

Commissione Internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere

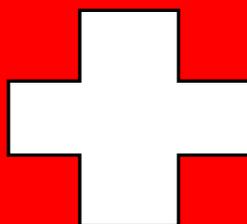
# Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012  
**Campagna 2011**

*a cura di Roberto Bertoni*

Consiglio Nazionale delle Ricerche  
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi  
Sede di  
Verbania Pallanza



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore  
Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012  
Campagna 2011

*a cura di Roberto Bertoni*

**Consiglio Nazionale delle Ricerche**  
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi  
Sede di  
Verbania Pallanza

I dati riportati nel presente rapporto possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue:

CNR-ISE Sede di Verbania. 2012. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2011. A cura di R. Bertoni. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 88 pp.

## INDICE

<b>INTRODUZIONE</b> .....	3
<i>(R. Bertoni)</i>	
<b>1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO</b> .....	7
<i>(Marzia Ciampittiello, Claudia Dresti, Helmi Saidi)</i>	
<b>1.1. Caratteristiche idrologiche</b> .....	7
1.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u> .....	7
1.1.2. <u>Deflussi</u> .....	10
<b>2. PROFONDITÀ DI MESCOLOMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI</b> .....	14
<i>(W Ambrosetti, L. Barbanti, A. Rolla)</i>	
<b>2.1. Profondità di mescolamento</b> .....	14
<b>2.2. Tempo di residenza delle acque lacustri</b> .....	17
<b>3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO</b> .....	24
<i>(M. Manca, R. Piscia)</i>	
<b>3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica</b> .....	24
<b>3.2. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali</b> .....	30
<b>4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON</b> .....	35
<b>4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici</b> .....	35
<i>(G. Morabito, M. Austoni)</i>	
4.1.1. <u>Variazioni della biomassa algale</u> .....	37
4.1.2. <u>Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici</u> .....	39
<b>4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico</b> .....	44
<i>(R. Bertoni, C. Callieri, M. Contesini, G. Corno)</i>	
4.2.1. <u>Dinamica stagionale</u> .....	44
4.2.2. <u>Distribuzione orizzontale</u> .....	46
<b>4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale</b> .....	50
<i>(C. Callieri, R. Bertoni, M. Contesini e G. Corno)</i>	
4.3.1. <u>Dinamica stagionale</u> .....	50
4.3.2. <u>Distribuzione orizzontale</u> .....	51
<b>5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI</b> .....	54
<i>(M. Rogora, A. Pranzo, G. Tartari)</i>	
<b>5.1. Chimica lacustre</b> .....	54
5.1.1. <u>Chimismo di base</u> .....	54
5.1.2. <u>Composti dell'azoto, del fosforo e dei silicati</u> .....	59
5.1.3. <u>Ossigeno disciolto</u> .....	63
5.1.4. <u>Variazioni spaziali delle variabili chimiche</u> .....	65
<b>5.2. Apporti chimici dai tributari</b> .....	68

5.2.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u> .....	68
5.2.2. <u>Medie areali</u> .....	72
5.2.3. <u>Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo</u> .....	75
<b>6. . CONCLUSIONI</b> .....	<b>84</b>
<i>(R. Bertoni)</i>	
<b>ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI</b> .....	<b>88</b>

## **INTRODUZIONE**

### **Prefazione**

Sono qui presentati i risultati ottenuti dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dalla Sede di Verbania Pallanza del CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere nel 2011, quarto anno del settimo ciclo quinquennale di ricerche.

L'attività di ricerca sul Lago Maggiore è stata strutturata in modo tale che, anche per questo ciclo di ricerche, fosse garantita la continuità della serie storica dei dati limnologici sin qui raccolti, prezioso strumento diagnostico dello stato del lago. Sono proseguite anche le nuove ricerche di questo quinquennio, volte alla valutazione dell'impatto sulla qualità delle acque lacustri determinato da elementi di criticità recentemente evidenziatisi quali:

- 1) alterazioni idrologiche connesse con i cambiamenti climatici in atto;
- 2) modificazioni dell'idrodinamica lacustre legate al riscaldamento globale in atto;
- 3) alterazioni strutturali del popolamento zooplanctonico;
- 4) differenze areali dello stato trofico e potenziale funzione serbatoio di specie indesiderate delle aree a trofia più elevata.

I risultati del 2011 mostrano che il lago si mantiene in condizioni di oligotrofia.

## Inquadramento geografico

### SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara e V.C.O. (Piemonte); Varese e Como (Lombardia)

Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese

### COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO

Latitudine: 45° 57' N

Longitudine: 3° 47' W (da Monte Mario)

### CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepres.	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 km <sup>3</sup>
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area <sup>(1)</sup>	212,5 km <sup>2</sup>	Sviluppo del volume	1,44
Larghezza media	3,9 km	Perimetro	170 km
Profondità massima	370 m	Indice di sinuosità	3,07

Tempo teorico di rinnovo delle acque: considerato di ~ 4 anni ma in rivalutazione con le ricerche in corso.

### CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larg. media (dal lago)	37,6 km
Altitudine media	1.270 m s.l.m.	Indice di compattezza	1,58
Area (lago incluso) <sup>(2)</sup>	6.599 km <sup>2</sup>	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1

<sup>(1)</sup> 169,9 km<sup>2</sup> in territorio italiano e 42,6 km<sup>2</sup> in territorio svizzero

<sup>(2)</sup> 3.229,5 km<sup>2</sup> in territorio italiano e 3.369,5 km<sup>2</sup> in territorio svizzero

## Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2010 sul Lago Maggiore, le metodologie utilizzate per la raccolta ed il trattamento dei campioni, nonché le metodiche analitiche specifiche seguite per la loro valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi, sono state le stesse utilizzate in occasione delle precedenti campagne. L'ubicazione delle stazioni di campionamento è indicata nelle figure 1 e 4.4.

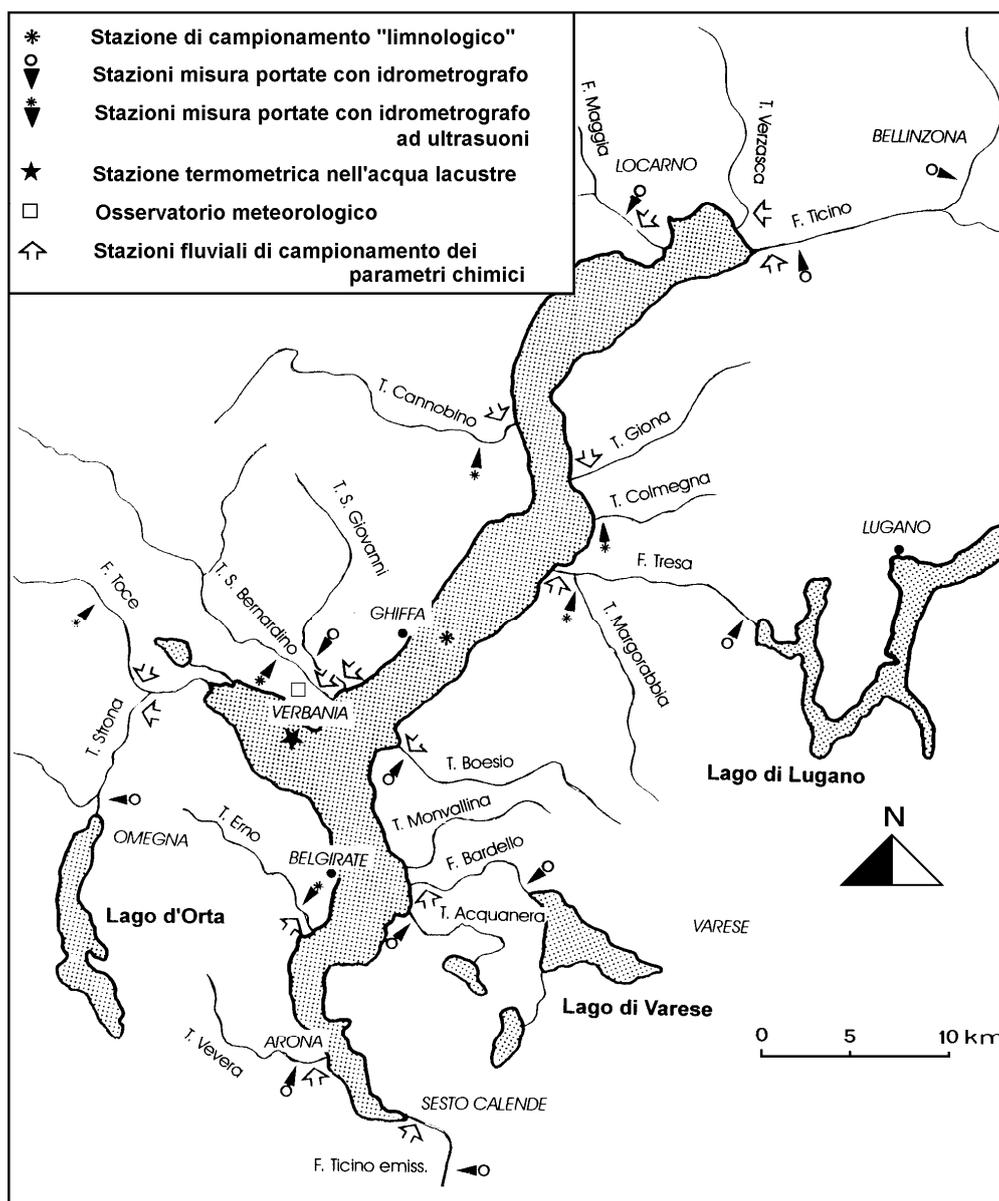


Fig. 1. Lago Maggiore, 2011. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

## Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T <sub>a</sub>	[°C]
Precipitazioni	P	[mm]
Evaporazione	E	[mm]
Percorso del vento	W	[km]
Direzione del vento	-	1/16 rosa dei venti
Portata	Q	[m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Temperatura dell'acqua del lago	T <sub>w</sub>	[°C]
Radiazione solare globale	Q <sub>s</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Radiazione solare riflessa	Q <sub>r</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Radiazione ad onda lunga	Q <sub>b</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Calore di evaporazione	Q <sub>e</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Calore di conduzione	Q <sub>h</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Calore accumulato dal lago	Q <sub>t</sub>	[cal cm <sup>-2</sup> ]
Flussi di calore	-	[cal cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]
<b>PARAMETRI CHIMICI</b>		
Ossigeno disciolto	O <sub>2</sub>	[mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> ]
Fosforo totale	TP	[μg P l <sup>-1</sup> ]
Fosforo reattivo	RP	[μg P l <sup>-1</sup> ]
Azoto ammoniacale	N-NH <sub>4</sub>	[μg N l <sup>-1</sup> ]
Azoto nitrico	N-NO <sub>3</sub>	[μg N l <sup>-1</sup> ]
Azoto inorganico	N <sub>in.</sub>	[μg N l <sup>-1</sup> ]
Azoto organico	N <sub>org.</sub>	[μg N l <sup>-1</sup> ]
Azoto totale	TN	[μg N l <sup>-1</sup> ]
Apporti areali	-	[mg m <sup>-3</sup> a <sup>-1</sup> ]
Carichi	-	[t a <sup>-1</sup> ] [g d <sup>-1</sup> ]
Conducibilità elettrica specifica	-	[μS cm <sup>-1</sup> ] (a 20°C)
Concentrazione idrogenionica	pH	[u]
Alcalinità totale	-	[meq l <sup>-1</sup> ]
Silicati reattivi	SiO <sub>2</sub>	[mg Si l <sup>-1</sup> ]
<b>PARAMETRI BIOLOGICI</b>		
Clorofilla	chl- <i>a</i>	[μg l <sup>-1</sup> ]
Feofitina	-	[mg m <sup>-3</sup> ]
Biomassa fitoplancton	-	[mm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ]
Biomassa zooplancton	-	[cm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ]
Densità zooplancton	-	[ind m <sup>-3</sup> ]
Concentrazione metalli	-	[mg kg <sup>-1</sup> ]
Particellato totale (Seston)	-	[mg l <sup>-1</sup> ]
Carbonio organico particellato	POC	[μg l <sup>-1</sup> ]
Carbonio organico totale	TOC	[μg l <sup>-1</sup> ]
Popolamento batterico eterotrofo	CMI	[cell 10 <sup>6</sup> ml <sup>-1</sup> ]

# 1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO

## 1.1. Caratteristiche idrologiche

### 1.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

I dati di precipitazione, per l'anno 2011, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (CNR-ISE), del Servizio Meteorologico Svizzero, dell'Ufficio dei Corsi d'Acqua, Dipartimento del Territorio del Canton Ticino, dell'ENEL, dell'Area Previsione e Monitoraggio Ambientale dell'Arpa Piemonte e del Consorzio del Ticino.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in tabella 1.1.1a insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-10 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2011 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 1.1.1a.

Tab. 1.1.1a. Lago Maggiore 2011. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm) (- dato mancante; dato ricostruito; *dato parziale*).

Stazione	Bacino	m	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
		s.l.m.													
AIROLO	Ticino immissario	1139	35	51	54	2	42	186	289	153	114	78	185	203	1392
PIOTTA	Ticino immissario	1007	24	15	49	8	53	185	314	129	170	66	137	120	1270
FAIDO	Ticino immissario	760	38	25	48	4	65	150	371	121	137	71	132	82	1244
COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	19	26	38	5	69	122	272	101	140	53	147	57	1049
BIASCA	Ticino immissario	291	49	36	43	10	75	157	396	189	175	56	202	57	1445
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	62	30	46	17	97	180	323	187	137	65	138	69	1351
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	815	57	36	56	11	94	225	303	159	172	49	132	49	1343
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1320	43	43	65	11	137	-	323	145	174	85	140	20	1186
GRONO	Ticino imm.-Moesa	350	37	46	64	24	100	176	222	125	125	79	155	23	1176
BELLINZONA	Ticino immissario	225	42	43	74	40	113	173	284	128	155	66	190	19	1327
MAGADINO (Aeroporto)	Lago Maggiore	197	49	44	78	23	117	185	272	149	172	77	221	17	1404
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	210	39	49	98	34	142	240	287	161	91	77	136	17	1371
CIMETTA	Lago Maggiore	1672	28	43	77	25	103	221	385	222	134	66	195	23	1522
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	366	46	51	98	34	78	244	383	212	118	70	227	17	1578
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	56	55	113	21	115	219	440	146	72	75	275	17	1604
LODRINO	Ticino immissario	275	52	37	44	13	76	231	359	232	155	55	159	31	1444
GNOSCA	Ticino immissario	247	38	39	55	24	69	161	180	153	99	64	140	20	1041
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	44	40	71	43	102	86	253	128	158	65	182	15	1187
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	905	17	25	45	5	99	180	265	113	147	77	136	52	1158
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	25	13	52	22	73	149	242	121	113	68	73	22	974
L. TOGGIA	Toce	2170	18	19	54	16	48	188	252	121	108	112	102	215	1253
L. SABBIONE	Toce	2462	8	20	33	21	78	138	207	100	116	75	79	160	1035
L. MORASCO	Toce	1820	27	27	52	30	38	219	294	159	113	80	181	186	1406
L. VANNINO	Toce	2175	7	26	70	19	39	176	238	118	107	77	161	111	1149
PONTE FORMAZZA	Toce	1300	5	17	80	10	64	130	186	75	31	43	46	78	765
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	11	23	88	36	61	191	204	164	117	49	216	28	1187

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	18	33	118	30	53	150	236	74	82	57	293	11	1155
DOMODOSSOLA	Toce	240	26	37	120	32	47	151	246	71	82	53	267	16	1149
CODELAGO	Toce-Devero	1885	17	27	92	31	73	190	211	106	117	102	178	124	1268
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	8	22	87	34	98	197	228	115	135	72	198	118	1312
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	12	26	101	55	49	229	221	126	119	63	204	105	1310
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1495	13	15	94	4	58	135	106	66	58	35	193	105	882
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	10	17	87	40	85	179	168	128	97	108	205	101	1225
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	11	26	113	32	83	302	300	161	125	57	312	22	1544
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	20	34	126	39	104	271	333	130	136	66	330	39	1628
PONETTO	Toce-Isorno	348	23	27	103	28	37	150	214	105	76	40	198	18	1018
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	22	24	103	28	59	181	275	80	78	57	274	9	1189
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	26	28	64	58	83	242	342	128	151	40	158	7	1325
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	18	27	110	38	58	219	271	89	142	52	273	26	1325
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	13	26	110	45	40	249	191	81	94	46	229	19	1143
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	27	31	147	54	61	230	201	74	98	59	280	13	1275
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2281	6	6	103	54	44	212	121	64	68	47	228	7	960
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1320	22	22	147	42	43	235	194	62	76	45	286	28	1202
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	10	21	51	27	42	227	169	80	71	27	33	21	779
MACUGNAGA (Fornarelli )	Toce-Anza	1185	23	31	141	39	67	250	174	74	83	47	255	28	1211
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	34	64	192	45	103	228	359	59	73	64	472	7	1701
OMEGNA	Toce-Strona	298	35	60	166	40	76	293	256	68	67	49	397	10	1515
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	31	68	157	46	45	235	218	32	35	43	382	4	1296
MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	46	48	200	47	97	297	295	77	64	62	483	6	1722
CEVIO	Maggia	418	41	46	99	14	103	146	405	132	124	69	244	47	1470
BOSCO GURIN	Maggia	1505	41	39	124	26	104	207	335	149	113	79	217	84	1518
MOSOGNO	Maggia	760	40	37	114	27	115	211	358	139	86	64	290	45	1526
FUSIO	Maggia	1300	26	25	66	8	82	203	350	98	123	68	177	91	1317
MAGGIA	Maggia	327	0	42	92	16	74	198	324	144	102	64	208	26	1290
CAMEDO	Maggia	550	39	40	108	22	113	208	394	113	92	67	369	19	1584
SONOGNO	Verzasca	925	54	44	91	12	120	235	517	204	168	94	239	69	1847
FRASCO	Verzasca	890	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AROSIO	Tresa	860	48	54	96	37	125	264	271	160	97	110	205	15	1482
ISONE	Tresa	810	45	49	85	30	116	237	312	147	129	80	275	22	1527
LUGANO	Tresa	273	44	45	89	24	107	186	261	70	83	53	205	14	1181
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	71	53	125	51	167	310	327	175	99	86	242	22	1728
PONTE TRESA	Tresa	274	60	65	111	21	123	263	243	83	55	57	260	12	1353
STABIO	Tresa	353	46	66	133	41	107	187	197	33	96	59	267	7	1239
MENDRISIO	Tresa	290	44	57	107	9	81	210	214	31	163	84	363	18	1382
GERMIGNAGA	Tresa	203	45	55	111	24	111	166	236	103	35	46	282	12	1226
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	43	45	128	19	104	268	440	97	85	88	343	13	1674
LUNECCO	Cannobino	415	47	54	131	22	90	258	-	-	-	72	339	15	1027
CANNOBIO	Cannobino	220	41	50	116	21	105	238	334	169	78	78	290	14	1535
MOTTAC	S. Bernardino	1695	39	36	130	34	87	271	303	80	124	98	378	6	1587
CICOGNA	S. Bernardino	770	52	66	170	34	98	279	356	61	89	58	426	16	1705
MIAZZINA	S. Bernardino	721	3	9	64	31	56	219	282	75	31	8	180	1	960
PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240	54	64	133	32	123	274	377	142	99	62	333	18	1711
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	40	5	7	114	-	-	-	-	-	-	-	-	166
CANDOGLIA	Toce	201	37	45	120	21	8	109	318	67	70	39	306	9	1147
PALLANZA	Lago Maggiore	211	46	63	154	24	93	214	267	110	33	68	406	13	1490
SOMERARO	Lago Maggiore	470	43	69	150	30	62	240	274	109	52	56	396	10	1490

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

MOTTARONE VETTA	Erno	1491	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MIORINA	Ticino emissario	195	11	69	150	26	34	200	131	26	39	38	309	1	1034
	2011		32	38	97	28	82	207	276	114	105	64	237	41	1299
	1978-10		73	62	98	169	208	160	134	158	184	193	140	80	1662
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

Nel 2011 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, circa 1300 mm, che rappresentano il 77% delle piogge che annualmente vi cadono. Il valore risulta quindi inferiore alla media di entrambi i periodi di riferimento (1978-2010 e 1921-1977). Il valore massimo registrato risulta quello della stazione di Sonogno, in Val Verzasca con 1847 mm e in sole altre 9 stazioni si sono registrati valori di pioggia superiori a 1600 mm, tra cui 1728 a Crana Torricella nel bacino del Tresa e 1722 mm a Mottarone. La stazione che ha registrate le piogge minori è stata Ponte Formazza con 765 mm; in altre 5 stazioni si sono registrati valori inferiori ai 1000 mm, quasi tutte situate nelle valli del Toce, tranne una, Miazzina, nell'Alto Verbano, dove si sono registrati 960 mm. Il 42% circa delle stazioni ha registrato valori di pioggia compresi tra i 1300 e i 1600 mm, e il 39% circa tra i 1000 e i 1300 mm.

Analizzando la figura 1.1.1a si nota chiaramente che si sono avute precipitazioni superiori rispetto alle medie pluriennali nei mesi di giugno, luglio e novembre, nella media nel mese di marzo, e valori al di sotto della media nei restanti mesi dell'anno; in particolare ad aprile si è registrato solo il 17% della pioggia che mediamente viene registrata nel mese. Tale condizione meteorologica particolare è stata anche segnalata all'interno del Notiziario statistico N. 2011.11 di MeteoSvizzera che segnala come il mese di aprile 2011 sia stato particolarmente secco caldo e soleggiato.

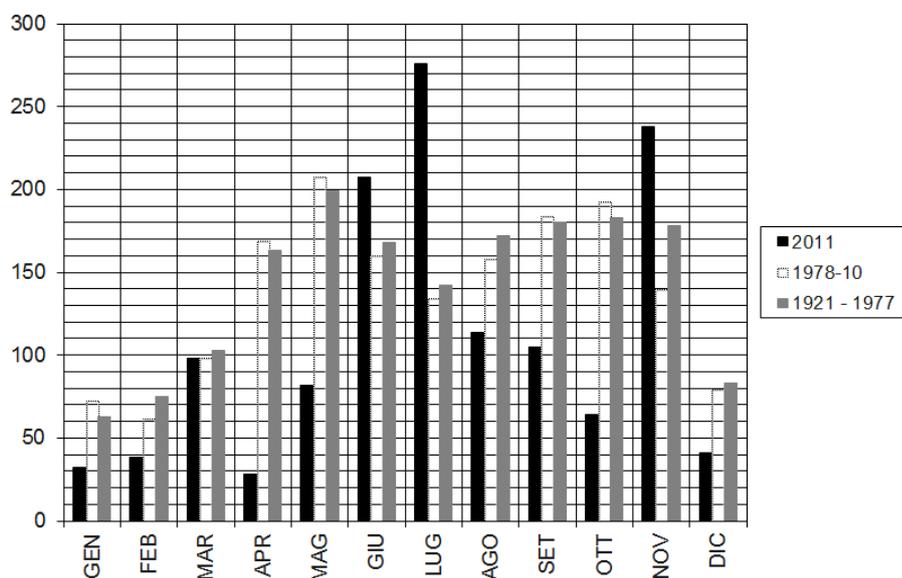


Fig. 1.1.1a. Andamento mensile delle piogge per l'anno 2011 e periodi di riferimento (1978-2010 e 1921-1977) a confronto

La distribuzione spaziale delle piogge presenta diversi nuclei con differenti valori di piovosità. Le aree caratterizzate dai maggiori valori di pioggia sono quelle comprese tra la Valgrande e la valle Cannobina, la zona del Lago d'Orta, la val Verzasca e la valle dell'Isorno. Le valli caratterizzate da minore piovosità risultano la val Formazza e la val Divedro.

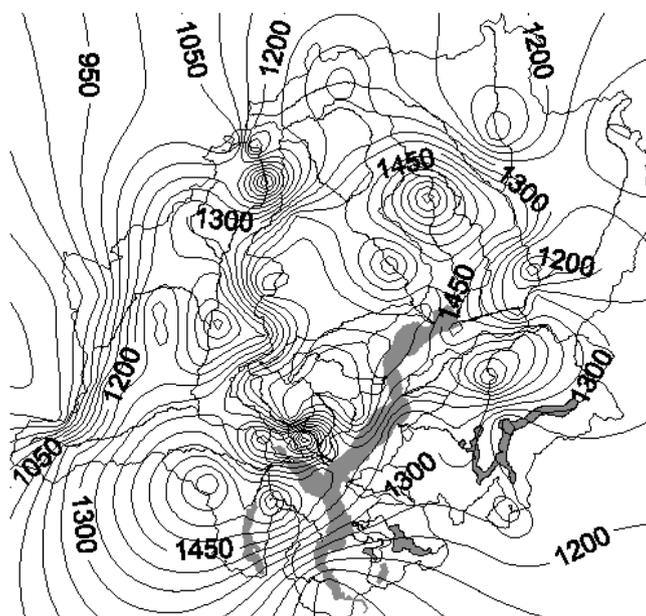


Fig. 1.1.1b. Isoiete del bacino Lago Maggiore per l'anno 2011.

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (tab. 1.1.1b) si sono registrate piogge superiori alla media in inverno e in estate (13% e 28% circa, rispettivamente), e inferiori in autunno (-23% circa), e di molto inferiori in primavera (-56% circa).

Tab. 1.1.1b. Piogge stagionali del 2011 e per i periodi di riferimento.

Periodo	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
2011	246	208	597	407
1978-10	215	475	453	517
1921-77	221	465	482	541

### 1.1.2. Deflussi

Nella tabella 1.1.2a, unitamente alle regioni amministrative di appartenenza, sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dei bacini dei corsi d'acqua, presi in considerazione, sia per quanto attiene ai principali immissari che all'emissario del Lago Maggiore.

I dati riguardanti i deflussi dei principali immissari e dell'emissario del Lago Maggiore, misurati nel 2011, attraverso le reti di rilevamento dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna e dei Consorzi del Bardello e del Ticino, sono riportati in tabella 1.1.2b.

Tab. 1.1.2a. Lago Maggiore 2011. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km<sup>2</sup>) e caratteristiche altimetriche (m).

Corso d'acqua	Regione Amministrativa	Area sez. misura	Quota sez. misura	Area totale	Altitudine massima	Altitudine mediana
Ticino immissario	Canton Ticino	1515,0	220	1616,21	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926,0	202	926,10	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107,0	215	110,42	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55,0	226	60,71	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125,0	225	130,84	2301	1228
Toce	Piemonte	1532,0	198	1774,11	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115,7	289	115,72	1643	595
Erno	Piemonte	25,0	220	25,64	1491	657
Vevera	Piemonte	21,0	196	21,43	912	449
Bardello	Lombardia	111,7	238	134,27	1227	284
Boesio	Lombardia	45,0	197	45,37	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94,5	197	94,59	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615,0	271	754,20	2245	650
Ticino emissario	Lomb.-Piemonte	6599,0	191	6599,00	4633	1283

L'andamento delle portate nel 2011 è stato determinato dalla bassa piovosità dell'anno e principalmente dalle scarse precipitazioni di aprile. Risultano ancora non funzionanti le stazioni idrometriche sul San Giovanni, Erno e Cannobino. Si è avuto un malfunzionamento dello strumento del torrente Boesio nei mesi centrali dell'anno (da aprile a luglio), e in alcuni giorni dei mesi di gennaio, febbraio, ottobre novembre e dicembre per quanto riguarda la Margorabbia. Mentre è stato possibile ricostruire le portate del torrente Margorabbia, sia per la brevità del malfunzionamento, sia per le caratteristiche idrologiche del torrente e per la presenza di strumenti di misura delle piogge nel suo bacino, si è deciso di non ricostruire quelle del torrente Boesio; tale decisione è dovuta sia all'estensione temporale e consecutiva della mancanza di dati, sia alla mancanza di strumenti di misura delle piogge all'interno del suo bacino imbrifero; la ricostruzione sarebbe stata imprecisa e non completamente corretta da un punto di vista idrologico. I valori mensili dei deflussi dei principali immissari del Lago Maggiore sono riportati nella tabella 1.1.2b.

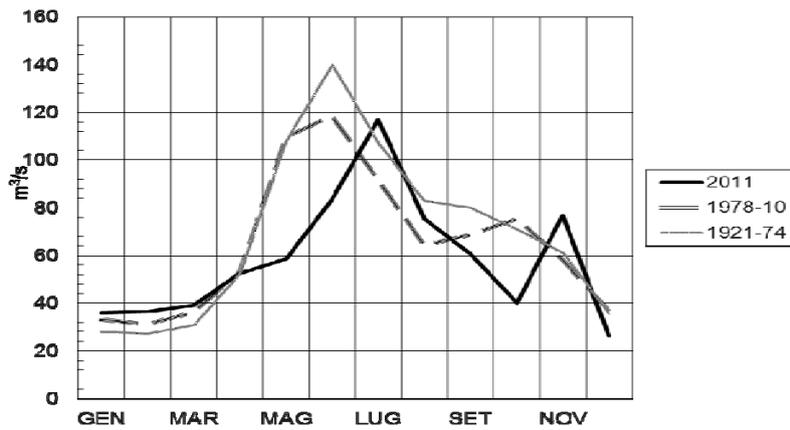
Tab. 1.1.2b. Portate medie mensili e annue del 2011 e dei periodi di riferimento (- dato mancante; \*) dato in attesa di validazione; *dato parziale*; *Dati ricostruiti*).

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO	
	2011	*	35,99	36,51	39,22	52,38	58,48	83,24	116,95	75,24	60,62	40,00	76,79	26,15	58,54
<b>TICINO IMM.</b>	1978-10'		32,93	31,10	36,22	53,11	109,52	118,61	91,63	64,23	68,69	75,35	58,19	36,78	64,88
	1921-74		28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
<b>CANNOBINO</b>	2011	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-10		2,63	2,61	4,77	8,67	10,52	6,79	4,82	4,64	7,39	8,92	6,45	4,10	6,17
<b>S. GIOVANNI</b>	2011	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-06		1,15	0,97	1,71	3,44	3,83	2,67	1,84	1,21	2,75	3,91	2,69	1,35	2,29
	2011	*	2,33	2,38	5,23	11,82	15,16	8,47	5,29	<b>4,75</b>	<b>8,56</b>	11,50	6,81	3,28	<b>7,13</b>
<b>S. BERNARDINO</b>	1978-10		2,07	2,13	5,00	11,81	14,98	8,47	4,65	3,76	8,79	11,26	7,49	3,40	7,00
	1955-69		2,10	2,92	4,74	9,76	10,60	10,50	4,92	5,85	8,93	9,17	9,42	3,76	6,88
	2011	*	31,76	26,07	35,34	42,58	46,68	80,17	81,69	42,37	39,09	23,12	95,54	25,55	47,49

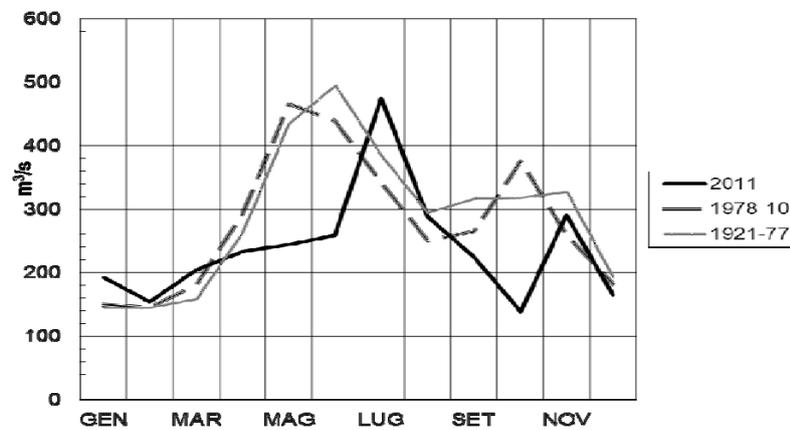
TOCE	1978-10	26,56	25,95	33,53	59,89	116,78	119,40	81,41	59,12	66,24	79,99	60,53	33,08	63,63	
	1936-64	30,90	30,00	34,90	59,70	105,10	127,10	93,40	74,30	73,50	72,10	64,90	37,80	67,10	
NIGUGLIA	2011	*	3,41	2,43	3,41	2,94	1,40	2,78	4,37	2,45	1,24	0,57	6,11	2,15	2,74
	1979-10		<u>2,74</u>	<u>2,25</u>	<u>2,98</u>	<u>5,56</u>	<u>7,52</u>	<u>5,91</u>	<u>3,6</u>	<u>2,4</u>	<u>3,21</u>	<u>6,69</u>	<u>5,48</u>	<u>3,71</u>	<u>4,34</u>
	1941-60		3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2011	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-07		0,70	0,60	0,94	1,43	1,55	1,11	0,68	0,54	0,90	1,60	1,06	0,69	0,98
VEVERA	2011	*	0,26	0,14	0,27	0,04	0,004	0,01	0,001	0,001	0,0005	0,001	0,15	0,002	0,07
	1978-10		0,55	0,47	0,55	0,77	0,89	0,66	0,38	0,28	0,36	0,79	0,63	0,51	0,57
BARDELLO	2011	*	2,28	1,95	1,58	2,03	1,71	1,81	1,62	0,96	0,8	0,78	2,54	2,48	1,85
	1978-10		2,64	2,48	2,71	3,13	4,19	3,84	2,59	1,31	2,24	2,92	2,90	2,57	2,80
	1939-56		2,55	2,84	2,73	3,22	3,90	3,32	2,91	1,87	2,25	2,60	3,43	2,81	2,87
BOESIO	2011	*	0,78	0,56	<b>0,45</b>	-	-	-	-	1,17	4,70	2,96	1,06	0,56	<b>1,64</b>
	1978-10		1,37	1,09	1,47	2,18	2,58	1,93	1,32	0,85	1,34	2,18	1,89	1,22	1,59
MARGORABBIA	2011	*	<u>1,63</u>	<u>1,01</u>	1,63	1,09	0,60	1,09	1,63	0,94	0,29	<u>0,12</u>	<u>2,28</u>	<u>1,01</u>	<u>1,26</u>
	1978-10		2,49	2,26	3,13	4,43	5,16	3,80	2,18	1,43	2,25	4,69	4,41	2,46	3,28
TRESA	2011	*	26,47	14,71	14,75	16,71	15,94	20,22	29,81	17,47	12,73	8,18	27,45	8,01	17,71
	1978-10		14,32	12,68	17,02	29,91	40,15	31,35	22,04	15,63	20,48	28,91	26,14	17,24	23,01
	1923-74		16,10	14,90	17,70	27,80	36,60	34,60	25,30	19,10	20,70	24,10	33,80	23,30	24,50
TICINO EMISS.	2011	*	192,65	154,14	203,74	233,50	244,39	259,07	474,81	288,00	224,35	138,16	290,53	164,68	239,56
	1978-10		149,14	145,24	180,57	292,48	465,91	439,16	341,51	250,84	265,28	375,14	259,37	182,10	280,47
	1921-77		145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

La maggior parte delle portate annuali registrate sono state inferiori alla media del o dei periodi di riferimento, ad eccezione di quella del San Bernardino che è stata leggermente superiore. In particolare la Vevera e la Margorabbia hanno fatto registrare solo il 13% e il 38% delle loro portate medie annuali, rispettivamente. Portate superiori alla media sono state registrate in alcuni mesi e per alcuni corsi d'acqua, ad esempio a novembre per il Toce e il Niguglia, a settembre per il Boesio, a luglio per la Tresa, il Ticino Immissario ed Emissario, ad aprile per il San Bernardino. I valori minimi annuali si sono registrati a gennaio per il San Bernardino e tra ottobre, novembre e dicembre per tutti gli altri corsi d'acqua. Nella figura 1.1.2a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino, Immissario ed Emissario e del Toce.

a



b



c

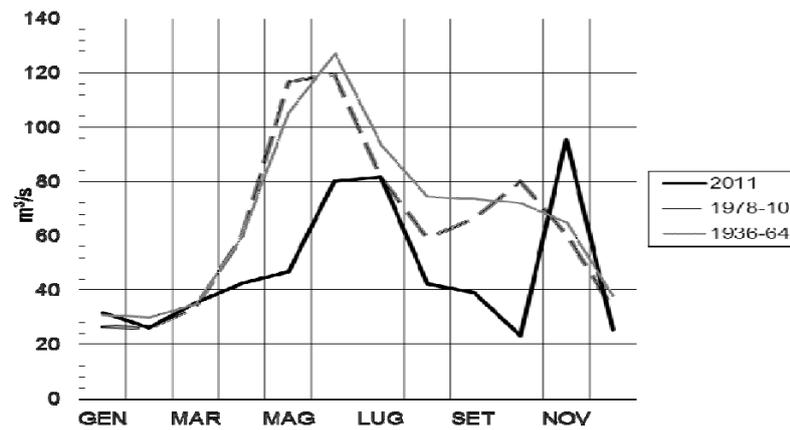


Fig. 1.1.2 a (Ticino), b (Ticino emissario), c (Toce). Lago Maggiore 2011. Regime delle portate.

