

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012

Campagna 2012

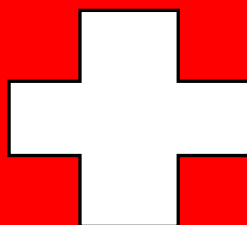
e

rapporto quinquennale

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 2012
e
rapporto quinquennale

a cura di Roberto Bertoni

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

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

C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2013. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2012 e rapporto quinquennale.*

Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 133 pp.

|

INDICE

INTRODUZIONE	3
<i>(R. Bertoni)</i>	
Inquadramento geografico	4
Modalità di campionamento e metodi di analisi	5
Unità di misura	6
1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO	7
<i>(M. Ciampittello, C. Drest, H. Saidi)</i>	
1.1. Caratteristiche idrologiche	7
1.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u>	7
1.1.2. <u>Deflussi</u>	10
2. PROFONDITÀ DI MESCOLAMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI	14
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti, M. Contesini, A. Rolla)</i>	
2.1. Profondità di mescolamento	14
2.2. Valutazione numerica dei tempi di residenza di traccianti idrosolubili nel Lago Maggiore	17
2.3. Propagazione del tracciante nel Fiume Ticino	17
2.4. Propagazione del tracciante nel Fiume Toce	20
3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO	23
3.1. Popolamento zooplanctonico	23
<i>(R. Piscia, M. Manca)</i>	
4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON	30
4.1. Struttura e studio della distribuzione orizzontale dei popolamenti fitoplanctonici	30
<i>(G. Morabito, M. Austoni)</i>	
4.1.1. <u>Variazioni della biomassa algale</u>	31
4.1.2. <u>Variazioni della distribuzione orizzontale dei popolamenti fitoplanctonici</u>	33
4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico	39
<i>(R. Bertoni, M. Contesini, G. Corno, C. Callieri)</i>	
4.2.1. <u>Dinamica stagionale</u>	39
4.2.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	41
4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale	44
<i>(C. Callieri, R. Bertoni, M. Contesini, G. Corno)</i>	
4.3.1. <u>Dinamica stagionale</u>	44
4.3.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	46
5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE, BILANCIO DEI NUTRIENTI	49
<i>(M. Rogora, P. Giacomotti, A. Orrù, A. Pranzo, G. A. Tartari)</i>	
5.1. Chimica lacustre	49
5.1.1. <u>Chimismo di base</u>	49
5.1.2. <u>Composti dell'azoto, del fosforo e dei silicati</u>	53
5.1.3. <u>Ossigeno disciolto</u>	58
5.1.4. <u>Distribuzione orizzontale delle variabili chimiche</u>	59
5.2. Apporti chimici dai tributari	62
5.2.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u>	62

5.2.2. <u>Medie areali</u>	66
5.2.3. <u>Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo</u>	68
6. CONSIDERAZIONI COMPLESSIVE SUL QUINQUENNIO 2008-2012	
6.1. Lineamenti idrologici	78
6.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u>	78
6.1.2. <u>Deflussi</u>	79
6.2. Caratteristiche idrodinamiche del Lago Maggiore	81
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti, M. Contesini, A. Rolla)</i>	
6.2.1. <u>Contenuto di calore</u>	81
6.2.2. <u>Profondità del mescolamento invernale</u>	82
6.2.3. <u>Stabilità termica</u>	83
6.2.4. <u>Ossigenazione</u>	84
6.2.5. <u>Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri</u>	85
6.3. Indagini sullo zooplancton e sulla rete trofica pelagica attraverso analisi di isotopi stabili	89
<i>(M. Manca., A. Visconti, R. Piscia.)</i>	
6.3.1. <u>Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica</u>	89
6.3.2. <u>Indagini sullo zooplancton</u>	95
6.3.3. <u>Conclusioni</u>	101
6.4. Considerazioni generali sulla dinamica del fitoplancton	103
<i>(G. Morabito)</i>	
6.4.1. <u>Struttura delle associazioni fitoplanctoniche</u>	103
6.4.2. <u>Indagini sulla distribuzione spaziale del fitoplancton</u>	106
6.4.3. <u>Conclusioni</u>	109
6.5. L'evoluzione trofica del lago: effetti sul carbonio organico	111
<i>(R. Bertoni, M. Contesini, G. Corno, C. Callieri)</i>	
6.5.1. <u>Il carbonio organico e il particolato sospeso</u>	111
6.6. L'evoluzione trofica del lago: effetti sui popolamenti batterici	113
<i>(C. Callieri, R. Bertoni, M. Contesini, G. Corno)</i>	
6.6.1. <u>I popolamenti batterici</u>	113
6.6.3. <u>L'eterogeneità spaziale delle variabili relative al carbonio e ai popolamenti batterici</u>	117
6.7. Considerazioni generali sull'evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie, con particolare riferimento al quinquennio 2008-2012	119
<i>(M. Rogora, P. Giacomotti, A. Orrù, A. Pranzo, G. A. Tartari)</i>	
7. CONCLUSIONI	131
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	133

INTRODUZIONE

Prefazione

Questo rapporto presenta i risultati emersi nel corso del 2012 dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dal CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere. Al termine di quest'ultimo quinquennio di ricerche viene pure presentata una valutazione dell'evoluzione del Lago Maggiore negli ultimi anni.

L'attività di ricerca su questo lago 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 che si integra perfettamente con i nuovi strumenti dei quali la CIP AIS si è dotata e che sta perfezionando: il Pannello di Controllo ed il Piano d'Azione.

Nel 2012 sono proseguite le ricerche introdotte in questo quinquennio, indirizzate 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 delle aree a trofia più elevata quale serbatoio di specie indesiderate.

A conclusione del quinquennio di indagini si può confermare che, nonostante le situazioni di criticità permangano inducendo a valutare sempre con attenzione l'evoluzione del Lago Maggiore, questo ecosistema si è comunque mantenuto 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 ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area ⁽¹⁾	212,5 km ²	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) ⁽²⁾	6.599 km ²	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1

⁽¹⁾ 169,9 km² in territorio italiano e 42,6 km² in territorio svizzero

⁽²⁾ 3.229,5 km² in territorio italiano e 3.369,5 km² in territorio svizzero

Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2012 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 nella figura 1.

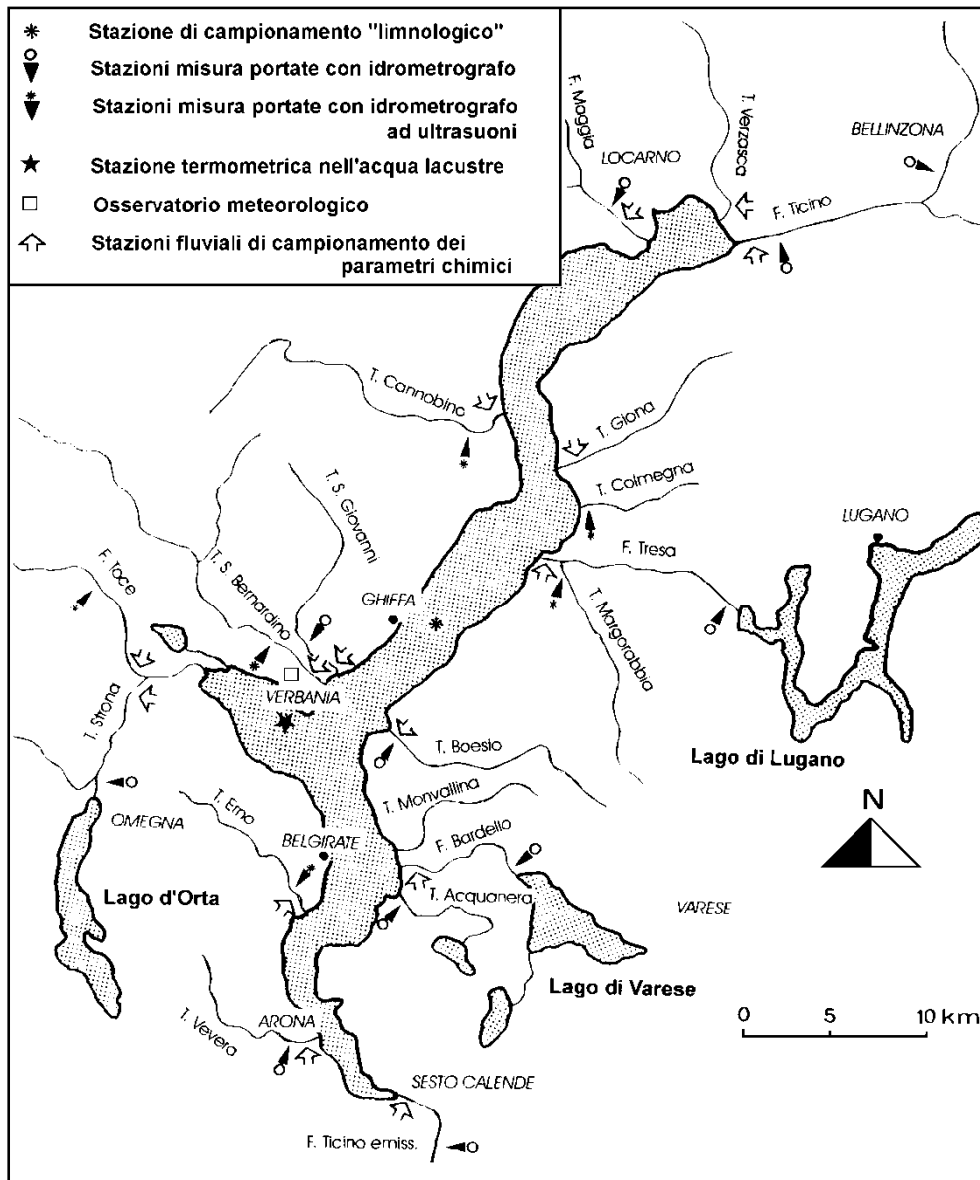


Fig. 1. Lago Maggiore, 2010. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

Unità di misura

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

1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO

1.1. Caratteristiche idrologiche

1.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

I dati di precipitazione, per l'anno 2012, 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, delle Officine Idroelettriche della Blenio-Maggia, della Società Idroelettriche Riunite, dell'Istituto Geofisico Prealpino 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 1978-11 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2012 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 1.1.1a.

Tab. 1.1.1a. Lago Maggiore 2012. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
		s.l.m.													
AIROLO	Ticino immissario	1139	140	1	79	194	66	183	126	231	171	117	256	135	1699
PIOTTA	Ticino immissario	1007	82	1	77	181	83	189	190	231	195	113	206	54	1602
FAIDO	Ticino immissario	760	91	3	84	186	102	166	216	181	276	108	254	46	1713
COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	67	2	59	176	81	118	193	273	197	105	206	28	1507
BIASCA	Ticino immissario	291	80	5	100	234	143	147	233	251	222	142	265	48	1867
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	67	3	62	181	157	207	195	277	192	139	201	46	1726
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	815	60	5	78	212	134	167	142	231	143	128	209	56	1565
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1320	84	7	82	288	166	175	200	183	143	155	225	37	1745
GRONO	Ticino imm.-Moesa	350	68	5	74	207	149	146	126	121	142	118	188	26	1369
BELLINZONA	Ticino immissario	225	75	5	88	248	175	120	200	133	133	158	224	41	1599
MAGADINO (Aeroporto)	Lago Maggiore	197	64	4	106	264	199	116	154	125	195	192	297	41	1758
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	210	41	5	113	262	202	131	126	161	160	178	287	34	1699
CIMETTA	Lago Maggiore	1672	71	3	110	227	195	161	125	184	176	192	223	35	1701
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	366	73	3	127	260	190	143	140	154	235	206	289	44	1863
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	53	4	145	337	207	158	114	153	329	232	355	37	2123
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	923	63	34	61	154	128	2	199	275	160	111	176	27	1389
LODRINO	Ticino immissario	275	75	2	103	200	164	131	111	253	191	159	232	43	1664
GNOSCA	Ticino immissario	247	67	2	66	211	163	109	110	125	131	141	198	17	1338
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	65	2	77	222	164	110	167	78	150	154	265	39	1492
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	123	11	78	239	189	279	359	354	224	158	317	86	2417
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	124	5	76	132	311	22	373	157	255	111	225	77	1868
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	62	13	61	209	309	132	290	293	242	129	267	64	2072
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	905	91	7	54	195	106	170	260	224	175	118	226	43	1669
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	115	0	170	366	248	195	97	149	355	260	433	47	2435
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	24	2	26	132	148	196	171	135	146	72	68	25	1145
L. TOGGIA	Toce	2170	114	10	53	123	161	160	220	238	120	92	142	104	1537
L. SABBIONE	Toce	2462	54	9	41	101	126	151	148	134	112	80	194	63	1213

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

L. MORASCO	Toce	1820	107	12	76	149	189	166	241	186	131	83	277	91	1708
L. VANNINO	Toce	2175	55	4	62	128	105	158	140	154	108	97	236	63	1310
PONTE FORMAZZA	Toce	1300	73	1	36	107	119	112	77	98	-	39	92	33	787
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	48	1	52	151	166	119	105	192	84	77	254	13	1260
CREVOLADOSSOLA	Toce	303	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	39	3	71	179	193	66	109	111	110	83	284	18	1265
DOMODOSSOLA	Toce	240	40	9	72	223	141	85	128	138	112	98	262	29	1337
CODELAGO	Toce-Devero	1885	116	6	56	166	160	168	164	125	106	85	282	76	1510
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	94	1	63	173	170	188	160	125	112	87	293	49	1516
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	98	5	42	165	170	191	143	151	97	98	301	43	1504
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1495	81	2	38	208	117	81	105	60	76	88	231	70	1156
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	159	5	61	215	228	164	186	128	174	135	197	83	1735
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	81	1	86	238	197	102	125	202	210	96	281	31	1650
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	74	2	96	277	236	137	137	216	251	144	330	35	1935
PONETTO	Toce-Isorno	348	31	4	55	180	138	66	104	114	104	65	239	21	1122
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	34	0	83	188	232	102	80	135	276	132	291	16	1570
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	5	9	68	228	213	272	158	158	135	107	114	36	1504
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	43	4	77	247	208	182	154	124	108	106	317	30	1600
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	27	6	60	170	155	59	136	89	29	58	162	17	968
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	12	7	4	122	201	146	145	99	87	97	206	82	1208
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2281	26	0	57	131	160	94	117	71	54	47	196	15	968
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1320	37	5	90	249	187	125	143	90	100	80	333	24	1463
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	4	19	23	79	102	125	138	66	82	41	76	77	834
MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185	14	17	51	279	145	82	152	97	119	67	192	60	1276
ANZINO	Toce-Anza	669	30	1	104	208	175	76	125	92	92	111	293	10	1317
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	11	40	132	295	295	136	106	89	151	171	373	22	1820
OMEGNA	Toce-Strona	298	51	13	110	311	196	79	63	154	223	194	324	-	1718
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	15	36	81	286	172	83	50	79	80	126	333	24	1365
MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	8	21	103	310	301	155	84	142	187	171	369	26	1877
ROBIEI	Maggia	1898	186	15	133	337	271	391	260	332	259	205	435	132	2956
CEVIO	Maggia	418	90	2	84	323	124	116	156	198	282	129	272	39	1816
BOSCO GURIN	Maggia	1505	150	3	126	291	159	191	136	197	187	141	304	75	1958
MOSOGNO	Maggia	760	80	4	111	340	144	137	206	228	414	160	302	30	2156
CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	155	25	141	185	282	301	208	193	366	182	352	118	2507
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	133	6	126	304	247	204	75	277	253	125	379	51	2180
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	102	8	100	225	121	200	156	124	-	103	283	44	1466
SAMBUCO DIGA	Maggia	1471	149	14	94	280	81	214	191	222	65	299	284	59	1952
FUSIO	Maggia	1300	78	1	87	226	114	186	182	211	224	133	289	38	1769
MAGGIA	Maggia	327	66	1	115	248	136	126	142	216	477	132	324	30	2012
PALAGNEDRA	Maggia	498	36	3	117	249	209	88	2	174	415	172	226	24	1716
CAMEDO	Maggia	550	68	5	130	392	160	142	110	201	455	207	329	27	2225
SONOGNO	Verzasca	925	97	5	125	316	153	230	254	331	450	173	329	46	2511
FRASCO	Verzasca	890	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AROSIO	Tresa	860	66	5	102	274	175	115	103	111	75	143	236	40	1445
ISONE	Tresa	810	66	3	111	321	190	135	178	155	143	186	289	40	1817
LUGANO	Tresa	273	55	6	71	294	164	186	79	82	84	115	235	43	1412
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	63	7	105	317	258	172	121	178	147	178	288	53	1888
PONTE TRESA	Tresa	274	61	7	82	246	178	105	95	108	102	134	327	47	1492
STABIO	Tresa	353	49	9	60	289	178	157	125	48	87	110	310	43	1464

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

MENDRISIO	Tresa	290	61	9	107	271	191	115	112	53	112	117	287	44	1479
GERMIGNAGA	Tresa	203	58	13	83	276	185	117	65	107	103	130	277	42	1456
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	51	1	151	312	259	152	114	151	428	210	360	28	2219
LUNECCO	Cannobino	415	37	28	143	359	255	142	122	168	309	218	353	40	2174
CANNOBIO	Cannobino	220	52	1	120	259	325	158	81	98	180	181	337	34	1826
MOTTAC	S. Bernardino	1695	6	21	92	233	293	107	102	144	304	145	214	59	1720
CICOGNA	S. Bernardino	770	21	44	154	334	264	115	122	93	371	217	371	35	2141
MIAZZINA	S. Bernardino	721	2	1	6	55	35	15	38	69	130	188	99	1	640
UNCHIO	S. Bernardino	283	48	20	127	294	216	102	56	167	196	254	358	34	1870
PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240	29	31	110	316	244	172	100	132	159	198	324	44	1860
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CANDOGLIA	Toce	201	41	8	98	192	212	89	108	71	223	130	238	24	1436
PALLANZA	Lago Maggiore	211	61	8	122	314	228	82	93	177	111	217	404	35	1851
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	51	7	65	256	182	112	79	63	97	96	291	36	1333
GAVIRATE	Bardello	284	40	4	59	<u>201</u>	<u>135</u>	<u>99</u>	60	54	76	121	256	28	1132
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	60	11	99	301	194	162	100	65	93	135	336	43	1597
AZZATE	Bardello	320	47	9	60	251	141	142	77	34	72	95	285	32	1247
SOMERARO	Lago Maggiore	470	30	35	111	297	242	109	100	153	108	270	365	32	1852
MOTTARONE VETTA	Erno	1491	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ARONA	Vevera	334	56	9	52	249	174	101	85	28	33	86	188	28	1089
MIORINA	Ticino emissario	195	33	3	80	245	199	151	30	26	98	103	302	20	1290
	2012		66	9	86	236	182	142	140	153	177	138	269	45	1639
	1978-11		72	61	98	165	204	162	138	157	181	189	143	79	1652
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Nel 2012 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, circa 1639 mm, valore molto vicino a quelli medi pluriennali, rispettivamente 1652 mm per il periodo 1978-2011 e 1709 mm per il periodo 1921-1977. Il valore massimo annuale registrato risulta quello della stazione di Robiei, in Val Maggia con 2956 mm; in altre 14 stazioni si sono registrati piogge superiori ai 2000 mm e tra queste, 2 superiori ai 2500 mm, Cortino Cavagnoli (2507 mm) e Sonogno (2511 mm). La stazione che ha registrato minori precipitazioni è stata Miazzina con 640 mm e in sole altre 4 stazioni si sono registrate piogge inferiori ai 1000 mm, Ponte Formazza, L. Alpe Cavalli, L. Camposecco e Macugnaga Passo Moro, tutte nel bacino del Toce (valli Antrona e Anzasca). Il 46% circa delle stazioni ha registrato valori di pioggia compresi tra i 1500 e i 2000 mm, e il 33% circa tra i 1000 e i 1500 mm.

