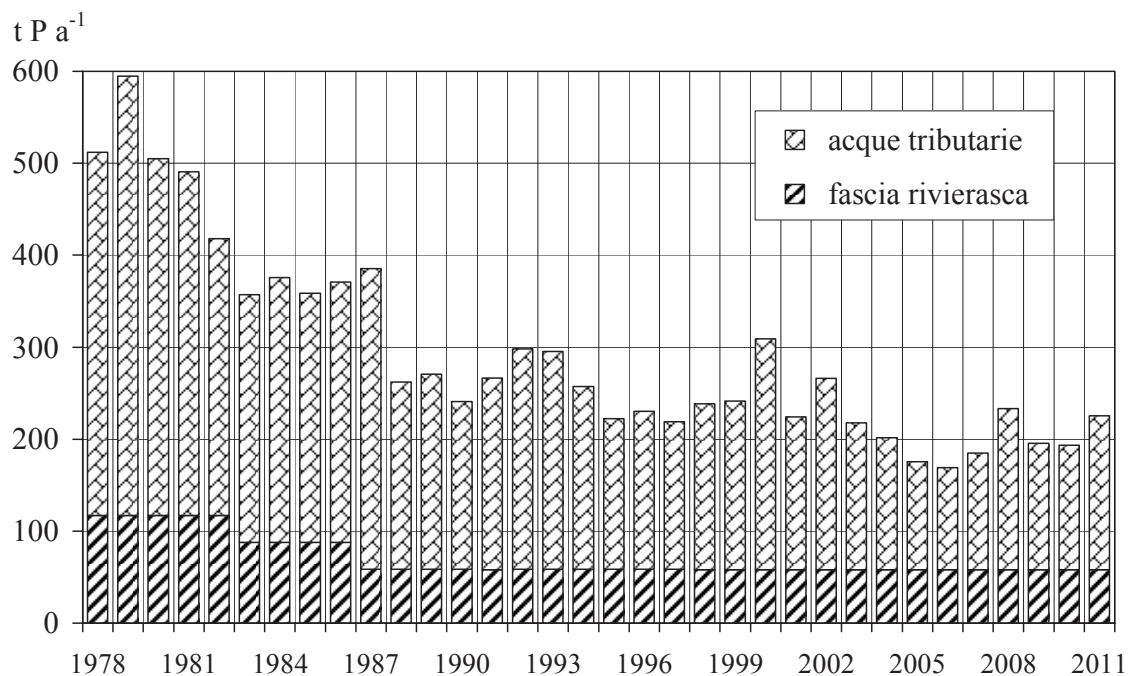


Fig. 5.22 Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2011.

In tabella 5.6 sono riportati i contributi areali annuali dei composti dell'azoto e del fosforo totale calcolati nel 2011 per i tributari e per il Ticino emissario, a confronto con gli stessi dati del 2010. Così come descritto per le concentrazioni e per i carichi, anche per i contributi areali si evidenzia un incremento del fosforo totale nel 2011 per la maggior parte dei tributari e per il totale dell'areale campionato (da 0,021 a 0,026 g P m⁻² a⁻¹). Gli aumenti più rilevanti hanno riguardato S. Bernardino (oltre 60%), Bardello e Boesio (aumenti del 50 e 90% rispettivamente rispetto al 2010) e lo Strona, per il quale i contributi areali sono più che raddoppiati.

Tab. 5.6 Lago Maggiore. Contributi areali annuali (g m⁻² a⁻¹) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2010-2011 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
		2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
Ticino Immissario	TIM	0,025	0,022	1,054	1,010	0,078	0,054	1,157	1,086	0,012	0,012
Maggia	MAG	0,009	0,012	1,347	1,272	0,114	0,118	1,470	1,401	0,013	0,015
Verzasca	VER	0,015	0,011	1,353	1,272	0,112	0,120	1,480	1,403	0,014	0,014
Cannobino	CAN	0,026	0,011	1,278	1,393	0,167	0,140	1,471	1,545	0,017	0,013
San Giovanni	SGI	0,018	0,032	1,798	1,842	0,072	0,138	1,888	2,011	0,021	0,029
San Bernardino	SBE	0,018	0,025	1,634	1,607	0,077	0,085	1,729	1,717	0,013	0,021
Toce Ossola	TOC	0,072	0,038	0,774	0,705	0,021	0,037	0,868	0,780	0,020	0,021
Strona	STR	0,055	0,061	1,577	1,422	0,055	0,241	1,688	1,724	0,015	0,034
Erno	ERN	0,023	0,008	1,795	1,676	0,074	0,075	1,891	1,759	0,026	0,030
Vevera	VEV	0,015	0,018	0,628	0,640	0,030	0,018	0,672	0,677	0,010	0,015
Bardello	BAR	0,199	0,180	1,526	1,435	0,124	0,173	1,849	1,788	0,135	0,201
Boesio	BOE	0,073	0,158	1,861	2,400	0,173	0,177	2,107	2,735	0,095	0,179
Tresa	TRE	0,077	0,092	1,626	1,536	0,145	0,256	1,848	1,883	0,037	0,045
Giona	GIO	0,012	0,016	1,383	1,354	0,118	0,137	1,513	1,506	0,029	0,032
Totale campionati		0,046	0,039	1,178	1,119	0,081	0,103	1,306	1,260	0,021	0,026
Ticino emissario	TEM	0,037	0,026	1,106	0,998	0,130	0,104	1,273	1,129	0,016	0,016