L'andamento mensile dei corsi d'acqua risulta molto diversificato. Per quanto riguarda il Ticino Immissario, Emissario e il Toce si evidenziano due picchi a luglio e a novembre e due periodi di magra, gennaio-febbraio e ottobre. Per il Niguglia, la Margorabbia, la Tresa e il Bardello si sono avuti più picchi e più periodi di magra.

## 2. PROFONDITA' DI MESCOLAMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE

### 2.1. Profondità di mescolamento

La verifica dell'effettiva profondità dello strato mescolato invernale nel Lago Maggiore nel 2011 è stata condotta, come al solito, attraverso una lunga serie di sopralluoghi nel suo punto più profondo: lo scopo era appunto di analizzare la distribuzione verticale, lungo l'intera colonna d'acqua, di alcuni parametri fisici e chimici (temperatura e concentrazioni di ossigeno disciolto, nitrati e silicati). Si è visto che anche quest'anno, come del resto negli ultimi 40 anni, l'omogeneizzazione delle sue acque per moti convettivi è risultata incompleta, (Ambrosetti et al. 2010). Quest'ultimo evento ormai è divenuto per il Lago Maggiore più l'eccezione che la regola. Questo è dovuto al fatto, ormai ampiamente confermato a livello mondiale, che negli ultimi decenni si è verificata la tendenza ad un accumulo di calore nelle acque dei grandi laghi tale da impedire la loro circolazione completa.

Le stesse indagini hanno confermato quanto già sottolineato nei vari rapporti annuali circa gli effetti sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici: in particolare vento, radiazione solare temperature dell'aria e dell'acqua superficiale, responsabili nel produrre o nel limitare l'energia necessaria ad indurre moti convettivi dalla superficie al fondo del lago. Sull'intero bacino lacustre verbanese è notevolmente diminuito nel 2011 il percorso totale invernale del vento (9.793 km), risultato il minimo degli ultimi 10 anni, e in particolare in febbraio con 2.364 km si supera di poco il minimo mensile del 1998 (2.124 km). Ciò ha limitato il mescolamento verticale e non è stata sufficiente, a sopperire alla mancanza di vento, la differenza di temperatura media invernale tra acqua-aria risultata di soli 3.5°C (contro una media di 4.1 °C degli ultimi 15 anni), che ha determinato elevate perdite energetiche ad onda lunga, di evaporazione e sensibile, come risulta dal bilancio termico del lago.

Negli ultimi decenni, risentendo dell'evoluzione climatica globale, il lago è stato caratterizzato da un progressivo riscaldamento (+0.0122 MJ m<sup>-2</sup> per anno) pur evidenziando nel 2011 una diminuzione del calore totale contenuto nelle sue acque come risulta dalla Fig.2.1 dove è rappresentato l'andamento mensile dell'energia totale presente nelle acque del lago. Il calore nell'intera massa nell'inverno 2011 è in calo, soprattutto in febbraio (4.876 MJ m<sup>-2</sup>) e in estate (6.051 MJ m<sup>-2</sup> in agosto), con valori sui livelli del 2007. Nonostante questo nel 2011 la circolazione delle acque del lago è risultata, come detto, ancora limitata. Il tutto è confermato dal fatto che il contenuto calorico nell'ipolimnio profondo, sede della così detta "*memoria climatica*" (Ambrosetti & Barbanti, 1999), dopo una perdita iniziale di 27 MJ m<sup>-2</sup> tra gennaio e febbraio, si stabilizzata per tutto l'anno sui 1410 MJ m<sup>-2</sup>, come si può osservare in Fig.2.2.

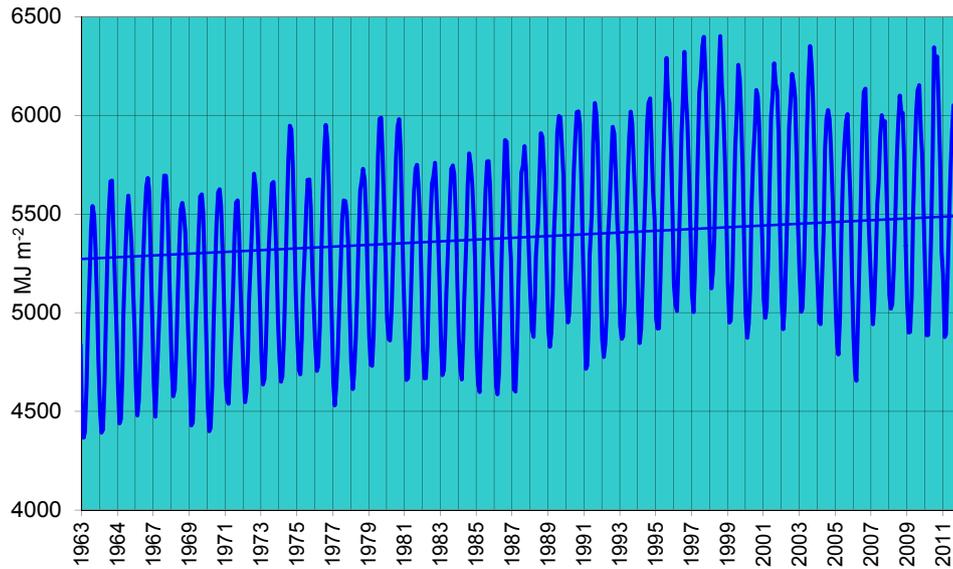


Fig. 2.1. Contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963- 2011

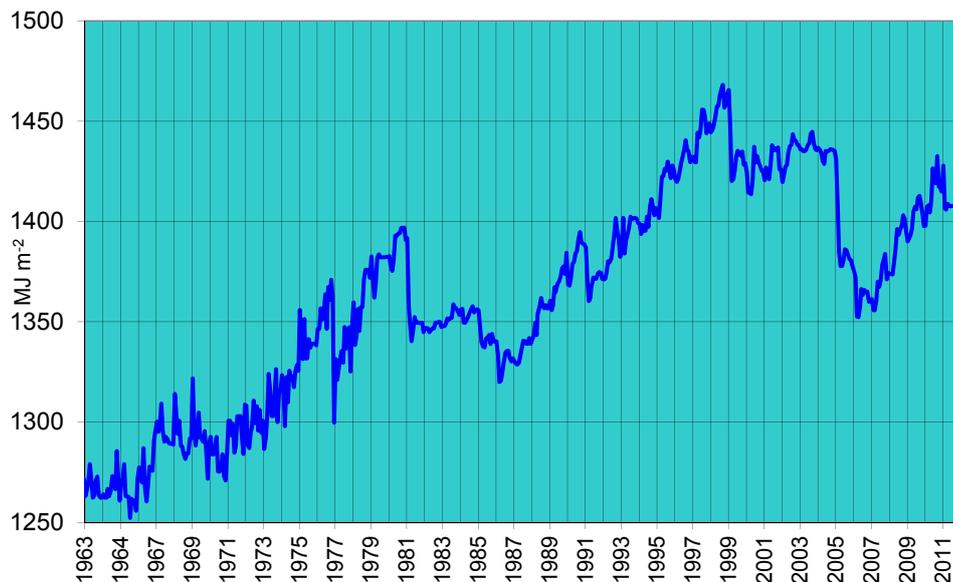


Fig.2.2. Andamento della memoria climatica nel Lago Maggiore periodo 1963-2011

Per quanto riguarda il mescolamento per moti convettivi, nell'inverno 2010-2011 non si sono superati i 100 metri di profondità. La causa va ricercata, come detto, nella situazione meteorologica invernale che si è instaurata sull'areale lacustre; per altro non si sono avuti inserimenti di acqua di origine litorale nell'ipolimnio profondo così come si era verificato in passato.

In Fig 2.3 è presentata la concentrazione di  $O_2$  dalla superficie al fondo del lago misurata a Ghiffa nel 2011. Le isolinee si mantengono all'incirca allo stesso livello per tutto l'anno a dimostrazione che l'ossigenazione per moti convettivi si è limitata entro i livelli superficiali. Sul fondo del lago a febbraio compare l'isolinea dei  $6.5 \text{ mg l}^{-1}$  alla quale segue un consumo di ossigeno che va accentuandosi nei mesi seguenti, tanto che a ottobre e a dicembre la concentrazione di  $O_2$  scende sotto i  $6.0 \text{ mg l}^{-1}$ . Una ulteriore conferma della limitata circolazione viene fornita dalla distribuzione verticale della

temperatura dell'acqua lacustre, che presenta nel trimestre invernale tra 50 e 100 metri modesti salti termici (pochi decimi di grado), comunque sufficienti ad impedire il proseguimento del mescolamento oltre queste profondità.

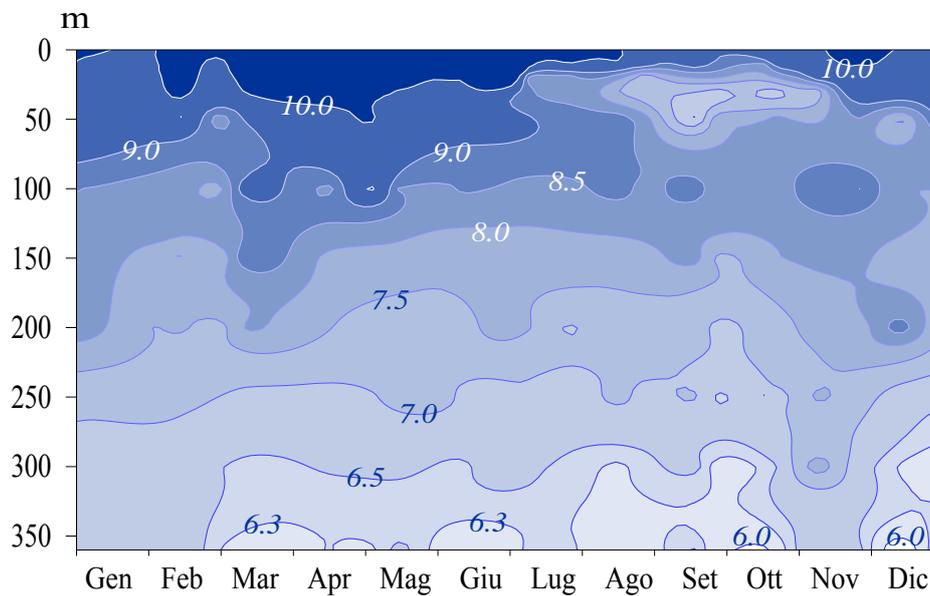


Fig.2.3. Distribuzione verticale della concentrazione di O<sub>2</sub> (mg l<sup>-1</sup>) nel 2011.

Anche i valori della stabilità termica (che rappresenta la quantità di energia necessaria per omogeneizzare la colonna d'acqua) comprovano il limitato mescolamento verticale. I profili verticali di Fig.2.4 mostrano a dicembre 2010 e gennaio 2011 una resistenza ai moti convettivi attorno a 50 m di profondità per effetto della persistenza di gradienti termici lungo la colonna; in febbraio quest'ultimo effetto è invece evidenziato dall'incremento della stabilità in tutti gli strati tra i 50 e i 100 m di profondità. La curva di marzo, e ancor più quella di aprile, mostrano infine come il mescolamento convettivo si sia ormai interrotto e sia già iniziata la fase di riscaldamento del lago

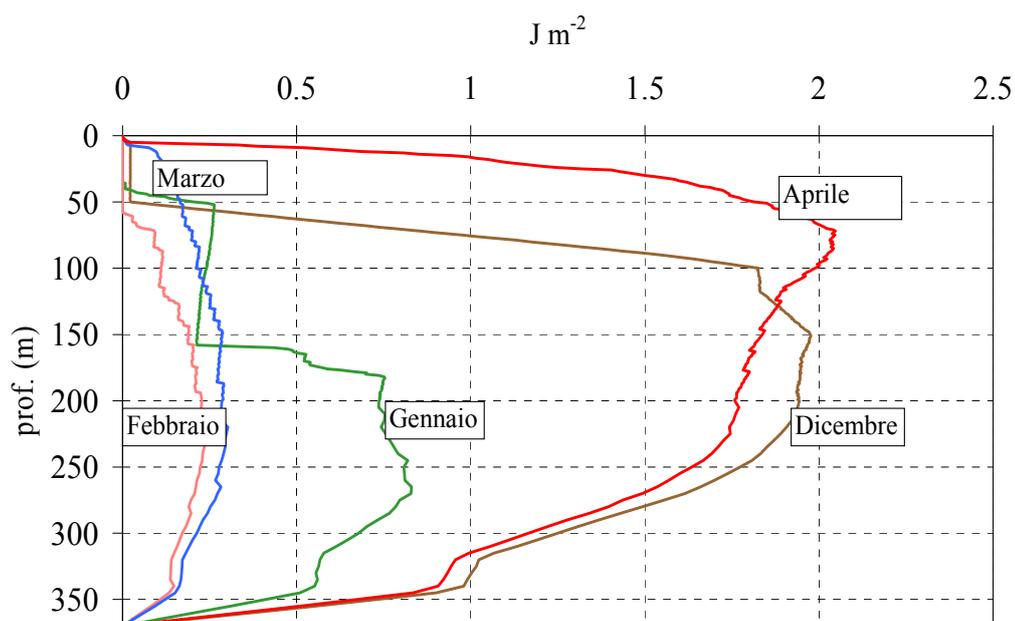


Fig.2.4. Sequenza temporale della distribuzione verticale della stabilità del Lago Maggiore da dicembre 2010 ad Aprile 2011.

## 2.2- Tempo di residenza delle acque del Lago Maggiore

In una precedente serie di simulazioni numeriche era stato definito il quadro delle strutture termiche e del regime idrodinamico del Lago Maggiore e, successivamente, attraverso l'uso di markers lagrangiani (privi di massa) si era ottenuta una prima valutazione dei tempi di residenza delle acque nella conca lacustre.

Per proseguire nello studio del tempo di ricambio del lago attraverso la propagazione di un tracciante inquinante idrosolubile e successivamente reattivo nelle acque del Lago Maggiore, si è reso necessario procedere ad una ricostruzione numerica della struttura della turbolenza nella sua parte più superficiale.

Ciò è dovuto al fatto che il moto turbolento di ciascun corpo d'acqua è il maggior responsabile dei reali meccanismi di diffusione/dispersione ed esercita un controllo decisivo sulla stratificazione termica, sul ricambio degli strati lacustri, sulla diluizione degli inquinanti e su tutti i processi biogeochimici.

In particolare la turbolenza, proprietà di un fluido caratterizzato da un moto disordinato, determina un forte incremento della rata dello scambio di quantità di moto, di calore e di specie chimiche.

La rappresentazione matematica della parte di questo incremento non prodotto dal movimento macroscopico del fluido (convezione) è formalmente uguale a quella delle classiche leggi di Newton (trasferimento della quantità di moto per viscosità), di Fourier (trasferimento di calore per conduzione) e di Fick (trasferimento di massa per diffusione),

dove i coefficienti molecolari (viscosità, conduttività del calore e diffusività di massa) sono rimpiazzati dai coefficienti eddy (e/o apparente, e/o turbolento, e/o effettivo).

Una descrizione dettagliata del modello matematico usato nel presente studio può essere trovata nei lavori presentati alla CIP AIS, in Castellano et al. 2008 e in Castellano et al. 2010

L'analisi "soluzione" è ottenuta da una procedura numerica iterativa basata sulla discretizzazione di volumi finiti e i risultati sono stati ottenuti usando un reticolo di calcolo formato da 58 strati orizzontali di spessore non uniforme (che aumentano con la profondità), ciascuno suddiviso in 58 celle nella direzione x (direzione Ovest-Est) e 225 celle nella direzione y (direzione sud-nord) (Fig.2.5). I dati meteorologici e di portata dei fiumi tributari usati come inputs sono stati quelli misurati nell'anno 2002, scelto come caso rappresentativo.

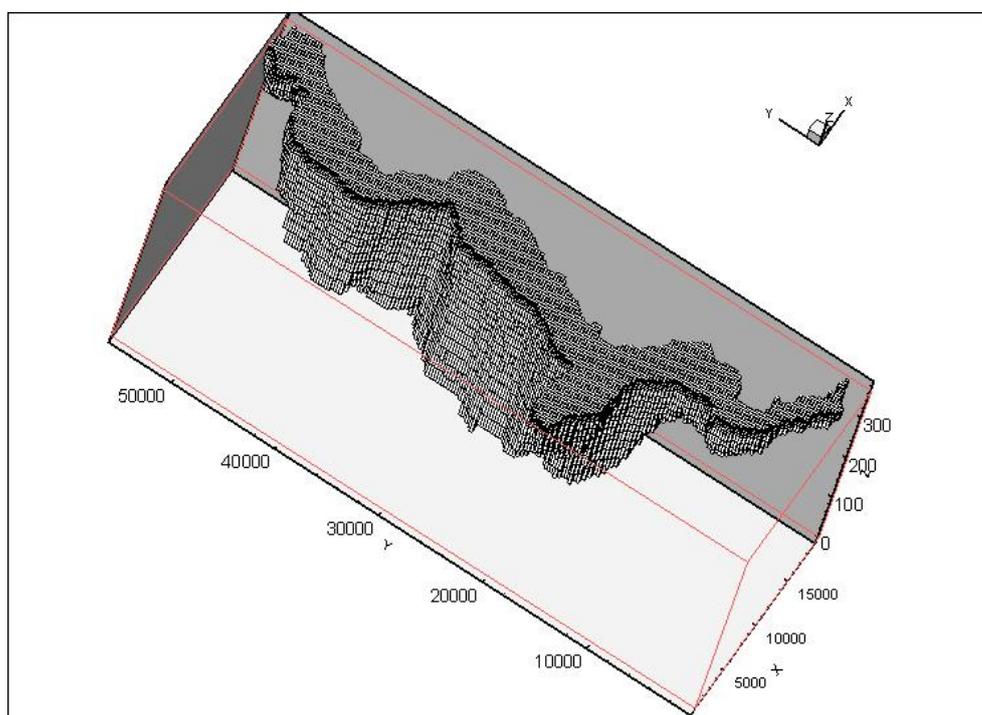


Fig. 2.5. Esempio delle maglie del reticolo sull'intera geometria del Lago Maggiore.

Come in molti lavori pubblicati su questo argomento (Saggio e Imberger, 2001; Wüest e Lorke, 2003; Shimizu et al., 2007; Folkard 2008), per evidenziare l'effetto della turbolenza sui processi di mescolamento nei laghi sono stati scelti come riferimento i profili medi verticali della temperatura. Le Fig. 2.6 - 2.17 mostrano il confronto tra i risultati della simulazione e i dati sperimentali acquisiti da sistematiche campagne di misure in situ.

L'accordo è soddisfacente e particolarmente significativo dove le parti iniziali dei profili sono sinuosi perché, come dimostrato dai risultati numerici, sono strettamente connessi con il comportamento della struttura grossolana della turbolenza come mostrato in Tab. 2.1.

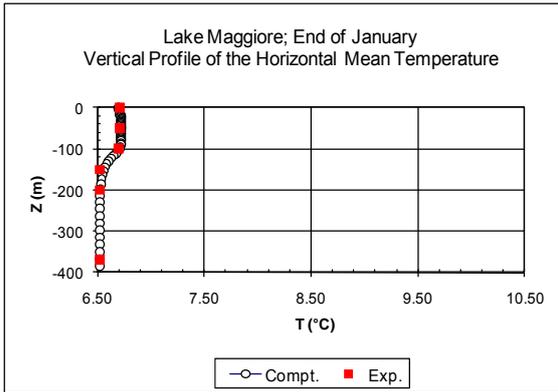


Fig.2.6a. Profilo verticale 0-370 m

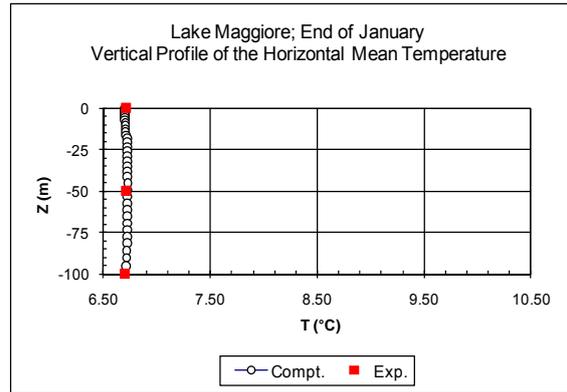


Fig.2.6b. Profilo verticale 0-100 m

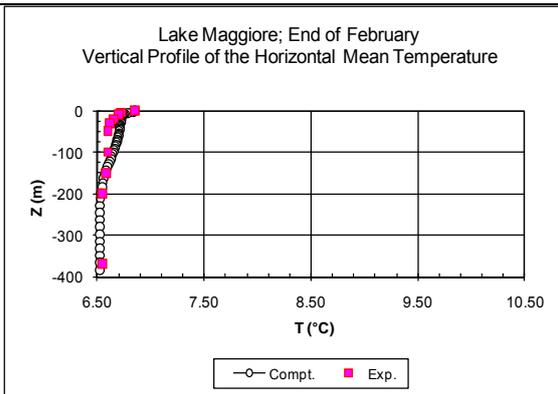


Fig.2.7a. Profilo verticale 0-370 m

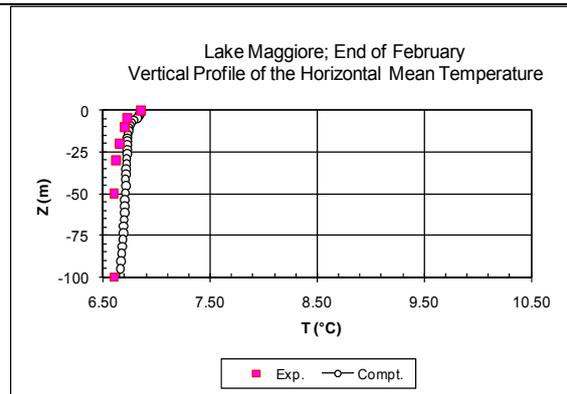


Fig.2.7b. Profilo verticale 0-100 m

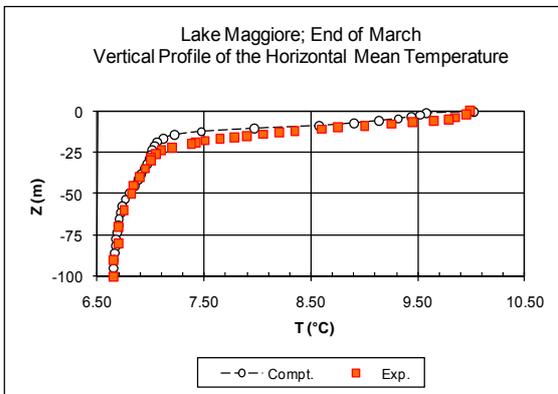


Fig.2.8. Profilo verticale 0-100 m

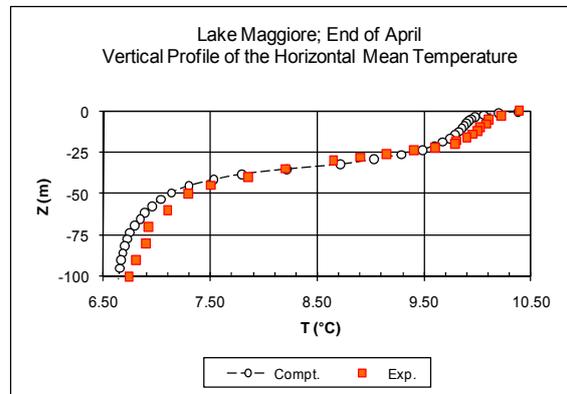


Fig.2.9. Profilo verticale 0-100 m

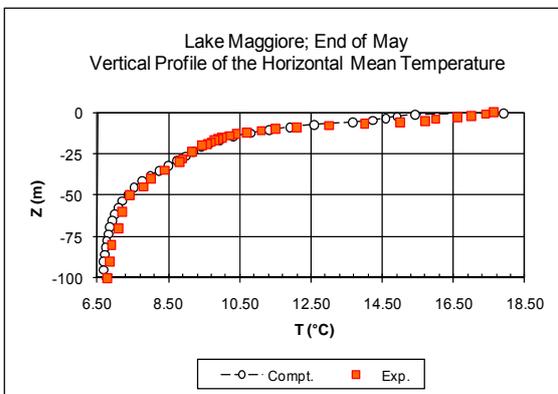


Fig.2.10. Profilo verticale 0-100 m

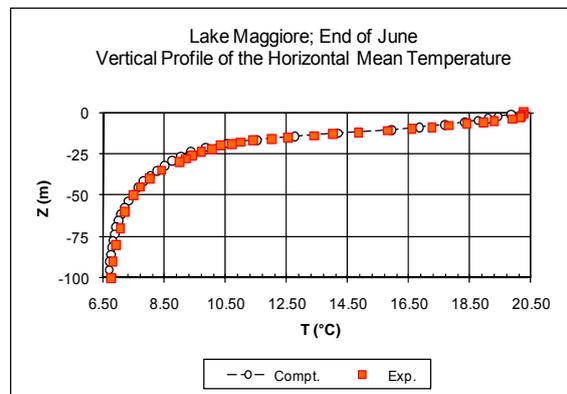


Fig.2.11. Profilo verticale 0-100 m

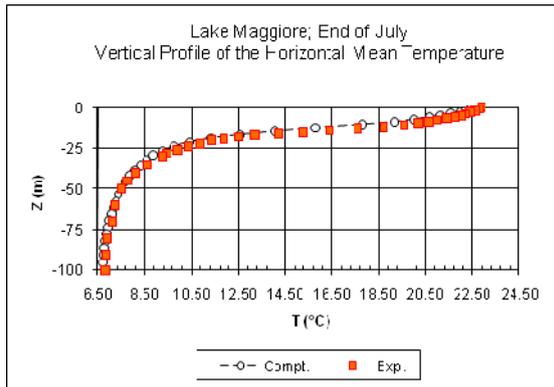


Fig.2.12. Profilo verticale 0-100 m

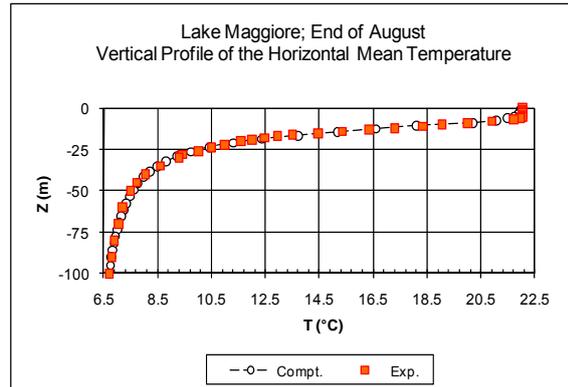


Fig.2.13. Profilo verticale 0-100 m

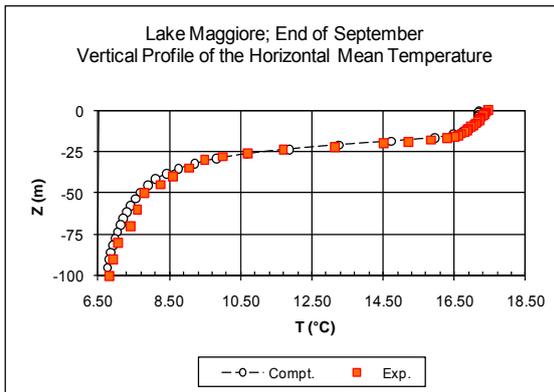


Fig.2.14. Profilo verticale 0-100 m

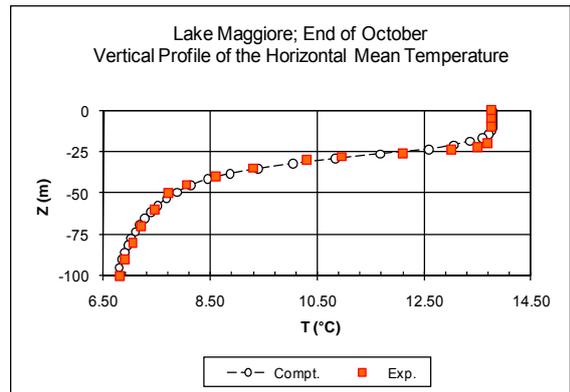


Fig.2.15. Profilo verticale 0-100 m

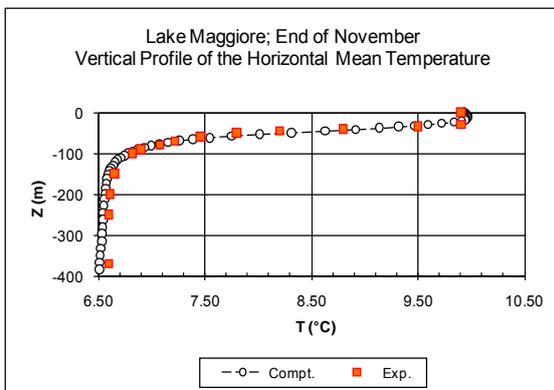


Fig.2.16a. Profilo verticale 0-370 m

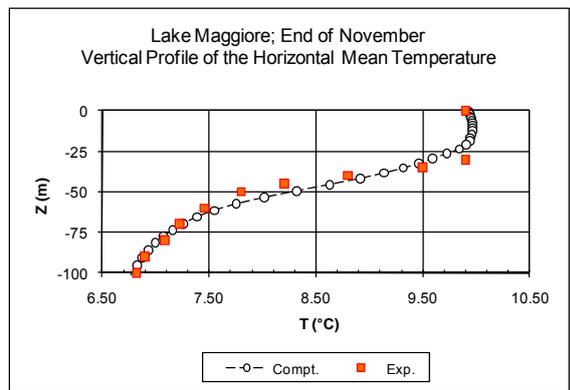


Fig.2.16b. Profilo verticale 0-100 m

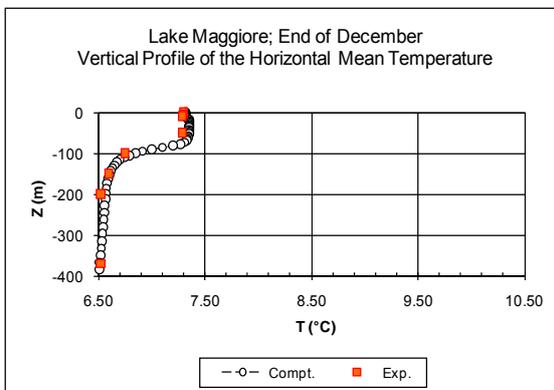


Fig.2.17a. Profilo verticale 0-370 m

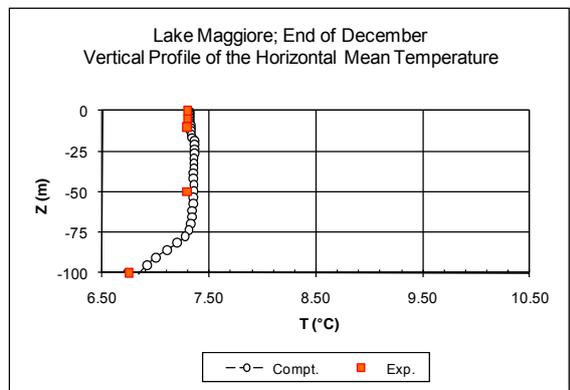


Fig.2.17b. Profilo verticale 0-100 m

TABLE 4.1 Vertical Behaviour of the Normalized Eddy Viscosity as Computed by the Numerical Simulations

Month	Z (m)	Normalized Eddy Viscosity	Month	Z (m)	Normalized Eddy Viscosity	Month	Z (m)	Normalized Eddy Viscosity
January	0.0↔ -5.0	1.0	April	-25.0 ↔-27.4	0.83	July	-12.0 ↔ -370	<10 <sup>-5</sup>
	-5.0↔ -8.15	1.0		-27.4 ↔-30.3	0.67	August	0.0↔ -9.0	1.0
	-8.15↔ -15.61	1.0		-30.3 ↔-33.8	0.50		-0.9↔ -12.0	0.012
	-15.61 ↔ -24.89	1.0		-33.8 ↔-38.2	0.33		-12.0↔ -15.0	0.01
	-24.89 ↔-370	<10 <sup>-5</sup>		-38.2 ↔-43.4	0.17		-15.0↔ -42.0	0.001
February	0.0↔ -2.0	1.0		-43.4 ↔-82.0	0.03		-42.0↔ -370.0	<10 <sup>-4</sup>
	-2.0↔ -5.0	0.5		-82.0 ↔-370	≈0.0	September	0.0↔ -1.0	0.75
	-5.0↔ -8.5	0.5	May	0.0↔ -6.0	1.0		-1.0↔ -2.0	0.875
	-8.5↔ -15.61	0.5		-6.0↔ -33.0	4.0·10 <sup>-4</sup>		-2.0↔ -18.0	1.0
	-15.61 ↔-25.0	0.5		-33.0 ↔-370	<10 <sup>-4</sup>		-18.0↔ -21.0	0.25
	-25.0↔ -47.58	0.5	June	0.0↔ -6.0	1.0		-24.0↔ -370.0	<10 <sup>-6</sup>
	-47.58 ↔-370	<10 <sup>-8</sup>		-6.0↔ -12.0	0.63	October	0.0↔ -24.0	1.0
March	0.0↔ -2.0	1.0		-12.0 ↔-15.0	0.01		-24.0↔ -370	<10 <sup>-6</sup>
	-2.0↔ -4.0	0.02		-15.0 ↔-42.0	0.001	November	0.0↔ -1.0	1.0
	-4.0↔ -9.0	0.01		-42.0 ↔-370	<10 <sup>-4</sup>		-1.0↔ -15.0	0.05
	-9.0↔ -10.0	0.005	July	0.0↔ -4.0	1.0		-15.0↔ -370	<10 <sup>-6</sup>
	-10.0↔ -24.0	0.001		-4.0↔ -6.0	0.94	December	0.0↔ -12.0	1.0
	-24.0↔ -370	<10 <sup>-3</sup>		-6.0↔ -9.0	0.82		-1.2↔ -33.0	0.1
April	0.0↔ -25.0	1.0		-9.0↔ -12.0	0.35		-33.0↔ -370	<10 <sup>-6</sup>

Il valore assoluto di riferimento della eddy viscosità cinematica totale (orizzontale più verticale) ( $v_t = u_t/\sigma$ ) è nell'intervallo tra  $10^{-5}$  e  $10^3$  m<sup>2</sup>/s (il valore molecolare è  $10^{-6}$  m<sup>2</sup>/s) compatibile con i risultati trovati da altri autori con ricerche sia per via teorica che sperimentale su altri laghi (Kok 1978; Trevethan e Aoki 2009). Come si può osservare nella Tab. 2.1, la struttura della turbolenza evidenzia notevoli variazioni durante l'anno e il suo effetto si sviluppa entro uno spessore di 48 metri in febbraio e di soli 12 m in luglio. Particolare attenzione merita quanto mostrato in Fig. 2.18 dove è riportato l'andamento mensile dello spessore della zona turbolenta calcolata (zona dove la eddy viscosità è superiore a  $10^{-5}$ ). In essa è visibile il massimo in febbraio nel momento di maggiore mescolamento verticale del lago e un decadimento nei mesi primaverili; un minimo piuttosto evidente in luglio quando il lago raggiunge il punto più elevato di stabilità, nel momento in cui il termoclinio presenta il suo massimo gradiente termico. Da settembre la turbolenza subisce una diminuzione, per poi aumentare nel periodo

invernale quando il lago inizia la sua fase di destratificazione con perdita di calore superficiale e aumento dello spessore dello strato mescolato.