Analizzando la figura 1.1.1a si nota chiaramente che si sono avute precipitazioni superiori rispetto alle medie pluriennali nei mesi di aprile e novembre, nella media nei mesi di gennaio, luglio e settembre, valori decisamente al di sotto della media nei mesi di febbraio, ottobre e dicembre e leggermente al di sotto della media nei restanti mesi dell'anno. In particolare a febbraio si è registrato solo il 13% della pioggia che mediamente viene registrata in quel mese. La distribuzione spaziale delle piogge (Fig. 1.1.1.b) identifica un nucleo caratterizzato da elevate precipitazioni nell'alta Valle Maggia e diversi altri nuclei disposti in direzione nord-est-sud-ovest. Le aree caratterizzate dai maggiori valori di pioggia sono quelle comprese tra la Val Maggia e la Verzasca, la Valgrande e la Valle Cannobina. Le valli caratterizzate da minore piovosità risultano quelle del Toce, in particolare le valli Anzasca e Antrona.

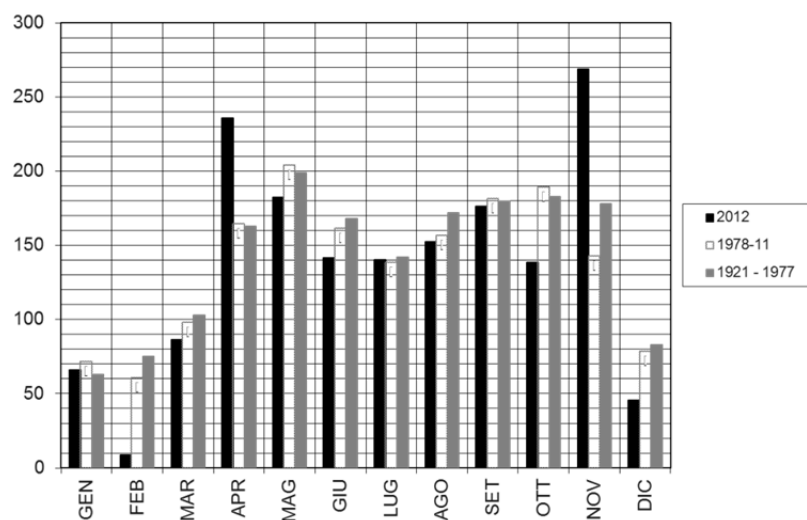


Fig. 1.1.1.a. Andamento mensile delle piogge per l'anno 2012 e periodi di riferimento (1978-2011 e 1921-1977) a confronto

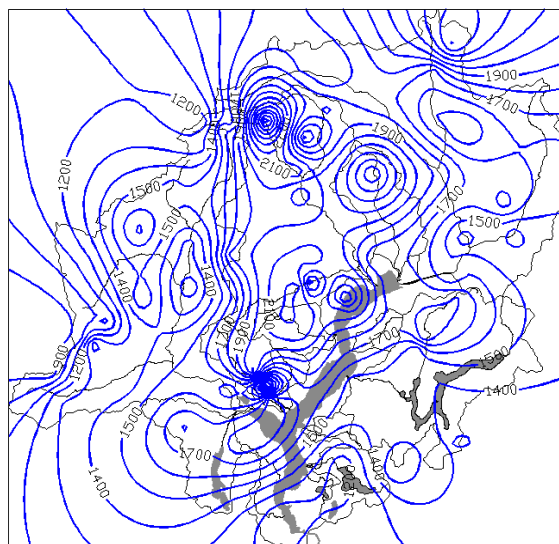


Fig. 1.1.1.b. Isoiete del bacino Lago Maggiore per l'anno 2012

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (tab. 1.1.1b) si sono registrate piogge superiori alla media in primavera e in autunno (8% e 14% circa, rispettivamente), e inferiori in estate (-5% circa), e di molto inferiori in inverno (-45% circa).

Tab. 1.1.1b. Piogge stagionali del 2012 e per i periodi di riferimento.

Periodo	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
2012	116	504	434	584
1978-11	212	467	457	514
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 2012, 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 2012. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km²) 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 2012 è stato determinato dalla bassa piovosità dei primi mesi dell'anno e dalle consistenti piogge di aprile che hanno portato la maggior parte dei corsi d'acqua a far registrare i massimi valori di portata nel successivo mese di maggio; anche nei seguenti mesi si sono registrate portate inferiori a quelle dei periodi di riferimento, in particolare, alcuni corsi d'acqua hanno fatto registrare il minimo annuale nel mese di settembre.

Le piogge di novembre hanno poi riportato negli ultimi due mesi dell'anno i valori di portata vicino a quelli medi pluriennali. Risultano ancora non funzionanti le stazioni idrometriche sul San Giovanni, Erno e Cannobino. Si è rotto, inoltre, lo strumento sul torrente Niguglia verso la fine dell'anno. C'è stato un malfunzionamento dello strumento sul torrente Margorabbia nei mesi di luglio e agosto, e in qualche giorno sparso durante l'anno per quanto riguarda lo strumento sul torrente San Bernardino: è stato comunque possibile ricostruire per entrambi i corsi d'acqua, le portate mancanti. I valori mensili dei deflussi dei principali immissari del Lago Maggiore sono riportati nella tabella 1.1.2b.

La maggior parte delle portate annuali registrate sono state inferiori alla media del o dei periodi di riferimento, ad eccezione di quella del Boesio che è stata leggermente superiore (+ 15%) e quella del Ticino Immissario leggermente inferiore (-3%). In particolare la Vevera ha fatto registrare solo l'8% delle portate medie annuali, e la Margorabbia il 54%. Portate superiori alla media sono state registrate in alcuni mesi e per alcuni corsi d'acqua, ad esempio a novembre e dicembre per il Ticino Immissario e la Tresa, a dicembre per il Bardello e il Toce; a maggio per il San Bernardino, il Toce, la Tresa e il Ticino Immissario; a giugno per il Boesio.

I valori minimi annuali si sono registrati a gennaio per il Ticino Immissario, a febbraio per il San Bernardino, il Toce e la Tresa, a marzo per il Boesio e il Ticino Emissario, ad agosto per la Vevera e a settembre per il Niguglia, il Bardello, e la Margorabbia. Nella figura 1.1.2a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino, Immissario ed Emissario e del Toce.

Tab. 1.1.2b. Portate medie mensili e annue del 2012 e dei periodi di riferimento.

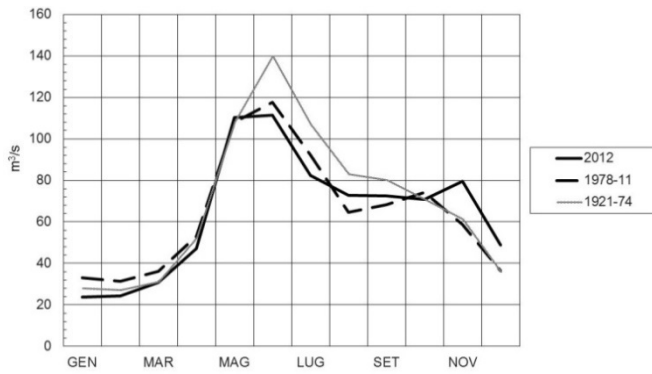
Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2012 *	23,86	24,20	30,71	47,19	110,45	111,48	82,29	72,73	72,65	70,78	79,49	48,87	64,64
	1978-11	33,02	31,26	36,31	53,08	108,02	117,57	92,38	64,56	68,45	74,31	58,74	36,47	64,69
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2012 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
S. GIOVANNI	2012 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
S. BERNARDINO	2012 *	0,25	0,19	3,42	11,28	15,52	<u>3,25</u>	1,66	1,05	9,08	7,63	<u>13,12</u>	3,22	<u>5,82</u>
	1978-11	2,07	2,14	5,01	11,81	14,99	8,47	4,67	3,79	8,78	11,27	7,47	3,40	7,02
	1956-77	2,96	4,33	6,27	9,72	10,11	10,42	7,93	10,46	11,59	12,35	11,59	3,92	8,48
TOCE	2012 *	21,32	20,15	23,14	47,33	121,41	97,25	68,01	49,49	38,95	38,04	58,01	37,05	51,76
	1978-11	26,71	25,95	33,58	59,38	114,72	118,24	81,42	58,63	65,44	78,32	61,56	32,86	63,16
	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	2012 *	<u>1,40</u>	<u>1,18</u>	1,54	3,19	6,90	3,73	1,76	<u>0,99</u>	<u>0,91</u>	1,68	3,23	-	2,42
	1979-11	2,76	2,25	2,99	5,48	7,34	5,82	3,63	2,41	3,15	6,51	5,50	3,67	4,29
	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	2012 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2012 *	0,002	0,002	0,002	0,07	0,15	0,004	0,0011	0,0007	0,0008	0,001	0,24	0,03	0,04
	1978-11	0,54	0,47	0,54	0,75	0,86	0,64	0,37	0,27	0,35	0,77	0,61	0,49	0,55
BARDELLO	2012 *	2,28	1,54	1,58	1,90	3,39	3,16	2,53	1,42	0,66	1,44	2,00	3,1	2,06
	1978-11	2,63	2,47	2,67	3,1	4,12	3,78	2,56	1,30	2,2	2,86	2,89	2,56	2,78
	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	2012 *	0,53	0,59	0,47	0,74	0,98	1,71	5,18	3,53	3,21	2,34	1,51	0,49	1,83
	1978-11	1,35	1,08	1,44	2,18	2,58	1,93	1,32	0,86	1,43	2,20	1,86	1,20	1,60
MARGORABBIA	2012 *	<u>0,66</u>	<u>0,54</u>	<u>1,35</u>	3,90	4,21	<u>1,54</u>	<u>0,54</u>	<u>0,34</u>	<u>0,18</u>	<u>0,43</u>	<u>2,52</u>	<u>2,05</u>	<u>1,75</u>
	1978-11	2,46	2,22	3,09	4,33	5,03	3,72	2,16	1,41	2,19	4,56	4,35	2,42	3,22
TRESA	2012 *	6,55	5,34	8,92	29,75	40,89	30,54	11,98	6,63	6,09	8,89	26,49	24,41	17,21
	1978-11	14,69	12,74	16,95	29,51	39,42	31,01	22,28	15,69	20,24	28,28	26,18	16,96	22,85
	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.	2012 *	142,35	128,91	107,13	243,57	529,48	407,50	296,58	263,31	206,12	260,77	292,93	246,39	260,84
	1978-11	150,42	145,50	181,25	290,75	459,40	433,87	345,43	251,93	264,07	368,17	260,29	181,59	279,27
	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

- dato mancante (*) dato in attesa di validazione *dato parziale* Dati ricostruiti

L'andamento mensile dei corsi d'acqua risulta abbastanza simile, sono presenti quasi per tutti due picchi di portata, uno tra maggio e giugno e l'altro a novembre, e due periodi di magra uno tra gennaio febbraio e marzo e l'altro tra agosto, settembre e ottobre. Per

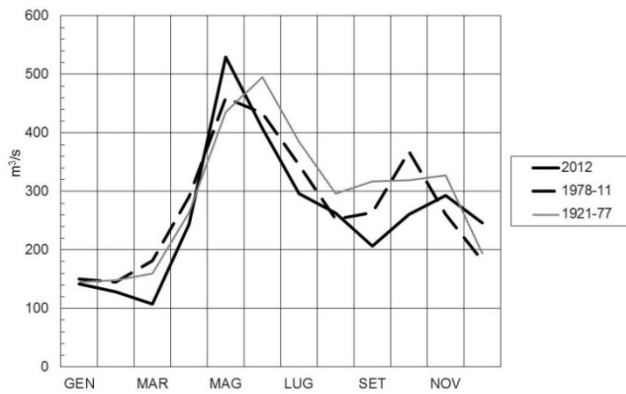
quanto riguarda il Ticino Immissario, Emissario e il Toce si evidenziano un picco a maggio, per il Ticino Immissario anche a giugno e a novembre, quello meno pronunciato. Per quanto riguarda i periodi di magra si sono registrati due periodi di magra, gennaio-febbraio per il Ticino Immissario e il Toce e marzo per il Ticino Emissario; e ottobre per il Ticino immissario e il Toce, e settembre per il Ticino Emissario.

a



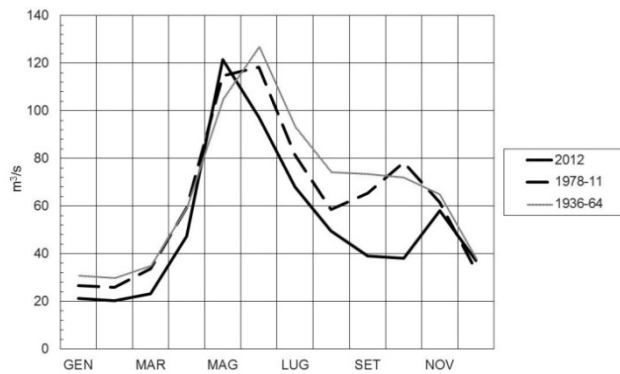
a) Ticino immissario

b



b) Ticino emissario

c



c) Toce

Fig. 1.1.2 a, b, c. Lago Maggiore 2012. Regime delle portate.

2. PROFONDITA' DI MESCOLOMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLA ACQUE DEL LAGO MAGGIORE

2.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2012 è continuata, come di consueto, la verifica dell'effettiva profondità dello strato mescolato invernale nel Lago Maggiore attraverso una serie di sopralluoghi nel suo punto di maggior profondità con lo scopo 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'ultimo anno, come nei precedenti 42 (Ambrosetti et al., 2010), l'omogeneizzazione verticale delle acque del lago è avvenuta parzialmente, anche se si è raggiunta una profondità di circa 150 m, che è leggermente superiore a quella degli anni più recenti. Questo aspetto idrodinamico è ormai divenuto una regola nelle acque del Lago Maggiore e si tratta di un fatto ormai ampiamente confermato a livello mondiale, che trova la sua causa nella tendenza, manifestatasi negli ultimi decenni, al riscaldamento delle acque lacustri, che nei laghi profondi della zona temperata ha impedito la loro piena circolazione invernale.

Anche le indagini condotte nel 2012 hanno confermato, come già sottolineato nei rapporti annuali precedenti, la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come il vento e la temperatura dell'aria. Nonostante in gennaio e febbraio il percorso del vento sia stato leggermente al di sopra della media con 3854 km (rispetto a una media di 3604) e 3994 km (rispetto a una media di 3309 km) e la temperatura media dell'aria invernale sia risultata esattamente uguale a quella degli ultimi 60 anni (3.66°C), con una riduzione solo in febbraio (inferiore di 1.67°C a quella del periodo di confronto), l'energia necessaria a indurre la presenza di moti convettivi capaci di agire dalla superficie al fondo del lago non è stata sufficiente a innescare una piena circolazione delle acque del lago.

Nel 2012 il contenuto di energia totale entro la massa lacustre ha subito nel periodo invernale una leggera diminuzione, con contenuti calorici relativamente bassi in febbraio (4.887 MJ m⁻²), tra l'altro in continua diminuzione dal 2007 (4940 MJ m⁻²). Lo stesso dicasi per l'estate (6044 MJ m⁻² in agosto), con un valore uguale al corrispondente del 2011 (6050 MJ m⁻²) ma molto al di sotto di quello del 2010 (6344 MJ m⁻²) e del 1998 quando con 6.401 MJ m⁻² si è stabilito il massimo assoluto del cinquantennio (Fig. 2.1.1).

E' altrettanto importante rilevare come la quantità di calore contenuta nell'ipolimnio profondo del lago, sede della così detta "memoria climatica" (Ambrosetti & Barbanti, 1999), dopo un periodo in diminuzione dal 2005 al 2007 (di portata simile a quella riscontrata nel 1981) ha ripreso ad aumentare sino al 2010, per poi mantenersi su valori attorno a 1410 MJ m⁻² nei due anni successivi con una punta di 1421 MJ m⁻² a settembre del 2012 (Fig. 2.1.2.).

Per quanto riguarda la profondità di mescolamento per moti convettivi, nell'inverno 2011-2012 si sono raggiunti circa 150 metri. Questo è visibile anche in figura. 2.1.3. dove è rappresentata la distribuzione verticale della concentrazione di O₂ misurata dalla superficie al fondo del lago: l'isolinea di 8.0 mg l⁻¹ si mantiene per tutto l'anno tra 100 e 150 metri di profondità così come quella quotata a 7.5 mg l⁻¹ attorno a -150 m.

Nella zona profonda, sotto i 250 m, la concentrazione di O₂ sino ad ottobre si mantiene tra 6.5 e 7 mg l⁻¹ con una leggera diminuzione sino a 6.3 mg l⁻¹ in novembre, evidenziando così la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio profondo di acqua fredda sia di origine litorale che per moti convettivi.