Per l'azoto totale i contributi areali non sono variati di molto rispetto al 2010, diminuendo nella maggior parte dei corsi d'acqua in misura compresa tra l'1 e il 10%. Si segnala un incremento del 30% per il Boesio, per il quale sono aumentati fortemente i contributi medi areali di azoto ammoniacale e, in misura minore, quelli di azoto nitrico (del 117 e 29% rispettivamente). I contributi di azoto organico sono aumentati nella maggior parte dei corsi d'acqua, in misura particolarmente accentuata per S. Giovanni (da 0,072 a 0,138 g N m⁻² a⁻¹), Strona (da 0,055 e 0,241 g N m⁻² a⁻¹) e Tresa (da 0,145 a 0,256 g N m⁻² a⁻¹), per i quali l'aumento è imputabile principalmente alle concentrazioni. Per l'azoto ammoniacale le variazioni sono state disomogenee, con aumenti accentuati per alcuni corsi d'acqua, tra cui il già citato Boesio e il S. Giovanni, e diminuzioni superiori al 40% per Erno, Cannobino e Toce. Infine i contributi di azoto nitrico sono diminuiti per quasi tutti i corsi d'acqua, con una diminuzione complessiva del 5% per le acque tributarie. Come conseguenza delle portate minori del Ticino emissario rilevate nel 2011, tutti i contributi sono diminuiti per questo corso d'acqua rispetto al 2010.

Nel complesso non è possibile parlare di una tendenza comune delle acque tributarie per quanto riguarda i composti dell'azoto, mentre si evidenzia un peggioramento qualitativo rispetto al 2010 per i contributi di fosforo totale (aumento pari al 24%).

In generale i contributi medi areali di fosforo più elevati rimangono quelli di Boesio e Bardello (Tab. 5.6). Escludendo questi due corsi d'acqua, ed assumendo come obiettivo un contributo areale massimo di fosforo pari a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, i dati dell'ultimo triennio per i restanti 12 tributari mostrano come i contributi accettabili siano quelli di Cannobino, S. Bernardino, Ticino Immissario, Maggia e Verzasca, a cui si aggiunge il Vevera grazie al miglioramento dell'ultimo biennio (Fig. 5.23). Il Toce presenta una tendenza all'aumento dei valori dal 2009 al 2011, che si collocano comunque attorno a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Alcuni tributari (Erno, S. Giovanni, Strona) presentano valori vicini al limite prefissato, ma hanno mostrato una tendenza al peggioramento nel 2011 che dovrà essere oggetto di ulteriori indagini. Infine Tresa e Giona sono ancora lontani dalla soglia di accettabilità, con valori medi del triennio rispettivamente di $0,04$ e $0,03 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Fig. 5.23).

Nel caso dell'azoto ammoniacale, solo pochi tributari (Tresa, Strona, Toce) presentano una situazione di compromissione con contributi areali superiori a $0,05 \text{ mg N m}^{-2}$ come media del triennio (Fig. 5.24). Per il Toce si rileva tra l'altro una tendenza alla diminuzione dei carichi, da $0,08 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2009 a $0,04 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2011. Un miglioramento ulteriore rispetto ai valori degli ultimi anni ha interessato anche Cannobino, Verzasca e Maggia (da $0,03$ a $0,01 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Per l'azoto organico infine la situazione è estremamente diversificata tra i tributari, in quanto alcuni presentano valori molto bassi, inferiori a $0,05 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Cannobino, Vevera), molti si collocano in una situazione intermedia (tra $0,08$ e $0,13 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ come media del triennio) e altri presentano infine valori superiori a $0,15 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e, nel caso di Tresa e Strona, una tendenza all'aumento tra 2009 e 2011 (Fig. 5.25).