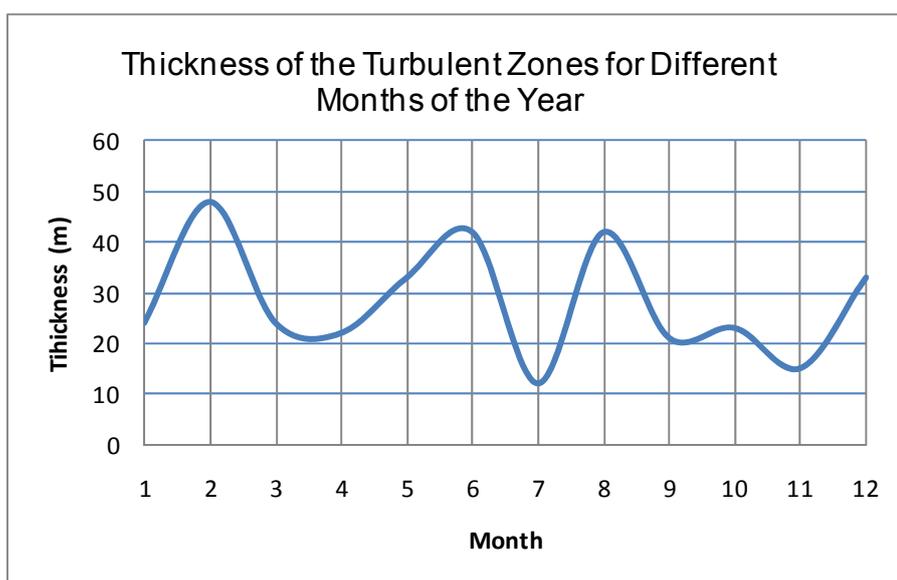


Fig. 2.18. Spessori della zona turbolenta durante l'anno.

La figura pone in evidenza che la zona di un certo mescolamento turbolento è sempre troppo piccola per garantire, anche in aggiunta al trasporto convettivo, una diluizione sostenibile di ogni inquinante, in altre parole il Lago Maggiore sembra essere un ecosistema molto delicato che richiede una grande attenzione.

Benché basata solo su uno studio numerico, la ricostruzione della struttura grossolana della turbolenza nel Lago Maggiore descritta in questo lavoro sembra essere un risultato plausibile. Il buon accordo tra i dati sperimentali e numerici circa i profili verticali della temperatura, assieme alla somiglianza con i diversi risultati disponibili in letteratura, danno un supporto convincente a questo. Da quanto prodotto, lo studio dimostra che il lago Maggiore ha una modesta capacità di diluizione meccanica (convettiva-dispersiva) degli inquinanti e di scarsa turbolenza totale limitando così il mescolamento. Di questo si dovrà tenere conto nel proseguo della determinazione del tempo reale di ricambio delle sue acque.

## BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climatic change. *J. Limnol.*, 58(1): 1-9.
- Ambrosetti, V., L. Barbanti, & E.A. Carrara. 2010. Mechanism of hypolimnion erosion in a deep lake (Lago Maggiore, N.Italy). *J. Limnol.*, 69(1): 3-14.
- Castellano L., Ambrosetti V.& Sala N. 2008. *About the use of computational fluid dynamic (CFD) in the framework of physical limnological studies on a Great Lake.* In: Reflexing interfaces. Information Science Reference, Hershey, New York, London: 257-277.
- Castellano L., Ambrosetti W., Barbanti & L., Rolla A. 2010. The Residence Time of the Water in Lago Maggiore (N. Italy): First Results from an Eulerian-Lagrangian Approach, *J. Limnol.*, 69: 15-28.

- Folkard A.M. 2008. Temperature Structure and Turbulent Mixing Processes in Cumbrian Lakes. *North West Geography*, 8: 42-50.
- Kok G.J.G. 1978. *Energy Exchange between Deep Lakes and the Atmosphere and the Consequences for the Wind-Mixed Layer, Modelling the Water Quality of the Hydrological Cycle*, Proceedings of the Baden Symposium, September 1978, convened jointly by IIASA and IAHS, n°125:151-160.
- Saggio A. & J Imberger. 2001. Mixing and Turbulent Fluxes in the Metalimnion of Stratified Lakes. *Limnol. Oceanogr*, 46(2): 392-409.
- Shimizu K., J. Imberger & M. Kumagai. 2007. Horizontal Structure and Excitation of Primary Motions in a Strongly Stratified Lake. *Limnol. Oceanogr*, 52(6): 2641–2655.
- Trevethan M. & S.Aoki. 2009. Initial Observations on Relationship between Turbulence and Suspended Sediment Properties in Hamana Lake Japan. *Journal of Coastal Research*, 56: 1434-1438
- Wüest A.& A. Lorke. 2003. Small-Scale Hydrodynamics in Lake. *Annu. Rev. Fluid Mech.*, 67: 373–412.

### 3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI

#### 3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica

Le indagini sulla caratterizzazione della rete trofica pelagica lacustre mediante analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto sono proseguite nel 2011 affiancando alle analisi sui diversi taxa che contribuiscono alla densità di popolazione totale e alla biomassa dello zooplancton di rete in modo differente nei diversi momenti stagionali, quelle relative al campione zooplanctonico in toto. Questo al fine di meglio caratterizzare il fingerprint della fonte pelagica a sostegno della produzione dei pesci che, almeno durante gli stadi giovanili, utilizzano lo zooplancton come fonte di alimento. La raccolta dei campioni di "pool" zooplancton, effettuata in contemporanea con le raccolte dei campioni per la determinazione e il conteggio dei diversi taxa è stata condotta con retini a bocca larga, armati con reti a maglia più larga di quelle utilizzate per le analisi di dettaglio relative ai diversi taxa, sì da campionare un quantitativo sufficiente a garantire la buona riuscita delle analisi isotopiche e un congruo numero di repliche.

Come previsto dal programma d'indagine, sono stati effettuati campionamenti nei quattro momenti stagionali e nelle tre stazioni a suo tempo identificate come rappresentative di zone differenti, da quella profonda dell'alto lago ("Ghiffa") a quella del basso lago ("Lesa"), passando attraverso il Bacino di Pallanza ("Baveno").

Gli studi condotti nei tre anni passati hanno messo in luce una sostanziale omogeneità dei segnali dei diversi taxa nelle tre stazioni. Le differenze tra queste ultime sono, infatti, in larga misura determinate da differenti densità numeriche, generalmente superiori a Lesa che non negli altri due siti di campionamento.

La sostanziale omogeneità nei segnali isotopici di carbonio e azoto dei diversi organismi è stata confermata dalle indagini condotte nel corso del 2011. Anche per quest'anno, dunque, i dati riguardanti le diverse stazioni sono stati messi insieme per ogni data di campionamento. Per ognuna di esse, pertanto, i valori utilizzati nei grafici riguardanti la variabilità stagionale rappresentano, per ciascuno degli organismi zooplanctonici considerati, il valore medio ( $\pm$  errore standard) del risultato di sei analisi, relative a due repliche per ogni stazione, del  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  (‰).

A ogni data di campionamento, organismi appartenenti ai diversi taxa zooplanctonici venivano raccolti in quantità sufficienti a consentire le analisi del segnale isotopico (per la descrizione dei metodi di preparazione dei campioni si vedano Manca *et al.* 1994 e 1997).

Campioni quantitativi prelevati con le usuali metodiche sono serviti a determinare abbondanza e biomassa dello zooplancton nei quattro differenti momenti stagionali e nelle tre diverse stazioni. Entro lo strato d'acqua campionato veniva inoltre misurata la temperatura mediante termometro a termistore. Dalla profondità di scomparsa del Disco di Secchi si otteneva la misura della trasparenza delle acque.

I campioni e gli standard pesati in capsulini di stagno sono stati successivamente caricati in analizzatore elementare (Vario EL III), interfacciato con uno spettrometro di massa per il rapporto isotopico (G. G. Hatch Isotope Laboratories, University of Ottawa, Faculty of Science, Ottawa, Canada). Essi sono stati combusti a circa 1800 °C (combustione di Dumas) e i prodotti gassosi risultanti trasportati in elio attraverso colonne di ossido-riduzione ottimizzate per  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2$ . I gas venivano separati mediante colonne di assorbimento a purificazione e cattura, inviate all'interfaccia (Conflo II) e

all'IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer della Delta XP Plus Advantage). La precisione analitica delle analisi è stata basata su uno standard interno (C-55, acido glutammico,  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C} = 3,98, -28,53$ , rispettivamente) solitamente con precisione analitica inferiore allo 0,2 ‰.

I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono stati riferiti all'azoto atmosferico, e normalizzati con standard calibrati all'International standard IAEA-N1(+0,4 ‰), IAEA-N2(+20,3 ‰), USGS-40(-4,52 ‰) e USGS-41(47,57 ‰). I valori di  $\delta^{13}\text{C}$ , riferiti alla PDB sono stati normalizzati con standard interni calibrati presso l'International standard IAEA-CH-6(-10,4 ‰), NBS-22(-29,91 ‰), USGS-40(-26,24 ‰) e USGS-41(37,76 ‰).

Le ricerche condotte nel primo anno d'indagine hanno messo in luce come nel pelago del Lago Maggiore, indipendentemente dalla stazione di campionamento, il segnale isotopico di *Daphnia* sia correlato a un livello di elevata significatività statistica con quello del materiale sestonico (<50  $\mu\text{m}$ ) che ne costituisce la base alimentare (Manca *et al.*, 2010). Pertanto, alla pari di quanto osservato in altri laghi profondi subalpini, *Daphnia* rappresenta un buon integratore della linea di base pelagica e delle sue variazioni nel corso dell'anno. Alla luce di questo fatto, sono state investigate le relazioni tra i taxa e la linea di base rappresentata da *Daphnia*, e i valori delle prime sono stati comparati con quelli previsti per il frazionamento trofico di  $^{13}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}$ . In generale, un taxa è stato considerato supportato dalla linea di base pelagica quando il suo  $\delta^{13}\text{C}$  differiva meno del 2‰ rispetto a quello misurato per *Daphnia* in quel dato momento.

Le indagini condotte nell'anno 2010 sono servite a metter in luce come anche il segnale isotopico del carbonio della linea di base litorale vari con la stagione in modo molto simile a quanto accade per il segnale pelagico. Identificare come il segnale di entrambe le fonti possa variare al procedere delle stagioni è di fondamentale importanza anche ai fini della ricostruzione delle fonti di supporto per la produzione della fauna ittica. Su tale consapevolezza si basa la recente messa a punto di modelli dinamici impiegati per la misura del contributo di fonti miste alla crescita dei pesci zooplanctivori (e.g. Woodland *et al.*, 2011). L'applicazione del modello proposto da Woodland *et al.* (2011) ai dati del Lago Maggiore ha permesso di evidenziare come il contributo di fonti litorali alla dieta di coregone, agone e gardon (di età compresa tra 0 e 3 anni) sia rilevante, soprattutto nei mesi freddi. In questi ultimi sono gli zooplanctonti predatori a occupare nel pelago la posizione vicariante di quella dei pesci zooplanctivori; tra essi, il cladocero *Bythotrephes longimanus*, capace di esercitare una predazione visiva, alla pari dei predatori vertebrati. Un ruolo paritetico sembrano svolgere i ciclopidi; non sempre, tuttavia, i dati ne confermano l'equivalenza di ruolo. Trattandosi di un comparto misto, nel quale confluiscono due taxa e i loro stadi di sviluppo (sia pure confinati a quelli più prossimi allo stadio sessualmente maturo, date le dimensioni delle maglie della rete utilizzata per la raccolta), il segnale risulta nel complesso abbastanza variabile. Sarà pertanto necessaria per il futuro una maggiore definizione di questo comparto per chiarirne il ruolo funzionale.

Nel corso dell'anno 2011, oltre ai taxa sopra menzionati, sono stati analizzati i diaptomidi e i cladoceri (*Daphnia galeata*, *Eubosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* e *Leptodora kindtii*).

I risultati delle analisi del segnale isotopico del carbonio nei diversi mesi dell'anno e per le diverse componenti prese in esame sono riassunti nel grafico in figura 3.1. La scala del  $\delta^{13}\text{C}$  è stata scelta in modo da comprendere i valori rappresentativi dell'ambiente litorale (indicativamente meno negativi) e di quello pelagico di laghi profondi, quali il Maggiore. Generalmente, organismi di acque più profonde presentano valori di  $\delta^{13}\text{C}$  più

negativi rispetto a quelli di acque più superficiali. Il grafico può dunque essere letto, dall'alto verso il basso, come una graduale transizione da zone più prossime alla superficie a quelle più profonde del lago. Le variazioni nel segnale sono anche interpretabili come l'espressione delle alterazioni nella distribuzione verticale degli organismi in conseguenza della transizione dall'omeotermia invernale alla stratificazione termica estiva e del perdurare di quest'ultima nel periodo autunnale. La misura del profilo termico verticale nelle tre stazioni nei diversi momenti dell'anno, più che a una puntuale caratterizzazione delle temperature, oggetto di dettagliate indagini di limnologia fisica, serve, nel contesto delle indagini sullo zooplancton e sulla rete trofica pelagica mediante analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto, a metter in luce le condizioni di stratificazione termica delle acque nei vari momenti dell'anno.

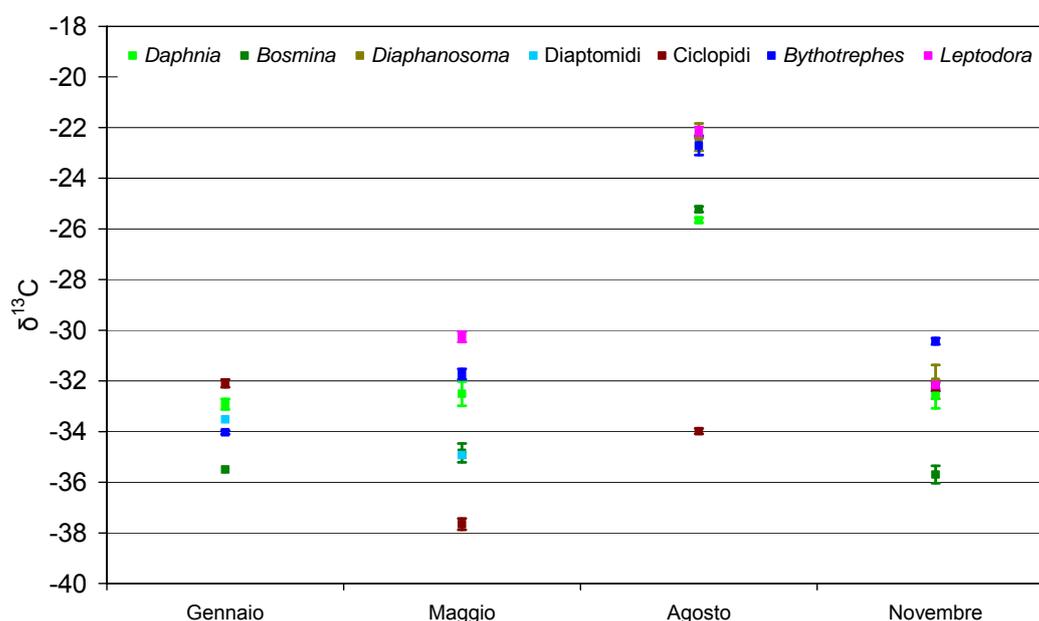


Fig. 3.1. Valori medi ( $\pm$  Errore Standard) del segnale isotopico del carbonio ( $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ) misurati nei diversi taxa zooplanctonici prelevati nelle tre diverse stazioni del pelago del Lago Maggiore nel corso del 2011.

Anche dai dati del 2011 emerge chiaramente come la variabilità del segnale isotopico del carbonio nello stesso organismo e alla medesima data di campionamento sia davvero molto ridotta. Tale risultato conferma la sostanziale omogeneità di segnale sia nelle tre stazioni, sia nelle diverse repliche predisposte. Questo premesso, l'analisi dei dati rappresentati nel grafico consente di metter in luce come, per la maggior parte dei taxa, con il progredire della stagione e l'instaurarsi della stratificazione termica si verifichi un generale innalzamento dei valori del  $\delta^{13}\text{C}$ , da valori dell'ordine di  $-36$ - $-38\text{‰}$  a valori massimi intorno a  $-22\text{‰}$ . Tale andamento altro non è se non il riflesso delle modificazioni nella linea di base del pelago e la dipendenza da essa dei diversi organismi zooplanctonici. Di grande utilità sono i dati del profilo termico verticale delle acque, misurato in occasione delle pescate. Essi dimostrano come le più elevate, omogenee temperature dei primi dieci metri cedano il passo a una graduale diminuzione, con un gradiente pressoché costante, fino alla profondità di ventisei-trenta metri. La stratificazione termica, che influenza il ciclo della produzione e la stratificazione chimica

ha un effetto marcato sul segnale isotopico del carbonio del fitoplancton (Zohary *et al.*, 1994). Durante la stratificazione termica, il  $\delta^{13}\text{C}$  del fitoplancton aumenta. Il crescere della produzione primaria, che porta a un graduale esaurimento della  $\text{CO}_2$  in epilimnio, porta a un minore frazionamento del  $\delta^{13}\text{C}$  del fitoplancton. In autunno e in inverno, la diminuzione del segnale isotopico del carbonio è il risultato della graduale de-stratificazione che porta a un rinnovo del carbonio inorganico disciolto dall'ipolimnio, culminante nel minimo stagionale, solitamente osservato durante il mescolamento invernale (Zohary *et al.*, 1994). L'analisi dei dati relativi al Lago Maggiore ha inoltre permesso di evidenziare come le variazioni siano legate al diverso frazionamento da parte di gruppi algali differenti dal punto di vista morfo-funzionale (Caroni *et al.* 2011), confermando così l'importanza di un'analisi allargata alla ricerca di criteri di classificazioni non solamente tassonomici (Morabito *et al.* in CIP AIS 2011).

I segnali isotopici del carbonio di *Bosmina*, *Bythotrephes* e *Leptodora* sono positivamente correlati con quelli di *Daphnia* ad un livello elevato di significatività statistica ( $p < 0.01$ ; coefficiente di correlazione R di Spearman compreso tra 0,753 per *Daphnia/Bythotrephes* e 0,821 per *Daphnia/Leptodora* con un numero di dati variabile tra 22 nel caso di *Daphnia/Bythotrephes* e 19 nel caso di *Daphnia/Leptodora*).

Diversa è la situazione per i ciclopidi, che non sembrano condividere la stessa base alimentare degli altri taxa. L'esame del grafico mette molto bene in luce questa diversità di comportamento, diversità che rende necessario un approfondimento di questa componente del popolamento, evidentemente non omogenea al suo interno.

Il grafico mostra chiaramente come in inverno, in condizioni di omeotermia e di basse temperature, gli organismi componenti lo zooplancton presentino condizioni abbastanza omogenee di segnale, con valori compresi tra -34 e -32‰; valori più negativi, tipici di strati d'acqua più profondi, caratterizzano in questo periodo *Eubosmina*. A maggio, quando *Daphnia* presenta il massimo sviluppo numerico, si evidenzia un differenziamento nel segnale che con tutta probabilità riflette una diversa distribuzione verticale, con *Daphnia*, *Bythotrephes* e *Leptodora* sostanzialmente solidali tra loro, ciclopidi con un segnale più negativo, caratteristico di acque più profonde, ed *Eubosmina*, insieme ai diaptomidi, con valori intermedi fra i due.

In agosto, i segnali di *Leptodora* e *Bythotrephes* sono solidali con quelli di *Diaphanosoma*, divenuto tra i cladoceri filtratori la specie più rappresentativa. Il loro segnale isotopico si attesta su un valore di  $-22\delta^{13}\text{C}$  ‰, meno negativo di quello misurato per *Daphnia* e *Eubosmina*, ad indicare una preferenza per gli strati d'acqua meno profondi e/o un possibile maggiore utilizzo anche di fonti litorali, rispetto a *Daphnia* ed *Eubosmina*. nettamente separati in acque più profonde risultano, anche in piena estate, i ciclopidi. In autunno, così come osservato negli anni pregressi, si evidenzia la tendenza al ritorno alle condizioni precedenti l'instaurarsi della stratificazione termica estiva.

Il segnale isotopico dell'azoto consente di metter in luce come si sviluppino nel corso dell'anno i rapporti trofici tra gli organismi componenti lo zooplancton del lago, consentendo anche l'individuazione di ruoli vicarianti, a condizione che essi condividano una stessa base alimentare, vale a dire presentino valori di  $\delta^{13}\text{C}$  con un frazionamento  $\leq 2\%$ . Il quadro delle modificazioni occorse nell'arco dell'anno 2011 è rappresentato nel grafico trofochimico riportato in figura 3.2.

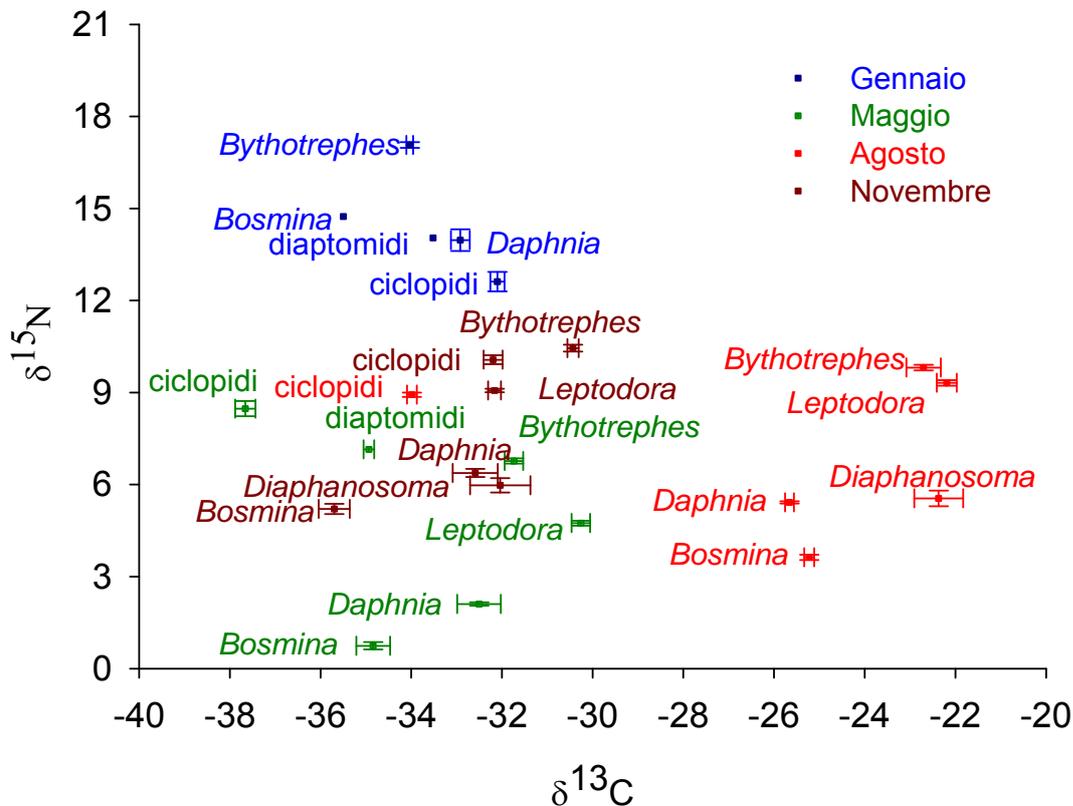


Fig. 3.2. Grafico trofochimico riassuntivo dei segnali isotopici di carbonio e azoto dei taxa zooplanctonici che componevano il popolamento zooplanctonico di rete del Lago Maggiore nei quattro momenti stagionali del 2011. Ogni punto sul grafico rappresenta la media di sei repliche; le barre verticali e orizzontali si riferiscono, rispettivamente, all'errore standard delle misure del segnale isotopico del carbonio e di quello dell'azoto.

I diversi colori si riferiscono ai diversi mesi, rappresentativi dei quattro periodi stagionali. Come già sottolineato nei rapporti degli anni precedenti, i campioni invernali sono caratterizzati da un maggior arricchimento in  $^{15}\text{N}$ , mentre meno arricchiti risultano i campioni del periodo nel quale s'instaura la stratificazione termica. Le variazioni stagionali nella linea di base del segnale isotopico dell'azoto del Lago Maggiore sono molto simili a quelle rinvenute in precedenza nel Lago Lemano e parimenti sono ascrivibili alle variazioni nel segnale della fonte di azoto costituita dalla materia organica particellata, fortemente relazionata al fitoplancton. Così come osservato in studi precedenti, le variazioni sono riconducibili al fatto che a maggio, la netta dominanza dei consumatori primari e di *Daphnia* in particolare, comporta, tra le altre cose, l'escrezione di  $\text{N}/\text{NH}_4$ , forma di azoto impoverita nell'isotopo pesante. Al contrario, quando a dominare sono i consumatori secondari, il fitoplancton potrebbe utilizzare in prevalenza  $\text{N}/\text{NO}_3$ , forma di azoto più arricchita nell'isotopo pesante. A ciò va ad aggiungersi che i diversi gruppi algali che nei differenti momenti dell'anno contribuiscono alla biomassa totale fitoplanctonica (cfr. Morabito *et al.*, in CIP AIS, 2011) sono caratterizzati da valori differenti di frazionamento dell'azoto (Lehmann *et al.*, 2004). A tali considerazioni si aggiunga come la dinamica stagionale dell'azoto nel Lago Maggiore sia fortemente influenzata dalle precipitazioni e dagli afflussi dai tributari. Le condizioni meteorologiche

influenzano la dinamica, l'intervallo misurato nel corso dell'anno e le variazioni interannuali dei valori della linea di base isotopica dell'azoto, rispetto alla quale sono calcolati i valori di arricchimento dei diversi taxa, utili alla caratterizzazione del loro ruolo trofico.

Il 2011 è stato caratterizzato da una quantità di pioggia inferiore alla media degli ultimi 60 anni (Ambrosetti *et al.* in CIP AIS, 2012). Il regime di piogge è stato piuttosto irregolare: è piovuto molto a giugno, luglio e novembre (rispettivamente 213,8, 266,4 e 405,4 mm). Anche a Marzo i millimetri di pioggia caduti (154 mm) sono risultati superiori alla media del periodo di riferimento. Al contrario, il periodo compreso tra il 28 marzo e l'11 maggio è definibile come siccitoso (soltanto 25,6 mm), mentre molto piovosa è stata la settimana del 3-9 novembre. Le condizioni sopra esposte potrebbero contribuire a spiegare l'intervallo di valori più ampio del 2011 rispetto al 2010.

Il 2011 è stato anche un anno molto caldo (il 4° anno più caldo in assoluto dal 1951), così confermando il generale trend in aumento delle temperature registrate a Pallanza dal 2000. Nell'anno in questione si sono registrate, rispetto al periodo 1951-2010, la seconda più elevata temperatura media primaverile (15,17 °C) e autunnale (14,38 °C) e la massima assoluta dei mesi di maggio (19,84 °C) e settembre (21,43 °C). Eccezionalmente alte sono state anche le massime giornaliere, con 32,7 °C al 9 settembre e 29,3 °C all'11 ottobre.

Anche per il 2011 si evidenzia molto bene come *Bythotrephes* rivesta il ruolo di consumatore secondario, capace di predare, data la sostanziale omogeneità di segnale isotopico del carbonio (differenze  $\leq 2\%$ ) su tutte le prede disponibili, ivi inclusi i ciclopidi. A maggio, quando *Daphnia* presenta il massimo sviluppo numerico, in larga misura determinato dalla componente giovane della popolazione, un ruolo diretto di predazione sembra spettare a *Leptodora*, il cui livello di arricchimento (T) rispetto a *Daphnia* è pari a 2,7 mentre in una posizione leggermente superiore si colloca *Bythotrephes longimanus*, con T= 4,4. Il segnale isotopico del carbonio di *Leptodora* sta inoltre ad indicare la possibilità che essa utilizzi anche fonti più prossime al litorale, così come evidenziato in anni precedenti (Visconti & Manca, 2011; Visconti *et al.* 2012).

In piena estate i due cladoceri predatori svolgono ruoli pienamente sovrapposti, esercitando preferenzialmente la loro predazione su *Diaphanosoma*. In questo periodo, molto differente e quasi invariata rispetto al periodo precedente, risulta essere la posizione trofica dei ciclopidi. In autunno, questi ultimi presentano sostanzialmente lo stesso ruolo dei cladoceri predatori e tutti e tre sembrano utilizzare nello stesso modo *Daphnia* e *Diaphanosoma*, ma non *Eubosmina*, apparentemente rifugiatasi in acque più profonde.

Come sopra sottolineato, accanto alla stima delle variazioni stagionali dei diversi taxa zooplanctonici sono state eseguite anche analisi dei campioni zooplanctonici *in toto* ("pool zooplankton"). In particolare, il segnale isotopico dell'azoto viene largamente utilizzato in modo sia indiretto (e.g. per la stima dei cosiddetti fattori trofici, T, e dei coefficienti di arricchimento, E; Fisk *et al.*, 2001; Villa *et al.*, 2006) sia diretto (e.g. Broman *et al.*, 1999; Kidd *et al.*, 1995) per la stima del flusso di materia ed energia attraverso le reti trofiche lacustri e inserito in equazioni di regressione lineare contro le concentrazioni di inquinanti in differenti organismi (cfr. CIP AIS, rapporto su DDT e sostanze pericolose, 2012).