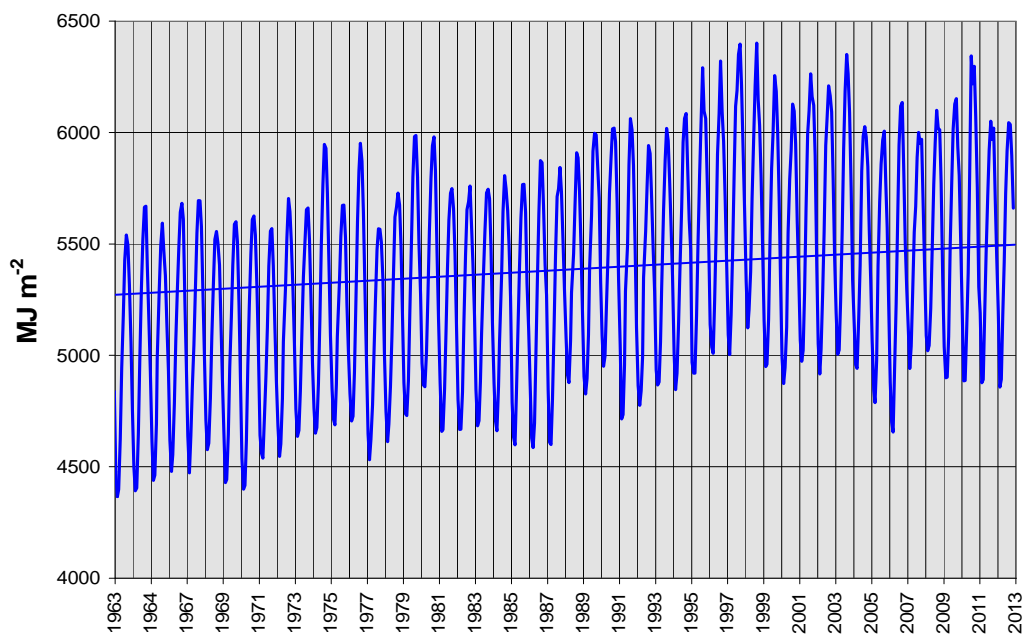


Fig. 2.1.1. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2012

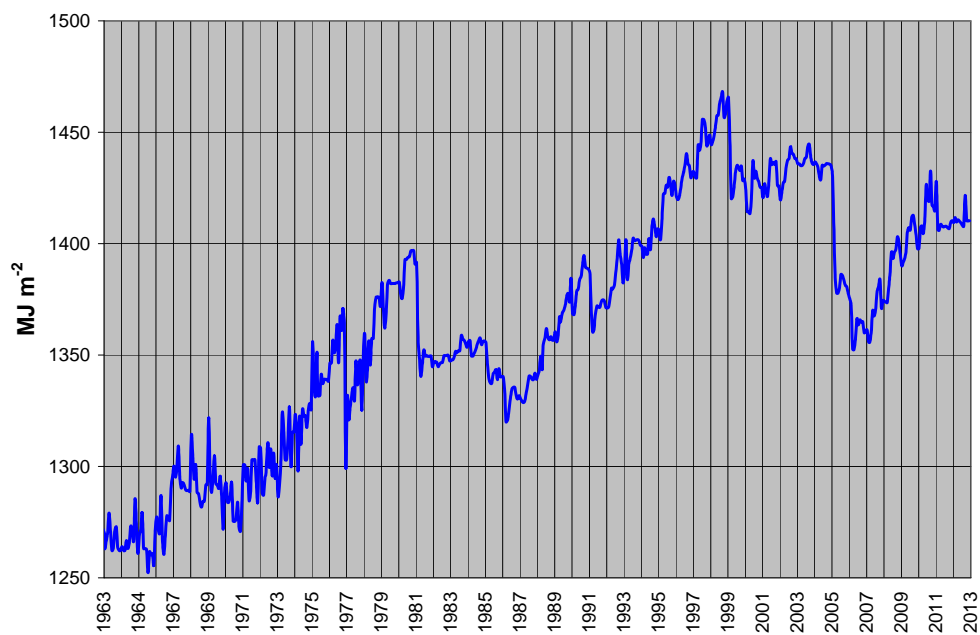


Fig. 2.1.2. Andamento della memoria climatica nel Lago Maggiore nel periodo 1963-2012.

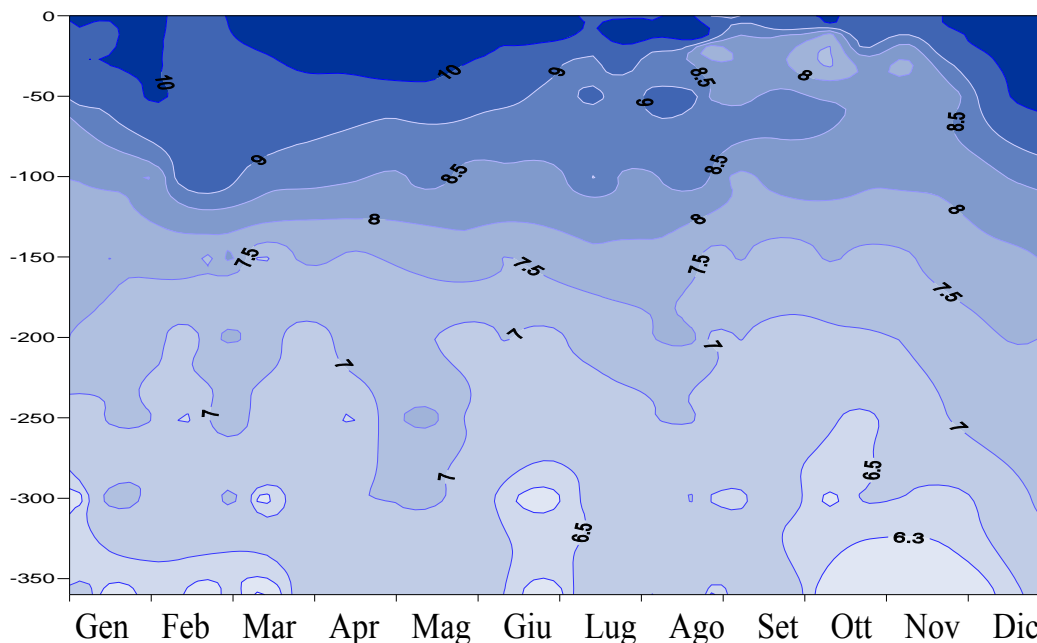


Fig. 2.1.3. Distribuzione verticale della concentrazione di O_2 ($mg\ l^{-1}$) nell'anno 2012

Un'ulteriore conferma della limitata profondità raggiunta dal mescolamento nel 2012 viene fornita dalla distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre, che rileva nei mesi invernali la presenza, tra 140 e 160 m, di modesti salti termici (pochi decimi di grado) sufficienti però a individuare una parziale circolazione.

Anche i valori della stabilità termica invernale, misurata lungo la colonna d'acqua sulla base dei dati medi mensili, confermano un mescolamento limitato a circa 150 m di profondità. I relativi profili verticali (Fig. 2.1.4.) mostrano una decisa resistenza ai moti convettivi che a gennaio 2012 si presenta attorno a -70 m e a febbraio a circa -150 m. L'andamento delle curve di marzo e, in misura anche più marcata, di aprile mostrano come il mescolamento convettivo si sia ormai interrotto e sia già iniziata la fase di riscaldamento primaverile del lago.

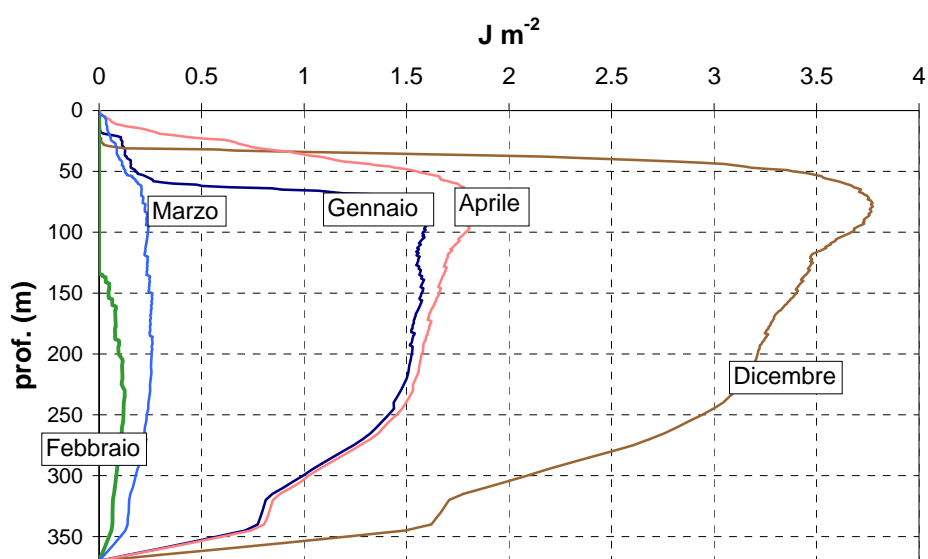


Fig. 2.1.4. Sequenza temporale della distribuzione verticale della stabilità termica del Lago Maggiore da Dicembre 2011 ad Aprile 2012.

2.2. Valutazione numerica dei tempi di residenza di traccianti idrosolubili nel Lago Maggiore

Nel corso del 2012 la ricerca è proseguita con simulazioni CFD 3D riguardanti la propagazione nel Lago Maggiore di un inquinante idrosolubile non-reattivo. Lo scopo delle simulazioni era di confrontare i tempi di residenza del tracciante idrosolubile con quelle di particelle (markers) prive di massa così come quantificati in precedenti studi (Ambrosetti et al. 2012).

Sono state considerate due diverse configurazioni: la prima con immissione continua del tracciante alla sezione di ingresso del Ticino immissario e la seconda con inserimento a macchia (spot) nelle adiacenze della sezione di ingresso in lago del Toce.

Nel primo caso è stato assunto che il tracciante entrasse in continuo in lago unitamente all'acqua del fiume alla concentrazione di 10 mg l^{-1} . Nel secondo caso il tracciante è stato assunto essere inizialmente presente in forma di "macchia" con concentrazione di 100 mg l^{-1} , collocata a 0,5 m sotto la superficie libera, ed con una estensione di 250.000 m^2 . La scelta di una così elevata estensione della macchia è stata imposta dalla necessità di evitare la presenza di una concentrazione di tracciante numericamente non rilevabile all'arrivo del tracciante all'uscita del Fiume Ticino.

Entrambe le simulazioni sono state condotte sul reticolo di integrazione di 58 strati, già utilizzato per le simulazioni dei markers privi di massa (Ambrosetti et al. 2012; Castellano et al. 2010; Castellano et al. 2008) e assumendo le condizioni di portata dei vari affluenti, dell'effluente e della meteorologia dell'anno 2002, inteso come anno campione. Le caratteristiche generali del codice di calcolo utilizzato per questo studio sono state espone in dettaglio in precedenti lavori riguardanti i tempi di residenza privi di massa e quindi in movimento con la stessa velocità puntuale e istantanea dell'acqua di lago (Rapporti CIP AIS 2009, 2010 e 2011)

L'inizio di entrambe le simulazioni numeriche sono state fissate al primo gennaio del suddetto anno. Il tempo di residenza è stato calcolato tra il giorno di arrivo del tracciante alla sezione di chiusura del lago sul Ticino emissario (con una concentrazione almeno pari allo $0,1 \text{ mg l}^{-1}$) e la suddetta data di avvio della simulazione.

Va considerato che la valutazione numerica della stima dei tempi di residenza di traccianti idrosolubili risente sensibilmente dell'effetto della diffusività apparente dovuta al regime idrodinamico turbolento del Lago Maggiore, che è il maggior responsabile dei reali meccanismi di diffusione/dispersione; esso esercita un controllo decisivo sulla stratificazione termica, sulla diluizione degli inquinanti e soprattutto sui processi biogeochimici. Per questo motivo è stato necessario considerare la struttura della turbolenza lacustre, quanto meno in forma grossolana.

2.3. Propagazione del tracciante nel Fiume Ticino

Si è seguito e analizzato il percorso in lago del tracciante idrosolubile immesso nel Fiume Ticino in ogni mese, da gennaio ad agosto, alle seguenti profondità: in superficie, - 1,5 m, - 6,0 m, - 12,6 m, - 21,0 m, - 32,4 m, - 45,5 m, - 61,5 m, - 77,5 m, - 95,2 m, - 116,0 m, - 144,2 m, - 185,5 m e - 228,8 m. In particolare vengono qui presentate le mappe del percorso del tracciante in superficie e a 12.6 m di profondità del lago alla fine di agosto (Fig. 2.3.1.). Sono comunque disponibili i tracciati relativi a ciascun mese.

Per quanto riguarda la porzione più superficiale della massa d'acqua lacustre si pongono due annotazioni:

- nella zona prossima all'ingresso del Ticino in lago nello strato d'acqua compreso fra la superficie libera e 6 m di profondità si forma una spaccatura della macchia, dovuta ad una differente idrodinamica alle diverse quote;

- il tracciante, almeno fino a circa 12 m di profondità, comincia a uscire dal lago.

Da Gennaio, nella zona di immissione del tracciante e sino alla profondità di circa 150 m, si accumula fin dall'inizio una macchia la cui concentrazione cresce progressivamente fino a Marzo raggiungendo circa 1 mg l^{-1} per poi mantenersi definitivamente attorno a questo valore anche in Agosto interessando una porzione di lago sempre maggiore ma espandendosi con velocità molto bassa.

Nella porzione centrale del lago il tracciante idrosolubile è ancora presente all'altezza di Pallanza alla profondità di 21 m, con una concentrazione di 0.12 mg l^{-1} per poi diminuire gradualmente sino a 0.01 mg l^{-1} a -150 m. Nella zona più profonda la sua presenza non è rilevabile (compresa tra 0 e 0.001 mg l^{-1}) confermando così una scarsa penetrazione ed una lunga permanenza in lago.

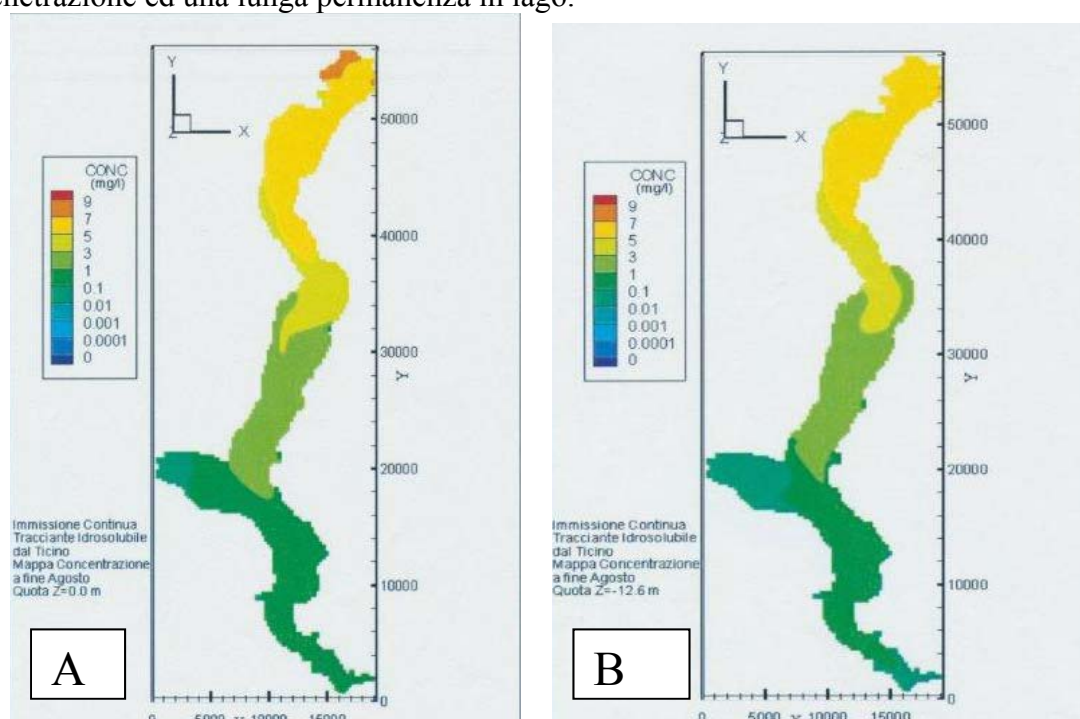


Fig. 2.3.1. Mappe delle concentrazioni del tracciante idrosolubile in superficie (A) e a 12,6 m (B) di profondità

Nel seguire il percorso del tracciante da Nord a Sud sono state individuate tre diverse zone del lago nelle quali misurare i profili verticali della sua concentrazione che sono state così definite:

zona di "ingresso del Ticino";

zona del "circondario dell'ingresso del Ticino", corrispondente all'incirca al punto centrale del bacino di Locarno:

zona della "punta avanzata", cioè la parte della nuvola del tracciante più lontana (prossima) dall'uscita del Ticino: ovviamente non si tratta di un punto fisso, ma la sua posizione cambia in continuazione.

Le figure 2.3.2. e 2.3.3. mostrano i profili temporali verticali da 0 a circa 150 m di profondità delle concentrazioni di tracciante rilevati nelle zone 2 e 3 alla fine di ciascun mese da gennaio ad agosto.

Le figure riportate hanno prevalentemente lo scopo di fornire una chiave di interpretazione ulteriore delle mappe di concentrazione lungo sezioni orizzontali diverse dell'intero lago, a loro volta ripetute mese per mese. Le stesse servono anche a rafforzare la percezione delle conseguenze che le dinamiche complesse del lago hanno sul destino di un tracciante idrosolubile e diffusivo. Viene così confermata dall'analisi dei valori dei profili verticali la modesta penetrazione sia orizzontale che verticale del tracciante sotto i 21 m.

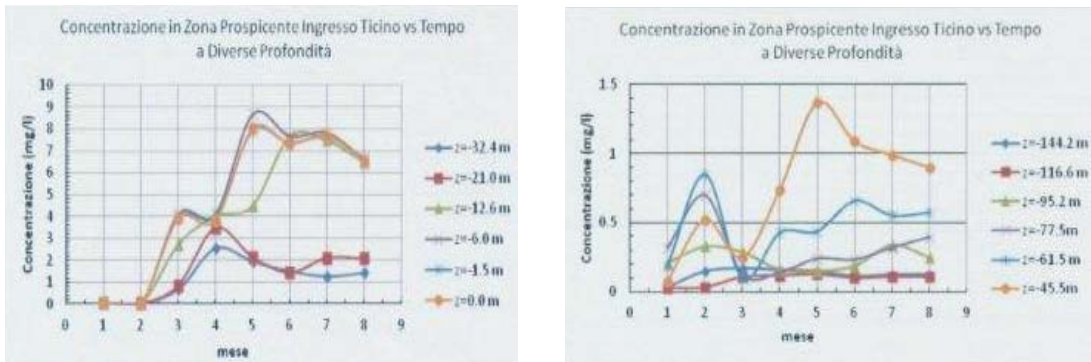


Fig. 2.3.2. Profilo temporale di concentrazione del tracciante a diversa profondità nella zona circondario del Fiume Ticino

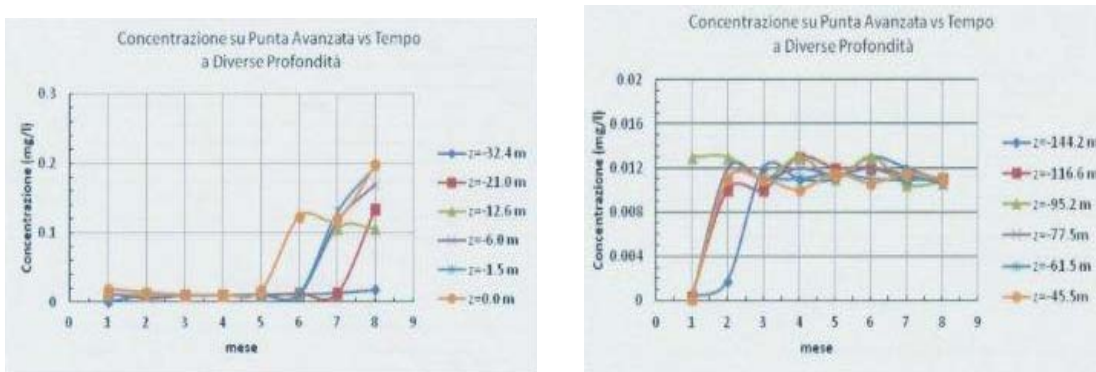


Fig. 2.3.3. Profilo temporale di concentrazione del tracciante a diversa profondità nella punta avanzata del Fiume Ticino

Per profondità maggiori a fine agosto -185,5 e -228,8 m. (Fig. 2.3.4.) si stimano valori di concentrazione del tracciante dell'ordine di 0,1 mg l⁻¹ nella zona del "circondario di ingresso del Ticino" e di 0,01 mg l⁻¹ sulla "Punta avanzata"; si tratta quindi di valori allineati all'andamento temporale di quelli delle profondità maggiori (-150 m) considerate in precedenza.