I dati, soprattutto per quanto riguarda i composti dell'azoto, evidenziano l'elevata variabilità interannuale dei contributi areali, ascrivibile in larga parte alla variabilità idrologica. Il monitoraggio costante dei corsi d'acqua si rende quindi necessario per valutarne le effettive variazioni qualitative.

La tabella 5.7 mette a confronto le tre diverse aree (Ticino, Piemonte e Lombardia) i cui apporti interessano il Lago Maggiore: i contributi areali totali di fosforo totale, azoto ammoniacale e organico calcolati per il 2011 sono messi a confronto con quelli dei due anni precedenti. I dati evidenziano innanzitutto le differenze tra le tre aree, con le acque tributarie ticinesi caratterizzate da un buon livello qualitativo, soprattutto per quanto riguarda i contributi di fosforo totale ($0,013 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2011), le acque piemontesi che si collocano a un livello intermedio, comunque in miglioramento progressivo soprattutto per l'azoto ammoniacale (da $0,073$ a $0,038 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), e infine le acque lombarde ancora caratterizzate da un livello qualitativo scarso, soprattutto a causa dei contributi di fosforo, compresi tra $0,052$ e $0,072 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Anche i contributi di azoto ammoniacale e organico dal territorio lombardo appaiono troppo elevati se confrontati con quelli dall'areale ticinese e piemontese, e hanno mostrato inoltre un ulteriore aumento nel 2011 rispetto al biennio precedente (da circa $0,095$ a $0,103 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e da $0,14$ - $0,17$ a $0,235 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispettivamente) (Tab. 5.7). Nel complesso quindi le acque tributarie lombarde rimangono in una situazione inaccettabile in termini di apporti di nutrienti a lago, soprattutto a causa della scarsa qualità delle acque di Bardello e Boesio.

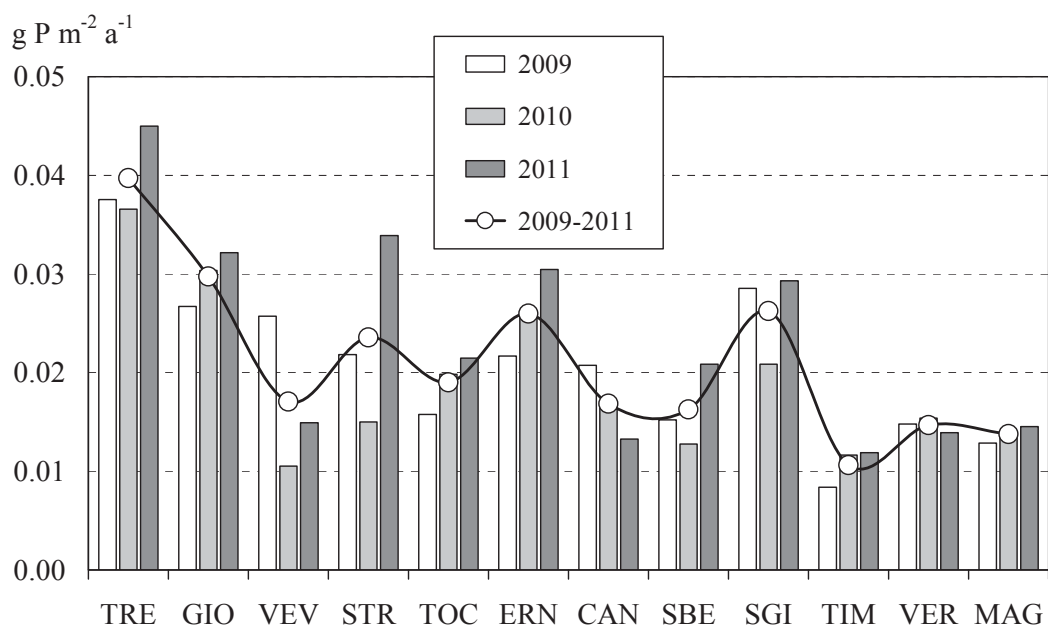


Fig. 5.23 Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2009-2011.