Il dato più interessante che emerge da tale confronto è che il segnale isotopico dell'azoto del "pool" zooplankton ricalca i segnali dei taxa che compongono il popolamento alle diverse date. Comparandolo con i valori dei due gruppi funzionalmente

differenti, ottenuti dalla stima della loro posizione trofica, esso risulta corrispondere a quello misurato sui consumatori primari a maggio e a quello dei consumatori secondari nel periodo autunno-inverno. L'utilizzo del valore isotopico dell'azoto in modelli di trasferimento di materia ed energia non sembra dunque poter prescindere da una discriminazione tra i due comparti, contrariamente a quanto spesso previsto, soprattutto nei modelli relativi al trasferimento di sostanze tossiche, nei quali sono anche largamente sottostimate le variazioni stagionali (cfr. CIPAIS, rapporto su DDT e sostanze pericolose, 2012).

### 3.2 Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali

Come di consueto, campioni quantitativi di zooplancton del Lago Maggiore sono stati raccolti nelle tre stazioni di Ghiffa, Baveno e Lesa durante il 2011, al fine di mantenere una continuità con l'attività di monitoraggio e nel contempo, affiancare alle analisi del segnale isotopico di carbonio e azoto, quella delle variazioni stagionali in densità di popolazione e biomassa dello zooplancton, utili ai fini di un'analisi quantitativa della rete alimentare nel pelago.

I campioni zooplanctonici sono stati raccolti in tutte e tre le stazioni con la consueta attrezzatura ("plankton sampler" di Clarke-Bumpus armati con reti a maglie da 76 e 126  $\mu\text{m}$  di luce) e le consolidate metodologie di monitoraggio del lago (sinusoidale 0-50-0 m; vedi relazioni precedenti). I risultati del conteggio dei 24 campioni sono riportati nelle figure 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6.

I dati consentono di metter in luce come le massime densità di popolazione, soprattutto per effetto della crescita numerica dei rotiferi, siano registrate nel mese di maggio (Fig. 3.3).

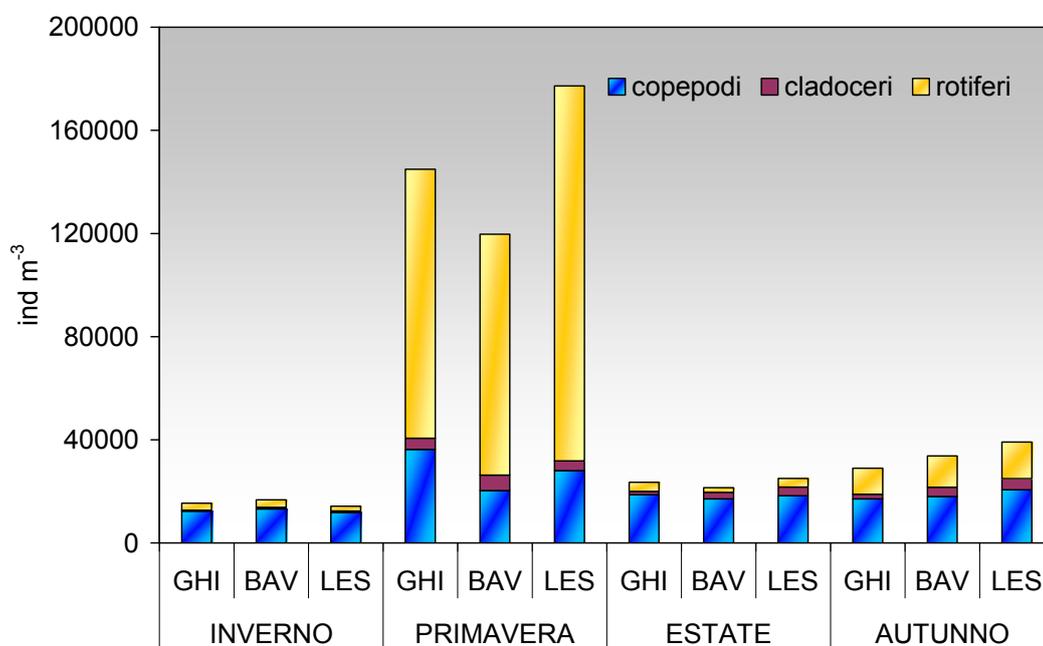


Fig. 3.3. Densità di popolazione dei tre gruppi costituenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2011.

I valori raggiunti sono ragguardevoli, soprattutto nella stazione ubicata nel basso lago (“Lesa”). La componente più stabile del popolamento risulta essere quella dei copepodi, con le popolazioni delle due specie del genere *Eudiaptomus* (Visconti & Manca 2011) nettamente prevalenti su quelle dei ciclopidi (Fig. 3.4).

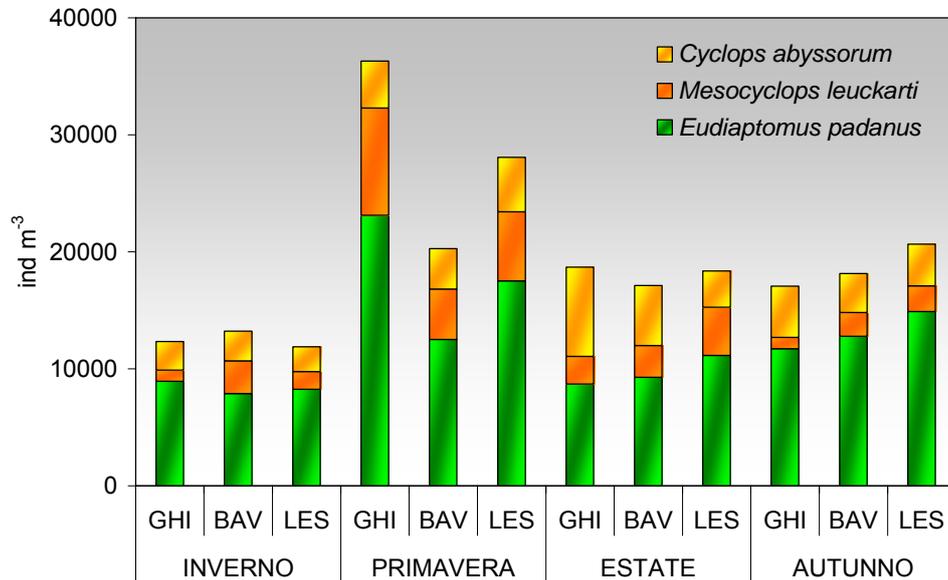


Fig. 3.4. Densità di popolazione dei copepodi del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2011.

A determinare le densità numeriche rilevate sono stati, come sempre, in prevalenza gli individui degli stadi di sviluppo naupliari e di copepodite, non utilizzati per la determinazione del segnale isotopico di carbonio e azoto per ragioni evidenti, che è qui inutile ricordare.

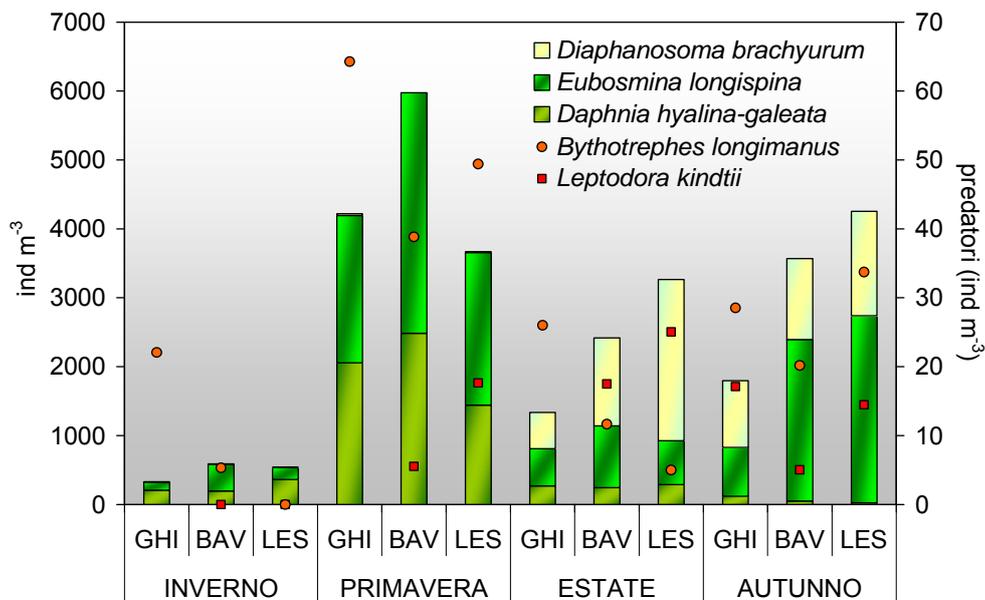


Fig. 3.5. Densità di popolazione dei cladoceri con distinzione dei predatori (asse secondario), del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2011.

La dinamica stagionale del popolamento a Cladoceri nell'anno 2011 conferma come il massimo sviluppo numerico a maggio, sia determinato da *Daphnia* e nel contempo da *Bosmina* (con la specie *Eubosmina longispina*) (Fig. 3.5). La somma delle due è risultata maggiore a Baveno, differentemente da quanto rinvenuto negli anni passati, quando la stazione di Lesa era quella caratterizzata dalla massima densità di popolazione (Manca *et al.* 2011). I dati relativi al segnale isotopico del carbonio, tuttavia, evidenziano come i due siano, con tutta probabilità, abbastanza separati nella colonna d'acqua, con *Eubosmina* capace di migrare verso profondità maggiori rispetto a *Daphnia*. In piena estate (agosto) *Daphnia* viene sostituita da *Diaphanosoma* mentre tende a rimanere abbondante *Eubosmina*, che in questo periodo risulta occupare una posizione equivalente a quella di *Daphnia* (Fig. 3.2). In tardo autunno (novembre) quest'ultima risulta mantenere una presenza importante all'interno del popolamento zooplanctonico, con un ritorno verso gli strati d'acqua più profondi e quindi nettamente separata da quelli occupati da *Diaphanosoma* (Fig. 3.2).

Durante la fase di massimo sviluppo numerico di *Daphnia* domina, tra i cladoceri predatori, *Bythotrephes longimanus*. Lo sviluppo di *Diaphanosoma* è invece accompagnato dalla crescita numerica di *Leptodora*; quest'ultima, data la notevole affinità del segnale isotopico del carbonio e il livello di arricchimento nel segnale isotopico dell'azoto, rappresenta in questo momento stagionale il predatore principale di *Diaphanosoma* (Fig.3.2). E' questo anche il momento dell'anno nel quale il segnale isotopico del pelago maggiormente si avvicina a quello del litorale (CIPAIS, 2011).

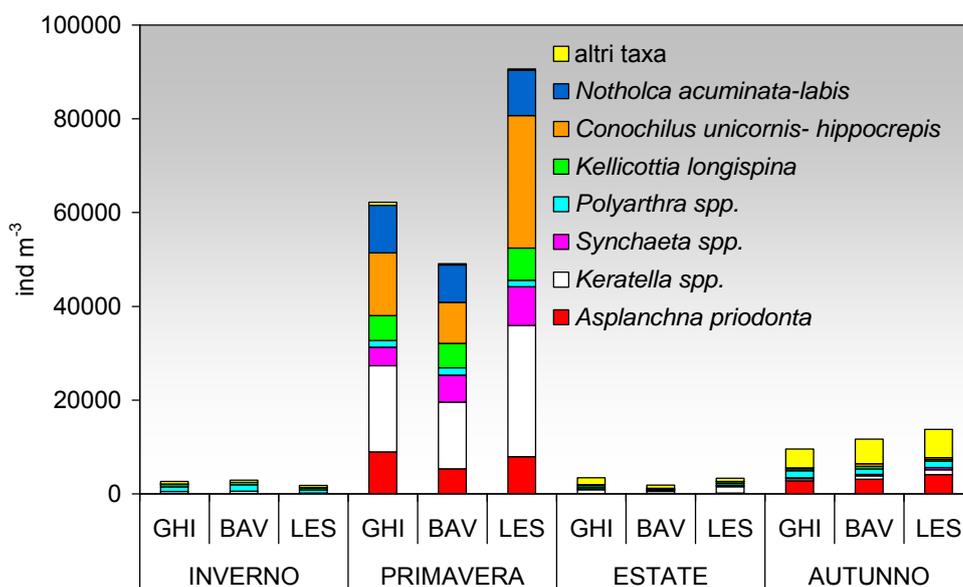


Fig. 3.6. Densità di popolazione dei rotiferi zooplanctonici rinvenuti nei campioni di rete (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2011.

La componente nella quale maggiormente si evidenziano differenze nella densità di popolazione dello zooplancton di rete è quella dei rotiferi. Essi sono risultati più abbondanti nella stazione di Lesa, ove hanno raggiunto livelli abbastanza sostenuti, anche se non eccezionali. Come osservato di consueto, responsabili della fase di massimo sviluppo numerico sono stati gli organismi del genere *Keratella* (*K. cochlearis* e in misura minore *K. quadrata*) e quelli appartenenti alla specie *Conochilus hippocrepis*. Valori molto modesti caratterizzano la seconda parte dell'anno, nella quale, similmente a

quanto osservato nel popolamento a crostacei, tendono ad essere maggiormente rappresentati i taxa classificati come “*raptorial*” (Obertegger e Manca 2011).

Il complesso dei dati relativi alle analisi delle variazioni stagionali nel segnale isotopico di carbonio e azoto nei diversi taxa hanno inoltre consentito di confermare alcuni elementi già emersi nell’anno 2010. In particolare, i dati del 2011, sono serviti a meglio definire le variazioni stagionali nella distribuzione verticale dei diversi taxa componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore. Tali modificazioni servono a spiegare come organismi apparentemente capaci di occupare la medesima posizione trofica possano coesistere anche grazie alla capacità di svilupparsi a profondità diverse nel pelago lacustre.

I risultati emersi durante il 2011 consentono di ribadire come l’approccio di tipo funzionale, alla base delle analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto, sia di fondamentale importanza per la definizione di quella *operational diversity* sulla quale si fonda una gestione sostenibile dell’ambiente, finalizzata al mantenimento e, ove necessario alla riabilitazione, delle strutture ecologiche (Moss *et al.*, 2009).

## BIBLIOGRAFIA

- Bettinetti R., Quadroni S., Manca M., Piscia R., Volta P., Guzzella L., Roscioli C. & Galassi S. (2012) Seasonal fluctuations of DDTs and PCBs in zooplankton and fish of Lake Maggiore (Northern Italy). *Chemosphere*, 88 (3), 344–351.
- Broman D., Di Guardo A. & Calamari D. (1999) Food chain accumulation of DDT and some of its metabolites in fish from Lake Maggiore (Italy) after an accidental release-evaluated by the use of stable isotopes and other biotic parameters. *Organohalogen Compounds*, 43, 45-48.
- Caroni R., Free G., Visconti A. & Manca M. (2012) Phytoplankton functional traits and seston stable isotopes signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore (N. Italy) *Journal of Limnology*, 71(1), 84-94.
- Fisk A. T., Hobson K. & Norstrom R. J. (2001) Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environmental Science and Technology*, 35, 732-738.
- Galassi S., Bettinetti R., Quadroni S., Manca M., Piscia R., Poma G., Guzzella L. and Roscioli C. (2012). Contaminanti nello zooplancton. In: *Indagini su ddt e sostanze pericolose nell’ecosistema del Lago Maggiore. Programma 2008-2012. Campagna 2011*: 4-9.
- Kidd K. A., Schindler D. W., Hesslein R. H. & Muir D. C. G. (1995) Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Science of The Total Environment*, 160/161, 381-390.
- Lehmann M. F., Bernasconi S. M., McKenzie J. A., Barbieri A., Simona M. & Veronesi M. 2004. Seasonal variation of the  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 49(2), 415–429.
- Manca, M., Spagnuolo T. & Comoli P. (1994) Variations in carbon and nitrogen content with body length of *Daphnia hyalina-galeata* s.l. from laboratory and field observations. *Journal of Plankton Research*, 16(10), 1303-1314.

- Manca, M., Comoli P. & Spagnuolo T. (1997) Length-specific carbon content of the *Daphnia* population in a large Italian subalpine lake, Lago Maggiore (Northern Italy): the importance of seasonality. *Aquatic Sciences*, 59, 48-56.
- Manca, M., Piscia R. & Visconti A. (2011) Indagini sullo zooplankton e sulla rete trofica pelagica attraverso analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2010*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 35-45.
- Morabito, G., Ruggiu D. & Panzani P. (2002) Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. *Journal of Limnology*, 61(1), 129-145.
- Moss, B., Hering D., Green A. J., Aidoud A., Becares E., Beklioglu M., Bennion H., Boix D., Brucet S., Carvalho L., Clement B., Davidson T., Declerck S., Dobson M., van Donk E., Dudley B., Feuchtmayr H., Friberg N., Grenouillet G., Hillebran H., Hobaek A., Irvine K., Jeppesen E., Johnson R., Jones I., Kernan M., Lauridsen T. L., Manca M., Meerhoff M., Olafsson J., Ormerod S., Papastergiadou E., Penning W. E., Ptacnik R., Quintana X., Sandin L., Seferlis M., Simpson G., Trigo C., Verdonschot P., Verschoor A. M. & Weyhenmeyer G.A. (2009) Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews*: 2: 103-130.
- Obertegger, U. & Manca M. (2011) . Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of Limnology*, 70(2), 231-238.
- Villa S., Bizzotto E. C. & Vighi M. (2011) Persistent organic pollutant in a fish community of a sub-alpine lake. *Environmental Pollution*, 159(4), 932-939.
- Visconti A. & Manca M. (2011) Seasonal changes in the  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  signatures of the Lago Maggiore pelagic food web. *Journal of Limnology*, 70(2), 263-271.
- Woodland R. J., Rodríguez M.A., Magnan P., Glémet H. & Cabana G. (2012) Incorporating temporally dynamic baselines in isotopic mixing models. *Ecology*, 93, 131-144.
- Zohary, T., J. Erez, M. Gophen, I. Bermanfrank & M. Stiller. 1994. Seasonality of stable carbon isotopes within the pelagic food web of Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.*, 39: 1030-1043.

## 4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON

### 4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2011, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 12 Gennaio ed il 14 Dicembre, 20 sopralluoghi con prelievo di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile nei mesi di Gennaio, Febbraio, Novembre e Dicembre, all'incirca quindicinale nella restante parte dell'anno.

I campioni sono stati analizzati in laboratorio seguendo le tecniche già utilizzate negli anni passati, per quanto riguarda i conteggi, l'identificazione delle specie e il calcolo della biomassa (biovolume). Per la determinazione della concentrazione della clorofilla *a* e dei feopigmenti si è seguita la metodica di estrazione e lettura spettrometrica utilizzata solitamente, effettuando, in parallelo, la determinazione fluorimetrica con sonda bbe-Fluoroprobe, sulla maggior parte dei campioni raccolti. Questo permetterà di comparare statisticamente le due metodiche e valutare l'eventualità di passare definitivamente, nel prossimo futuro, alla procedura fluorimetrica, più sensibile e meno soggetta ad errori dovuti a manipolazione e degradazione del campione.

Il numero totale dei *taxa* censiti durante il 2011 è stato di 113 unità, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2011 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 54, valore massimo assoluto dal 1981. A questo risultato hanno contribuito, in particolare, alcuni campioni del periodo estivo, nei quali si è superato il valore di 60 unità tassonomiche totali.

Il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80% del biovolume totale almeno una volta nel corso dell'anno) è risultato di poco superiore al valore del 2010 (41 specie). Il perdurare di un numero elevato di specie dominanti nella comunità è indicativo di una ripartizione decisamente omogenea degli individui tra le specie presenti di volta in volta nel corso della successione stagionale e testimonia un'alta biodiversità dell'ambiente. La classe con il maggior numero di *taxa* è stata quella delle cloroficee, presenti con 31 unità tassonomiche, seguita dalle diatomee (29) e dalle cianoficee (25): da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 12 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 10 e 6 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore.

La successione stagionale dei grandi gruppi tassonomici si è svolta, nel 2011, con una dinamica solo in parte simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore a (Fig. 4.1). Diatomee e cianobatteri hanno mantenuto un'importanza comparabile a quanto avveniva negli anni passati, tuttavia, il 2011 è stato caratterizzato da una eccezionale fioritura di cloroficee, nello specifico di *Mougeotia* sp., largamente dominante tra Giugno ed Agosto. La fase iniziale della successione ha visto, come di norma, la dominanza delle diatomee, che cominciano a svilupparsi in Marzo, raggiungendo un picco di biovolume

intorno a  $5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$  tra Aprile e Maggio, che porta questo gruppo sui valori osservati nel 2010.

Tra Maggio e Giugno si assiste ad una forte riduzione delle diatomee, in coincidenza con la fioritura di cloroficee, seguita da un nuovo periodo di ripresa tra la fine di Agosto e l'inizio di Settembre. Il picco autunnale osservato nel 2010 non si è più verificato nel corso del 2011.

I mesi estivi, come ricordato in precedenza, hanno visto l'anomala proliferazione delle cloroficee, che hanno raggiunto un primo picco di biomassa il 22 Giugno, arrivando a  $8 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ , valore mai raggiunto da un gruppo algale nel corso dell'evoluzione recente dei popolamenti fitoplanctonici nel Lago Maggiore. Dopo un drastico calo registrato nel mese di Luglio, un secondo, altrettanto eccezionale picco di cloroficee (circa  $5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ ) si è verificato alla fine di Agosto. La riduzione osservata a Luglio potrebbe coincidere solo in parte con un ridimensionamento numerico della popolazione: infatti, non si può escludere uno spostamento della biomassa algale verso le zone meridionali del bacino, come sembrerebbero indicare i dati sulla distribuzione orizzontale registrati il 19 Luglio (si veda paragrafo 4.1.2), che mostrano una concentrazione di clorofilla quasi 5 volte superiore nelle stazioni più a sud, rispetto a quanto misurato a Ghiffa.

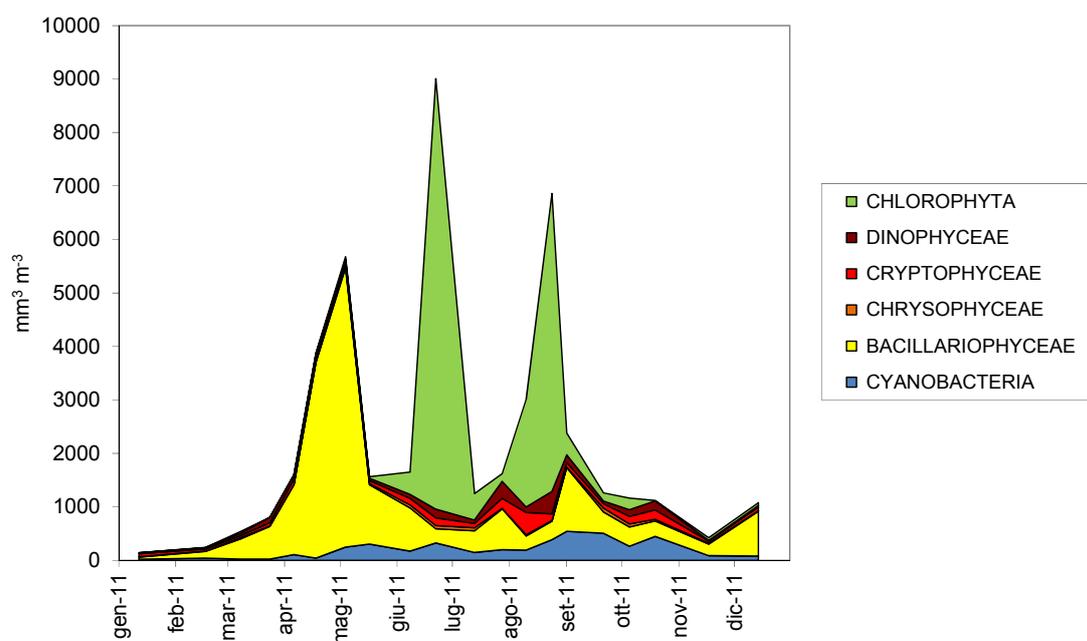


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2010.

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle cloroficee, ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate e di condizioni climatiche favorevoli (Fig. 4.1): nel gruppo mantengono una certa importanza le Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore. *Anabaena lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è presentata anche nel 2011: il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, è stato registrato all'inizio di Ottobre.

#### 4.1.1. Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con  $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ .

Nel 2011 il biovolume medio annuo è stato di  $1,9 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ , con una concentrazione media annua della clorofilla *a* pari a  $4,60 \text{ mg m}^{-3}$ . Gli aumenti del biovolume e della clorofilla media annua sono giustificati dalla massiccia fioritura estiva di *Mougeotia* sp. Dei picchi di biovolume si è scritto nel paragrafo precedente: per quanto riguarda la clorofilla, questo parametro ha raggiunto valori di concentrazione superiori a  $15 \text{ mg m}^{-3}$  in tre dei quattro campioni raccolti in questi mesi.

Il massiccio ed assolutamente inatteso, soprattutto in tali proporzioni, sviluppo di cloroficee ha riportato la media annua dei due indicatori trofici sopra citati sui valori che caratterizzavano il Lago Maggiore alla fine degli anni '80, poco prima che avesse inizio la fase di cambiamento strutturale delle associazioni fitoplanctoniche, conseguente al processo di oligotrofizzazione.

Nel 2011 anche la fase di successione primaverile delle diatomee ha mostrato alcune differenze rispetto al passato: *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis* hanno notevolmente ridotto la loro importanza nei mesi di Marzo ed Aprile, a vantaggio di *Melosira varians* ed *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*. La fase tardo-primaverile della successione è, come nel 2010, dominata da *Tabellaria flocculosa*, che raggiunge una biomassa consistente (Fig. 4.2).

Come messo in evidenza da una recente analisi della dinamica a lungo termine dei popolamenti a diatomee del Lago Maggiore (Morabito *et al.*, 2012), primavere caratterizzate da forte ventosità e temperature abbastanza elevate possono favorire *Tabellaria*, specie di grandi dimensioni, che necessita di acque ben rimescolate per crescere. E' probabile, quindi, che nell'inverno 2010-2011 si siano ripetute condizioni climatiche favorevoli per la crescita di questa diatomea.

Tra le diatomee centriche si osserva, per il terzo anno consecutivo, la presenza di *Stephanodiscus alpinus*, tra le specie dominanti, sebbene con massimi di biomassa relativamente modesti. Anche nel 2011 questa specie ha preso il posto di *Cyclotella* sp. nella fase iniziale della successione. Come detto nel rapporto precedente, la sostituzione di *Cyclotella* da parte di *Stephanodiscus* non è un segnale positivo in termini di qualità ecologica, in quanto quest'ultima specie è solitamente indicatrice di acque a maggiore trofia. Peraltro, la specie non mostra una fase di sviluppo prolungata ed i dati fino ad ora disponibili non sono tali da indicare un evidente peggioramento dello stato trofico: tuttavia, la presenza di *Stephanodiscus alpinus* nel gruppo delle dominanti per tre anni consecutivi deve indurre a mantenere sotto continua sorveglianza l'evoluzione dell'ambiente.

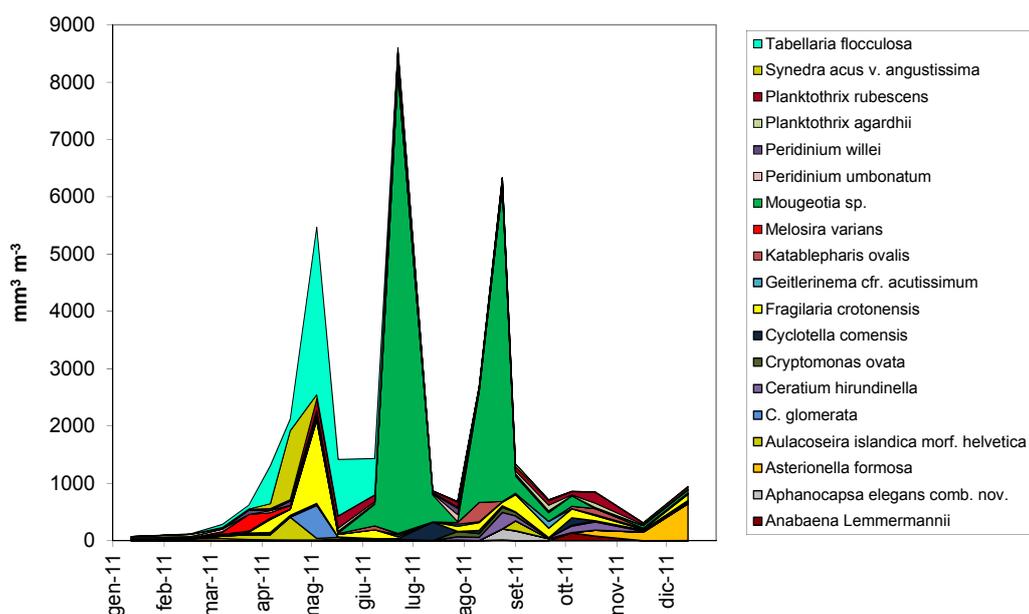


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

*Cyclotella comensis* compare, peraltro, nelle fasi estiva ed autunnale della successione, con biomasse di un certo rilievo.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra Settembre ed Ottobre, con il contributo di numerose specie, tra cui *Snowella litoralis*, *Tychonema bourrellyi*, *Planktothrix rubescens/agardhii*, *Anabaena lemmermanni*, *Aphanocapsa* spp. e *Geitlerinema* cfr. *acutissimum*.

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Luglio e si è protratto fino a Ottobre (Fig. 4.2). Di un certo rilievo anche il contributo di *Peridinium* spp.

Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplantica*, presente lungo l'arco dell'intero anno, *Cryptomonas erosa* e *C. ovata* in estate ed autunno (Fig. 4.2). Importante anche *Katablepharis ovalis*.

La presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata decisamente modesta: questo gruppo compete con le diatomee per i silicati e, quindi, la loro crescita potrebbe essere stata limitata dal forte sviluppo delle diatomee. Tra le Chrysophyceae solamente *Chrysochromulina parva* è rientrata nel gruppo delle dominanti.

Per quanto riguarda l'importanza delle Chlorophyta si è scritto in precedenza dell'anomalo sviluppo di *Mougeotia* sp. e di quanto questo evento abbia condizionato la dinamica del fitoplancton nel corso del 2011. Questo organismo, con abbondanze relativamente basse, è sempre stato presente nel Lago Maggiore ed è estremamente comune in tutti i laghi profondi subalpini: fioriture di *Mougeotia* hanno avuto luogo anche nel Lago di Lugano e nel Lago di Garda e sono state interpretate come segnale di peggioramento dello stato trofico (Salmaso, 2002; Simona, 2002). Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti recenti in corso nel Lago Maggiore. La presenza di altre cloroficee risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili.

#### 4.1.2. Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici

Nello studio degli ecosistemi acquatici è consolidata l'idea che i sistemi di grandi dimensioni siano soggetti ad una elevata eterogeneità spaziale. Mentre questa variabilità è ben nota e studiata nei sistemi marini od oceanici, dove le condizioni locali sono estremamente variabili da un punto all'altro, per le acque interne questo aspetto è solitamente trascurato, sebbene l'eterogeneità delle condizioni ambientali ed i suoi effetti sulla distribuzione spaziale degli organismi siano stati osservati anche nei laghi. La distribuzione eterogenea del plancton nei laghi è stata variamente spiegata con fenomeni fisici esterni, che inducono movimenti delle masse d'acqua (Moreno-Ostos *et al.*, 2009), oppure con le fluttuazioni legate ai cicli nictemerali dei diversi gruppi algali (Tilzer, 1973; Arvola *et al.*, 1987; Jones, 1988; Cozza *et al.*, 1993; Jones *et al.*, 1995).

Nel Lago Maggiore, la variabilità nella distribuzione spaziale dei popolamenti algali è stata studiata direttamente in campo, in data 19 Luglio 2011, effettuando una serie di misure in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.3).

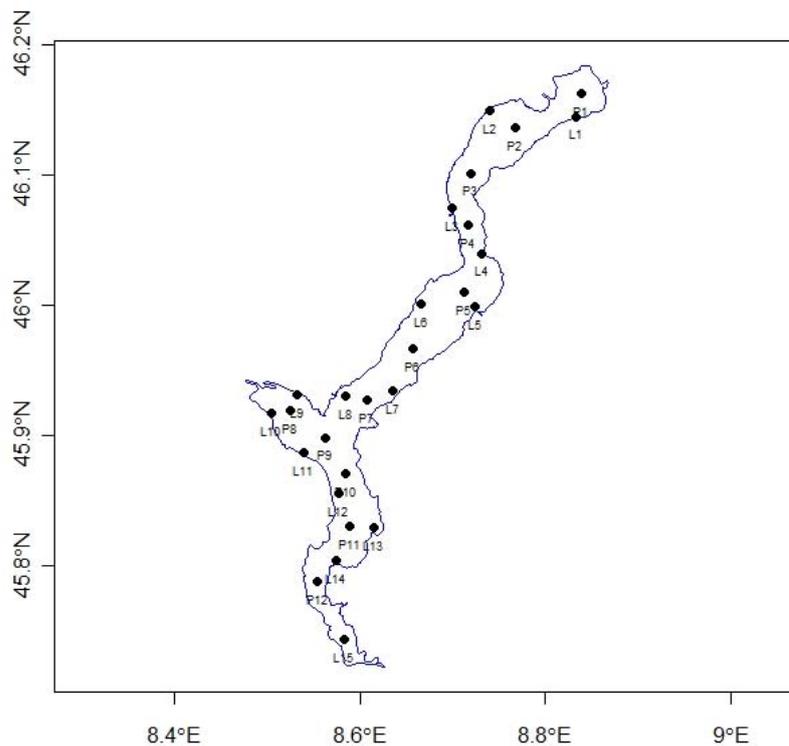


Fig. 4.3. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

I profili sono stati effettuati con una sonda fluorimetrica Fluoroprobe (bbe Moldanke, Kiel), le cui caratteristiche sono state descritte in rapporti precedenti. La rappresentazione grafica dei dati raccolti è stata ottenuta costruendo matrici di dati spaziate ogni 0,5 metri,

ottenuti attraverso medie aritmetiche delle misure fluorimetriche raccolte tra 0 e 0,5 metri, tra 0,5 e 1,0 metri e così via.