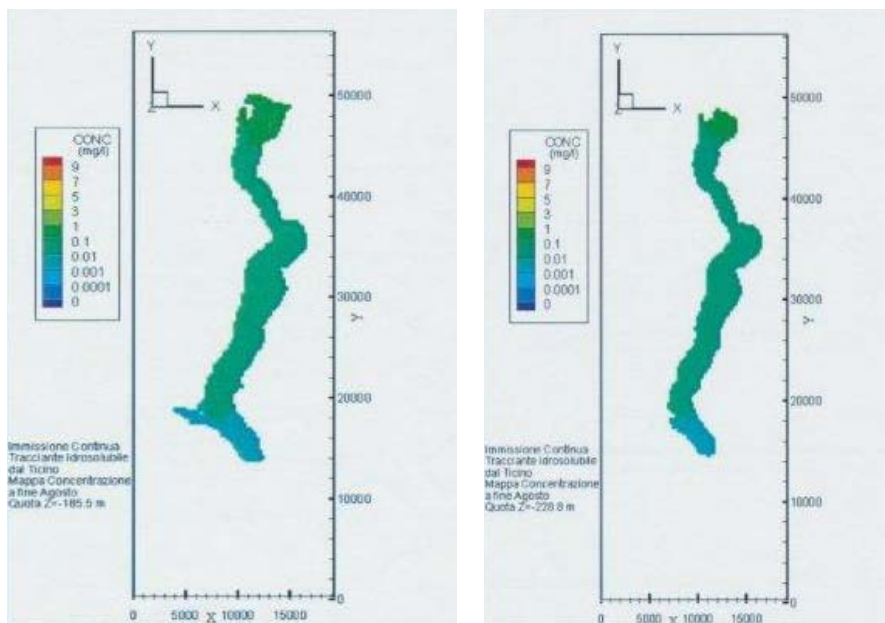


Fig. 2.3.4. Mappe della concentrazione in lago del tracciante a -185 e -228 m inserito nel Fiume Ticino

2.4. Propagazione del tracciante nel Fiume Toce

Mappe analoghe relative alla immissione di tracciante nella macchia posta nelle adiacenze della foce del Toce sono riportate nella figura 2.4.1. limitatamente ai mesi di Marzo e Aprile; in questo caso la rappresentazione della propagazione del tracciante riguarda un livello di profondità di 4 m. Una precisazione è in questo caso necessaria in quanto in gennaio non è rilevabile la presenza del tracciante: si tratta di un problema di rappresentazione in quanto in questo periodo la “macchia” iniziale viene “schiacciata” dal moto dell’acqua sulle rive del lago. Si veda a questo proposito la figura 2.4.2. che mostra come il detto campo di moto, nei mesi successivi, sia cambiato in modo tale da spingere il tracciante verso il largo.

2.5 Conclusioni

Dall’analisi svolta sinora risulta che i tempi di residenza di un tracciante idrosolubile sono, sino a circa 12 metri di profondità, tendenzialmente meno di un quarto di quelli relativi ai markers lagrangiani privi di massa partiti da posizioni analoghe (Castellano et al., 2010). Per profondità maggiori a fine Agosto si trovano valori allineati all’andamento temporale di quelli delle profondità maggiori valutate con i markers lagrangiani. Si evidenzia così l’effetto, molto sensibile della diffusività effettiva, (essenzialmente orizzontale, mentre quella verticale risulta di molto inferiore) dovuta al regime di turbolenza del lago. La modesta penetrazione del tracciante, di principio, meriterebbe certamente uno studio più accurato che però esula dall’obiettivo di questa serie di simulazioni, che è in effetti quello di valutare la differenza fra i tempi di residenza puramente idraulici, stimati mediante l’uso di markers lagrangiani privi di massa, e un tempo di residenza ragionevolmente rappresentativo di un tracciante idrosolubile e soggetto alla diffusività molecolare e alla diffusività turbolenta.

Un terzo livello di interesse riguarderebbe i tempi di residenza di traccianti biodegradabili o comunque reagenti, che è un problema decisamente più complesso e certamente non univoco in quanto dipendente dalle cinetiche di reazione, diverse per ogni specie e in funzione delle condizioni chimiche, fisiche e biologiche del corpo idrico.

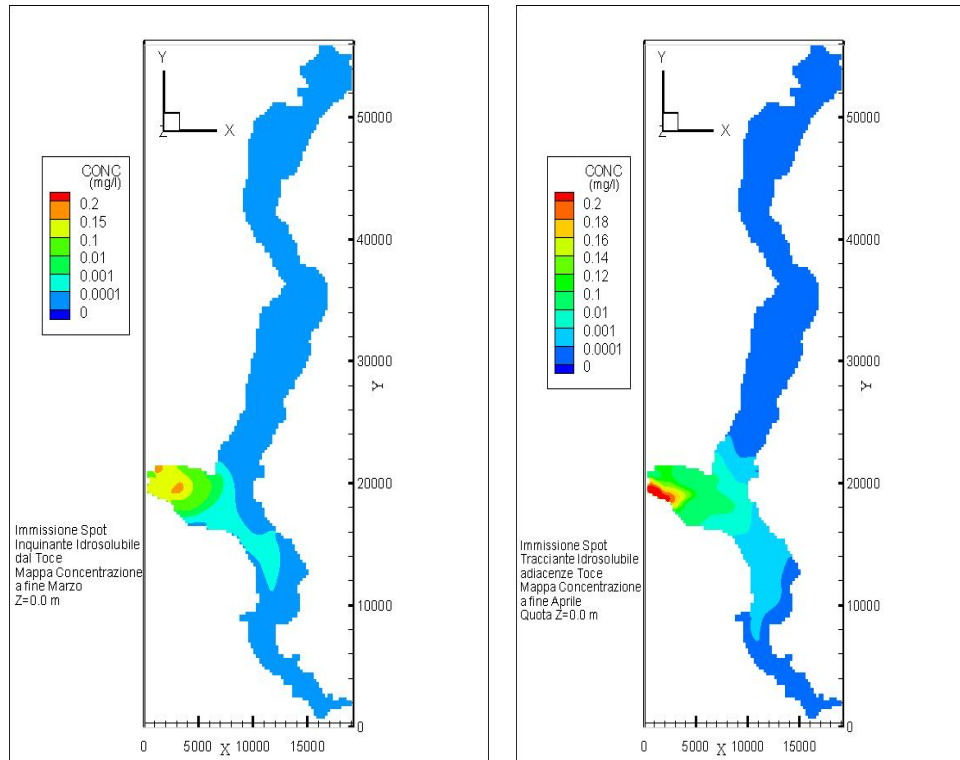


Fig. 2.4.1. Propagazione del tracciante idrosolubile in Marzo e Aprile a 4 m di profondità nel Bacino di Pallanza.

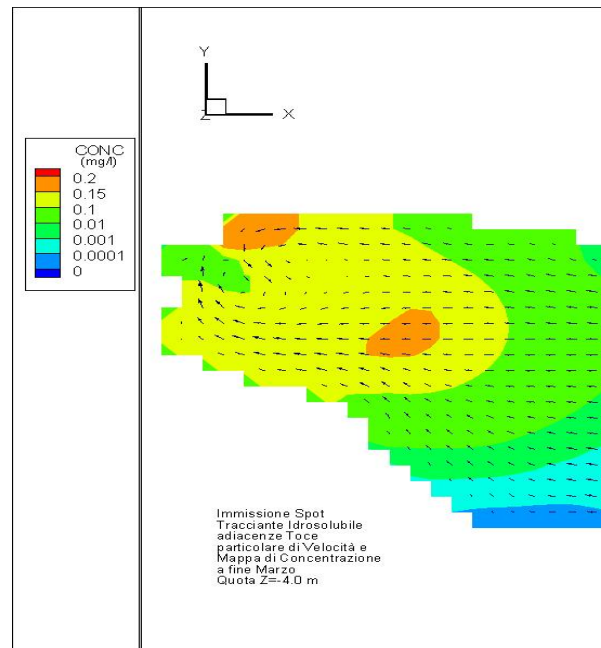


Fig. 2.4.2. Propagazione del tracciante idrosolubile nel bacino di Pallanza in seguito all'immissione spot del tracciante idrosolubile nelle adiacenze del Fiume Toce.

Bibliografia

Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climatic change. *J. Limnol.*, 58 (1): 1-9.

- Ambrosetti, W., L. Barbanti, & A. Rolla. 2011. Profondità di mescolamento e valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2010. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 12-25
- Ambrosetti, W., L. Barbanti & E. A. Carrara. 2010. Mechanism of hypolimnion erosion in a deep lake (Lago Maggiore, N.Italy). *J. Limnol.* 69 (1): 3-14.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti, & A. Rolla. 2010. Profondità di mescolamento e valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 12-25
- Ambrosetti, W., L. Barbanti, A. Rolla, L. Castellano & N. Sala. 2012. Hydraulic paths and estimation of the real residence time of the water in Lago Maggiore (N. Italy): application of massless markers transported in 3D motion fields. *J. Limnol.*, 71 (1): 11 pp.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti, A. Rolla, L. Castellano & N. Sala. 2012. Hydraulic paths and estimation of the real residence time of the water in Lago Maggiore (N. Italy): application of massless markers transported in 3D motion fields. *J. Limnol.*, 71 (1): 11 pp.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti, E.A. Carrara, A. Ferrari & A. Rolla. 2009. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 77-88.
- Castellano L., W. Ambrosetti & N. Sala. 2008. About the use of computational fluid dynamic (CFD) in the frameworck of physical limnological studies on a Great Lake. In: *Reflexing interfaces*. Information Science Reference, Hershey, New York, London: 257-277.
- Castellano L., W. Ambrosetti, L. Barbanti & A. Rolla. 2010. The residence time of the water in Lago Maggiore (N.Italy): first result from an Eulerian-Lagrangian approach. *J. Limnol.* 69 (1): 15-28.

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 analisi dei segnali isotopici di carbonio e azoto dei diversi taxa componenti il popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore sono state eseguite anche per il 2012 con le metodiche oramai consolidate, nelle tre stazioni previste dal progetto e in quella più a nord lungo l'asse principale del lago, ubicata al largo dell'abitato di Locarno. Questo al fine di rendere possibile anche un confronto con quanto rilevato nell'ambito del programma relativo al monitoraggio di inquinanti organici persistenti nello zooplancton del lago, per i quali la stazione di Locarno era stata prevista.

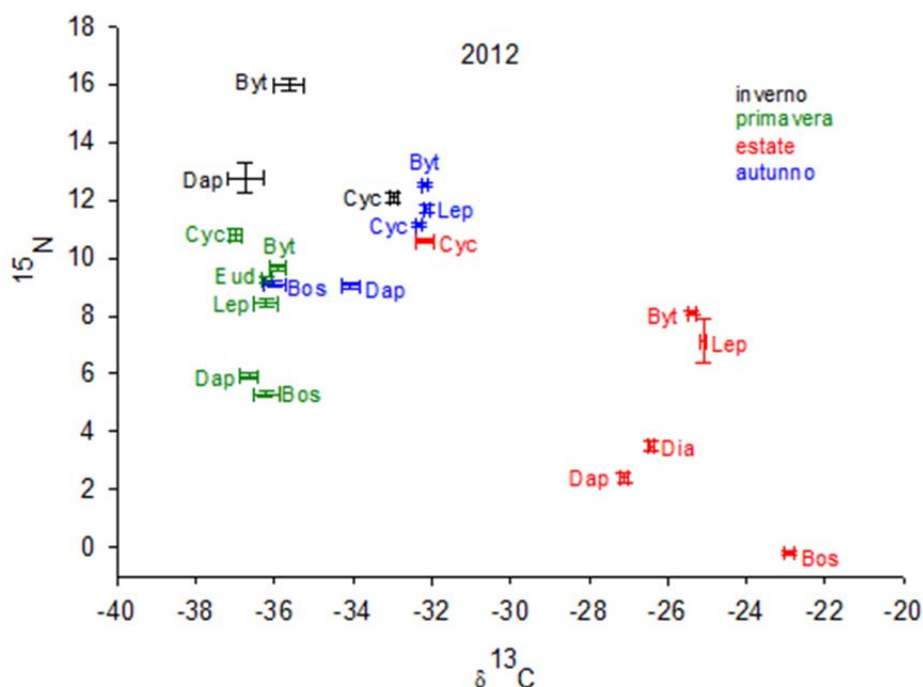


Fig. 3.1.1. Segnali isotopici di carbonio e azoto dei diversi taxa zooplanctonici (valori medi delle repliche dei campioni prelevati entro lo strato 0-50 m nelle stazioni di Ghiffa, Baveno, Lesa e Locarno con relativi errori standard delle misure) nelle quattro stagioni dell'anno 2012.

I risultati ottenuti hanno confermato la completa replicabilità dei segnali/taxa specifici nelle diverse stazioni di campionamento. I dati relativi alle singole stazioni ad ogni data sono stati pertanto considerati alla stregua di repliche. I dati riassuntivi delle quattro stagioni sono rappresentati nel grafico trofochimico mostrato in figura 3.1.1. I diversi colori indicano i mesi nei quali sono state eseguite le raccolte dei campioni zooplanctonici qualitativi dai quali venivano, di volta in volta, selezionati i diversi taxa componenti il popolamento. In generale, ogni punto sul grafico rappresenta la media di otto misure, due per ogni stazione di provenienza del materiale. Come si può osservare dal grafico in figura, le barre di errore standard sono molto piccole, sia per il segnale isotopico del carbonio, sia per quello dell'azoto. Tale bassa variabilità è senz'altro da attribuire al fatto che la rappresentatività di ogni campione è molto alta, essendo esso

ottenuto da un numero di individui/taxon molto elevato, compreso tra un minimo di 20 e un massimo di seicento, dipendentemente dal peso individuale degli organismi che lo costituivano. Variabilità individuali, legate a differenti condizioni fisiologiche e/o di età e taglia delle popolazioni di appartenenza venivano dunque poco o punto rappresentate in campioni di questo tipo. Del resto, scopo del lavoro era proprio quello di identificare le variazioni stagionali nell'utilizzo delle fonti alimentari e nelle posizioni trofiche dei diversi taxa zooplanctonici.

Tali variazioni sono risultate, nell'anno 2012, pienamente in linea con quanto rilevato negli altri anni del quinquennio. Valori più negativi del segnale isotopico del carbonio (dell'ordine di $-36 \delta^{13}\text{C}\text{‰}$) hanno caratterizzato il periodo invernale e la primavera. Le analisi hanno rivelato come in gennaio gli organismi presenti, in particolar modo *Bythotrephes*, fossero massimamente arricchiti nel segnale isotopico dell'azoto, così come osservato in tutti gli anni del quinquennio. Meno arricchiti e non solidali con il fingerprint isotopico del carbonio rispetto a *Bythotrephes* sono risultati i ciclopidi. A maggio, quando taxa diversi contribuivano al popolamento, è emerso come i ciclopidi tendessero ad essere più arricchiti in ^{15}N rispetto ai diaptomidi e a *Bythotrephes*. Questi ultimi due sono risultati avere il medesimo fingerprint isotopico dell'azoto; nelle condizioni di sostanziale omogeneità di segnale isotopico del carbonio per essi rilevate in questo momento dell'anno il fatto che diaptomidi e *Bythotrephes* abbiano lo stesso fingerprint isotopico dell'azoto sta ad indicare come essi svolgano un comune ruolo trofico. Sempre a maggio, lievemente meno arricchito nell'isotopo pesante dell'azoto è risultato il fingerprint di *Leptodora*, ad indicare il possibile utilizzo, in questa fase, di prede diverse rispetto a quelle utilizzate da altri predatori zooplanctonici. L'analisi dei segnali delle due prede potenziali presenti in questo momento, *Daphnia* e *Bosmina*, suggerisce come *Leptodora* possa essere legata alla seconda, essendo quest'ultima caratterizzata dai livelli più bassi di arricchimento in ^{15}N rinvenuti nel corso del 2012. A tal proposito occorre qui ricordare come, essendo le analisi isotopiche limitate alla sola componente a crostacei, non sia possibile verificare l'eventuale importanza, in questa fase del loro massimo rigoglio numerico, dei rotiferi zooplanctonici. Che *Leptodora* possa utilizzare, oltreché *Bosmina*, anche colonie di *Conochilus* è fatto noto in letteratura (e.g. relativamente al Lake Washington da Edmondson & Litt). Tuttavia, dati relativi proprio al fingerprint isotopico di colonie di *Conochilus* sembrerebbero indicare per questi ultimi un segnale molto arricchito in ^{15}N , certamente non comparabile con quello misurato per *Bosmina* (Fadda, 2012). Ricerche ulteriori saranno necessarie per meglio chiarire il ruolo, quanto meno, dei rotiferi coloniali, all'interno del popolamento zooplanctonico.

Con il procedere del riscaldamento, il consolidamento della stratificazione e la netta distinzione tra acque superficiali e acque più profonde, i diversi taxa sono risultati diversificarsi maggiormente, oltreché per il segnale isotopico dell'azoto, anche per quello del carbonio: valori più negativi, vale a dire più impoveriti nell'isotopo più pesante, hanno caratterizzato i ciclopidi ($-32 \delta^{13}\text{C}\text{‰}$), mentre gradualmente meno impoveriti sono risultati i segnali isotopici del carbonio di *Daphnia* e *Diaphanosoma* ($-27 \delta^{13}\text{C}\text{‰}$), *Bythotrephes* e *Leptodora* ($-25 \delta^{13}\text{C}\text{‰}$), *Bosmina* ($-23 \delta^{13}\text{C}\text{‰}$). Le differenze "stepwise" sono risultate al limite di quelle ritenute indicative di un frazionamento ($\leq 2\text{‰}$). Il differenziamento nei valori del segnale isotopico del carbonio riflette l'utilizzo di fonti diverse, anche in relazione a differenze nella distribuzione verticale dei taxa analizzati, essendo tendenzialmente gli strati d'acqua più superficiali meno impoveriti rispetto a quelli più profondi. Con la stratificazione termica, dunque, i ciclopidi sembrerebbero conservare la loro preferenza per strati d'acqua più profondi, mentre verso acque più

superficiali tenderebbero a migrare, quanto meno durante il giorno, gli altri taxa zooplanctonici. Tra essi, la più superficiale sembrerebbe essere *Bosmina*. Il suo fingerprint isotopico dell'azoto, molto prossimo allo zero, sembrerebbe inoltre confermare la tendenza ad utilizzare anche cianofitiche coloniali.

Mentre il generale andamento stagionale del fingerprint isotopico del carbonio sembrerebbe riflettere, sostanzialmente in tutti i taxa zooplanctonici, l'andamento delle temperature medie entro la colonna d'acqua campionata, con valori di $\delta^{13}C$ più negativi nel periodo freddo e valori via via meno negativi in quello più caldo, la dinamica stagionale dell'azoto, con valori più arricchiti nel periodo invernale e valori più impoveriti nei mesi centrali dell'anno, sembrerebbe legata sia a fattori interni della popolazione, sia all'utilizzo di fonti alimentari diverse, sia ad una regolazione dall'alto, conseguente alla pressione di predazione da parte dei pesci zooplanctivori (Visconti et al. 2013).