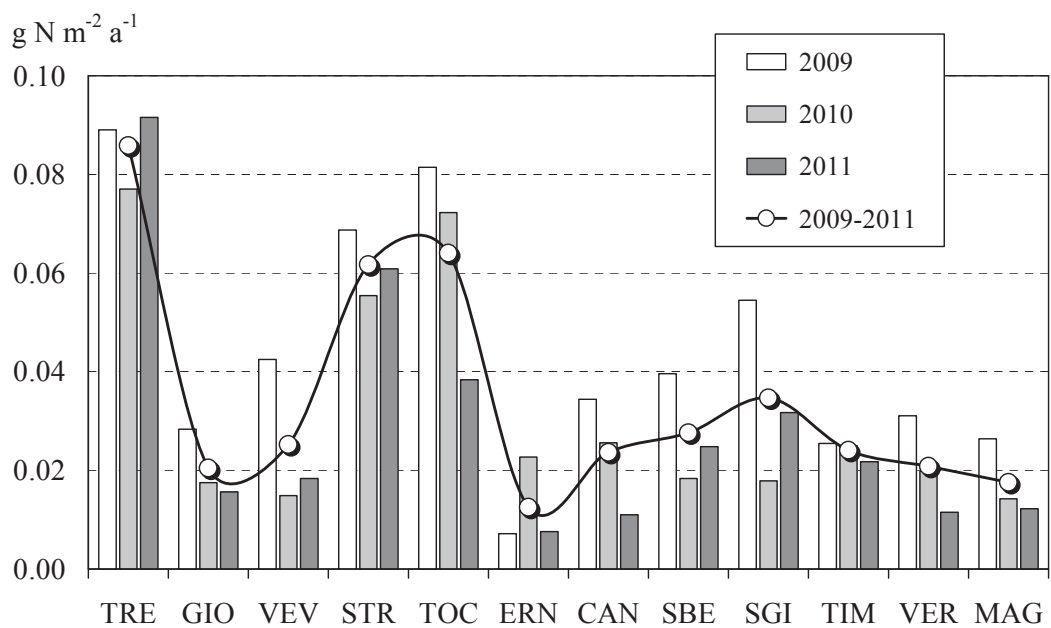


Fig. 5.24 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2009-2011.

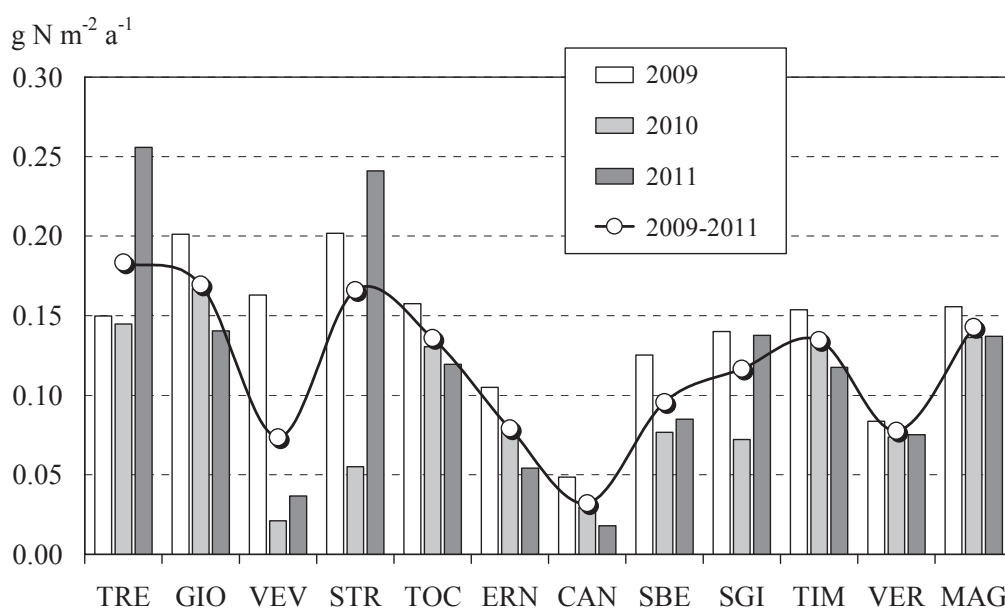


Fig. 5.25 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2009–2011.

Tab. 5.7 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 2009-2011.

	2009			2010			2011		
	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>
Cantone									
Ticino	0,010	0,026	0,126	0,013	0,021	0,101	0,013	0,018	0,081
Piemonte	0,017	0,073	0,164	0,019	0,062	0,038	0,023	0,038	0,070
Lombardia	0,062	0,099	0,172	0,052	0,090	0,143	0,072	0,103	0,235
Acque tributarie	0,022	0,055	0,147	0,022	0,047	0,085	0,026	0,039	0,103

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 2006. Il clima dell'areale del Lago Maggiore durante gli ultimi cinquant'anni. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *J. Limnol.*, 65(Suppl. 1): 62 pp.
- Rogora, M., R. Mosello & S. Arisci. 2003. The effect of climate warming on the hydrochemistry of alpine lakes. *Water Air Soil Poll.*, 148: 347-361.
- 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.