La campagna di misure per la valutazione della distribuzione spaziale, condotta in data 19 luglio 2011, ha messo in evidenza l'importanza della fioritura di *Mougeotia* sp., estesa a tutto il bacino lacustre. La Figura. 4.4 mostra la distribuzione della clorofilla totale: in questa occasione oltre il 90% della concentrazione rilevata era dovuta a *Mougeotia* sp., con picchi superiori a 40  $\mu\text{g l}^{-1}$  localizzati intorno alla profondità di 5 metri.

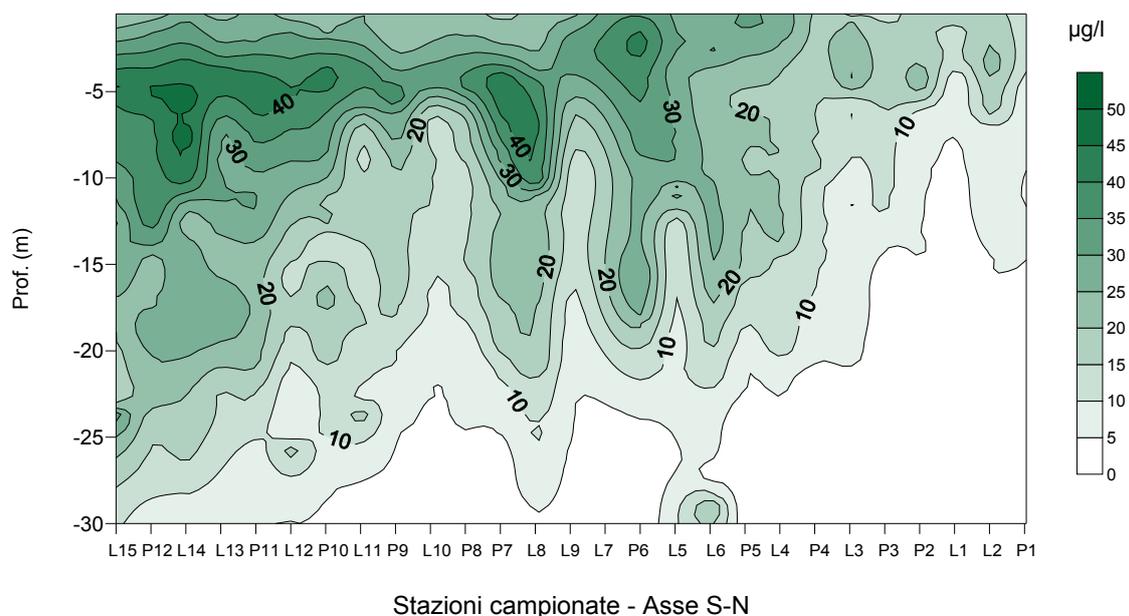


Fig. 4.4. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in data 19 Luglio 2011. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.3.

La distribuzione della clorofilla totale lungo l'asse del lago e fino alla profondità di 30 metri (eccetto per la Stazione L15, dove il fondale raggiunge circa 20 metri), mostra, come negli anni passati, l'esistenza di disomogeneità spaziali (Fig. 4.4). In particolare, si osserva un deciso incremento delle concentrazioni di clorofilla passando dalle stazioni settentrionali a quelle meridionali del bacino, con una netta separazione tra le stazioni a nord e quelle a sud del punto P5.

Questa stazione rappresenta anche il limite tra la parte centro-meridionale del lago, ad acque più calde e l'estremità settentrionale, caratterizzata da acque più fredde. Relativamente alla temperatura dello strato eufotico, la differenza tra le due porzioni del bacino, equivalente a circa 2 °C (Fig. 4.5), potrebbe aver condizionato lo sviluppo delle alghe limitando la fioritura di *Mougeotia* alle stazioni più meridionali, come è ben evidente anche in Figura 4.6., che mostra la distribuzione delle cloroficee. In questa data, la fioritura era localizzata soprattutto nello strato compreso tra la superficie e 10 metri, all'interno del quale sono state misurate differenze di temperatura superiori anche a 5 °C tra le estremità settentrionale e meridionale del bacino. Oltre alla temperatura più elevata, è possibile che il maggiore sviluppo di *Mougeotia* nelle stazioni meridionali sia stato favorito anche dall'apporto di nutrienti proveniente dal Torrente Bardello, che convoglia le acque del Lago di Varese. L'arricchimento in fosforo nell'area antistante la Stazione L13 era stato già osservato negli anni passati: proprio in questa stazione di misura la

fioritura ha toccato il picco massimo di circa  $50 \mu\text{g l}^{-1}$  (Fig. 4.6), assolutamente anomalo per un lago con lo stato trofico del Maggiore.

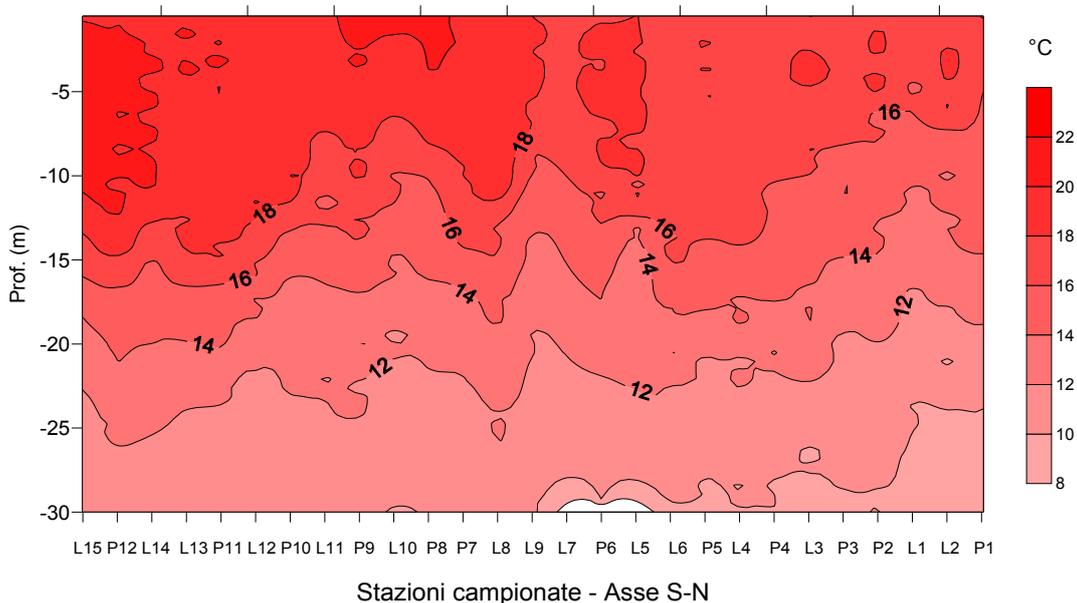


Fig. 4.5. Distribuzione spaziale della temperatura nello strato superficiale del Lago Maggiore in data 19 Luglio 2011. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.3.

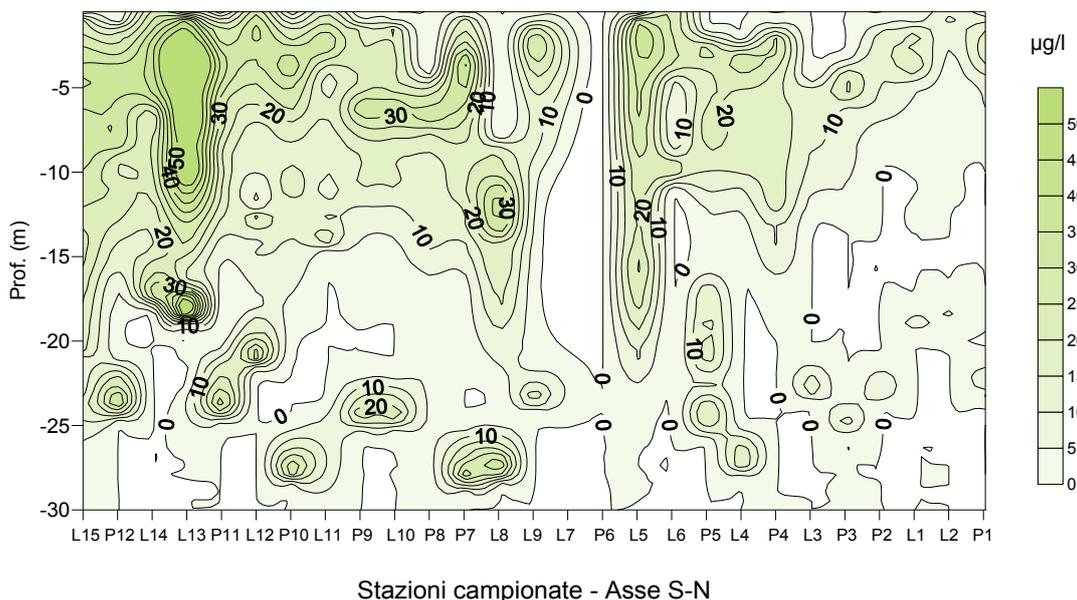


Fig. 4.6. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle cloroficee nel bacino del Lago Maggiore in data 19 Luglio 2011. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.3.

La massiccia fioritura di *Mougeotia* sp., protrattasi per circa un mese a cavallo tra Giugno e Luglio, ha portato all'esclusione competitiva di gran parte degli altri organismi algali, che usualmente rappresentano una componente importante del fitoplancton estivo. A titolo di esempio si veda la Figura 4.7, che rappresenta la distribuzione spaziale delle

diatomee/crisoficee, popolazione normalmente dominante in occasione delle indagini sulla variabilità spaziale condotte negli anni passati.

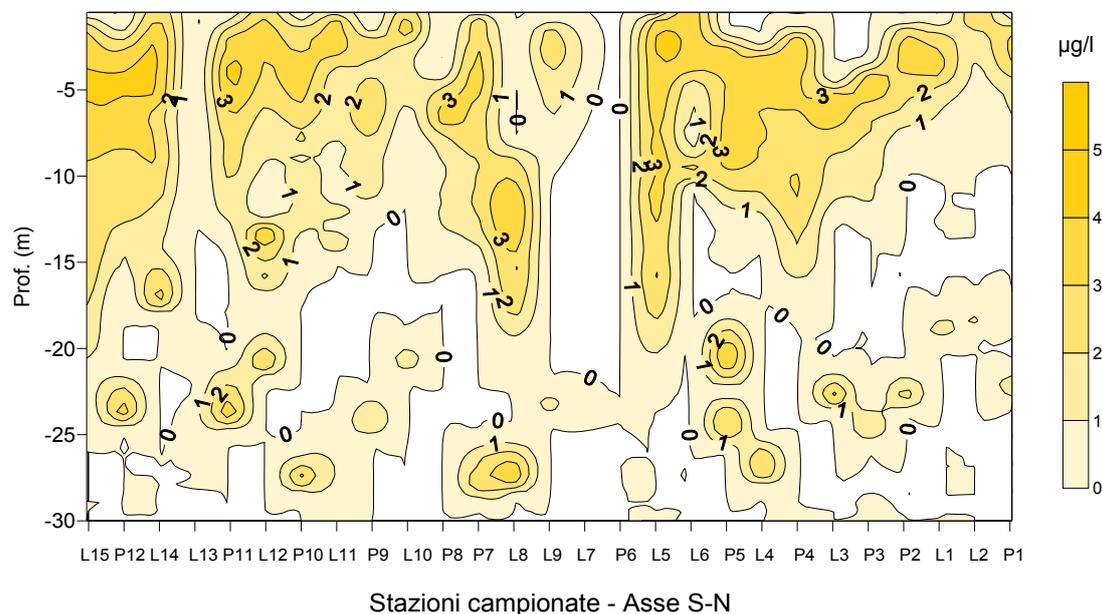


Fig. 4.7. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle diatomee/crisoficee nel bacino del Lago Maggiore in data 19 Luglio 2011. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.3.

La mappa mette in evidenza la scarsa abbondanza di questo gruppo, con picchi di clorofilla che raramente raggiungono i  $5 \mu\text{g l}^{-1}$ . Inoltre, è difficile ritrovare traccia dello schema di distribuzione osservato negli anni passati, che aveva messo in evidenza l'esistenza di un chiaro gradiente Nord-Sud.

In conclusione, sembrerebbe che le differenze areali nello sviluppo del fitoplancton, normalmente registrate anche negli anni passati, siano state, in relazione alla fioritura, enormemente amplificate dall'esistenza di disomogeneità ambientali lungo l'asse del Lago Maggiore, legate sia alle caratteristiche termiche della colonna d'acqua, che alla variabilità degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero.

E' opportuno considerare il fatto che situazioni come questa, per quanto eccezionali, possono determinare un significativo peggioramento dello stato di qualità ecologica del Lago Maggiore, così come viene valutato attraverso gli indicatori previsti dalla normativa vigente.

Quindi, se, da un lato, non è ipotizzabile, in un grande lago come il Maggiore, modificare le caratteristiche fisiche della colonna d'acqua per limitare lo sviluppo delle fioriture, dall'altro, l'adozione di interventi volti a ridurre i carichi significativi di nutrienti, che tutt'ora sono portati a lago da alcuni tributari, sarebbe una misura estremamente valida per tenere sotto controllo le fioriture algali.

## BIBLIOGRAFIA

Arvola, L., K. Salonen, R.I. Jones, I. Bergström & A. Heinänen. 1987. A three day study of the diel behaviour of plankton in a highly humic and steeply stratified lake. *Arch. Hydrobiol.*, 109: 89-106.

- Cozza, R., G. Morabito, A. Pugnetti & D. Ruggiu. 1993. Daytime phytoplankton periodicity and production in Lake Candia (N. Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 51: 11-28.
- Jones, R.L. 1988. Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake. *Hydrobiologia*, 161: 75-87.
- Jones, R.I., A.S. Fulcher, J.K.U. Jayakody, J. Laybourn-Parry, A.J. Shine, M.C. Walton & J.M. Young. 1995. The horizontal distribution of plankton in a deep, oligotrophic lake - Loch Ness, Scotland. *Freshwat. Biol.*, 33: 161-170.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni. 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia*, DOI: 10.1007/s10750-012-1094-0.
- Moreno-Ostos, E., L. Cruz-Pizarro, A. Basanta & D.G. George. 2009. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. *Aquat. Ecol.*, 43: 271-284.
- Salmaso, N. 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J Limnol.*: 61(1): 95-115.
- Simona, M. 2002. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *J Limnol.*: 62(2):190-206.
- Tilzer, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 15-30.

## 4.2 Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico

### 4.2.1 Dinamica stagionale

Le variabili caratterizzanti il substrato organico particellato e disciolto presente nel Lago Maggiore nel 2011 sono state misurate, come in passato, a diverse profondità lungo la colonna d'acqua. Ne è stato poi calcolato, per ciascun campionamento, il valore medio per lo strato 0-20 m, pressoché coincidente, nel Lago Maggiore, con la zona fotica (e all'epilimnio a lago stratificato) e per lo strato 20-370 m, che costituisce la zona afotica (e l'ipolimnio a lago stratificato).

Per quanto riguarda i dettagli metodologici relativi alla determinazione di queste variabili si può sinteticamente ricordare che il materiale particellato è concentrato per filtrazione di un volume noto di campione su filtri in fibra di vetro con porosità nominale di 1 $\mu$ m, precombusti a 450°C, previa rimozione con rete da 126  $\mu$ m del particellato di maggiori dimensioni. Successivamente il seston è determinato gravimetricamente (microbilancia Sartorius M3P), il TOC con combustione ad alta temperatura del campione liquido (Shimadzu 5000C, TOC Analyser), il POC con combustione ad alta temperatura del filtro col suo carico organico (ThermoQuest EA1112 CHN Analyser).

Le concentrazioni medie di Seston, di Carbonio Organico Totale (TOC), di carbonio organico particellato (POC) e di azoto organico particellato (PON) sono graficamente sintetizzati nelle figure, 4.2.1, 4.2.2, 4.2.3 e 4.2.4, rispettivamente. Come già in passato, tutti i parametri relativi al ciclo del carbonio organico presentano un gradiente verticale di concentrazione più marcato per la componente particellata. La variabilità stagionale di tutti i parametri considerati è molto marcata negli strati superficiali e tende a smorzarsi negli strati profondi della colonna d'acqua, dove i picchi sono generalmente di entità minore.

Il confronto dei dati del 2011 relativi alla concentrazione dei diversi parametri sopra elencati con quelli dei quattro anni precedenti permette di constatare che nessuna variabile ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni del comparto della sostanza organica nel periodo di studio. E' tuttavia evidente l'effetto delle forti piogge di giugno e, soprattutto, di luglio (Fig. 1.1.1a) sulle concentrazioni in lago di seston, TOC e POC. C'è da ricordare che, per effetto dei maggiori apporti dovuti alle intense precipitazioni del 12-13 luglio, il livello del Lago Maggiore ha subito un incremento di circa 50 cm. Il seston nello strato 0-20 m ha presentato, dopo il consueto picco primaverile, un cospicuo picco estivo imputabile anche all'input di detrito inorganico alloctono veicolato delle acque meteoriche. In luglio il seston nello strato più superficiale ha raggiunto la concentrazione di 1.9 mg/l ed è risultato costituito per il 95% da materiale inorganico. Un andamento analogo ha caratterizzato la frazione particellata della sostanza organica determinando picchi estivi insolitamente elevati di POC e PON, con concentrazioni, rispettivamente, di 731 e 192  $\mu$ g/l a fine luglio. Una nota particolare va riservata alla concentrazione del TOC, che pure ha presentato un massimo epilimnico a fine luglio inizio agosto, superando la concentrazione di 1.6 mg/l a seguito degli eventi meteorici sopra citati. La concentrazione del TOC, inoltre, ha raggiunto valori elevati anche negli strati ipolimnici a fine agosto, con un ritardo di un mese rispetto agli strati epilimnici. Questo fatto induce a ritenere che la componente disciolta del TOC fosse prevalentemente costituita da sostanze organiche

alloctone non facilmente degradabili che hanno potuto diffondere verso gli strati profondi senza subire una rilevante mineralizzazione da parte della microflora batterica. In conclusione, c'è stata una importante immissione estiva di sostanza organica alloctona che, tuttavia, non ha determinato un incremento della concentrazione di sostanza organica in lago tale da inficiare la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. E' tuttavia da sottolineare che la concentrazione di TOC sembra mostrare una tendenza all'aumento negli ultimi anni.

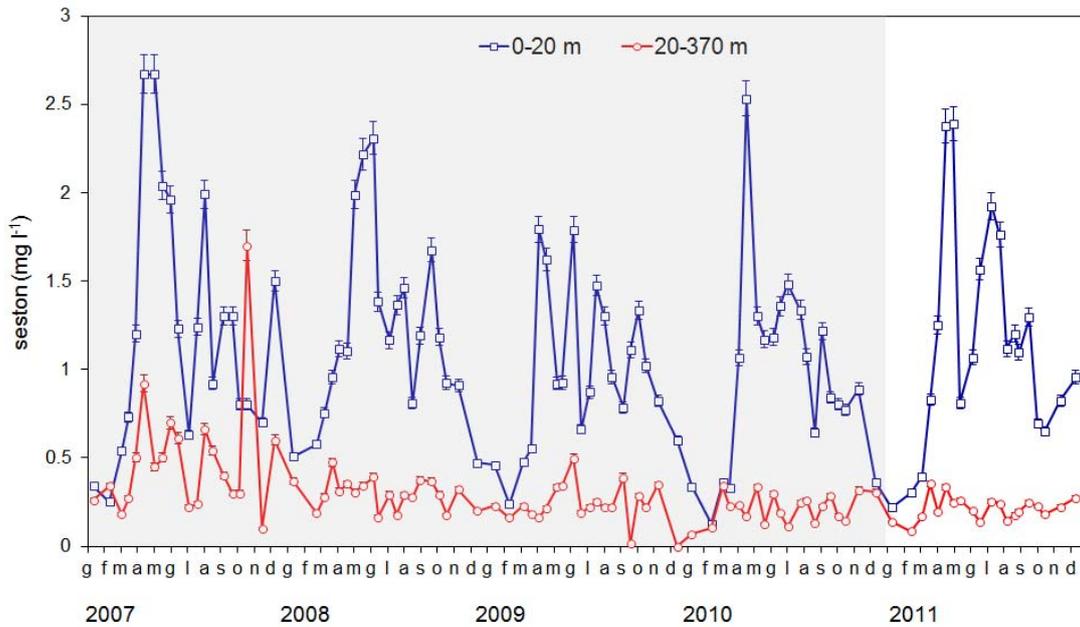


Fig. 4.2.1. Concentrazione di seston nel Lago Maggiore nel corso del 2011, a confronto con la concentrazione del 2007-2010. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

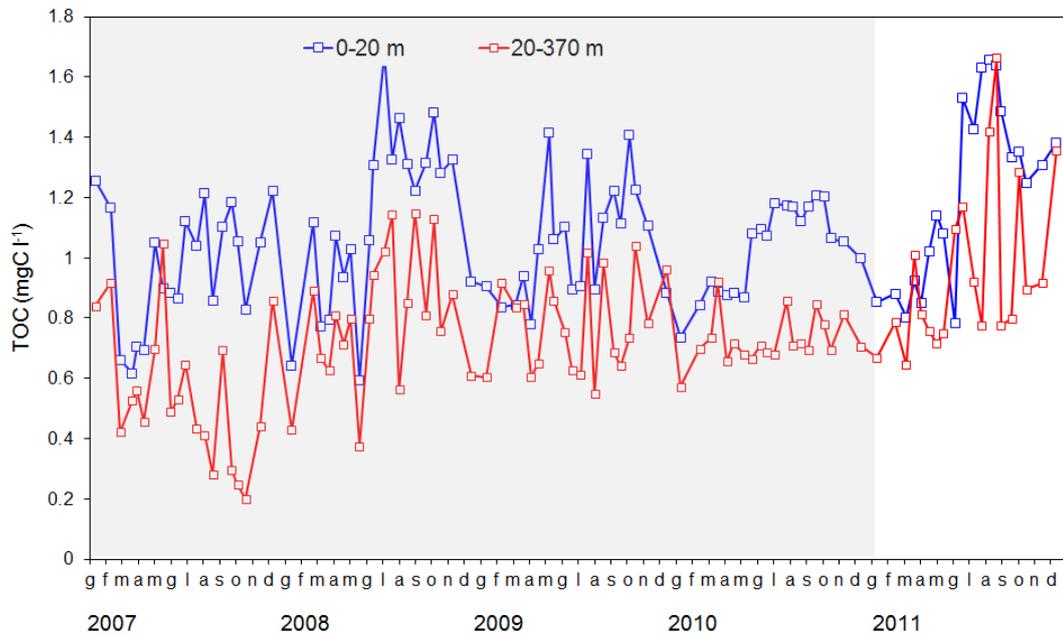


Fig. 4.2.2. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nel Lago Maggiore nel corso del 2011, a confronto con la concentrazione del 2007-2010. Errore analitico: CV= 2 %.

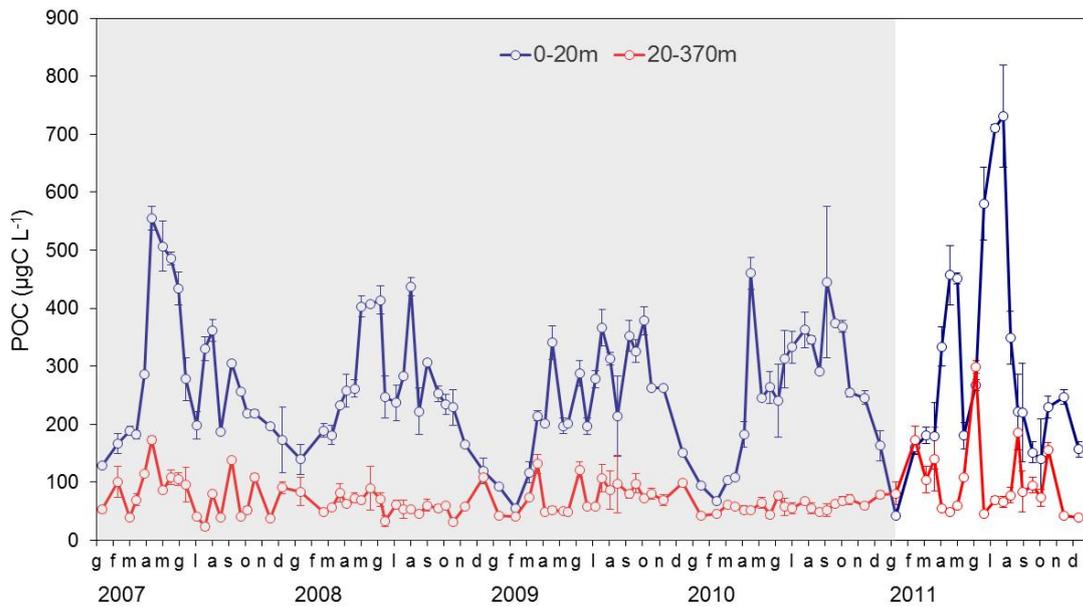


Fig. 4.2.3. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nel Lago Maggiore nel corso del 2011, a confronto con la concentrazione del 2007-2010. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

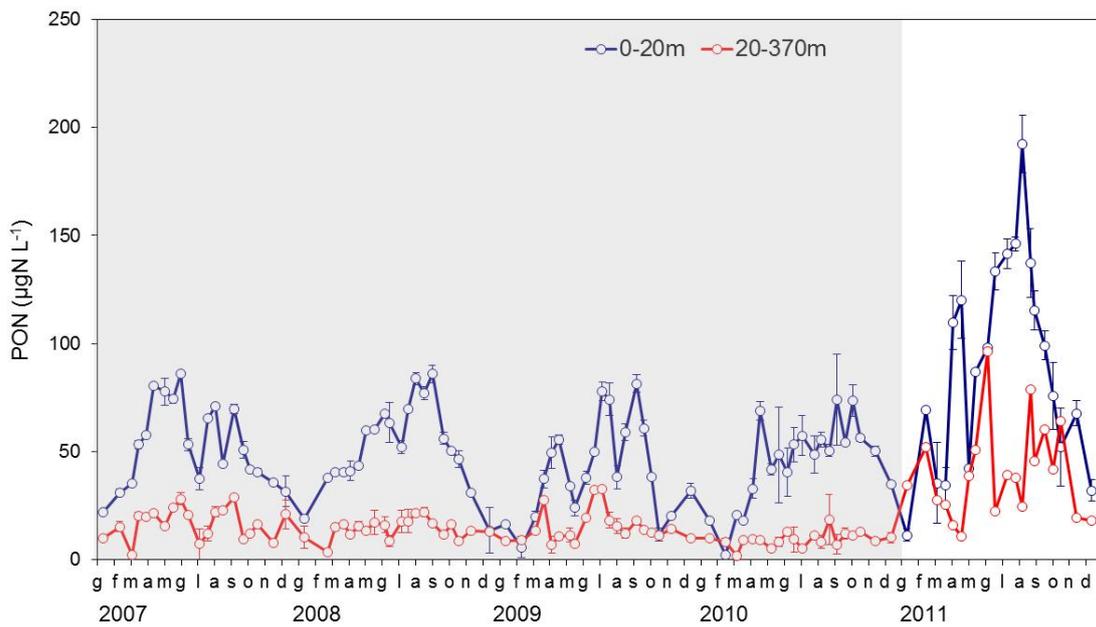


Fig. 4.2.4. Concentrazione di Azoto Organico Particellato (PON) nel Lago Maggiore nel corso del 2011, a confronto con la concentrazione del 2007-2010. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

#### 4.2.2 Distribuzione orizzontale

Nel 2011 si è proseguito lo studio sistematico della distribuzione spaziale dei parametri di base del ciclo del carbonio organico. Scopo di questa parte della ricerca è di

pervenire ad una valutazione, per il Lago Maggiore, dell'eterogeneità spaziale delle variabili che hanno un ruolo rilevante nella catena alimentare microbica. Questa informazione ha un elevato valore diagnostico perché consente, in un ambiente sottoposto a forte pressione antropica lungo tutto il suo perimetro, di evidenziare precocemente la collocazione areale di eventuali fenomeni degenerativi della qualità del lago e, quindi, di avviare indagini mirate alla localizzazione territoriale delle cause del fenomeno degenerativo.

Benché sia da tempo accertata l'esistenza di una eterogeneità spaziale rilevante nei mari e negli oceani, nei corpi idrici relativamente piccoli come i sistemi delle acque interne l'eterogeneità spaziale è spesso trascurata o studiata solamente per la frazione planctonica, dotata di una certa mobilità in risposta, per esempio, a stimoli luminosi. Tuttavia anche in ambienti di modeste dimensioni l'eterogeneità spaziale è tutt'altro che trascurabile (Downing, 1991). In particolare nel Lago Maggiore è stato dimostrato, valutando su scala stagionale e per due anni la distribuzione spaziale del carbonio organico particellato e disciolto nonché della frazione picoplanctonica, che le acque epilimniche non si possono, particolarmente nelle stagioni di maggior produzione, considerare omogenee per quanto riguarda queste variabili (Bertoni et al. 2004).

Con l'intento di acquisire una serie pluriennale di informazioni tale da includere gli effetti della variabilità interannuale, anche nel 2011 si è valutata la variabilità nella distribuzione spaziale di seston TOC, POC e PON, effettuando una serie di campionamenti in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri. I campionamenti sono stati effettuati utilizzando un campionatore integratore che preleva un singolo campione integrato nello strato 0-20 m (Brev. M196A00012) e che può essere, quindi, considerato rappresentativo della zona fotica del Lago Maggiore.

La campagna di campionamento è stata effettuata nei giorni 18 e 19 luglio, cioè circa una settimana dopo le intense precipitazioni cadute in questo mese. La distribuzione del seston (Fig. 4.2.5) mostra chiaramente l'importanza dell'apporto alloctono di materiale particellato, presentando concentrazioni notevolmente elevate in prossimità dell'immissione a lago dei tributari più importanti, Ticino e Toce. I fenomeni meteorici di particolare rilievo nel periodo immediatamente antecedente il campionamento possono spiegare il fenomeno, evidenziando il nesso causale tra eventi meteorologici e localizzazione in lago delle elevate concentrazioni di seston misurate in lago. Anche la componente organica presenta una marcata eterogeneità spaziale ma la localizzazione dei valori di concentrazione più elevati in prossimità delle foci dei tributari è decisamente meno evidente. In particolare, la distribuzione del TOC, presentata in Fig. 4.2.6, pur rispecchiando l'eterogeneità spaziale già illustrata per il seston mostra una concentrazione elevata ( $> 1.6 \text{ mgC l}^{-1}$ ) anche in centro lago ( stazione di Ghiffa).

La distribuzione spaziale del POC (Fig. 4.2.7) e del PON (Fig. 4.2.8) è risultata caratterizzata da valori più elevati nelle porzioni centrali e meridionali del lago, presentando un gradiente di concentrazione crescente lungo l'asse nord-sud del lago di circa 200 e  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ , rispettivamente.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2011, una eterogeneità della loro distribuzione più pronunciata rispetto al 2010 e dipendente dagli apporti alloctoni per il seston, largamente influenzato dalla componente detritica inorganica.

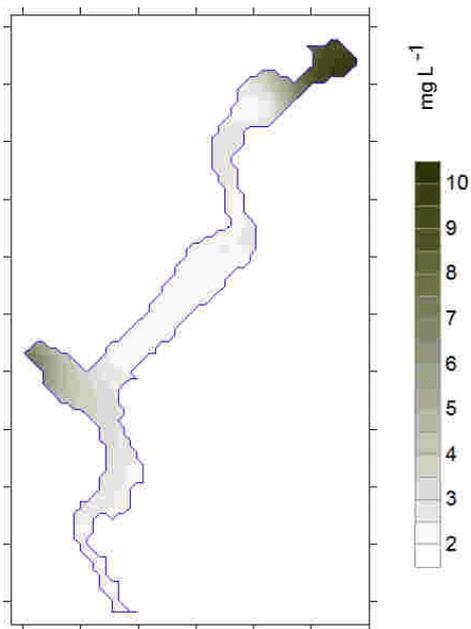


Fig. 4.2.5. Distribuzione spaziale del seston, luglio 2011.

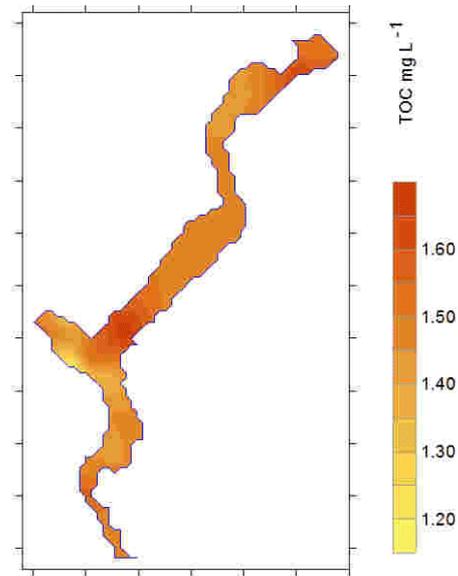


Fig. 4.2.6. Distribuzione spaziale del TOC, luglio 2011.