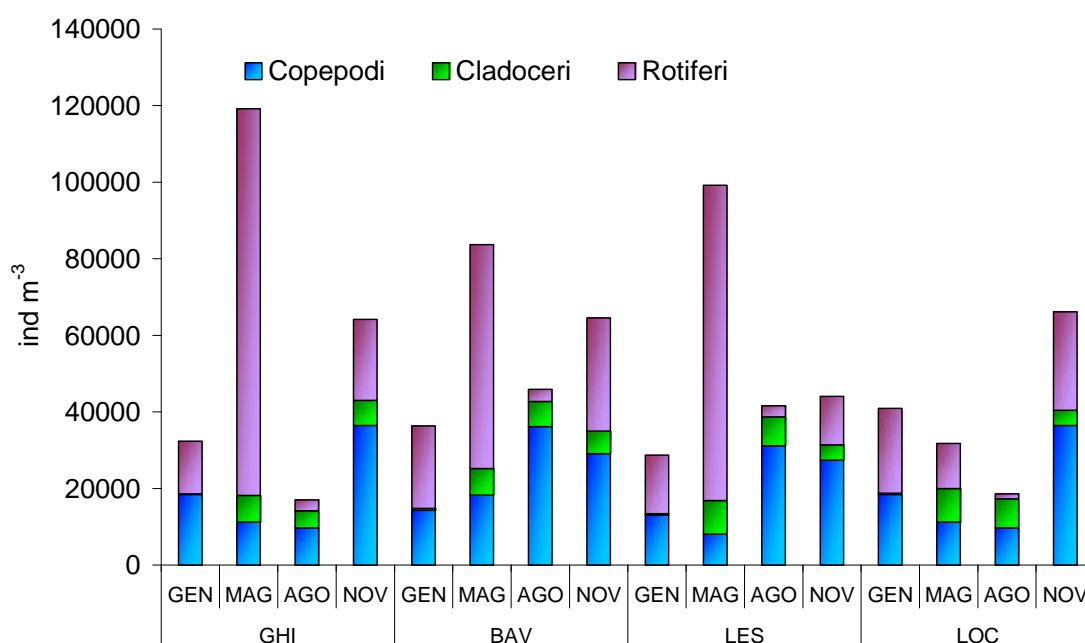


Fig. 3.1.2. Densità di popolazione dei tre gruppi costituenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2012.

Nel corso del 2012 sono stati come di consueto prelevati campioni zooplanctonici nelle tre stazioni italiane di Ghiffa (sito del monitoraggio a lungo termine), Baveno, Lesa, e nella stazione svizzera di Locarno. I campioni zooplanctonici sono stati raccolti stagionalmente con le metodologie usuali, ovvero tramite due plankton sampler di Clarke-Bumpus armati di rete a maglie da 76 e 126 μm rispettivamente, trascinati lungo una traiettoria sinusoidale entro lo strato d'acqua 0-50 m, nel quale lo zooplancton risulta principalmente distribuito. L'analisi microscopica ha consentito di quantificare il contributo dei diversi taxa zooplanctonici alla densità di popolazione totale nei diversi momenti stagionali e nelle diverse stazioni di prelievo.

I risultati del conteggio dei 36 campioni sono riportati nelle figure 3.1.2., 3.1.3., 3.1.4. e 3.1.5.

L'analisi della densità di popolazione dei tre gruppi costituenti lo zooplancton di rete (cladoceri, copepodi e rotiferi; Fig. 3.1.4.) evidenzia una sostanziale omogeneità

nell'andamento stagionale delle diverse componenti nelle diverse stazioni. Con la sola eccezione della stazione di Locarno, la massima densità di popolazione viene registrata nel mese di Maggio, in conseguenza dello sviluppo numerico della componente a rotiferi del popolamento zooplanctonico. I valori assoluti di densità sono, come rilevato per il passato, massimi nella stazione di Ghiffa (sito del monitoraggio a lungo termine), intermedi in quella di Lesa e lievemente inferiori, rispetto a quest'ultima, in quella di Baveno. Un secondo picco in densità, di minore entità rispetto a quello primaverile, viene registrato in autunno, ed è sostanzialmente determinato dai copepodi, in particolare dagli organismi negli stadi di sviluppo naupliare. Nella stazione di Locarno, nella quale non è stato rilevato il picco di Maggio, assume un rilievo maggiore la fase di sviluppo autunnale. La peculiarità di tale stazione è con tutta probabilità legata al fatto che le frequenze stagionali di campionamento non sono state tali da individuare, laddove vi fosse un eventuale ritardo, anche solamente di una settimana, il momento di maggiore sviluppo della componente numericamente predominante. Trattandosi della stazione ubicata a Nord lungo l'asse del lago, temperature inferiori a quelle delle altre stazioni potrebbero infatti essere responsabili di un ritardo nella crescita numerica dei rotiferi rispetto alle altre stazioni. Tale ritardo nello sviluppo della componente predominante del popolamento potrebbe aver compromesso il rilevamento del picco di densità del popolamento zooplanctonico nella stazione svizzera nel momento del campionamento.

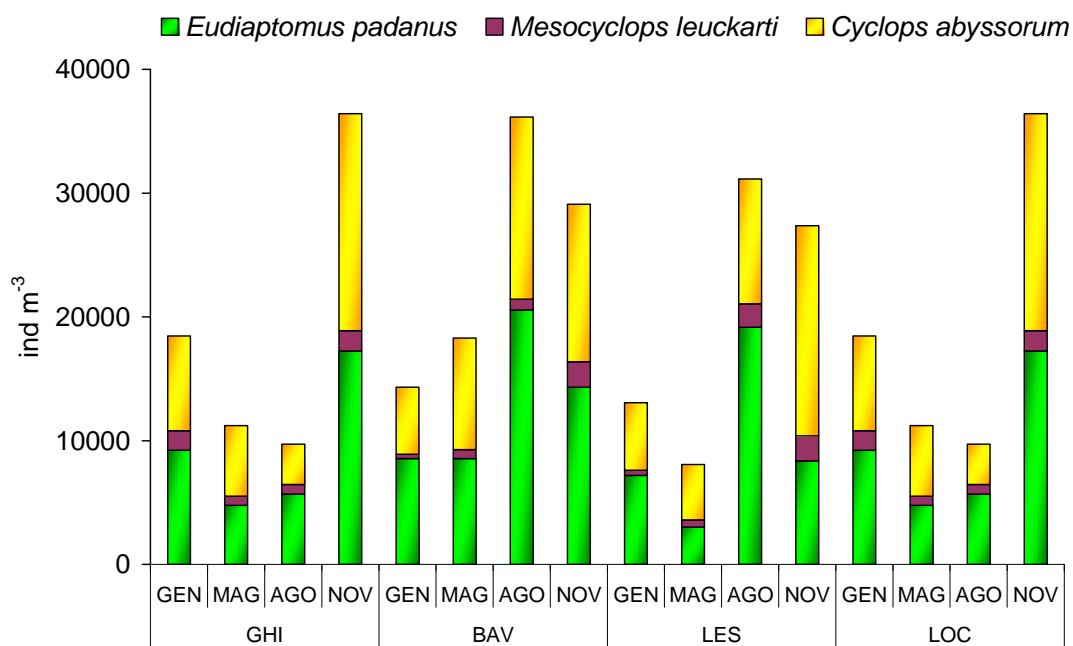


Fig. 3.1.3. Densità di popolazione dei copepodi del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2012.

Tre sono le specie che compongono il popolamento a copepodi (Fig. 3.1.5.) all'interno dello zooplancton del lago: un calanide, *Eudiaptomus padanus*, e due ciclopidi, *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leuckarti*. Da tempo è stato rilevato come si sia persa la vicarianza stagionale che un tempo caratterizzava le due specie di ciclopidi. Esse sono infatti contemporaneamente presenti lungo l'intero arco dell'anno. Delle due, tuttavia, prevale nettamente in termini di densità *C. abyssorum*, la specie di taglia maggiore.

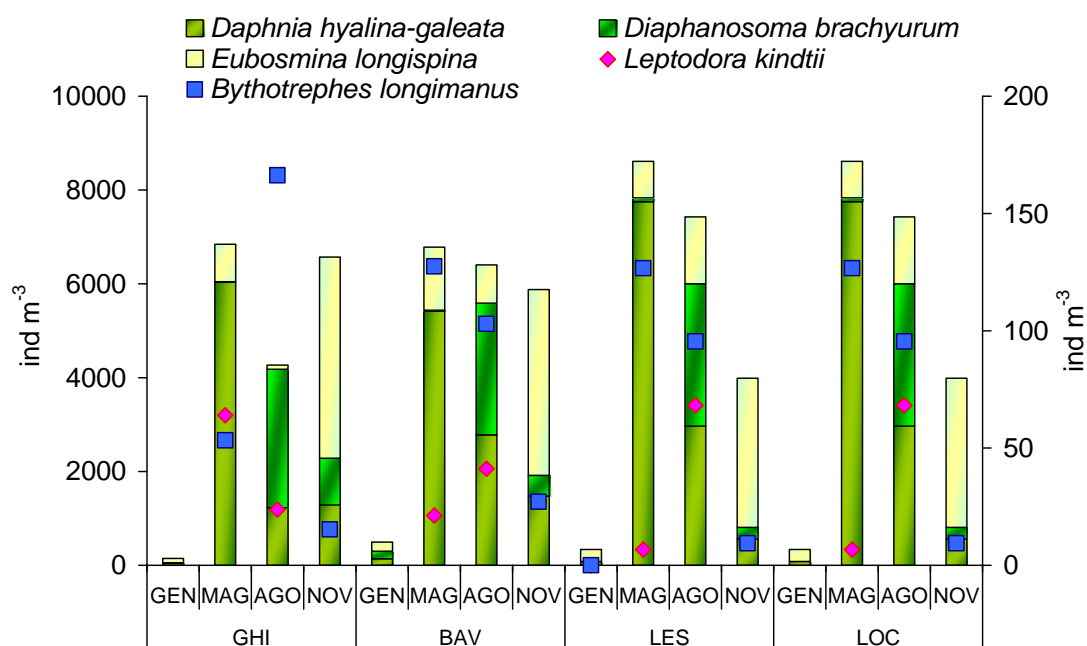


Fig. 3.1.4. Densità di popolazione dei cladoceri con distinzione dei predatori (*Bythotrephes* e *Leptodora*, asse secondario), del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2012.

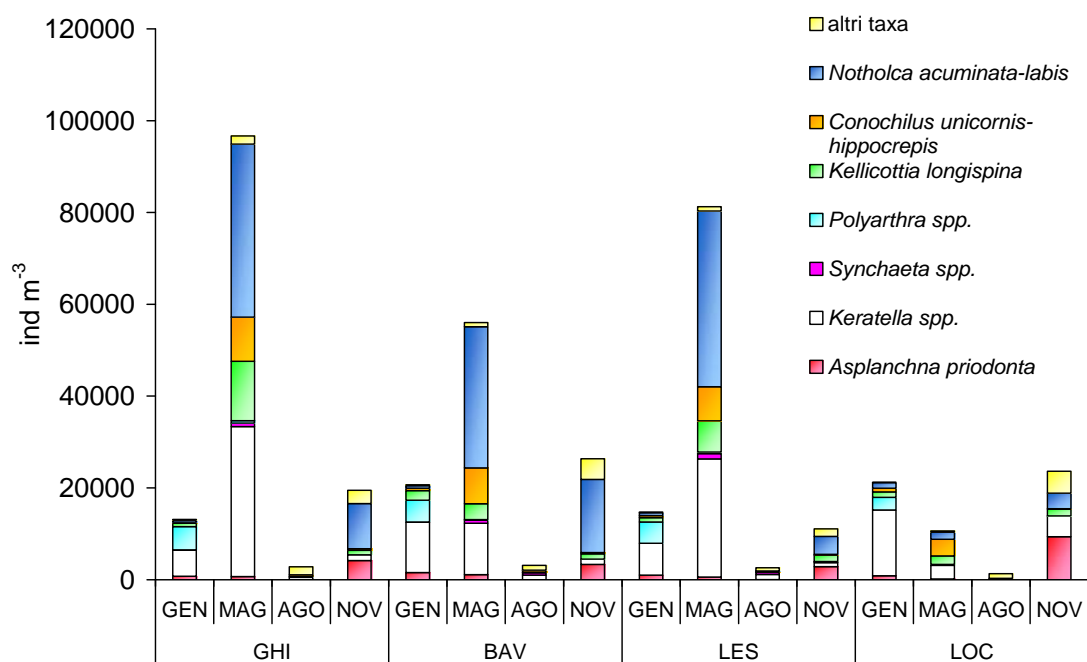


Fig. 3.1.5. Densità di popolazione dei rotiferi zooplanctonici rinvenuti nei campioni di rete (strato 0-50 m) nelle diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2012.

In tutte e quattro le stazioni, il picco in densità dei copepodi è stato registrato nel mese di Agosto, con un contributo alla densità di popolazione totale pari a circa il 60%. Tale picco coincide con il momento nel quale tendono a predominare i diaptomidi calanoidi. Nel complesso, i livelli di densità numerica dei copepodi zooplanctonici sono risultati,

nell'anno 2012, non dissimili da quelli rilevati nel 2011. Alla luce del fatto che il massimo contributo numerico è quasi sempre determinato dagli organismi negli stadi di sviluppo naupliari, non è essenziale soffermarsi troppo su eventuali differenze tra stazioni nell'entità dei picchi, le quali possono essere conseguenti ad un lieve anticipo o ritardo nello sviluppo, in conseguenza di differenti tempi di riscaldamento, non rilevabili se non con frequenze di campionamento più assidue di quelle a noi richieste nell'ambito delle attività di monitoraggio previste.

L'analisi della componente a cladoceri permette di evidenziare come, nell'anno 2012, valori non trascurabili di abbondanza numerica siano stati rinvenuti, oltretutto a Maggio, anche ad Agosto e, sia pure in misura minore, a Novembre. Diversa è stata, nei tre mesi, la struttura del popolamento, con la prevalenza, a Maggio, di *Daphnia*, ad Agosto, di *Diaphanosoma*, e a Novembre di *Eubosmina*. Tale successione ha un significato importante, in quanto indicativa di una tendenza del lago al ritorno di condizioni tipiche degli anni ottanta. Lo sviluppo numerico di *Diaphanosoma* si associa a condizioni di spiccata stratificazione termica, con una tendenza a colonizzare soprattutto lo strato d'acqua compreso entro i primi 10-15 m di profondità (Manca & de Bernardi, 1993 a,b). Lo sviluppo numerico di *Eubosmina* in Novembre potrebbe, invece, essere legato alla presenza di specie algali filamentose.

La presenza dei grossi cladoceri predatori (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*) raggiunge il picco massimo in primavera mantenendo valori simili anche in estate per poi crollare alla fine dell'anno. La figura 3.1.6. evidenzia inoltre la netta e costante predominanza del carnivoro *B. longimanus* rispetto a *L. kindtii*.

L'analisi dei rotiferi (Fig. 3.1.7.), la più piccola componente zooplanctonica, ha mostrato l'atteso picco primaverile a seguito dello sviluppo fitoplanctonico in tutte le stazioni tranne che in quella svizzera come già sopra riportato. Ancora una volta è stata riscontrata una sostanziale omogeneità sia in termini numerici che di composizione delle stazioni italiane, tranne che in primavera quando si osservano le differenze più consistenti in termini di densità numerica. Come già sottolineato negli anni precedenti le specie più importanti dal punto di vista della densità numerica sono state: *Keratella spp.*, *Conochilus unicornis-hippocrepis*, *Asplanchna priodonta*, *Synchaeta spp.*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra spp.* e *Notholca acuminata-labis*.

Bibliografia

- Fadda A. 2013. Trophic webs in aquatic Mediterranean freshwater environments: applying carbon and nitrogen Stable Isotope Analysis (C, N S.I.A.) to Lake Sos Canales (Sardinia, Italy). PhD Thesis, Environmental Biology, University of Sassari, XXIV cycle: 153pp.
- Manca, M and R. de Bernardi (1993a). Indagini sullo zooplancton. In: Commissione Internazionale per la protezione delle acque Italo-Svizzere. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti Limnologici. Programma quinquennale 1988-1992 (Campagna 1992) e rapporto quinquennale 1988-1992: 68-78.
- Manca, M. & R. de Bernardi. 1993b. Osservazioni conclusive. Considerazioni generali sull'evoluzione a lungo termine dei popolamenti planctonici. Zooplancton. In: C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 1992 e Rapporto quinquennale 1988-1992. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 117-121.

Visconti A., P. Volta, A. Fadda, A. Di Guardo & M. Manca. 2013. Seasonality, littoral vs. pelagic carbon sources and stepwise ^{15}N -enrichment of pelagic food web in a deep subalpine lake: the role of planktivorous fish. CJFAS: submitted.

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 2012, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra l'11 Gennaio ed il 14 Dicembre, 20 sopralluoghi con prelevamento 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 2012 è stato di 114 unità, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2012 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 53, valore tra i massimi assoluti 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 2011 (42 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 34 unità tassonomiche, seguita dalle diatomee (31) e dalle cianoficee (28): 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 14 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 10 e 7 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore.

La successione stagionale si è svolta, nel 2012, con una dinamica solo in parte simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore (Fig. 4.1.1.). Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. L'evento nuovo rispetto al passato è stato un massiccio sviluppo di diatomee, verificatosi nel mese di Gennaio, legato alla fioritura di una singola specie, *Diatoma tenuis* con oltre 2000 mm³ m⁻³.

Nel 2012, lo sviluppo dei popolamenti algali ha visto, come di norma, la dominanza delle diatomee, che cominciano a svilupparsi già dall'inizio dell'anno, subendo una flessione in seguito, per poi mostrare un leggero ritardo nella crescita rispetto agli anni

precedenti, con esclusione del 2011 che ha presentato una simile dinamica: infatti solo verso Giugno si registra un'immediata e rapida ripresa, che si protrae fino alla fine di Luglio, raggiungendo un picco di biovolume di oltre $1000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Un contributo significativo è poi venuto anche dai dinoflagellati, tra la tarda estate e l'autunno. Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Giugno e si è protratto fino a Novembre, con una stagione vegetativa più lunga di quanto osservato in anni passati, ad eccezione del 2008. Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con *Plagioselmis nannoplantica*, *Katablepharis ovalis*, *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas ovata* presenti pressoché lungo l'arco dell'intero anno.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2012, poco significativa: oltre alla presenza continuativa e ormai consueta di *Chrysochromulina parva*, non si segnalano altre presenze degne di nota.

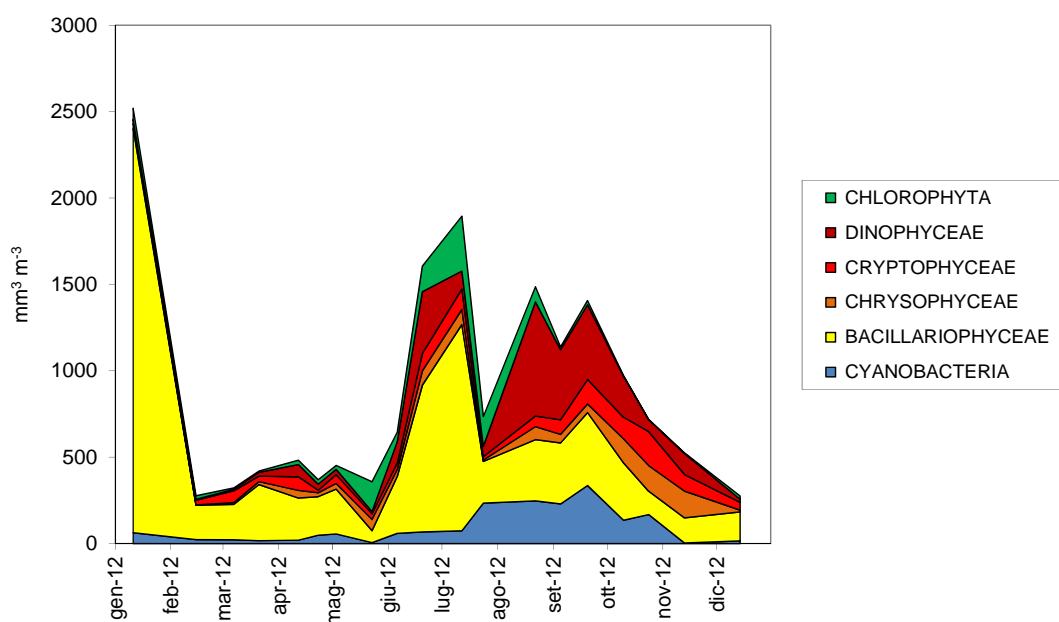


Fig. 4.1.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2012.

La crescita dei cianobatteri nel 2012 è stata limitata al periodo estivo con il suo massimo sviluppo nella tarda estate - inizio autunno, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate e di condizioni climatiche favorevoli (Fig. 4.1). La tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni, si è confermata anche nel 2012. Nel gruppo mantengono una certa importanza le Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, oltre a *Aphanizomenon flos-aquae*. e *Anabaena lemmermannii*. La presenza di quest'ultima, protagonista di estese fioriture nel passato recente, ha avuto il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, 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 2012 il biovolume medio annuo è stato di $1,23 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, con una concentrazione media annua della clorofilla *a* pari a $3,3 \text{ mg m}^{-3}$. Dei picchi di biovolume si è scritto nel paragrafo precedente: per quanto riguarda la clorofilla, questo parametro ha raggiunto valori di concentrazione di poco superiori a $3,5 \text{ mg m}^{-3}$ nei mesi di Gennaio, Giugno e Agosto.

Nel 2012 la fase di successione primaverile delle diatomee ha mostrato alcune differenze rispetto al passato: *Diatoma tenuis* era presente con un'importante fioritura nel mese di Gennaio e *Melosira varians* nei primi tre mesi dell'anno, per poi essere sostituita da *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*. Scarsa la presenza di *Asterionella formosa* tranne che nel mese di Marzo, seppur con un modesto sviluppo in termini di biomassa. *Fragilaria crotonensis* presente durante l'intero anno, ha avuto un rapido sviluppo durante i mesi estivi con una biomassa consistente. *Tabellaria flocculosa* ha notevolmente ridotto la sua importanza nel corso dell'intero anno (Fig. 4.1.2.).

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 2011-2012 non si siano ripetute condizioni climatiche favorevoli per la crescita di questa diatomea.

Tra le diatomee centriche si osserva, per il quarto anno consecutivo, la presenza di *Stephanodiscus alpinus*, tra le specie dominanti, sebbene con massimi di biomassa relativamente modesti. 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: tuttavia, la presenza di *Stephanodiscus alpinus* nel gruppo delle dominanti per quattro anni consecutivi deve indurre a mantenere sotto continua sorveglianza l'evoluzione dell'ambiente.

Cyclotella comensis morf. *minima* presente pressoché durante l'intero anno, compare, peraltro, nella fase invernale della successione, con biomassa di un certo rilievo. Durante l'anno 2012, *Cyclotella bodanica* è presente nella fase sia primaverile che estiva della successione algale.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra Luglio e Ottobre, con il contributo di numerose specie, tra cui *Snowella litoralis*, *Tychonema bourrellyi*, *Limnothrix* sp. e *Geitlerinema* cfr. *acutissimum*. Presenti le Oscillatoriales rappresentate da *Planktothrix rubescens/agardhii*, elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore.

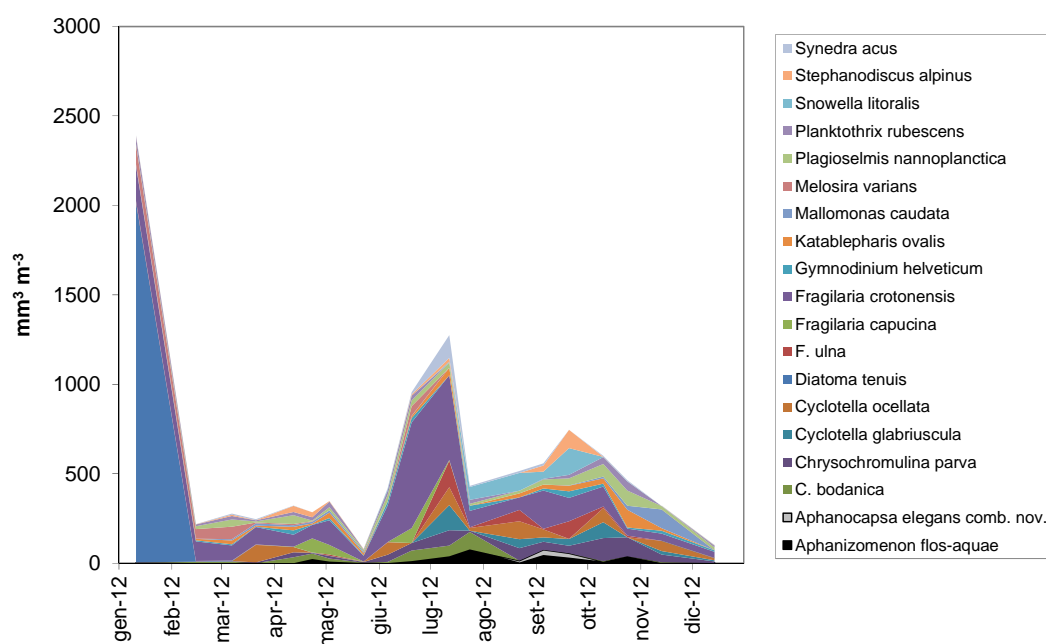


Fig. 4.1.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza da Aprile a Novembre (Fig. 4.1.2.) e *Gymnodinium helveticum*, anch'esso presente lungo l'arco dell'intero anno.

Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplantica*, presente lungo l'arco dell'intero anno, come pure *Cryptomonas erosa* e *C. ovata* seppur in modeste quantità (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 dallo sviluppo delle diatomee. Tra le Chrysophyceae solamente *Chrysochromulina parva* è rientrata nel gruppo delle dominanti, mentre *Mallomonas caudata* è risultata presente perlopiù nella prima metà dell'anno.

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, tra il 31 Luglio e l'1 Agosto 2012, 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. 4.1.3.).

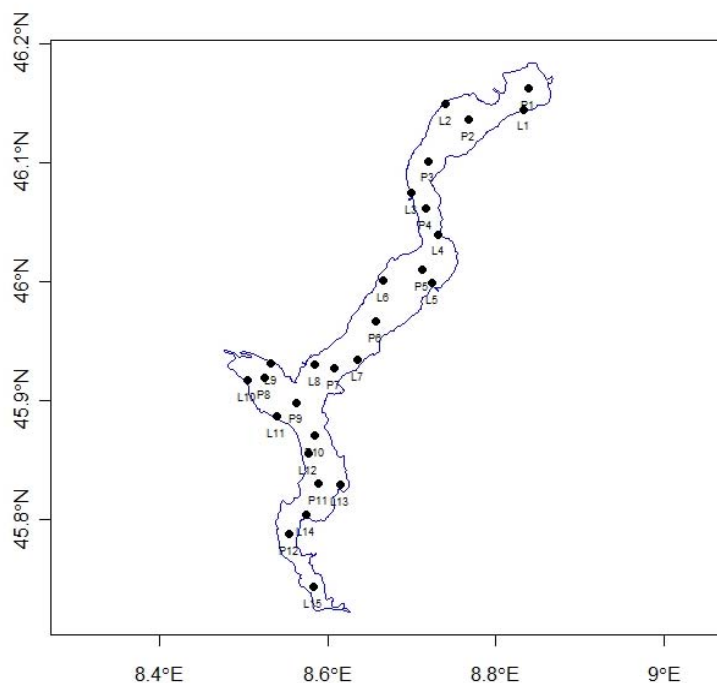


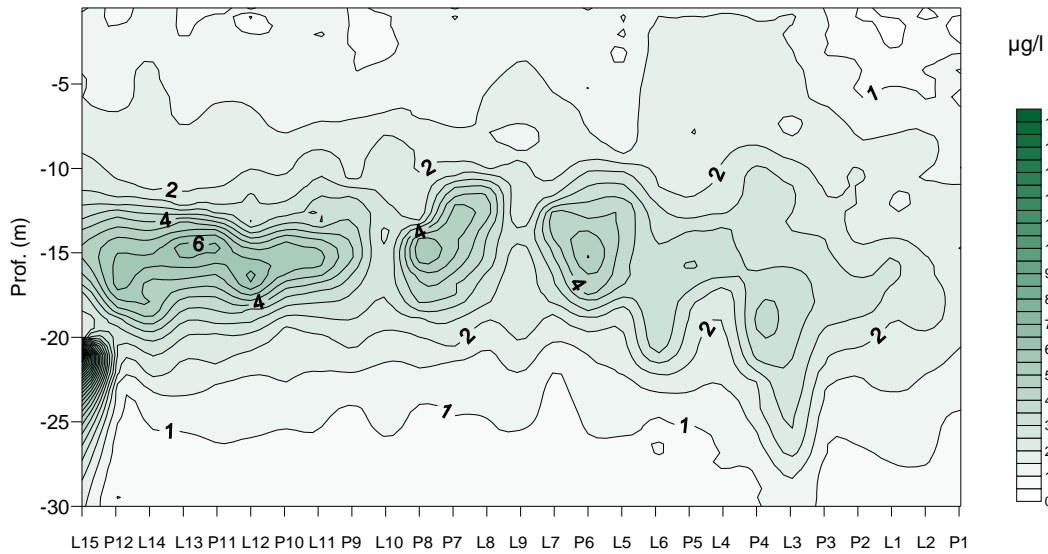
Fig. 4.1.3. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

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 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. 4.1.4.). In particolare, si osserva un 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.

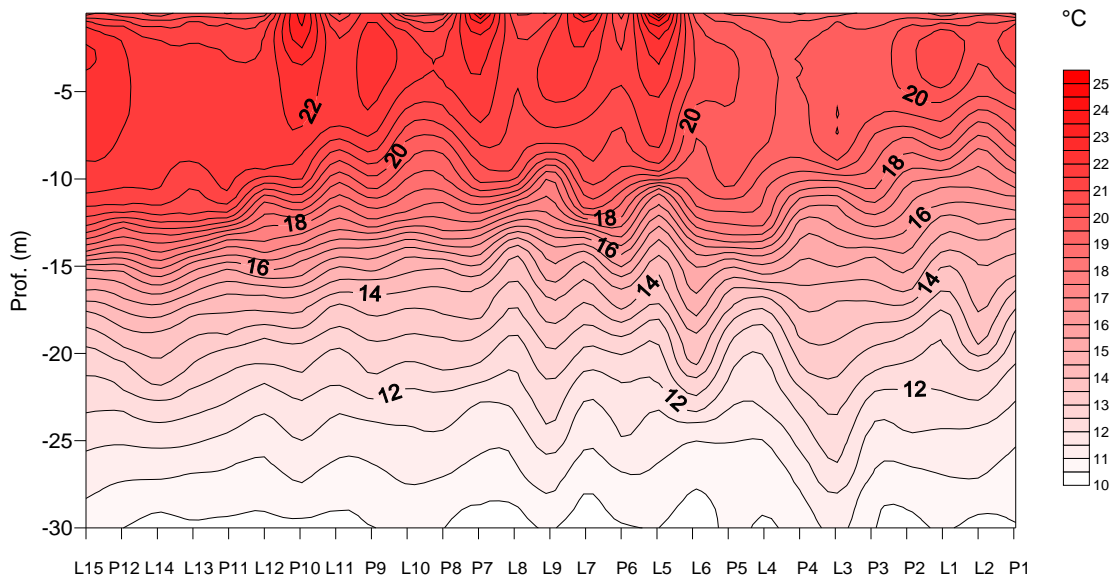
Come negli anni passati, è presente un picco di clorofilla in corrispondenza della Stazione L13, antistante la foce del Torrente Bardello, emissario del Lago di Varese.



Stazioni campionate - Asse S-N

Fig. 4.1.4. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in occasione della campagna 2012 (31 Luglio-1 Agosto). I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.1.3.

La distribuzione verticale mostra chiaramente un addensamento del fitoplancton in corrispondenza del metalimnio, localizzato a circa 15 metri, come si evidenzia anche dalla distribuzione della temperatura (Fig. 4.1.5.). Molto evidente la differenza termica tra il bacino settentrionale e quelli centro-meridionali, che raggiunge i 3°C in superficie, riflettendosi anche nella posizione e struttura del metalimnio.



Stazioni campionate - Asse S-N

Fig. 4.1.5. Distribuzione spaziale della temperatura nello strato superficiale del Lago Maggiore in occasione della campagna 2012. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.1.3.

Le differenze nella struttura fisica della colonna d'acqua influenzano, probabilmente, anche la distribuzione del fitoplancton: a titolo di esempio si possono considerare i due gruppi principali rilevati dal Fluoroprobe, diatomee/crisoficee e criptoficee, queste ultime

da interpretare, verosimilmente, come cianobatteri con ficoeritrina (soprattutto *Planktothrix rubescens*), come spiegato nei rapporti precedenti.

Nel caso delle diatomee (Fig. 4.1.6.), queste risultano leggermente più abbondanti nelle stazioni settentrionali e si ritrovano fino a 30 metri di profondità: nelle stazioni meridionali, invece, la loro presenza è limitata allo strato epilimnetico. E' probabile che il maggiore rimescolamento delle acque superficiali nella parte nord del bacino favorisca la crescita di questi organismi in una colonna d'acqua più ampia, mentre nella zona di lago con acque più calde, la maggiore stabilità termica e l'esistenza di un termoclinio ben strutturato, che ne ostacola la sedimentazione, limita lo strato di crescita ai primi 10 metri circa.

La mappa di distribuzione degli organismi contenenti ficoeritrina (Fig. 4.1.7.) si sovrappone quasi esattamente con quella della clorofilla totale, poiché questa classe ha dato il maggiore contributo al popolamento fitoplanctonico, in occasione della campagna 2012. La distribuzione verticale, che mostra la massima concentrazione intorno a 15 metri di profondità, rispecchia perfettamente il comportamento ecologico di *Planktothrix rubescens*, specie adattata a basse intensità luminose e basse temperature, che trova nella nicchia metalimnetica le condizioni ideali di crescita, favorita anche dall'accumulo di nutrienti algali, che solitamente si verifica in questo strato della colonna d'acqua.

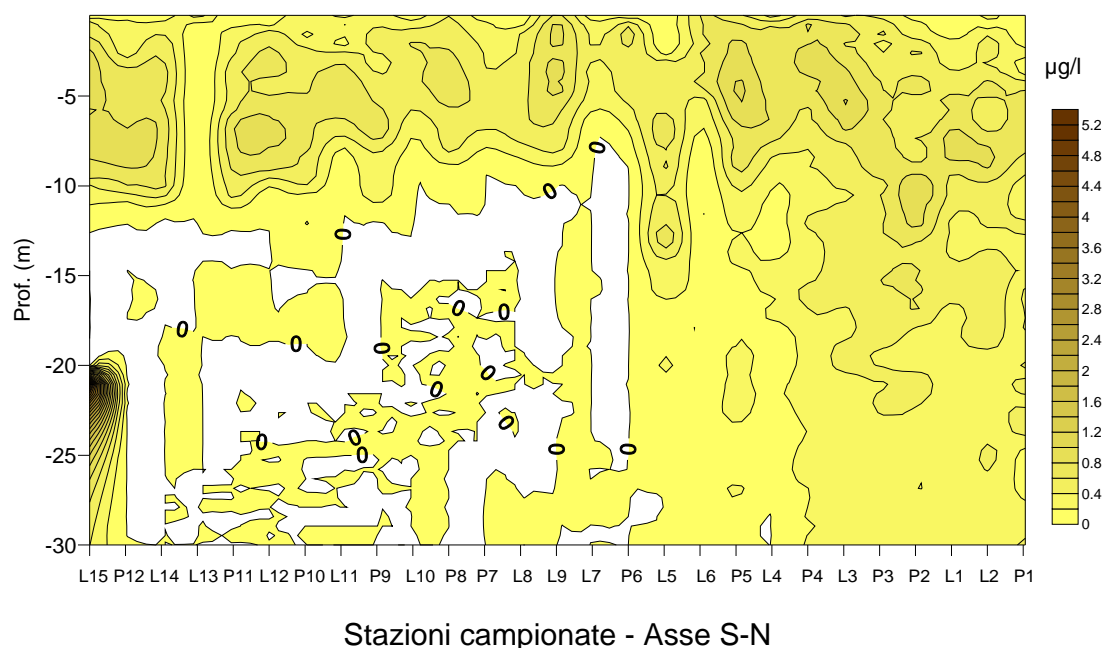
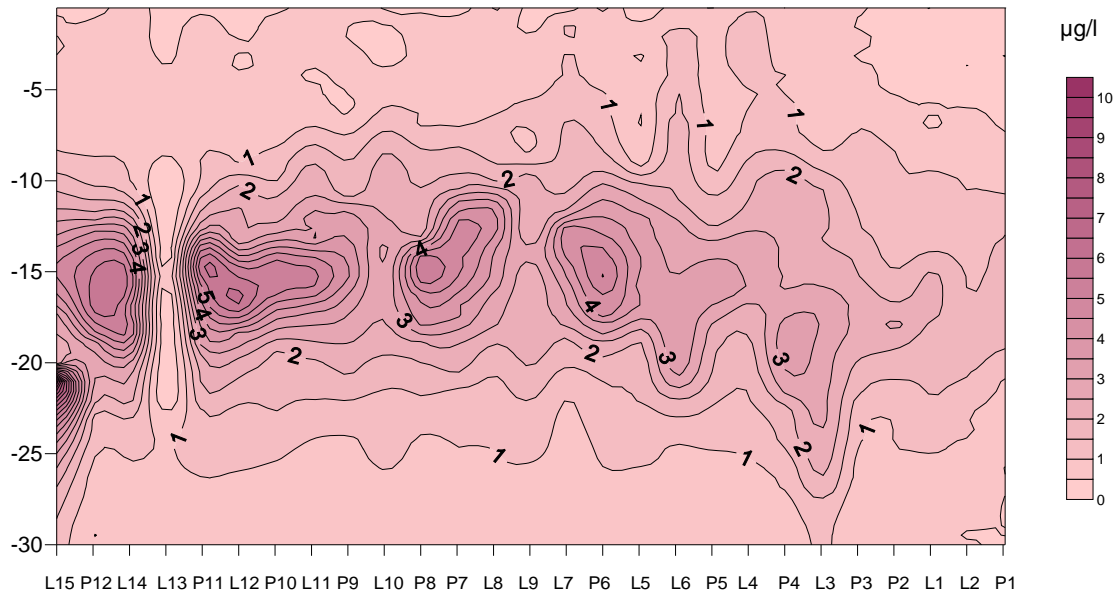


Fig. 4.1.6. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle diatomee/crisoficee nel bacino del Lago Maggiore in occasione della campagna 2012. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.1.3.