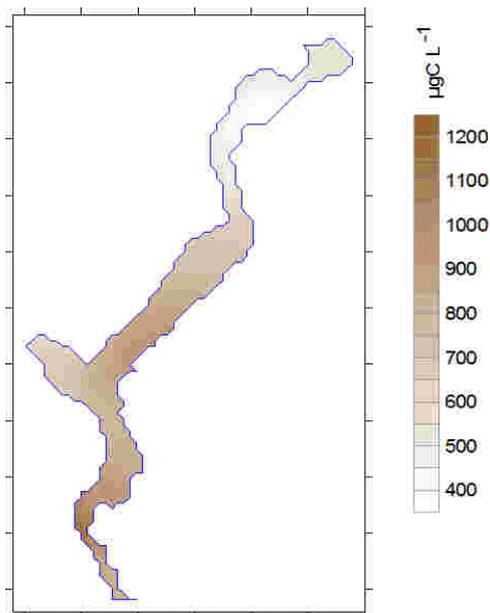


Fig. 4.2.7. Distribuzione spaziale del POC, luglio 2011.

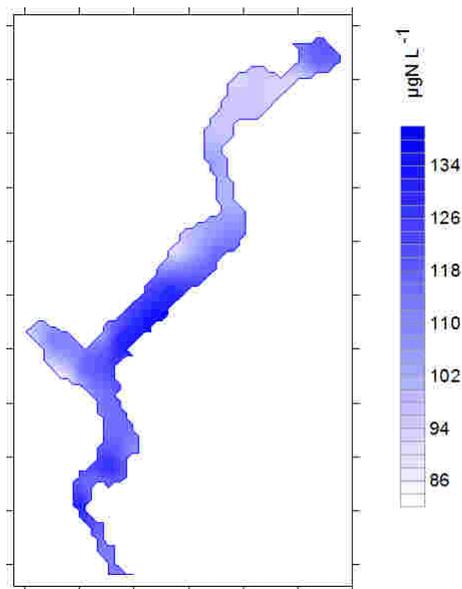


Fig. 4.2.8. Distribuzione spaziale del PON, luglio 2011.

Per il carbonio organico nel suo complesso (TOC), in gran parte costituito dalla frazione disciolta, non è evidente nessun gradiente di concentrazione lungo l'asse principale del lago. Al contrario la componente organica particellata, nonostante l'effetto dell'input alloctono mostra un gradiente di concentrazione crescente da nord a sud. La situazione evidenziata con questo campionamento mostra l'importanza di aggiungere all'analisi quantitativa della componente organica anche una analisi di tipo qualitativo così da poter identificare la distribuzione e l'abbondanza del carico organico alloctono che, derivando dal drenaggio del bacino imbrifero, può veicolare al lago sostanze potenzialmente pericolose.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Bertoni, R. and C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. In: R. de Bernardi, R. Pagnotta and A. Pugnetti (Eds). *Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 52: 191-205.
- Bertoni, R., R. Piscia and C. Callieri. 2004. Horizontal heterogeneity of seston, organic carbon and picoplankton in the photic zone of Lago Maggiore, Northern Italy. *Journal of Limnology*, 63(2): 244-249
- Downing, J.A. 1991. Biological and physical heterogeneity in lakes. p. 160-180 In: J. Kolasa and S. Pickett (eds.), *Ecological heterogeneity*. Springer- Verlag, New York

### 4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale

#### 4.3.1. Dinamica stagionale

Nel 2011 i popolamenti batterici eterotrofi presenti dello strato 0-20m (Fig. 4.3.1) hanno presentato una evoluzione stagionale comparabile a quella degli anni precedenti ma con una forte riduzione dell'abbondanza negli ultimi mesi dell'anno (circa  $0.2 \times 10^6$  cell  $\text{mL}^{-1}$ ). Questo trend è più precoce e più evidente nell'ipolimnio, dove già da settembre si scende a  $0.1 \times 10^6$  cell  $\text{mL}^{-1}$ .

Considerando gli ultimi 5 anni si nota un trend di diminuzione delle abbondanze batteriche molto evidente nello strato 20-370m, corrispondente alla zona afotica dell'ipolimnio, e meno visibile, anche per effetto della elevata variabilità stagionale, nello strato 0-20m, dove comunque il numero massimo di batteri è stato di  $5.1 \times 10^6$  cell  $\text{mL}^{-1}$ , inferiore di circa il 30% rispetto al massimo del 2010.

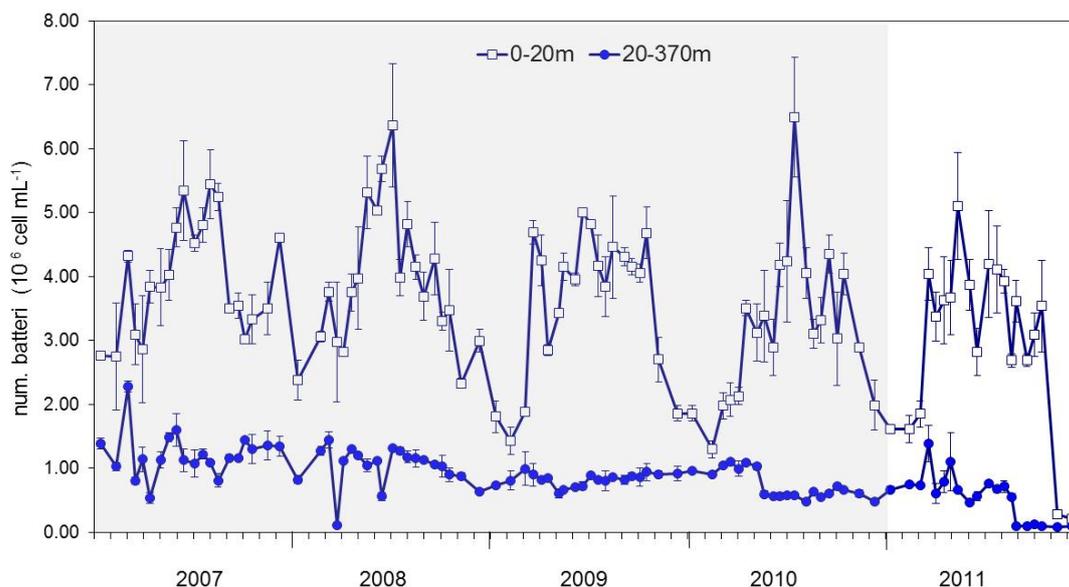


Fig. 4.3.1. Variazione del numero totale di batteri nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore nel 2011 a confronto con l'abbondanza rilevata nel 2007-2010 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Anche nel 2011 si sono valutati i volumi medi cellulari batterici considerando insieme i due morfotipi cocci e bacilli. In figura 4.3.2 sono presentati i dati di biovolume cellulare batterico dell'anno in corso insieme a quelli del 2007-2010 per facilitare il confronto. Dall'esame della figura emerge che anche il 2011 è stato caratterizzato da volumi cellulari diversi nella zona fotica (0-20m) ed afotica (20-350m) confermando una situazione già descritta negli altri anni, sia pur con una certa variabilità interannuale. Infatti, pur essendo i biovolumi cellulari medi del 2011 di poco inferiori a quelli del 2010, le dimensioni delle cellule batteriche più elevate sono state misurate nei campioni della zona afotica (media dell'anno:  $0,125 \mu\text{m}^3$  cell $^{-1}$ ) mentre i biovolumi dei batteri della zona

fotica sono significativamente più piccoli (media annuale:  $0,088 \mu\text{m}^3 \text{ cell}^{-1}$ ). Il carbonio batterico, valutato con il fattore di conversione di Norland (1993) dal biovolume arriva ad essere una frazione importante di tutta la sostanza organica particellata (POC) presente nelle acque del Lago Maggiore. Il carbonio batterico è risultato essere, nel 2011, il 26% ed il 19% del POC nella zona 0-20m e 20-370m rispettivamente. Per quanto riguarda la differenza dimensionale dei batteri tra la zona 0-20m e 20-370m sopra ricordata, uno studio condotto confrontando il Lago Maggiore con un lago tropicale messicano ha permesso di concludere che la temperatura per se non può essere considerata l'unico fattore importante per spiegare la differenza dimensionale dei batteri nell'epilimnio e nell'ipolimnio. Senza escludere l'effetto di meccanismi di controllo top-down, come ad esempio la predazione, le minori dimensioni cellulari delle cellule batteriche nell'epilimnio dei laghi oligotrofi può essere dovuto alla loro maggior efficienza rispetto alle cellule di più grandi dimensioni in condizioni di nutrienti limitanti (Hernandez-Aviles et al. 2012). Quale che ne sia la causa, l'esistenza di un persistente elemento di biodiversità tra i popolamenti batterici superficiali e profondi del Lago Maggiore merita di essere ulteriormente valutato ed indagato per le sue possibili implicanze ecologiche. D'altro canto le condizioni fisico-chimiche dell'ipolimnio profondo del Lago Maggiore, che si sono rivelate elementi strutturanti le nicchie di biodiversità microbica (Bertoni et al. 2010), possono indubbiamente subire modifiche per effetto delle modificazioni climatiche in atto.

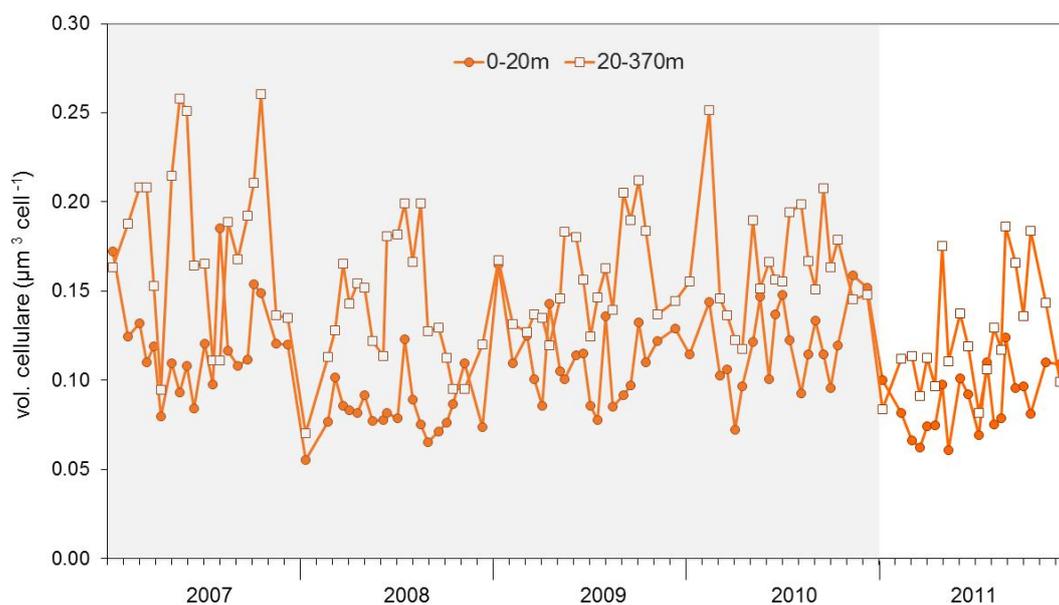


Fig. 4.3.2. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nelle zone 0-20 m e 20-370 m del Lago Maggiore nel 2011 a confronto con il biovolume medio rilevato dal 2007 al 2010.

#### 4.3.2. Distribuzione orizzontale

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton (Fig. 4.24), diversamente da quanto emerso in anni precedenti la sua abbondanza non ha mostrato nel 2011 un gradiente crescente da nord a sud. Anche per questa variabile sembra evidente

l'effetto delle intense precipitazioni occorse nella settimana precedente il campionamento. Il numero di batteri, infatti, risulta più elevato nelle zone prossime alle foci dei tributari maggiori. Da notare le elevate abbondanze nella zona di lago antistante la foce del Tresa ( $4.6 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$ ), probabilmente da imputare al carico batterico trasportato dalle acque di quel tributario. Ovviamente questa ipotesi non può essere confermata in assenza di uno studio sulla composizione del popolamento batterico, oggi possibile dal punto di vista metodologico ma con costi non sostenibili con la normale dotazione finanziaria di questa ricerca.

Anche il carbonio delle cellule batteriche (Fig. 4.3.4) calcolato a partire dal numero di cellule usando il fattore di conversione di Norland (1993) mostra una distribuzione orizzontale simile a quella dell'abbondanza dei popolamenti batterici. Il carbonio batterico così valutato arriva ad essere il 12% circa di tutta la sostanza organica particellata (POC) presente nelle acque epilimniche del Lago Maggiore. Si tratta di un valore inferiore a quello degli anni precedenti, fatto che conferma come l'apporto alloctono abbia alterato i rapporti tra detrito organico e microflora batterica tipici in estate per il lago.

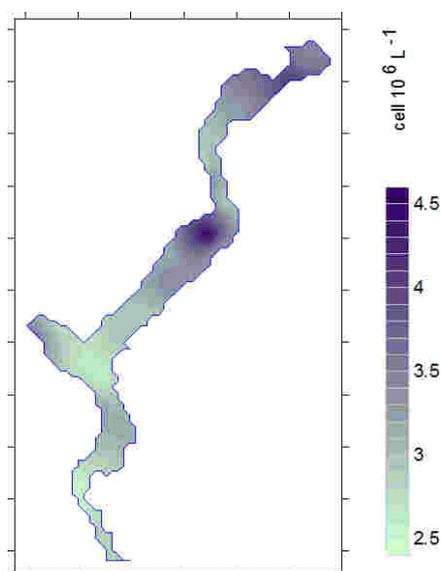


Fig. 4.3.3. Distribuzione spaziale del numero di batteri eterotrofi ( $10^6 \text{ cellule ml}^{-1}$ ).

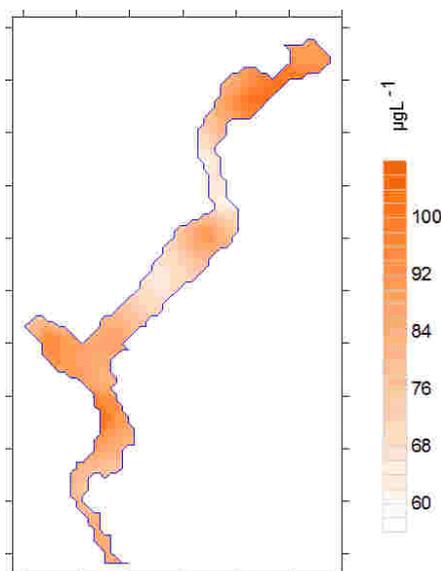


Fig. 4.3.4. Distribuzione spaziale del carbonio organico batterico ( $\mu\text{gC l}^{-1}$ ).

In conclusione, il campionamento del 2011 effettuato dopo un periodo di ingenti piogge mostra come la distribuzione spaziale del batterioplancton del Lago Maggiore, delineatasi negli anni precedenti come caratterizzata da una zona più settentrionale con un più modesto popolamento batterico che gradatamente sfuma in una zona meridionale ove l'abbondanza batterica aumenta, possa venire considerevolmente alterata. Allo stato attuale questo gradiente non va visto tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come un gradiente di vulnerabilità dell'ecosistema. È quindi importante continuare questo monitoraggio per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

*Metodologia:* i campioni per l'analisi quantitativa e dimensionale del batterioplancton, prelevati come già descritto nel capitolo precedente, vengono concentrati per filtrazione su filtri non fluorescenti con pori da  $0,2 \mu\text{m}$  (Nucleopore). Le cellule batteriche vengono poi selettivamente colorate con DAPI (Porter & Feig, 1980) ed i filtri sono montati per

l'esame con microscopio ad epifluorescenza (Axioplan, Zeiss). Per il conteggio delle cellule e la misura del loro biovolume si è usato un sistema di analisi di immagine costituito da una telecamera ad alta sensibilità e ad alta risoluzione (Olympus DP70 Digital Camera System, 12.5 Mpixel) associata al software Image-ProPlus (Media Cybernetics) implementato con funzioni macro appositamente sviluppate.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Norland, S. 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria. In Kemp, P, Sherr, B., Sherr, E. and Cole J. (eds), Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 303-308.
- Porter, K.G. & Y.S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25: 943-948.
- Bertoni, R., W. Ambrosetti & C. Callieri. 2010. Physical constrains in the deep hypolimnion of a subalpine lake driving planktonic *Bacteria* and *Archaea* distribution. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1: 85-96.
- Hernandez-Aviles, J. S., R. Bertoni, M. Macek, C. Callieri. 2012. Why bacteria are smaller in the epilimnion than in the hypolimnion? A hypothesis comparing temperate and tropical lakes. *J. Limnol.*, 71(1): 104-111

## 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<sup>-1</sup>), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.;  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) 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 <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,83	0,83	0,82	0,84	0,84	0,82	0,83	0,82	0,83	0,85
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	0,61	0,61	0,61	0,62	0,62	0,61	0,64	0,61	0,61	0,60
Cl <sup>-</sup>	0,08	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
<b>Σ anioni</b>	<b>1,58</b>	<b>1,57</b>	<b>1,57</b>	<b>1,60</b>	<b>1,60</b>	<b>1,57</b>	<b>1,61</b>	<b>1,57</b>	<b>1,58</b>	<b>1,60</b>
Ca <sup>++</sup>	1,16	1,15	1,14	1,12	1,10	1,17	1,15	1,13	1,13	1,09
Mg <sup>++</sup>	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30
Na <sup>+</sup>	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14
K <sup>+</sup>	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
<b>Σ cationi</b>	<b>1,63</b>	<b>1,63</b>	<b>1,62</b>	<b>1,60</b>	<b>1,57</b>	<b>1,65</b>	<b>1,64</b>	<b>1,61</b>	<b>1,61</b>	<b>1,57</b>
<b>Σ ioni</b>	<b>3,21</b>	<b>3,20</b>	<b>3,19</b>	<b>3,20</b>	<b>3,18</b>	<b>3,22</b>	<b>3,25</b>	<b>3,19</b>	<b>3,19</b>	<b>3,17</b>
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<sup>-1</sup> 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  $\text{mg Si L}^{-1}$  rispetto a 0,81-0,94  $\text{mg Si L}^{-1}$  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  $\text{meq L}^{-1}$  e 150  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 20 °C, rispettivamente) e minimi in settembre (0,72  $\text{meq L}^{-1}$  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<sup>-1</sup> nel caso dell'alcalinità e 150-152 μS cm<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup> a 20 °C nel 2002-2003 agli attuali valori di 150 μS cm<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup> e da 140 a oltre 150 μS cm<sup>-1</sup> 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.

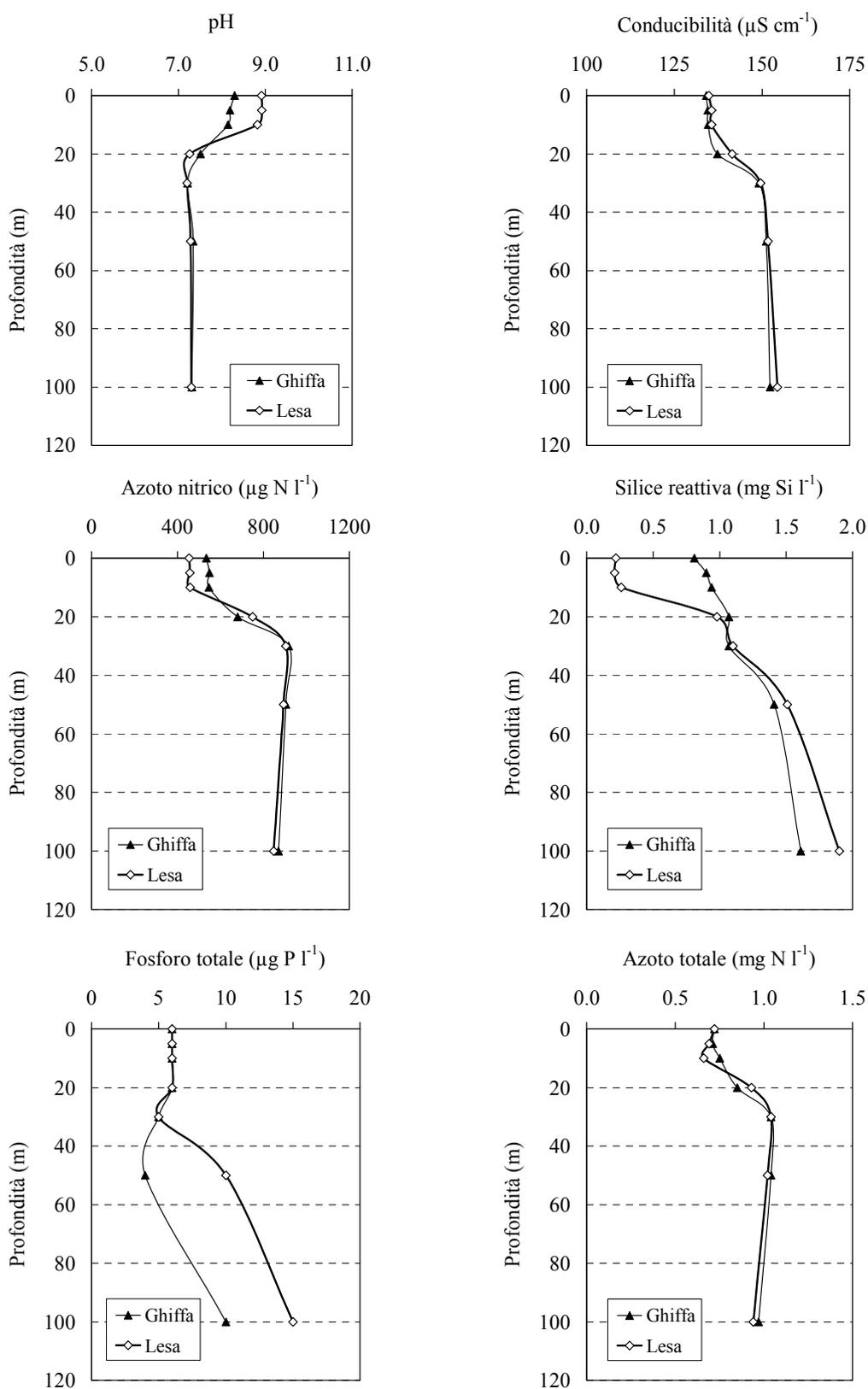


Fig. 5.1 Profili di alcune variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m nelle stazioni di Ghiffa e Lesa rilevati nei campionamenti del 19 (Ghiffa) e 20 (Lesa) settembre 2011.

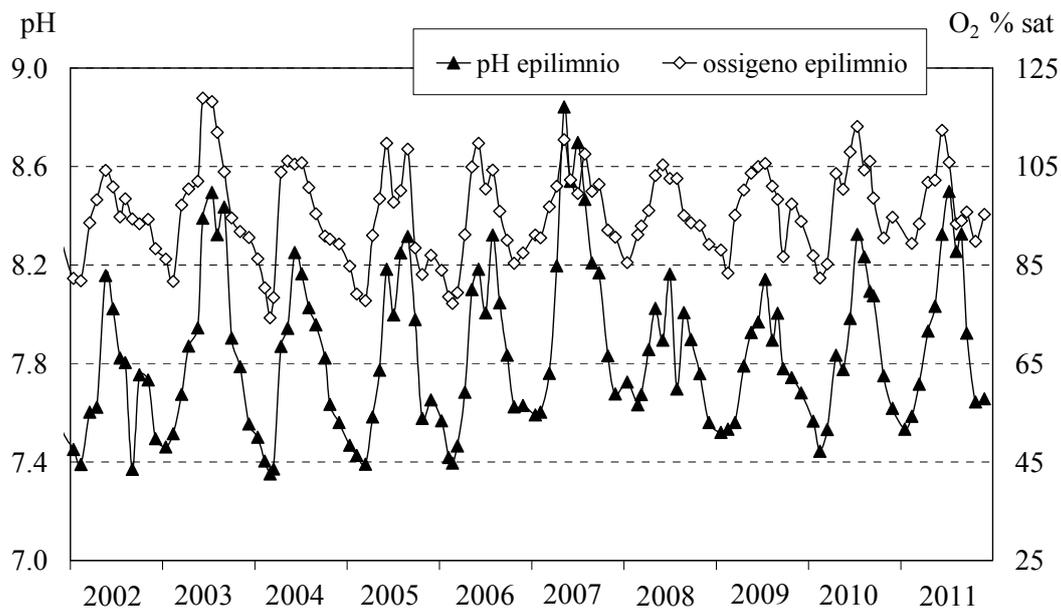


Fig. 5.2 Lago Maggiore nel periodo 2002-2011: pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

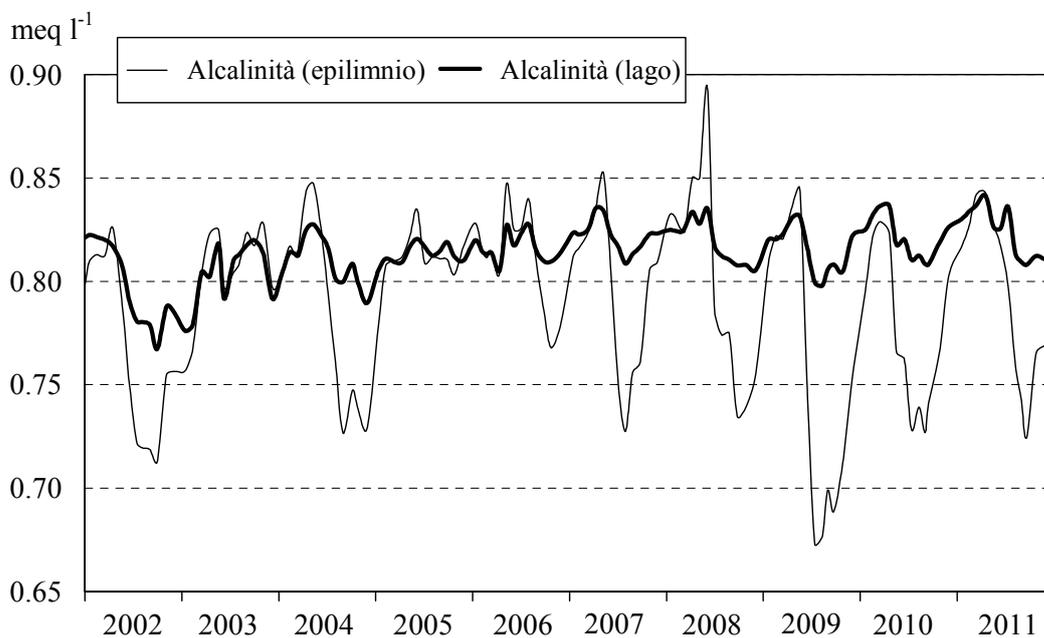


Fig. 5.3 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2002-2011 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

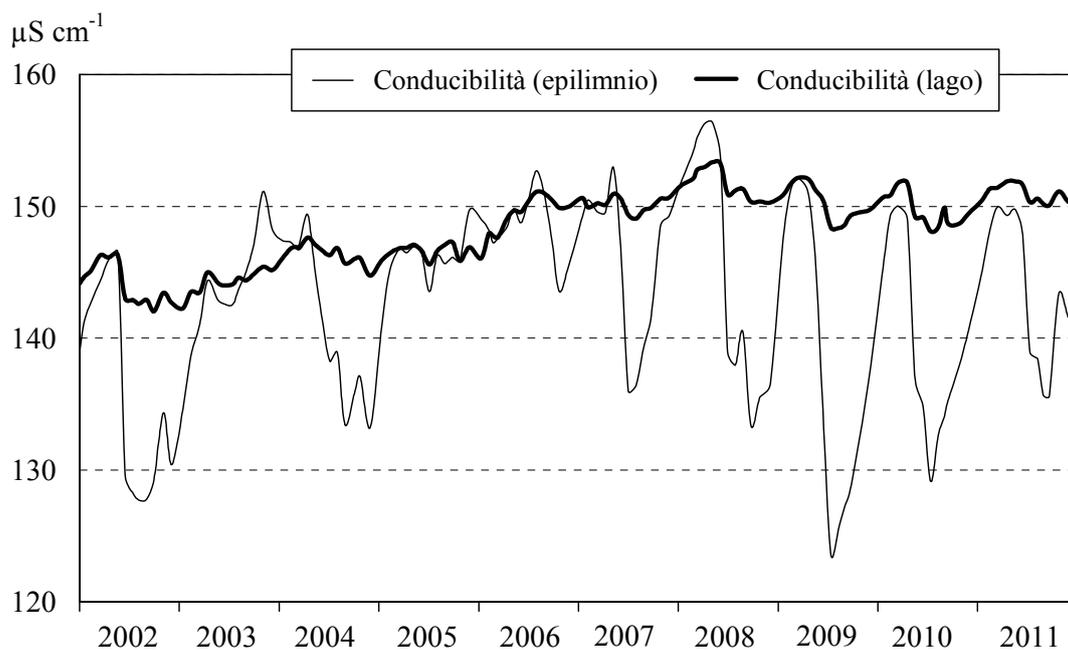


Fig. 5.4 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2002–2011 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

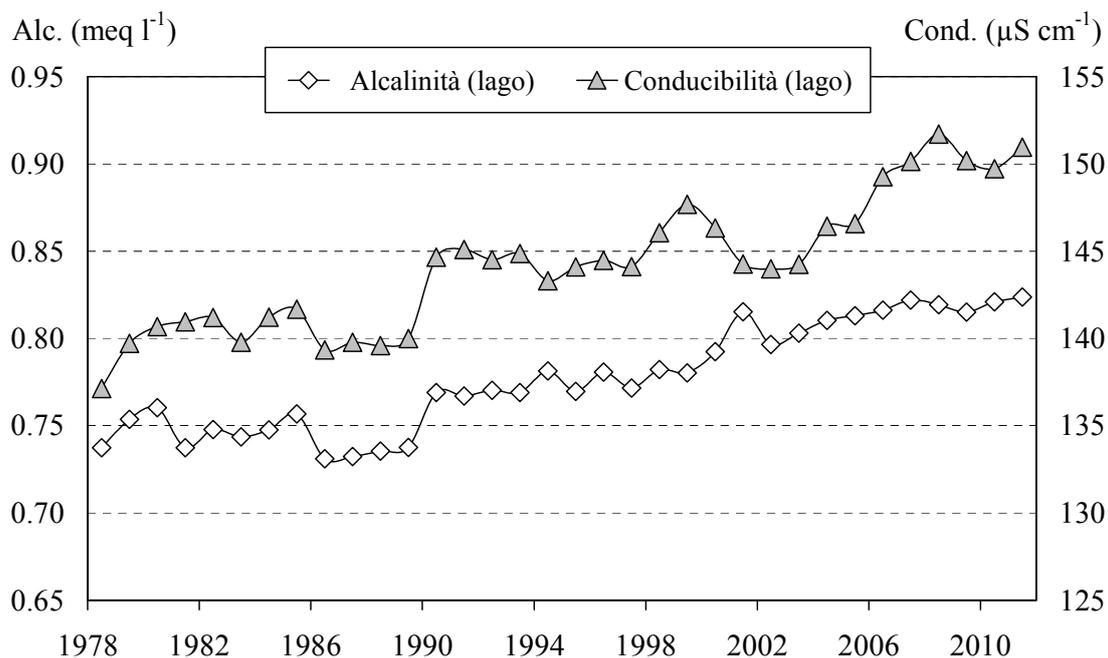


Fig. 5.5 Lago Maggiore: andamento dal 1978 al 2011 dei valori medi annui di conducibilità e alcalinità (valori medi ponderati dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

### 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.

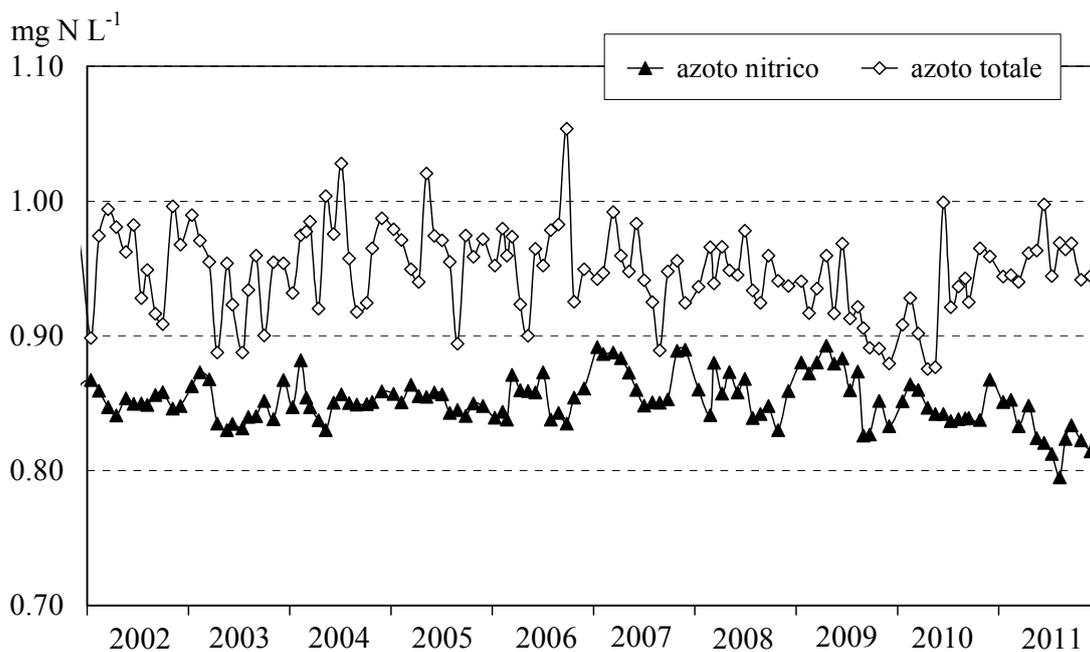


Fig. 5.6. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2002-2011 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

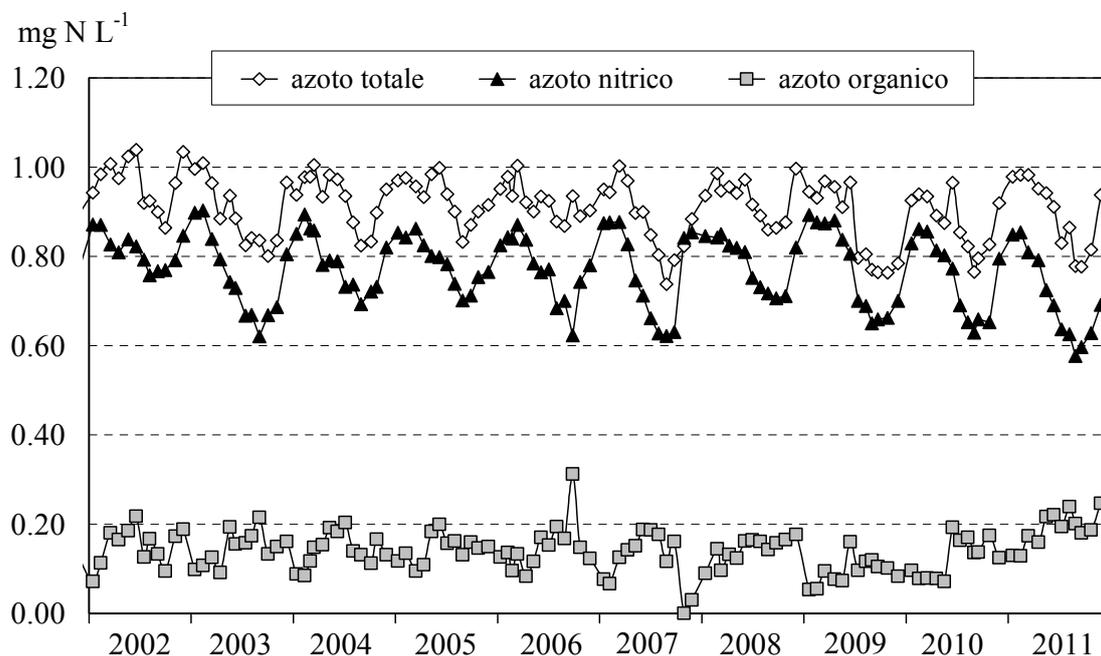


Fig. 5.7 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2002-2011.