Stazioni campionate - Asse S-N

Fig. 4.1.7. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle criptofcece nel bacino del Lago Maggiore in occasione della campagna 2012. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.1.3.

In conclusione, le differenze areali nello sviluppo del fitoplancton, registrate anche negli anni passati, sono da mettere in relazione con l'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, 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 eventi di fioritura algale, come quelli osservati negli anni recenti.

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*, 698: 47-60.
- 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 2012 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 $1\mu\text{m}$, precombusti a 450°C , previa rimozione con rete da $126\mu\text{m}$ 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 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 osservato in passato, tutti i parametri relativi al ciclo del carbonio organico presentano un gradiente verticale di concentrazione decrescente dalla superficie al fondo, 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.

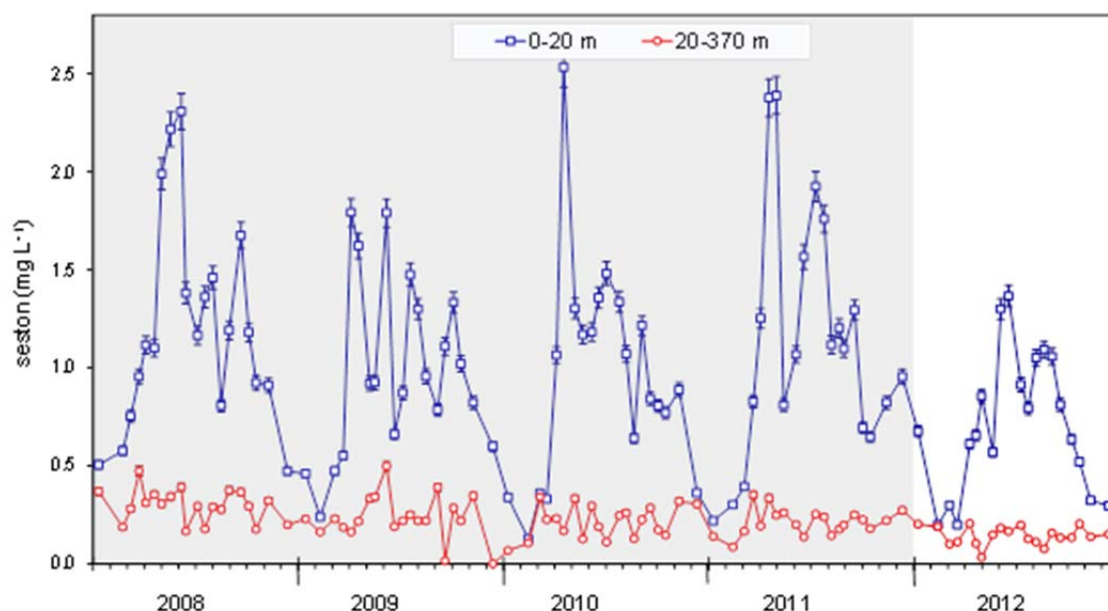


Fig. 4.2.1. Concentrazione di seston nel Lago Maggiore nel corso del 2012, a confronto con la concentrazione del 2008-2011. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

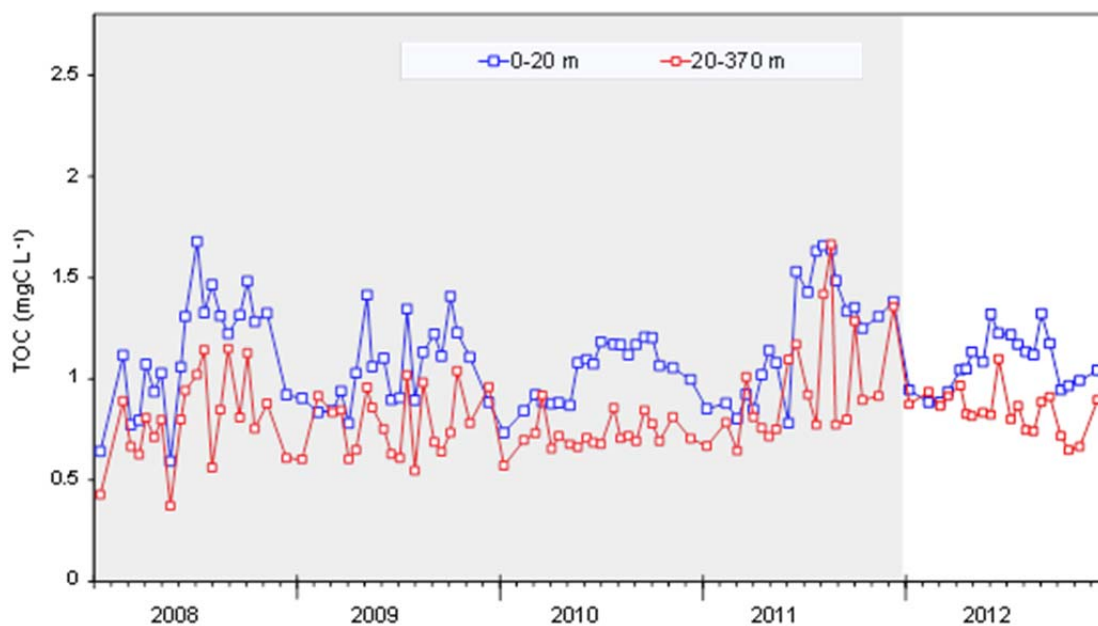


Fig. 4.2.2. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nel Lago Maggiore nel corso del 2012, a confronto con la concentrazione del 2008-2011. Errore analitico: CV= 2 %.

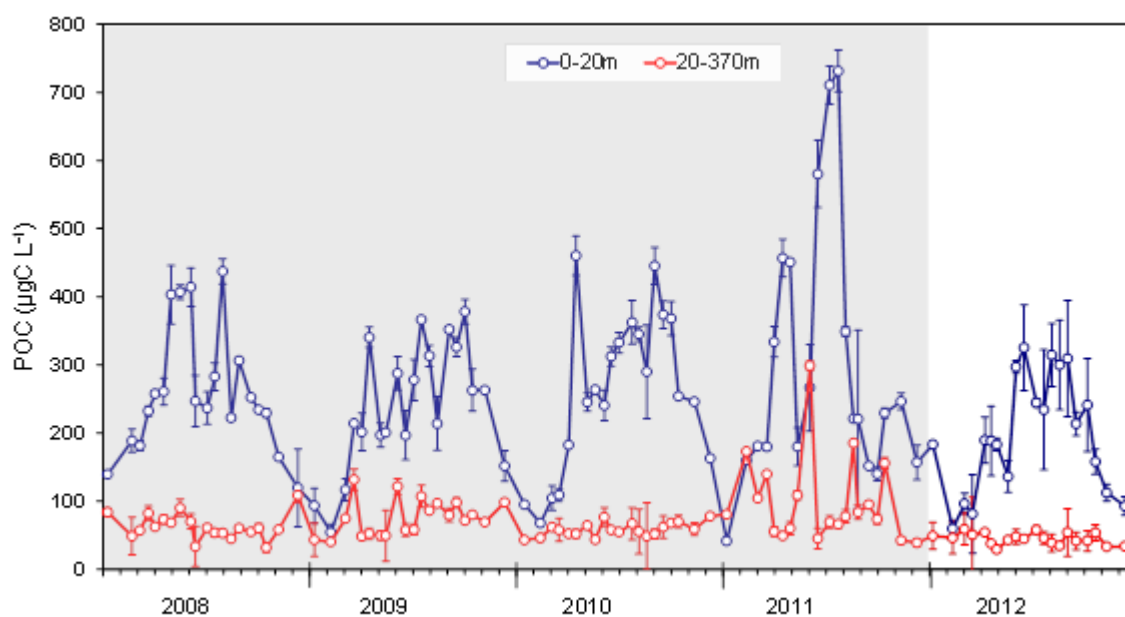


Fig. 4.2.3. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nel Lago Maggiore nel corso del 2012, a confronto con la concentrazione del 2008-2011. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

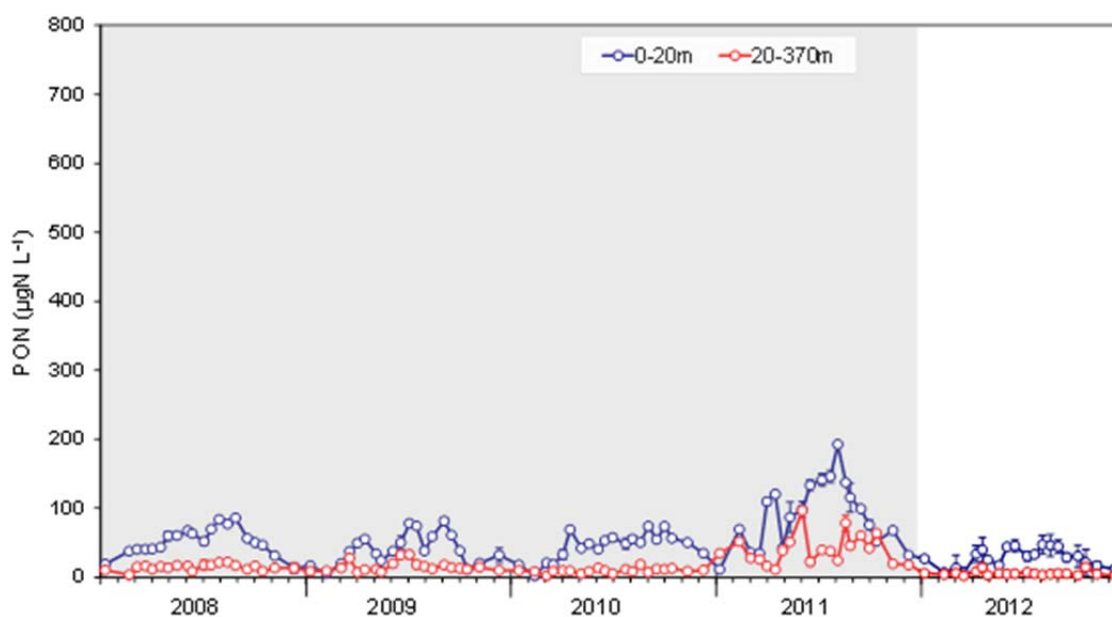


Fig. 4.2.4. Concentrazione di Azoto Organico Particellato (PON) nel Lago Maggiore nel corso del 2012, a confronto con la concentrazione del 2008-2011. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard

Il confronto dei dati del 2012 dei diversi parametri sopra elencati con quelli dei quattro anni precedenti mostra che le concentrazioni di seston, POC e PON sono state inferiori rispetto agli anni precedenti. Il seston nello strato 0-20 m ha presentato i valori più elevati in giugno (attorno a 1.3 mg L^{-1}) per poi diminuire progressivamente con l'avanzare della stagione. Un andamento analogo ha caratterizzato la frazione particellata della sostanza organica nello strato 0-20 m, con concentrazioni di POC e PON prossime ai 300 e ai $40 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ rispettivamente in luglio e con valori in seguito progressivamente decrescenti. L'andamento della concentrazione del TOC ha rispecchiato quella della frazione particellata ma con valori superiori ad 1 mg L^{-1} in luglio ed inizio agosto, che sono poi scesi ad 0.8 mg L^{-1} a fine agosto. Il fenomeno con caratteristiche di tornado che si è verificato il 27 agosto, che è stato accompagnato dalla caduta di 77 mm di pioggia in meno due ore e da un repentino abbassamento della temperatura di 12° C , non sembra aver immediatamente influenzato le concentrazioni dei parametri del carbonio organico nello strato 0-20m. Nel complesso il 2012 ha evidenziato una marcata diminuzione del POC e PON soprattutto rispetto al 2011.

4.2.2. Distribuzione orizzontale

Nel 2012 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.

Benché sia da tempo accertata l'eterogeneità spaziale di organismi, microorganismi e soluti nei mari e negli oceani, nelle 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 dimensioni più modeste rispetto agli oceani 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, particolarmente nelle stagioni di maggior produzione, sono tutt'altro che 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 2012 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 31 luglio e 1 agosto. La distribuzione del seston (Fig. 4.2.5) mostra chiaramente l'effetto dell'apporto alloctono di materiale particellato, presentando concentrazioni più elevate in prossimità dell'immissione a lago dei tributari più importanti, Ticino e Toce. L'assenza nel 2012 di fenomeni meteorici particolarmente rilevanti nel periodo antecedente il campionamento non ha comunque portato a misurare concentrazioni di seston elevate come nel 2011.

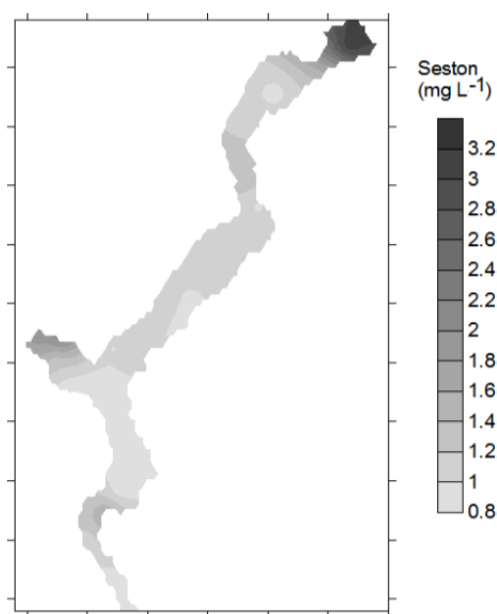


Fig. 4.2.5. Distribuzione spaziale del seston, luglio - agosto 2012.

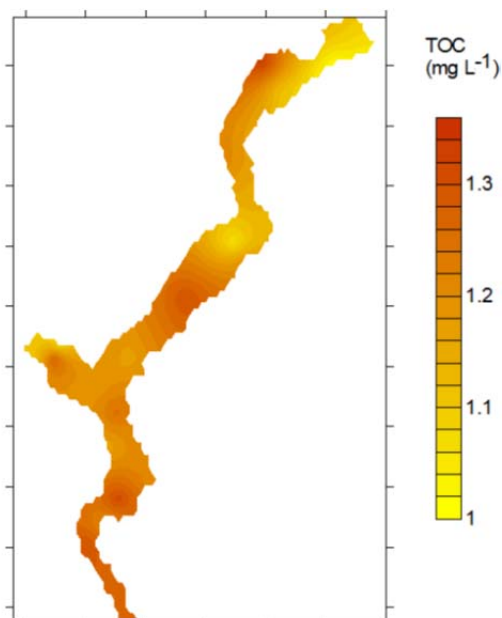


Fig. 4.2.6. Distribuzione spaziale del TOC, luglio - agosto 2012.

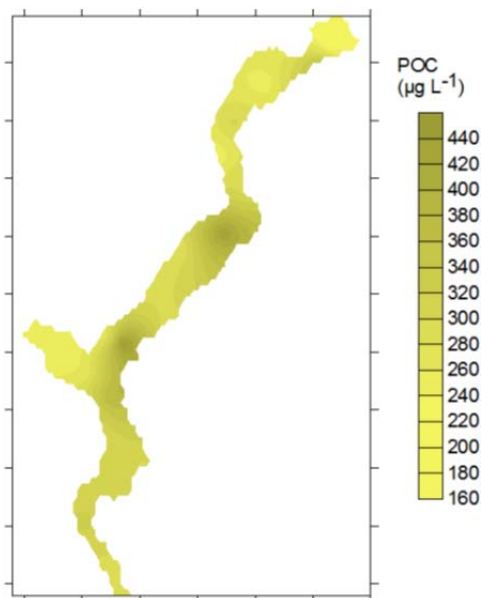


Fig. 4.2.7. Distribuzione spaziale del POC, luglio - agosto 2012.

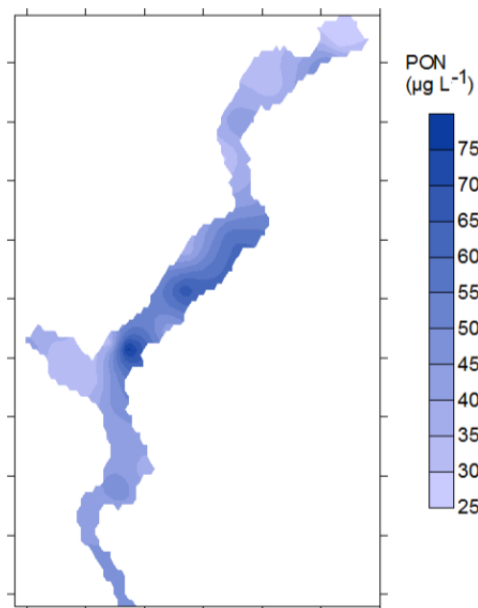


Fig. 4.2.8. Distribuzione spaziale del PON, luglio - agosto 2012.

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 meno evidente. In particolare, la distribuzione del TOC, presentata in Fig. 4.2.6, non ha rispecchiato l'eterogeneità spaziale già illustrata per il seston mostrando una concentrazione elevata (attorno a 1.3 mgC L^{-1}) anche a sud di Ascona, in centro lago (stazione di Ghiffa) e nella porzione meridionale del bacino.

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 e a ridosso della sponda orientale.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2012, una eterogeneità della loro distribuzione meno pronunciata rispetto al 2011 anche in conseguenza del minor afflusso dai tributari.

Bibliografia

- Bertoni, R. and C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. In: R. de Bernardi, R. Pagnotta and A. Puggnetti (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 2012 i popolamenti batterici eterotrofi presenti dello strato 0-20m (Fig. 4.3.1.) hanno presentato una evoluzione stagionale simile a quella del 2009 e 2011 e molto diversa da quella del 2008 e 2010 anni nei quali si è presentato un picco in luglio di oltre $6 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$. Nel 2012 il picco massimo di abbondanze batteriche è stato in aprile con $4.44 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$. Inoltre nel 2012 dal 24 luglio al 22 agosto il numero di batteri è diminuito di quasi quattro volte arrivando ad un minimo di $1.14 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$.