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).

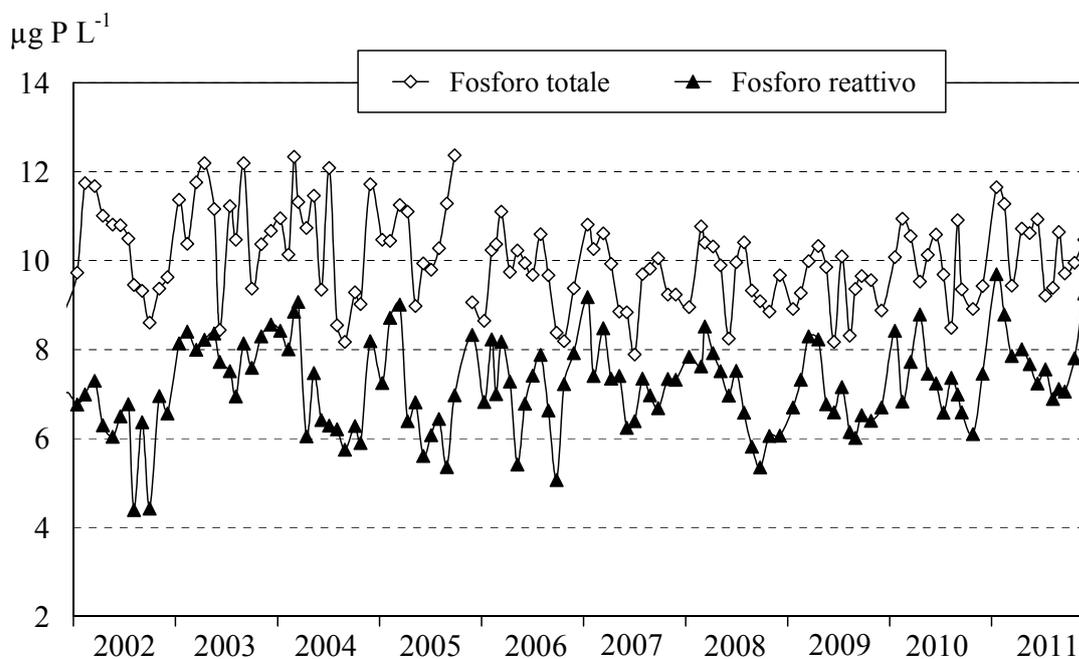


Fig. 5.8 Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2002-2011 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

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  $\text{mg Si L}^{-1}$ , 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  $\text{mg Si L}^{-1}$ , 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.

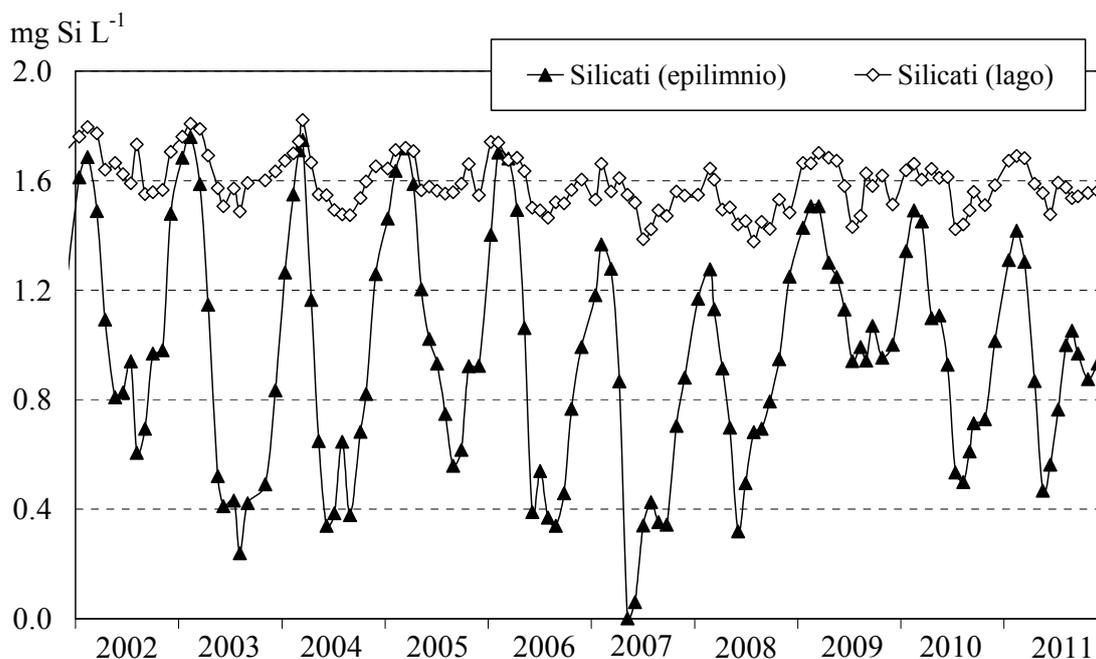


Fig. 5.9 Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2002-2011.

### 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).

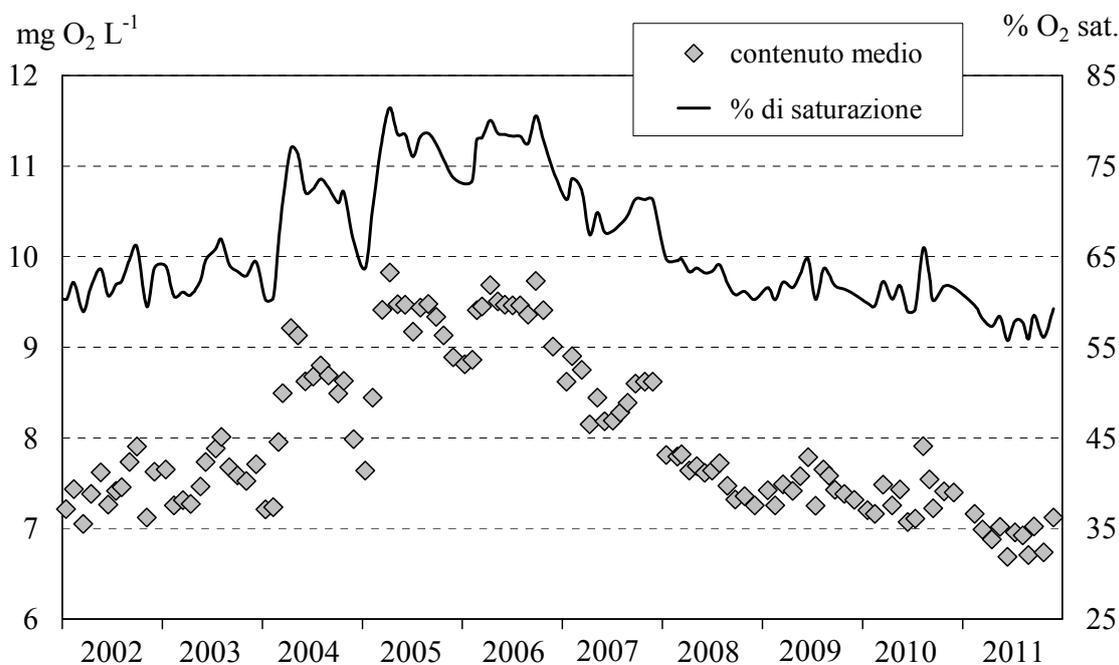


Fig. 5.10 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2002-2011 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

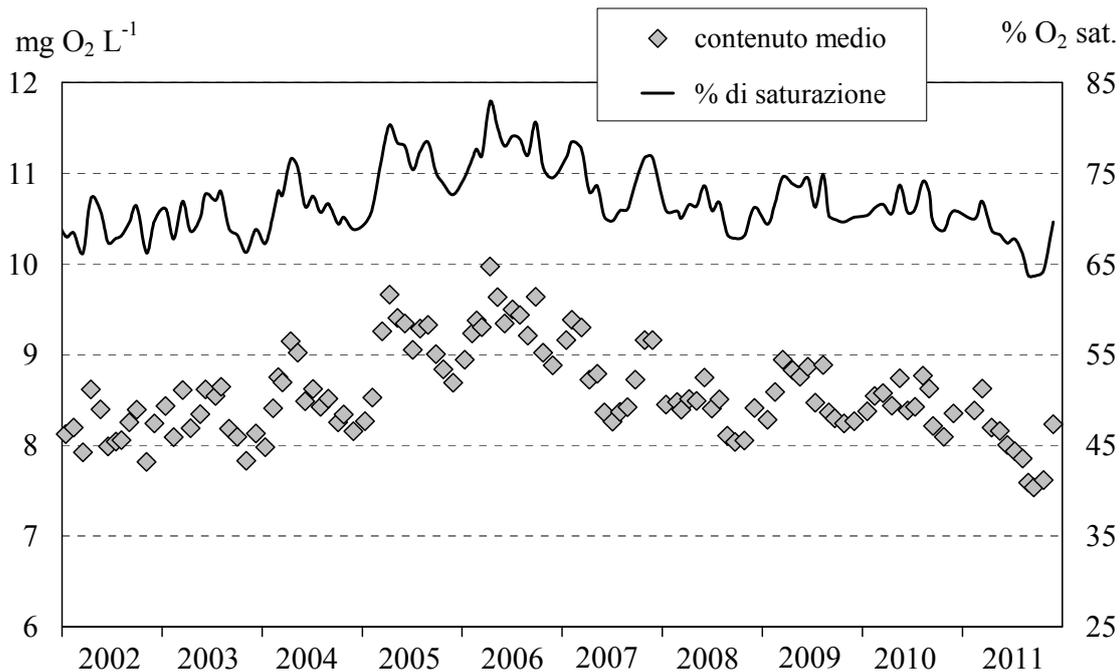


Fig. 5.11 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2002-2011 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-360 m).

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 O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> (71-99% come percentuale di saturazione) e tra 6,8 e 8,4 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> (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.

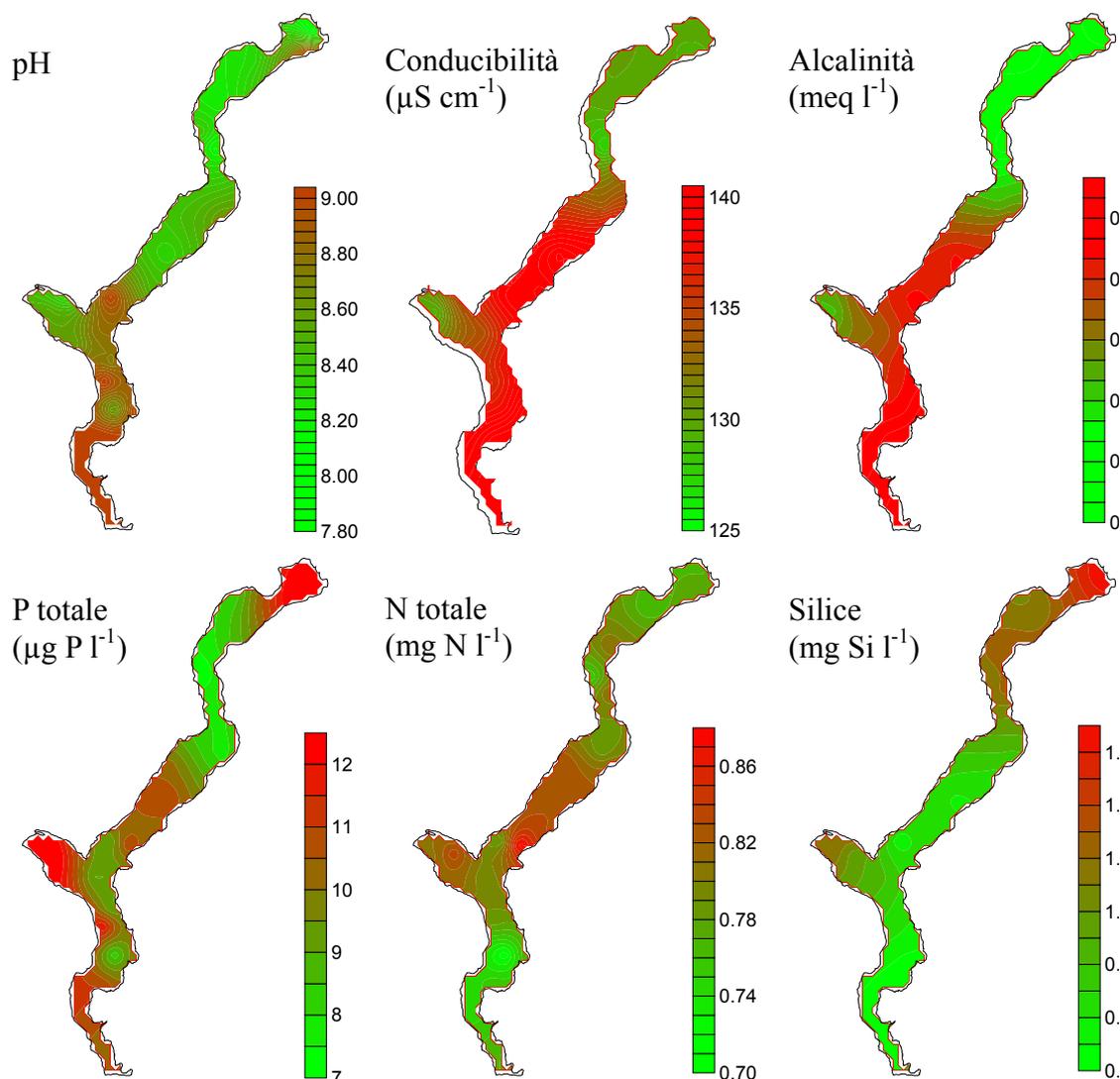


Fig. 5.12 Lago Maggiore, distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche in base ai rilievi eseguiti in 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali il 18-19 luglio 2011 (campioni integrati relativi allo strato 0-20 m).

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<sup>-1</sup> e circa 130 μS cm<sup>-1</sup> a 20 °C) nella porzione settentrionale del lago e nel bacino di Pallanza; i valori più elevati (0,78-0,80 meq L<sup>-1</sup> e 138-140 μS cm<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup> per l'alcalinità), nel 2011 il gradiente è stato più accentuato, dell'ordine di 1,2 unità di pH, 14 µS cm<sup>-1</sup> per la conducibilità e 0,16 meq L<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup>, con alcuni massimi di 14 µg P L<sup>-1</sup>) 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<sup>-1</sup>. L'azoto totale ha presentato valori leggermente più elevati nella parte centrale del lago (tra 0,83 e 0,86 mg N L<sup>-1</sup>), 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<sup>-1</sup>). Infine la silice ha presentato un gradiente nord-sud piuttosto netto, con i massimi di circa 1,30-1,40 mg Si L<sup>-1</sup> nella zona settentrionale, principalmente nel bacino di Locarno, e i minimi (0,77-0,78 mg Si L<sup>-1</sup>) 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 <sup>-1</sup>	Cond. μS cm <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub> mg N l <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> mg N l <sup>-1</sup>	N <sub>org</sub> mg N l <sup>-1</sup>	TN mg N l <sup>-1</sup>	TP μg P l <sup>-1</sup>	RSi mg Si l <sup>-1</sup>
<b>Tributari lombardi</b>										
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
<b>Tributari piemontesi</b>										
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
<b>Tributari svizzeri</b>										
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
<b>Emissario</b>										
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<sup>-1</sup> e 71 μS cm<sup>-1</sup> a 20 °C nel 2011) rispetto al secondo gruppo (rispettivamente 8,1, 1,71 meq L<sup>-1</sup> e 219 μS cm<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup> e conducibilità di 169 e 239 μS cm<sup>-1</sup>.

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<sup>-1</sup> e 627 e 346 μS cm<sup>-1</sup>

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<sup>-1</sup> negli anni '80 agli attuali valori di circa 6,5 e 8,0 mg l<sup>-1</sup>. 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.

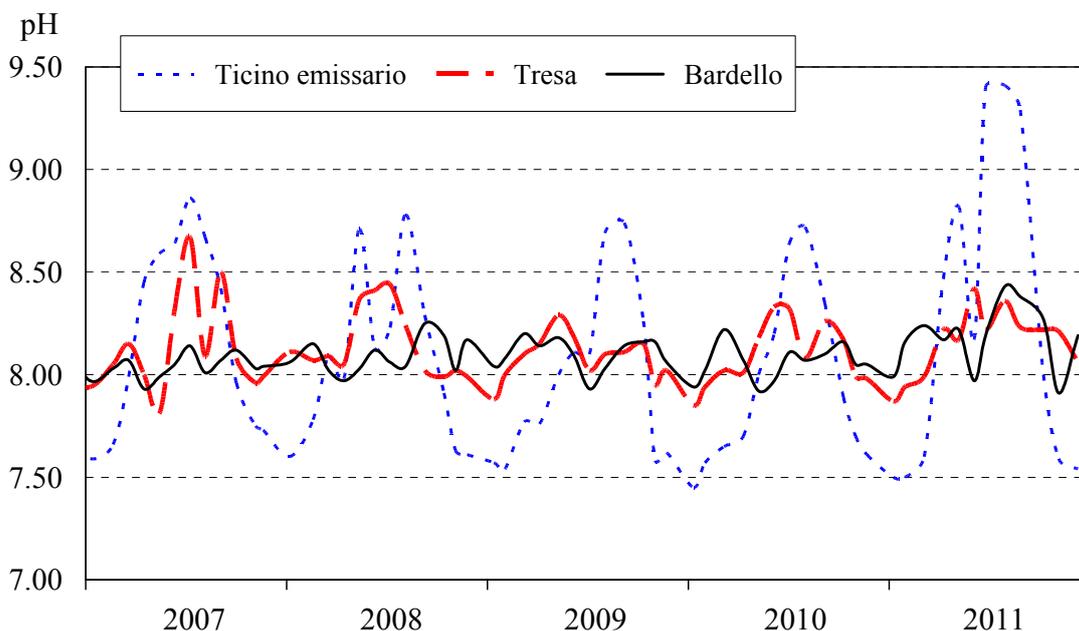


Fig. 5.13 Valori di pH riscontrati nel quinquennio 2007-2011 nelle acque emissarie dei laghi di Lugano (Tresa), Varese (Bardello) e Maggiore (Ticino emissario).

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<sup>-1</sup> nel caso dell'alcalinità. Le differenze più accentuate per quest'ultima variabile hanno interessato Bardello e Boesio (-0,17 e -0,25 meq L<sup>-1</sup>) e confermano una tendenza alla diminuzione del contenuto di bicarbonati nelle acque di questi torrenti, già evidenziata nelle precedenti relazioni.

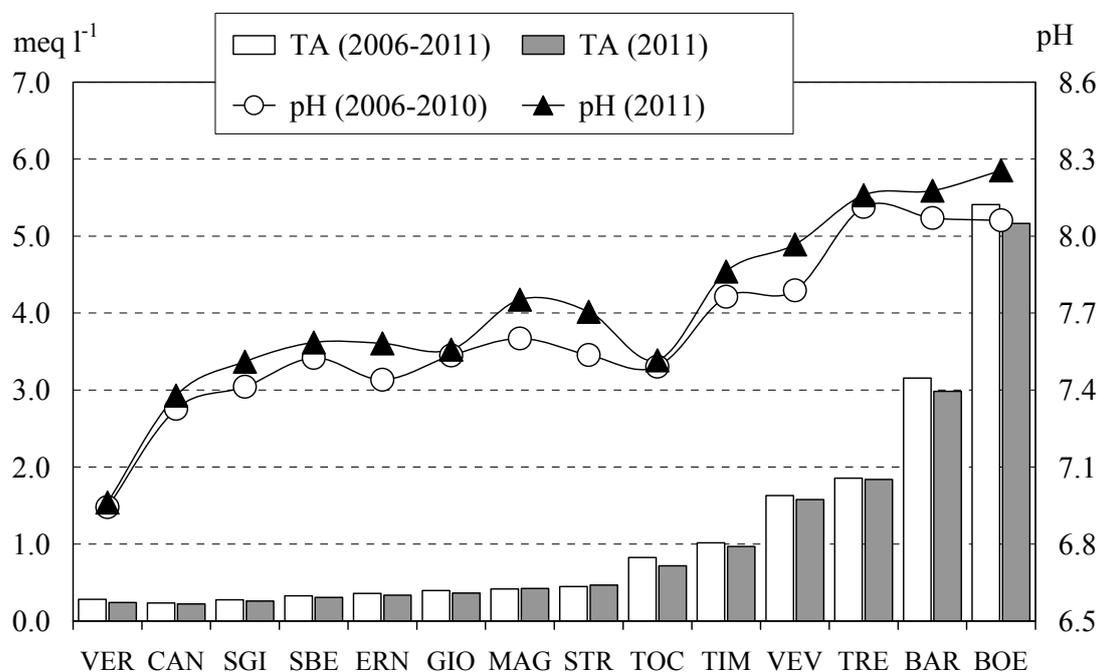


Fig. 5.14 Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2011 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2006-2010).

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<sup>-1</sup> in tutti i corsi d'acqua, mentre raggiungono valori di 264 e 254 µg P l<sup>-1</sup> nel Bardello e nel Boesio rispettivamente. Anche i livelli di azoto ammoniacale (0,17 e 0,22 mg N l<sup>-1</sup>) ed organico (0,21 e 0,28 mg N l<sup>-1</sup>) 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<sup>-1</sup>, 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<sup>-1</sup> tra 2002 e 2004 e nel 2007).

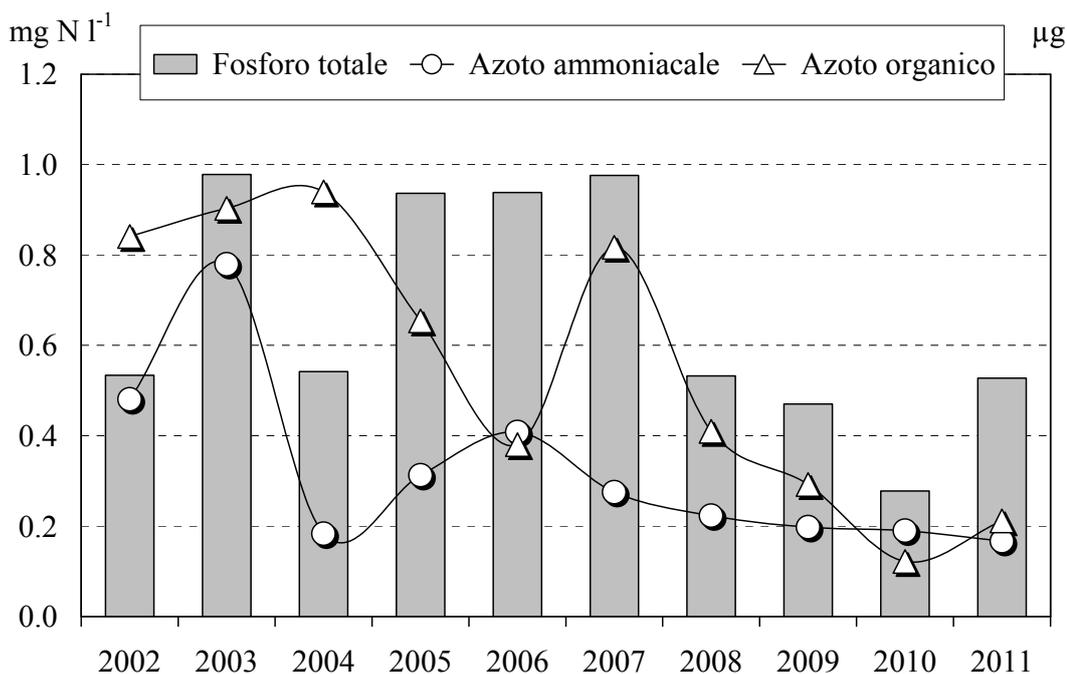


Fig. 5.15 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2002 al 2011 alla foce del Torrente Bardello.

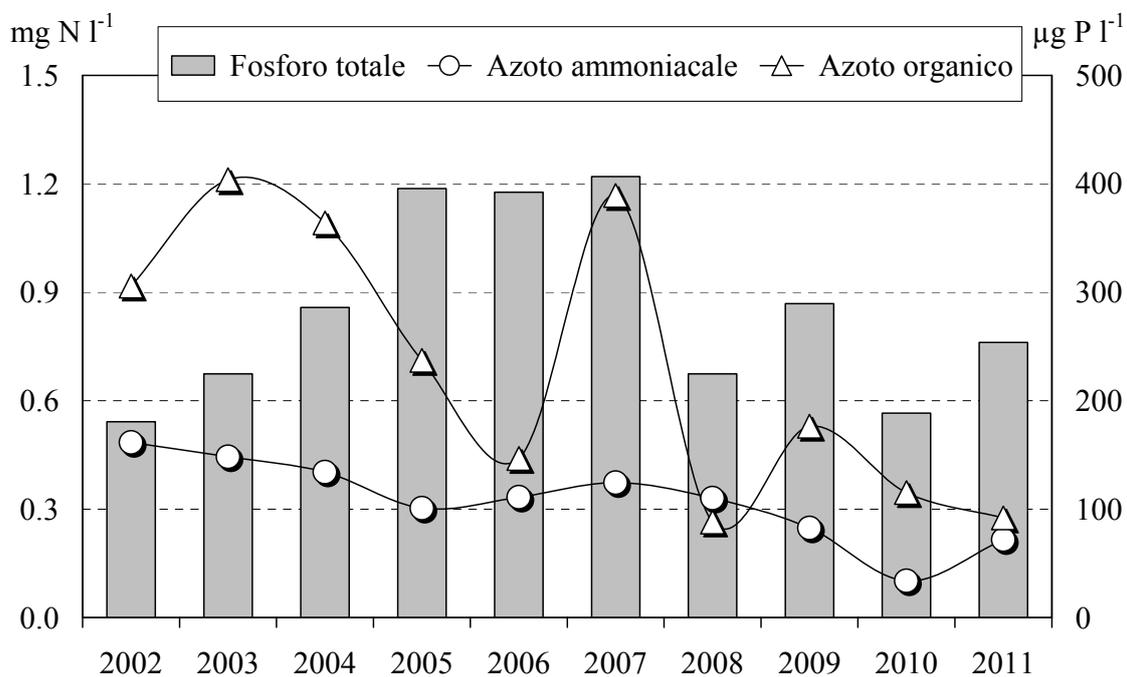


Fig. 5.16 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2002 al 2011 alla foce del Torrente Boesio.

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  $\text{mg N l}^{-1}$  per l'azoto ammoniacale e 0,09-0,12  $\text{mg N l}^{-1}$  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  $\text{mg N l}^{-1}$  e tra 0,02-0,07  $\text{mg N l}^{-1}$  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  $\text{mg N L}^{-1}$ ) 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  $\text{mg N L}^{-1}$  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  $\text{mg N L}^{-1}$  nel periodo 2006-2011 rispetto a valori di circa 0,20  $\text{mg N L}^{-1}$  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  $\text{mg N l}^{-1}$  nell'ultimo decennio, l'azoto organico è andato diminuendo (da 0,12-0,14 a 0,04-0,05  $\text{mg N l}^{-1}$ ) 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<sup>-1</sup> e fosforo totale al di sotto di 20 µg P l<sup>-1</sup>. 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<sup>-1</sup> agli attuali 0,15 mg N l<sup>-1</sup>. 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<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup> per l'azoto ammoniacale e tra 20 e 30 µg P l<sup>-1</sup> per il fosforo totale (Fig. 5.20).

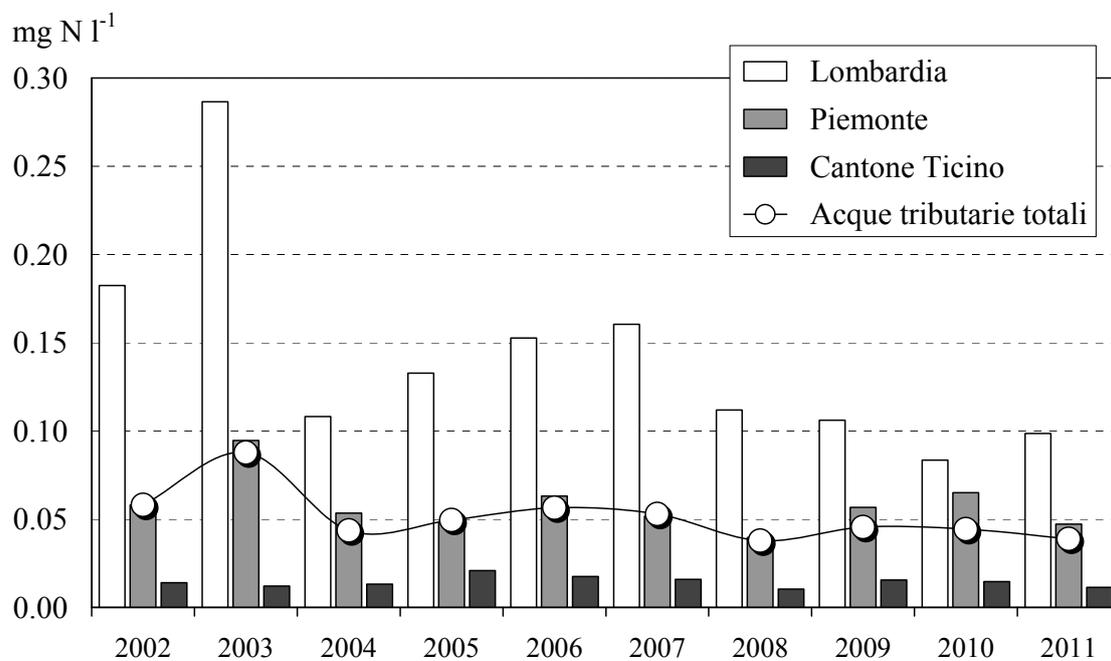


Fig. 5.17 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

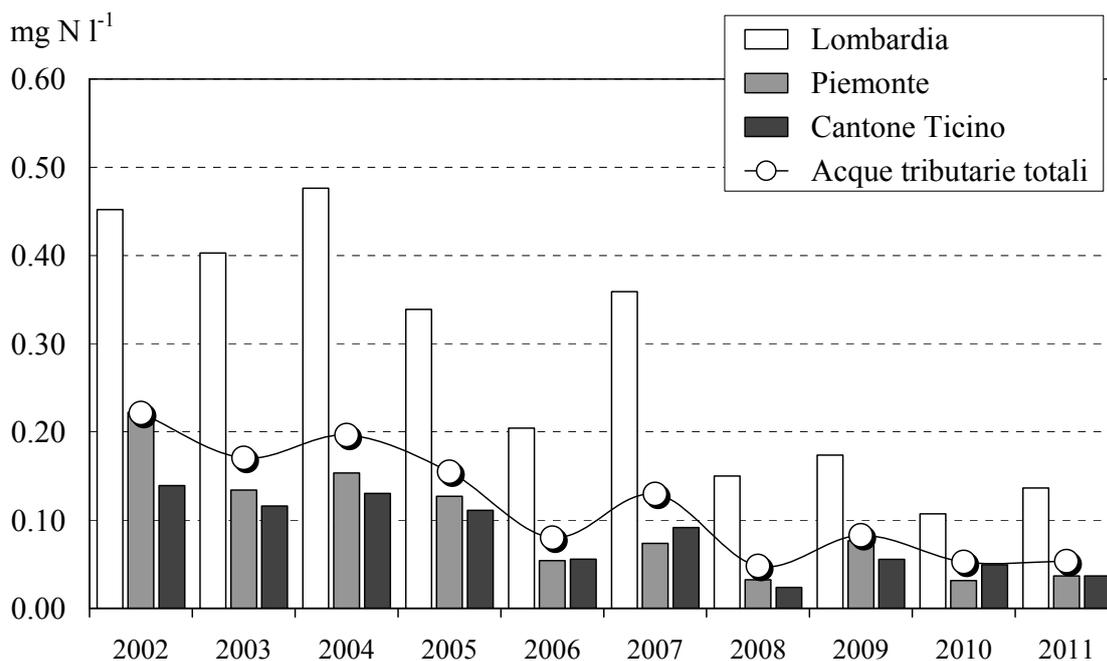


Fig. 5.18 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

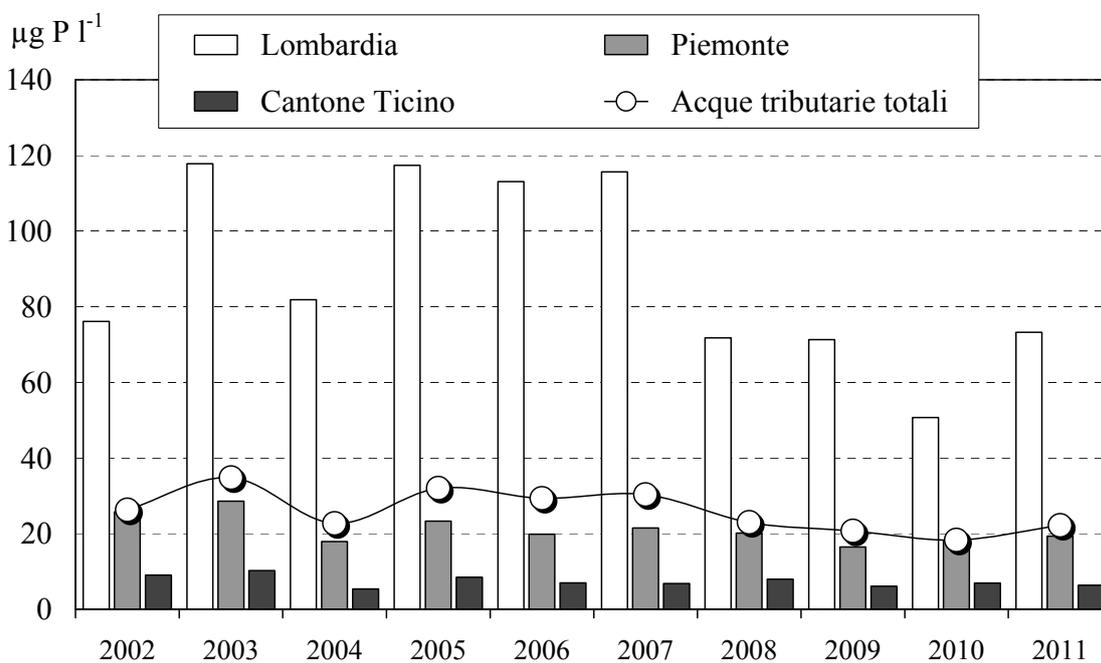


Fig. 5.19 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2002-2011 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

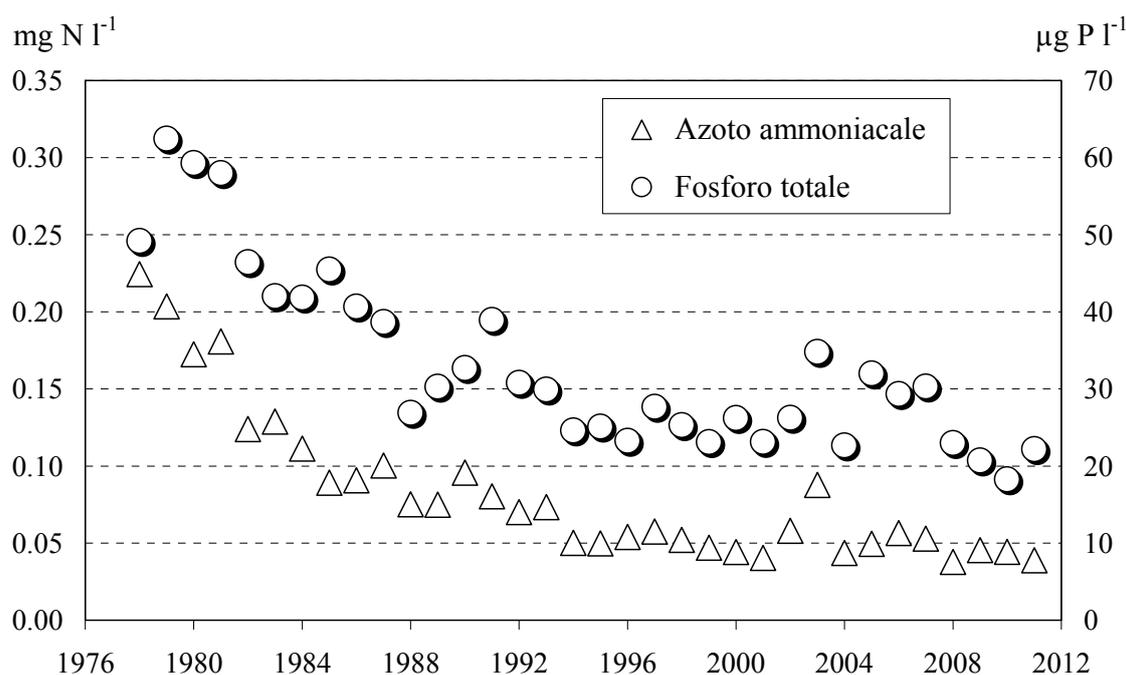


Fig. 5.20 Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al Lago Maggiore (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

### 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<sup>-1</sup>) e di Ticino Immissario e Verzasca per i quali sono rimasti costanti (rispettivamente 19 e 3,3 t P a<sup>-1</sup>). 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<sup>-1</sup>. 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<sup>-1</sup>). 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 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> rispetto a 320 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), 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<sup>-1</sup>) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2010-2011.

	N-NH <sub>4</sub>		N-NO <sub>3</sub>		N <sub>org</sub>		TN		TP	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
Ticino Immissario <sup>(a)</sup>	40	35	1704	1633	126	88	1870	1756	19	19
Maggia <sup>(b)</sup>	8,0	11,3	1247	1177	106	109	1361	1298	12	13,5
Verzasca <sup>(b)</sup>	3,4	2,7	320	301	27	28	350	332	3,3	3,3
Cannobino <sup>(a)</sup>	2,8	1,2	141	154	18	16	162	171	1,8	1,5
San Giovanni <sup>(a)</sup>	1,1	1,9	109	112	4,4	8,4	115	122	1,3	1,8
San Bernardino <sup>(a)</sup>	2,4	3,2	214	210	10	11	226	225	1,7	2,7
Toce Ossola <sup>(a)</sup>	112	59	1198	1091	33	57	1342	1207	31	33
Strona <sup>(a)</sup>	12,4	13,6	352	318	12	54	377	385	3,3	7,6
Erno <sup>(a)</sup>	0,6	0,2	46	43	1,9	1,9	48	45	0,7	0,8
Vevera <sup>(a)</sup>	0,3	0,4	13	14	0,6	0,4	14	15	0,2	0,3
Bardello <sup>(a)</sup>	26,7	24,1	205	193	17	23	248	240	18	27
Boesio <sup>(a)</sup>	3,3	7,2	84	109	8	8	96	124	4,3	8,1
Tresa <sup>(a)</sup>	58,1	69,0	1226	1158	109	193	1394	1421	28	34
Giona <sup>(b)</sup>	0,6	0,8	69	67	6	7	75	75	1,5	1,6
<b>Totale campionati</b>	<b>272</b>	<b>230</b>	<b>6929</b>	<b>6581</b>	<b>479</b>	<b>603</b>	<b>7680</b>	<b>7414</b>	<b>125</b>	<b>154</b>
Ticino emissario <sup>(a)</sup>	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<sup>-1</sup>). 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
<b>Tributari campionati</b>	<b>10900</b>	<b>5800</b>	<b>8900</b>	<b>4900</b>	<b>5200</b>	<b>5800</b>	<b>8300</b>	<b>8200</b>	<b>7700</b>	<b>7400</b>
Areale non campionato	934	500	760	420	446	497	711	703	660	634
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>11800</b>	<b>6300</b>	<b>9700</b>	<b>5300</b>	<b>5600</b>	<b>6300</b>	<b>9000</b>	<b>8900</b>	<b>8400</b>	<b>8000</b>
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
<b>Totale apporti</b>	<b>13300</b>	<b>7400</b>	<b>10900</b>	<b>6500</b>	<b>6700</b>	<b>7400</b>	<b>10200</b>	<b>10200</b>	<b>9700</b>	<b>9000</b>
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<sup>-1</sup>), dall'areale non campionato (634 t N a<sup>-1</sup>), dalla popolazione rivierasca (700 t N a<sup>-1</sup>) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (309 t N a<sup>-1</sup>) nel 2011 è stata pari a 9000 t N a<sup>-1</sup>, valore inferiore a quello del 2010 e molto vicino alla media dell'ultimo decennio (9100 t N a<sup>-1</sup>). 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<sup>-1</sup>). 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<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup>).

<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
<b>Tributari campionati</b>	<b>191</b>	<b>148</b>	<b>132</b>	<b>108</b>	<b>102</b>	<b>117</b>	<b>161</b>	<b>127</b>	<b>125</b>	<b>154</b>
Areale non campionato	16	13	11	9	9	10	14	11	11	13
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>207</b>	<b>160</b>	<b>143</b>	<b>118</b>	<b>111</b>	<b>127</b>	<b>175</b>	<b>138</b>	<b>136</b>	<b>168</b>
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
<b>Totale apporti</b>	<b>265</b>	<b>218</b>	<b>201</b>	<b>176</b>	<b>169</b>	<b>185</b>	<b>233</b>	<b>196</b>	<b>194</b>	<b>226</b>
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%

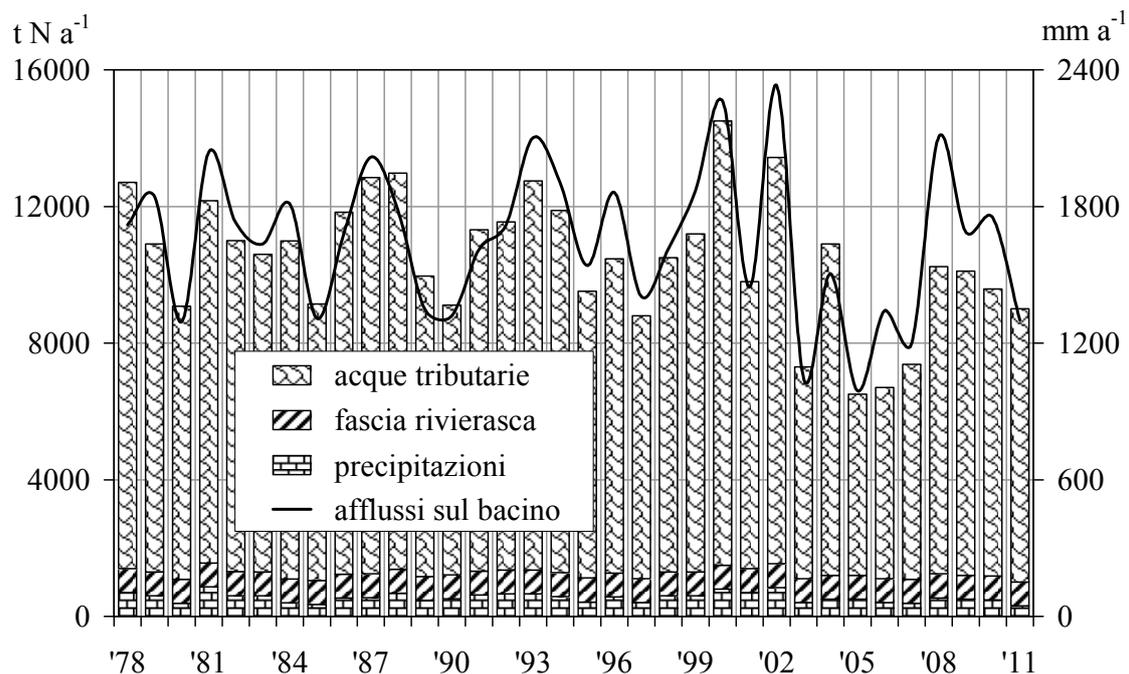


Fig. 5.21 Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

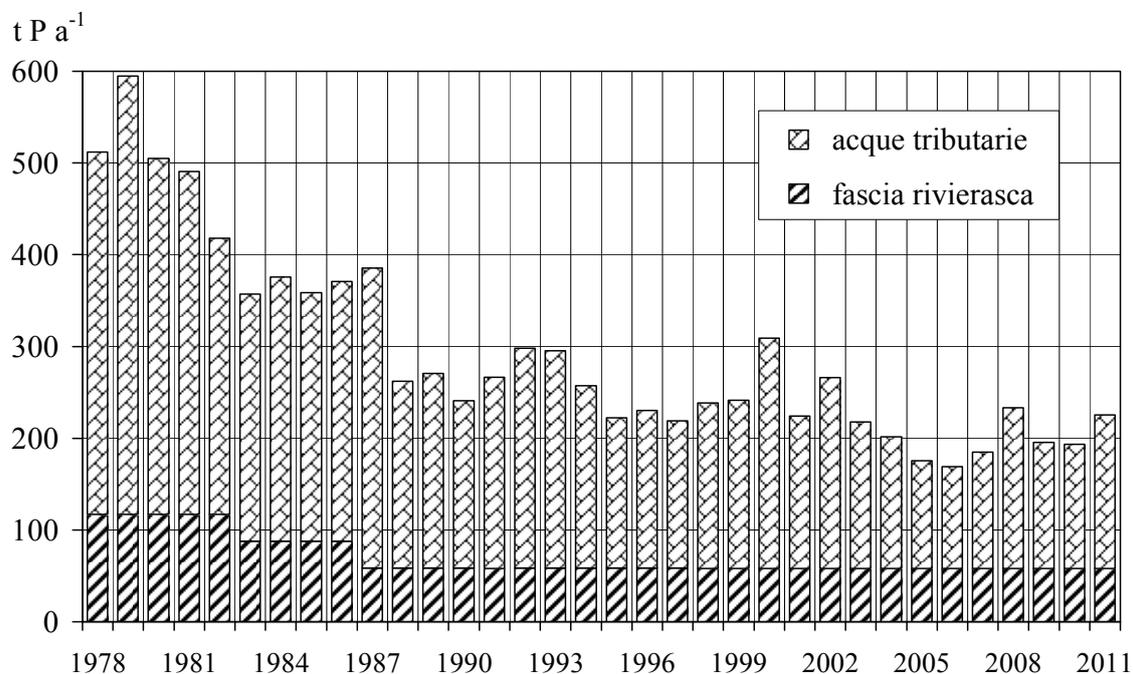


Fig. 5.22 Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2011.

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<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>). 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<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2010-2011 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH <sub>4</sub>		N-NO <sub>3</sub>		N <sub>org</sub>		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
<b>Totale campionati</b>		<b>0,046</b>	<b>0,039</b>	<b>1,178</b>	<b>1,119</b>	<b>0,081</b>	<b>0,103</b>	<b>1,306</b>	<b>1,260</b>	<b>0,021</b>	<b>0,026</b>
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<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), Strona (da 0,055 e 0,241 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) e Tresa (da 0,145 a 0,256 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), 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.

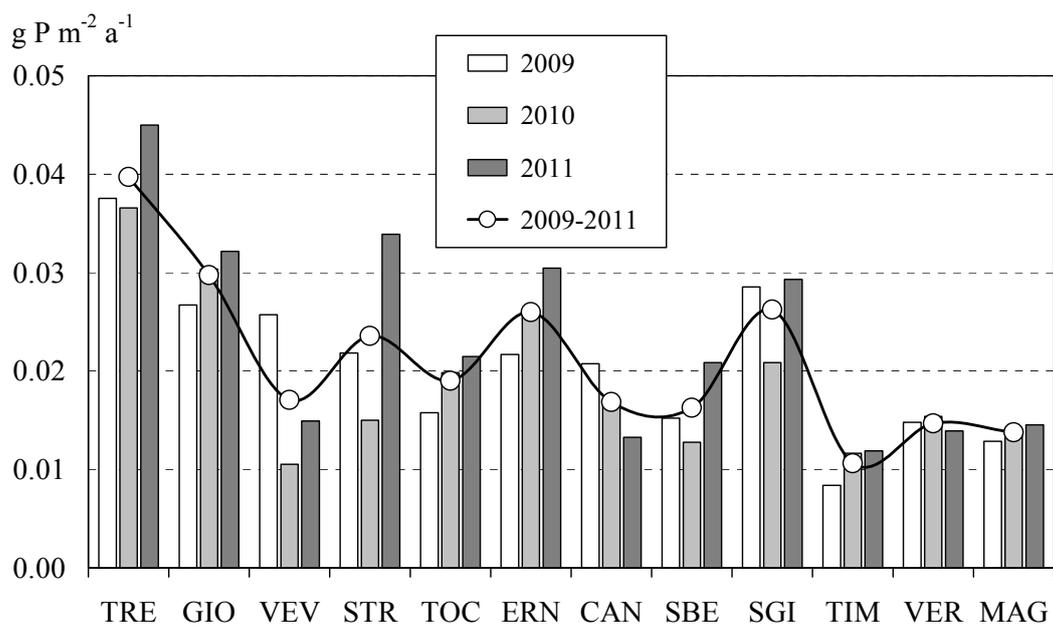


Fig. 5.23 Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2009-2011.

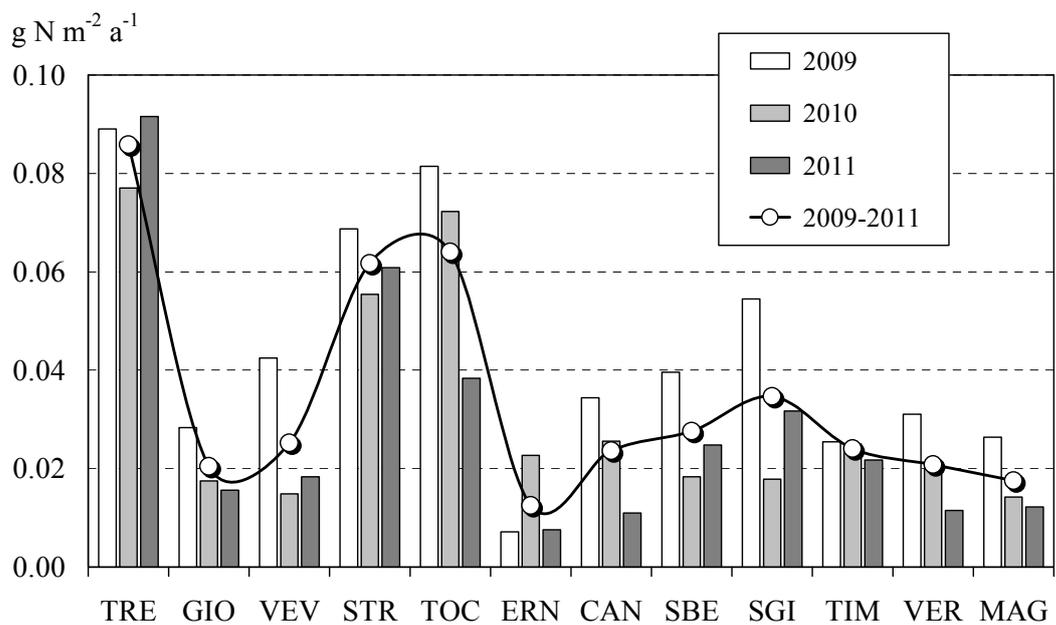


Fig. 5.24 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2009-2011.

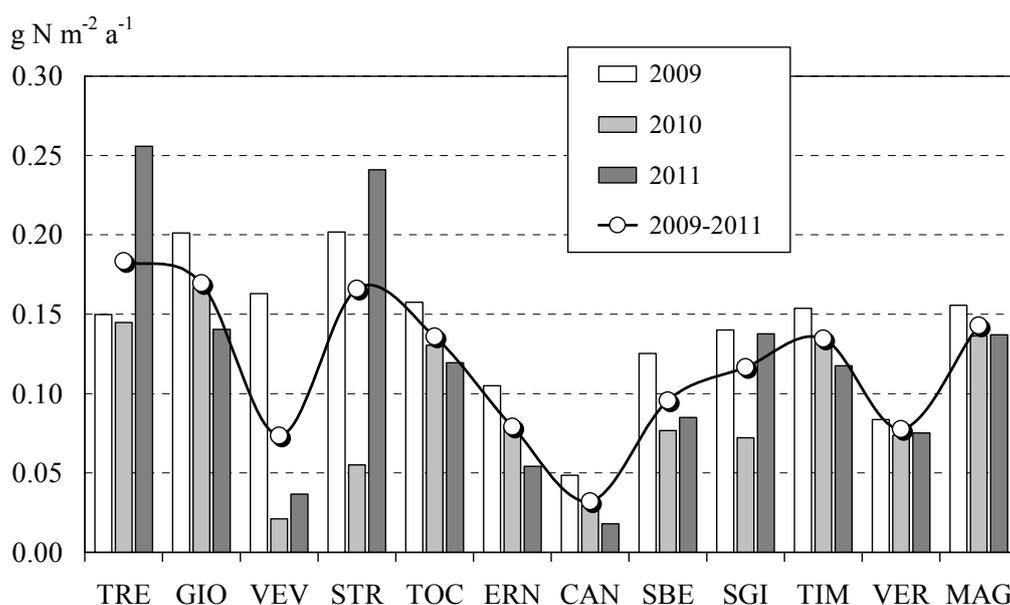


Fig. 5.25 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2009–2011.

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		
	TP	NH <sub>4</sub>	Norg	TP	NH <sub>4</sub>	Norg	TP	NH <sub>4</sub>	Norg
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.

## 6. CONCLUSIONI

Nel 2011 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, circa 1300 mm di pioggia, che rappresentano il 77% del totale annuo. La distribuzione stagionale è stata peculiare: si sono, infatti, avute precipitazioni superiori rispetto alle medie pluriennali in giugno, luglio e novembre, nella media in marzo, e valori inferiori alla media nei restanti mesi dell'anno. In particolare ad aprile è caduto solo il 17% della pioggia che mediamente è registrato in questo mese e questa peculiarità meteorologica è stata anche segnalata dal Notiziario statistico N. 2011.11 di MeteoSvizzera. L'andamento delle portate nel 2011 è stato determinato dalla bassa piovosità dell'anno e, principalmente, durante il periodo tardo invernale-primaverile. La maggior parte delle portate annuali registrate è stata inferiore alla media del periodo di riferimento. Portate superiori alla media sono state registrate a luglio e a novembre. I valori minimi annuali si sono registrati a febbraio, ottobre e dicembre.

Anche nell'inverno 2010-2011 le condizioni meteorologiche instauratesi sull'areale del Lago Maggiore non sono state tali da determinare un'omogeneizzazione completa delle sue acque. Il mescolamento parziale è ormai divenuto la regola per il bacino lacustre, tanto che nel 2011 la profondità di mescolamento non ha superato la profondità di 70 m, limite confermato anche dai valori di stabilità presenti lungo la colonna. Inoltre non si è verificata l'immissione di acque ossigenate nella parte più profonda del lago per l'assenza d'immissione di acque fredde dal bacino e di sprofondamenti di acque litorali più fredde di quelle pelagiche. La struttura turbolenta degli strati più superficiali del lago è variata notevolmente durante l'anno, presentando uno spessore massimo di 48 m in febbraio e minimo di 12 m in luglio, in corrispondenza, rispettivamente, del momento di maggiore mescolamento verticale e del più alto valore di stabilità termica. Questo indica che la zona di mescolamento turbolento è sempre troppo piccola perché garantisca, anche in aggiunta al trasporto convettivo, una diluizione sostenibile di eventuali inquinanti. In altre parole, il Lago Maggiore avendo una modesta capacità di diluizione meccanica (convettiva-dispersiva) degli inquinanti è un ecosistema molto vulnerabile. Della scarsa turbolenza totale del lago Maggiore si dovrà tenere conto nella determinazione del tempo reale di ricambio delle sue acque.

I dati riguardanti il popolamento zooplanctonico del 2011 consentono di confermare la tendenza al raggiungimento, nel complesso, di valori di presenza media annuale paragonabili a quelli rinvenuti nel periodo di riferimento (2003-2008). In particolare, la media del 2011 ( $53198 \text{ ind m}^{-3}$ ) è stata paragonabile a quella del 2009, superiore a quella calcolata per l'anno 2010. I dati riguardanti le analisi delle variazioni stagionali nel segnale isotopico di carbonio e azoto nei diversi taxa hanno inoltre consentito di confermare alcuni elementi già emersi nell'anno 2010. In particolare, i dati del 2011, sono serviti a meglio definire le variazioni stagionali nella distribuzione verticale dei diversi taxa componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore. Tali modificazioni servono a spiegare come organismi apparentemente capaci di occupare la medesima posizione trofica possano coesistere anche grazie alla capacità di svilupparsi a profondità diverse nel pelago lacustre.

I risultati emersi durante il 2011 consentono di ribadire come l'approccio di tipo funzionale, alla base delle analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto, sia di fondamentale importanza per la definizione di quell'*operational diversity* sulla quale si

fonda una gestione sostenibile dell'ambiente, finalizzata al mantenimento e, ove necessario, alla riabilitazione delle strutture ecologiche.

Per quanto riguarda il popolamento fitoplanctonico, confrontando le medie annuali della concentrazione della clorofilla *a*, descrittore sintetico dell'evoluzione stagionale del fitoplancton, lungo la serie storica dal 1980, emerge nel 2011 un significativo aumento, che riporta il valore del parametro su livelli simili a quelli che si misuravano alla fine degli anni '90, prima che fossero evidenti gli effetti della riduzione dei nutrienti. Tale incremento è stato provocato da un'eccezionale e duratura fioritura delle cloroficee *Mougeotia*, che ha interessato le acque del Lago Maggiore tra Giugno ed Agosto. Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, diatomee e cianobatteri sono stati, come di consueto, i dominanti. Le diatomee hanno raggiunto, all'inizio della successione, un massimo di circa  $5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ , che, insieme ai due picchi estivi delle cloroficee ( $8 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$  in Giugno e  $5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$  in Agosto) hanno determinato un incremento del biovolume medio annuo ( $1,9 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ ). L'analisi della distribuzione orizzontale ha evidenziato, ancora una volta, disomogeneità nella distribuzione spaziale del fitoplancton lungo l'asse principale del Lago Maggiore, accentuata, in questo caso, dalle forti differenze di distribuzione della fioritura. Molto evidente il gradiente termico nord-sud, già fatto notare in anni passati, che potrebbe avere influito sullo sviluppo fitoplanctonico. In sintesi, sembrerebbe che le differenze areali nello sviluppo del fitoplancton, normalmente registrate anche negli anni passati, siano state, in relazione alla fioritura, enormemente amplificate dall'esistenza di disomogeneità ambientali lungo l'asse del lago, legate sia alle caratteristiche termiche della colonna d'acqua che alla variabilità degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero. E' opportuno considerare che situazioni come questa, per quanto eccezionali, possono determinare un significativo peggioramento dello stato di qualità ecologica del Lago Maggiore, così come viene valutato attraverso gli indicatori previsti dalla normativa vigente. I dati ottenuti nel 2011 sembrano confermare che interventi volti a ridurre i carichi significativi di nutrienti, che tuttora sono portati a lago da alcuni tributari, sarebbero una misura molto valida per tenere sotto controllo le fioriture algali.

La distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2011, un'eterogeneità più pronunciata rispetto al 2010 e dipendente dagli apporti alloctoni per il seston, largamente influenzato dalla componente detritica inorganica. Per il carbonio organico totale (TOC), in gran parte costituito dalla frazione disciolta, non si è evidenziato come in passato nessun gradiente di concentrazione lungo l'asse principale del lago. Il batterioplancton, negli anni precedenti più abbondante nella più meridionale del lago, nel 2011 ha presentato un'eterogeneità spaziale evidentemente influenzata dagli apporti alloctoni.

Nel 2011 le concentrazioni medie annue di fosforo reattivo e totale (valori medi sull'intera colonna d'acqua) sono state di 8 e  $10 \mu\text{g P l}^{-1}$  rispettivamente. I corrispondenti valori nelle acque superficiali (epilimnio) e profonde (ipolimnio) sono stati di 3 e  $7 \mu\text{g P l}^{-1}$  e 9 e  $11 \mu\text{g P l}^{-1}$ , leggermente superiori rispetto a quelle del 2010. Nell'ultimo triennio (2009-2011) si osserva una lieve tendenza al rialzo delle concentrazioni medie di fosforo a lago rispetto ai valori del periodo 2006-2008. Per confermare questa tendenza è però necessario disporre di altri dati, soprattutto in considerazione dei bassi livelli di fosforo ormai raggiunti dalle acque lacustri.

Gli andamenti stagionali delle altre variabili chimiche nel 2011 sono stati nella norma. I valori medi di azoto nitrico sono stati leggermente inferiori rispetto alla media di lungo

periodo, sia nella stazione di Ghiffa, a centro lago, che a Lesa, nella parte meridionale, a indicare un probabile maggior consumo di nitrato da parte delle alghe fitoplanctoniche. I dati raccolti nel 2011 confermano la tendenza evidenziata dal 2006, cioè una diminuzione del contenuto 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. Gli apporti annui di azoto e fosforo a lago in funzione dell'areale drenato (carichi medi areali) permettono di confrontare lo stato qualitativo delle acque tributarie nelle tre aree (Ticino, Piemonte e Lombardia) i cui apporti interessano il Lago Maggiore. I dati del 2011 confermano la differenza tra le acque tributarie degli areali ticinese e piemontese da un lato (valori sempre inferiori a  $0,04 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ), e quello lombardo dall'altro, queste ultime caratterizzate dai contributi areali più elevati sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale e organico, in particolare per i tributari lombardi (aumento del 18% circa) e per Strona, Erno e S. Bernardino nell'areale piemontese (39-47%).

In sintesi, i dati meteorologici mostrano come il 2011 sia stato un anno climaticamente insolito, caratterizzato da una primavera secca e asciutta, seguita da elevata piovosità in giugno e luglio. I popolamenti planctonici autotrofi sono stati caratterizzati da un'eccezionale e duratura fioritura estiva delle cloroficee *Mougeotia*. Da segnalare una fioritura del cianobattere *Anabaena lemmermanni*, protagonista di estese fioriture nel passato recente, che si è presentata anche nel 2011: il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, è stato registrato all'inizio di ottobre. Il ripetersi di questo fenomeno che, dal 2005, interessa con diversa intensità il Lago Maggiore nel periodo estivo, è motivo di preoccupazione per la potenziale tossicità di cianobatteri e per il negativo impatto delle fioriture sulla fruibilità turistica delle acque lacustri.

Il comparto riguardante la sostanza organica e i popolamenti batterici pur mantenendo la struttura quantitativa che si è andata costituendo negli ultimi anni, è stato fortemente influenzato nella sua eterogeneità orizzontale dagli eventi meteorologici estivi. I dati riguardanti l'idrochimica lacustre hanno mostrato concentrazioni di P in lago leggermente superiori rispetto a quelle del 2010 e i carichi areali di fosforo nel 2011 hanno mostrato, a confronto con i valori medi del triennio precedente (2008-10) un peggioramento per la maggior parte dei corsi d'acqua.

Nonostante questo il Lago Maggiore si è comunque mantenuto nel 2011 nella condizione prossima all'oligotrofia che ne ha caratterizzata l'evoluzione recente. Questa situazione è frutto dell'equilibrio instauratosi tra situazione meteorologica, pressione antropica e stato dell'ecosistema lago.

Tuttavia tutti i dati acquisiti nel corso del 2011 convergono nel mettere in luce il fatto che l'attuale stato trofico del Lago Maggiore si basa su un equilibrio precario. Se uno stressor climatico (ad esempio episodi di siccità o d'ingenti precipitazioni) o antropogenico (ad esempio introduzione di una sostanza o di un organismo capace di alterare la rete trofica) dovesse perturbare il delicato equilibrio instauratosi, si andrebbe incontro, com'è successo in passato, a una variazione dell'attuale tendenza evolutiva del lago. Per la diagnosi precoce degli effetti di un tale stressor, spesso non conclamati nelle fasi iniziali, e per la loro mitigazione è indispensabile poter disporre della serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici che l'attività di ricerca limnologica sostenuta dalla CIPAIIS senz'altro garantisce, diversamente dal meno esauriente monitoraggio "a norma di legge". L'importanza, a fini gestionali, di disporre di una serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici è evidenziata dall'interesse che l'Unione Europea manifesta per l'attività

di ricerca ecologica a lungo termine, interesse che si concreta nel riconoscimento delle reti di ricerca a lungo termine (LTER) nazionali. Proprio in quest'ambito la ricerca CIP AIS sul Lago Maggiore recentemente è stata adeguatamente riconosciuta nel volume "La rete italiana per la ricerca ecologica a lungo termine (LTER-Italia), Situazione e prospettive dopo un quinquennio di attività (2006-2011)", curato da R. Bertoni e pubblicato nel marzo 2012 ([http://www.lteritalia.it/ass2012/La\\_rete\\_italiana\\_LTER\\_\(ebook\).pdf](http://www.lteritalia.it/ass2012/La_rete_italiana_LTER_(ebook).pdf)).

## ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

### RESPONSABILE DELLA RICERCA

Dr. Rosario Mosello Direttore Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

### COORDINATORE DELLA RICERCA

Dr. Roberto Bertoni

### ELENCO DEGLI AUTORI

Dr. Valter Ambrosetti	Limnologo fisico
Dr. Martina Austoni	Idrobiologo
Prof. Luigi Barbanti	Limnologo fisico
Dr. Roberto Bertoni	Microbiologo Acquatico
Dr. Cristiana Callieri	Microbiologo Acquatico
Dr. Marzia Ciampittiello	Limnologo fisico
Per. Ind. Mario Contesini	Tecnico in Microbiologia
Dr. Gianluca Corno	Microbiologo Acquatico
Dr. Claudia Dresti	Limnologo fisico
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Dr. Roberta Piscia	Idrobiologo
Per. Ind. Alfredo Pranzo	Tecnico in Idrochimica
Dr. Michela Rogora	Idrochimico
Dr. Angelo Rolla	Limnologo fisico
Dr. Helmi Saidi	Limnologo fisico
Per. Chim. Gabriele Tartari	Tecnico in Idrochimica

### ELENCO DEI COLLABORATORI

Sig. Evelina Crippa	Tecnico in limnologia fisica
Per. Elet. Dario Manca	Tecnico informatico

### INDIRIZZO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche  
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi  
Sede di Verbania  
Largo V. Tonolli 50/52  
28922 – VERBANIA PALLANZA