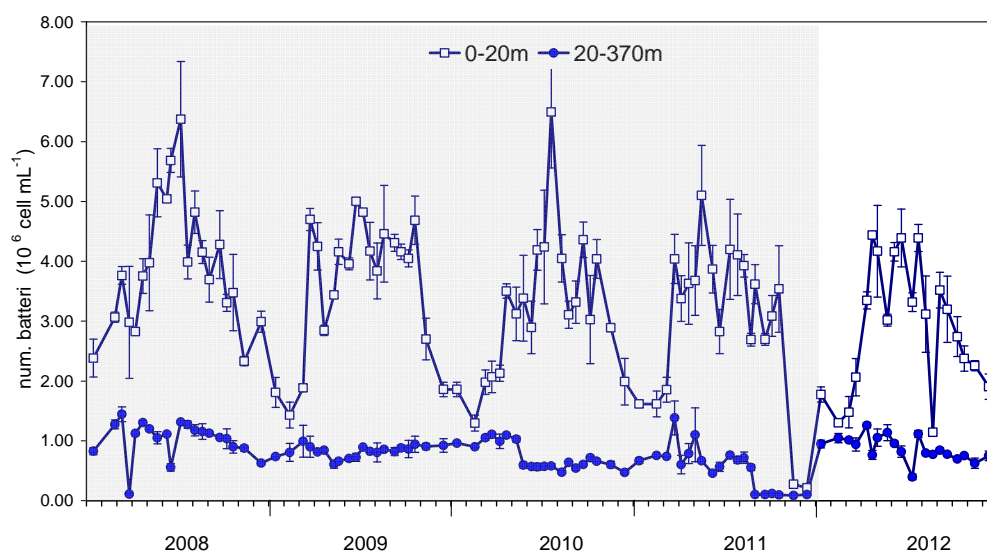


Fig. 4.3.1. Variazione del numero totale di batteri nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore nel 2012 a confronto con l'abbondanza rilevata nel 2008-2011 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Questa diminuzione nella stagione estiva fa ipotizzare un consumo dei batteri da parte dei loro più comuni predatori quali ciliati e flagellati eterotrofi presenti della zona eufotica. Tale drastica diminuzione era stata osservata anche nell'anno 2011 ma in autunno (da metà ottobre a metà novembre) e negli anni precedenti si è sempre notata una graduale diminuzione del numero di batteri da ottobre a dicembre.

Tab. 4.3.1. Numero di batteri medio, minimo e massimo nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore negli ultimi 5 anni (2008-2012).

	$10^6 \text{ cell ml}^{-1}$			$10^6 \text{ cell ml}^{-1}$		
	media	min	max	media	min	max
2008	3.9	2.3	6.4	1.0	0.1	1.4
2009	3.6	1.4	5.0	0.8	0.6	1.0
2010	3.2	1.3	6.5	0.7	0.5	1.1
2011	3.0	0.2	5.1	0.6	0.1	1.4
2012	2.9	1.1	4.4	0.9	0.4	1.3

Considerando gli ultimi 5 anni si nota una diminuzione graduale del numero medio dei batteri nella zona eufotica, corrispondente allo strato 0-20m, dove si passa da 3.9×10^6 cell ml⁻¹ nel 2008 a 2.9×10^6 cell ml⁻¹ nel 2012 (Tab. 4.3.1.). E' interessante notare che anche il numero massimo di batteri è in diminuzione ma non in modo così graduale. Nello strato 20-370m il numero medio di batteri nel 2012 è di 0.9×10^6 cell ml⁻¹ mentre il massimo è di 1.3×10^6 cell ml⁻¹.

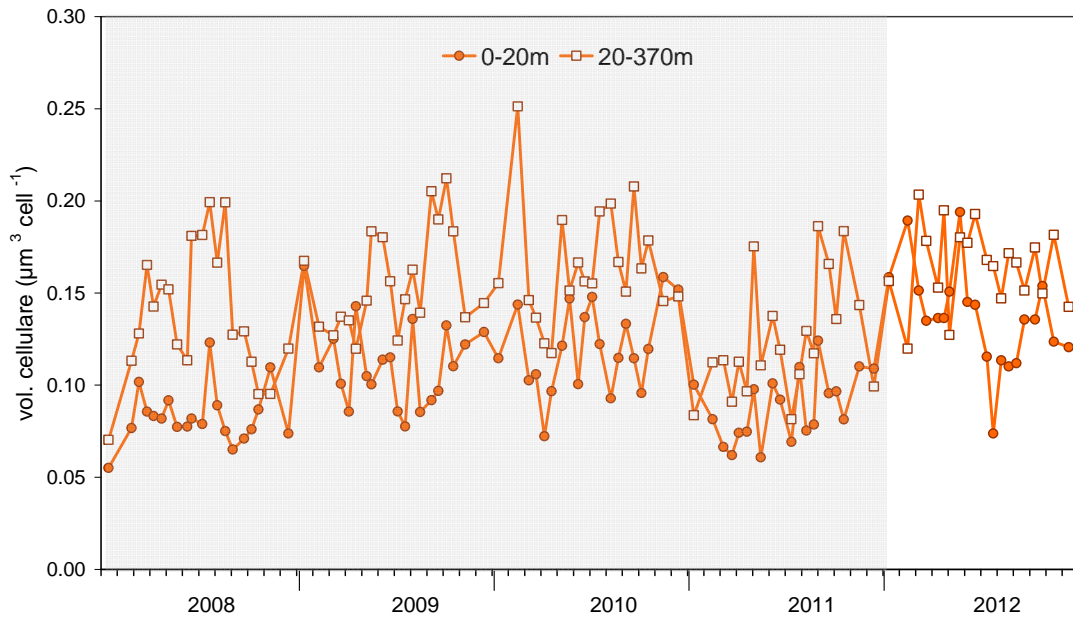


Fig. 4.3.2. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nelle zone 0-20 m e 20-370 m del Lago Maggiore nel 2012 a confronto con il biovolume medio rilevato dal 2008 al 2011.

Anche nel 2012 si sono valutati i volumi medi cellulari batterici considerando insieme i due morfotipi cocchi e bacilli. In figura 4.3.2. sono presentati i dati di biovolume cellulare batterico dell'anno in corso insieme a quelli del 2008-2011 per facilitarne il confronto. Dall'esame della figura emerge che anche il 2012 è stato caratterizzato da volumi cellulari diversi nella zona eufotica (0-20m) ed afotica (20-370m) confermando una situazione già descritta negli altri anni, sia pur con una certa variabilità interannuale. In particolare i batteri della zona 0-20m sono risultati significativamente più piccoli di quelli della zona 20-370m.

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.

Anche se in gennaio e febbraio del 2012 il biovolume dei batteri subisce un incremento nella zona 0-20m tuttavia da maggio a luglio si assiste ad una progressiva diminuzione del biovolume cellulare batterico che nella zona eufotica si riduce del 62%.

Se si considerano i valori medi annui dei volumi batterici si nota un graduale aumento dal 2008 al 2012, sia nella zona eufotica che in quella afotica; si passa da 0.08 a 0.14 μm^3 per cellula nello strato 0-20m e da 0.14 a 0.17 μm^3 per cellula nello strato 20-370m (Tab. 4.3.2.).

Il carbonio batterico (frazione dimensionale $<1\mu\text{m}$), valutato dal biovolume e dalla abbondanza batterici utilizzando il fattore di conversione di Norland (1993), arriva ad essere una percentuale alta del carbonio organico particellato (POC) $>1\mu\text{m}$ e $<126\mu\text{m}$ misurata analiticamente e presente nelle acque del Lago Maggiore. In particolare il carbonio batterico è risultato essere 82% e 28% del POC nella zona 0-20m e 20-370m rispettivamente. Sembrerebbe quindi che la frazione microbica $<1\mu\text{m}$, principalmente eterotrofa, abbia assunto nel 2012 una notevole rilevanza rispetto alla frazione principalmente autotrofa fitoplanctonica compresa nell'intervallo 1-126 μm , nella zona eufotica.

Tab. 4.3.2. Volume cellulare batterico medio, minimo e massimo nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore negli ultimi 5 anni (2008-2012).

$\mu\text{m}^3 \text{ cell}^{-1}$	0-20m			20-370m		
	media	min	max	media	min	max
2008	0.08	0.06	0.12	0.14	0.07	0.20
2009	0.11	0.08	0.16	0.16	0.12	0.21
2010	0.12	0.07	0.16	0.17	0.12	0.25
2011	0.09	0.06	0.12	0.13	0.08	0.19
2012	0.14	0.07	0.19	0.17	0.12	0.20

4.3.2. Distribuzione orizzontale

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton (Fig. 4.3.3.), la sua abbondanza ha mostrato nel 2012 un gradiente crescente da nord a sud che, nel 2011, era stato mascherato dagli apporti alloctoni dovuti alle abbondanti precipitazioni immediatamente prima del campionamento. 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 una frazione importante di tutta la sostanza organica particellata (POC) presente nelle acque epilimniche del Lago Maggiore, arrivando a costituirne il 43% circa in alcune stazioni.

Dall'esame delle figure. 4.3.3. e 4.3.4. sembrerebbe emergere una differenza di abbondanza batterica e di C batterico tra stazioni pelagiche e stazioni litorali.

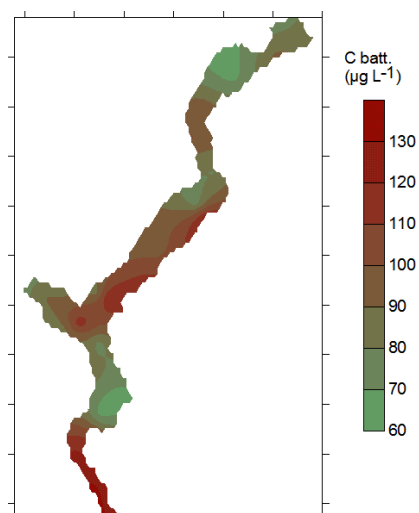
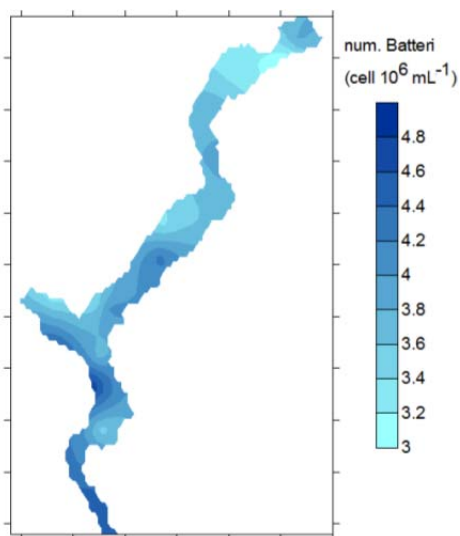


Fig. 4.3.3. Distribuzione spaziale del numero di batteri eterotrofi (10^6 cellule mL^{-1}).

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

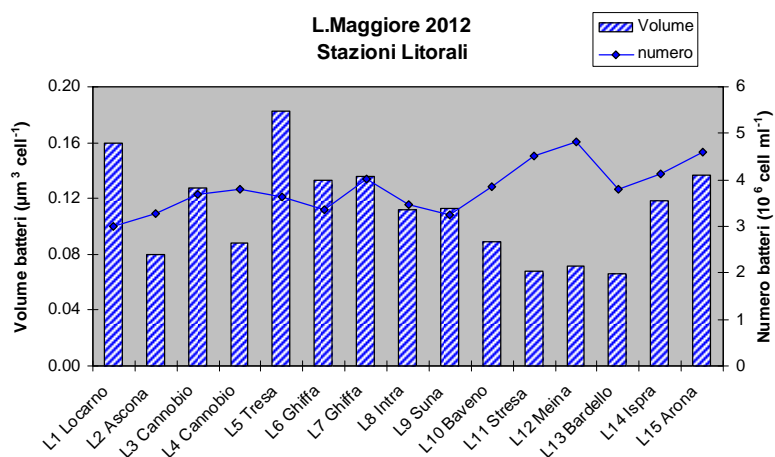
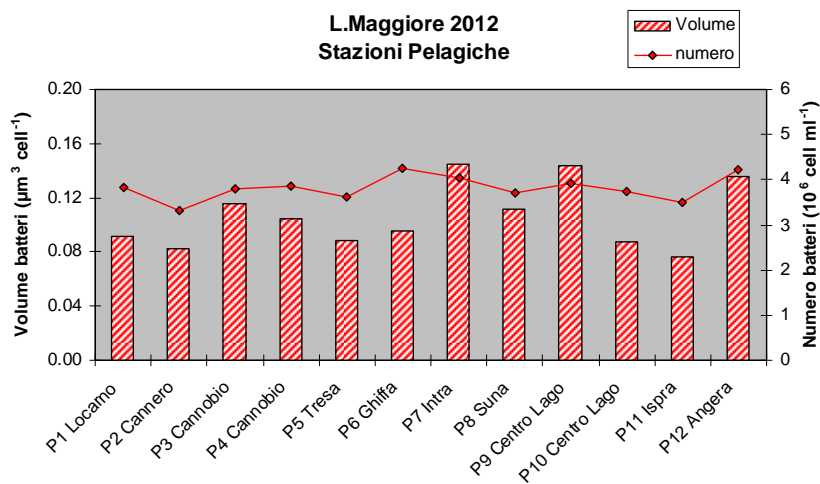


Fig. 4.3.5. Valori medi delle stazioni pelagiche (sopra) e litorali (sotto) del numeri di batteri e del biovolume medio cellulare.

Tuttavia, se si considerano i valori medi delle stazioni pelagiche e litorali non esiste una differenza significativa sia nei numeri di batteri, sia nei biovolumi medi cellulari che nel carbonio totale batterico (Fig. 4.3.5). Esistono però delle differenze tra le diverse stazioni di campionamento ed in particolare, mentre le stazioni pelagiche sono piuttosto simili tra loro sia come numero che come volume cellulare, quelle litorali presentano una variabilità tra le stazioni decisamente più spiccata (Fig. 4.3.6.).

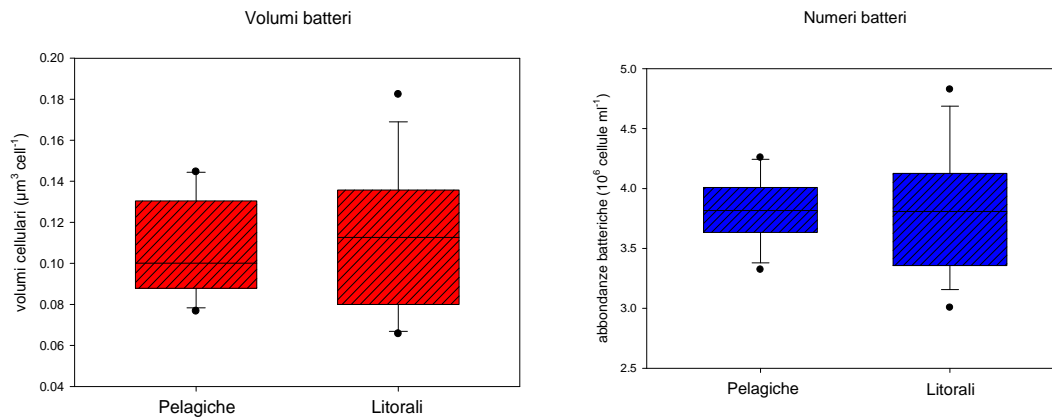


Fig. 4.3.6. Confronto tra volumi cellulari (sinistra) e abbondanze batteriche (destra) nelle stazioni pelagiche e litorali.

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 prelievi per le analisi chimiche nel 2012 sono stati eseguiti in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) con cadenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. Le profondità considerate sono state: 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. Il 13 Marzo e il 25 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 2012 sono riportati in tabella 5.1.1., 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. 5.1.1. Bilancio ionico (meq l⁻¹), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; μS cm⁻¹) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa negli anni dal 2008 al 2012.

	GHIFFA					LESA				
	10.03.08	16.03.09	16.03.10	14.03.11	12.03.12	11.03.08	17.03.09	15.03.10	14.03.11	13.03.12
HCO ₃ ⁻	0,83	0,82	0,84	0,84	0,85	0,83	0,82	0,83	0,85	0,84
SO ₄ ⁼	0,61	0,61	0,62	0,62	0,62	0,64	0,61	0,61	0,60	0,62
Cl ⁻	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09
NO ₃ ⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Σ anioni	1,57	1,57	1,60	1,60	1,61	1,61	1,57	1,58	1,60	1,61
Ca ⁺⁺	1,15	1,14	1,12	1,10	1,13	1,15	1,13	1,13	1,09	1,12
Mg ⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,31
Na ⁺	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
K ⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ cationi	1,63	1,62	1,60	1,57	1,61	1,64	1,61	1,61	1,57	1,60
Σ ioni	3,20	3,19	3,20	3,18	3,22	3,25	3,19	3,19	3,17	3,21
pH	7,38	7,41	7,40	7,41	7,37	7,54	7,56	7,52	7,71	7,55
Cond.	153	152	152	151	153	150	154	151	152	152

La composizione chimica di base delle acque è simile nelle due stazioni ed è pressoché stabile nel tempo, come evidenziato dalla scarsa variabilità interannuale dei dati. Anche il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale è costante nel tempo: anche nel 2012 calcio e bicarbonati sono risultati rispettivamente il catione e l'anione prevalente, rappresentando insieme poco più del 60% del totale, seguiti da solfati, magnesio e sodio (rispettivamente 19, 10 e 4%).

Dalla tabella 5.1.1. si può osservare anche come le due stazioni di Ghiffa e Lesa presentino quindi un chimismo molto simile: sia le concentrazioni degli ioni principali che la conducibilità sono infatti sostanzialmente identiche; solo il pH è stato leggermente più elevato nella stazione di Lesa, come già negli anni precedenti, probabilmente a causa di una produzione algale più accentuata nella zona meridionale del lago.

La somiglianza tra le caratteristiche delle acque nelle due stazioni è confermato anche dai del campionamento di settembre, in condizioni di stratificazione (Fig. 5.1.1.). I profili delle variabili chimiche principali nello strato da 0 a 100 m di profondità non evidenziano infatti differenze significative. Solo le concentrazioni di fosforo totale al di sotto dei 40 m si presentano leggermente più elevate nella stazione di Lesa rispetto a quella di centro lago (rispettivamente 5 e 7 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a 50 m e 10 e 14 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a 100 m). Questa differenza porta quindi ad ipotizzare una trofia leggermente più elevata delle acque nella zona meridionale del lago. Il tema della variabilità spaziale nel chimismo delle acque è trattato più approfonditamente 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 5.1.2. mostra i valori medi di pH e ossigeno misurati nello strato epilimnico (0-25 m) della stazione di Ghiffa nel periodo 2003-2012. Le oscillazioni stagionali di questi due parametri dipendono dai processi biologici che avvengono nelle acque superficiali (fotosintesi e respirazione) ma anche dalle dinamiche di mescolamento delle acque. I massimi sia di pH che di ossigeno vengono rilevati in genere nei mesi estivi, quando predominano i processi di produzione da parte del fitoplancton, mentre i minimi nei mesi invernali.

I dati dell'ultimo periodo evidenziano una lieve tendenza all'aumento dei valori di ossigeno in epilimnio, in particolare per quanto riguarda i minimi invernali, passati da 75-78% come percentuale di saturazione negli inverni 2004-2005 a valori tra 85 e 90% negli ultimi anni. I valori invernali di pH negli strati superficiali sono risultati più elevati negli anni tra il 2007 e il 2009 (7,5-7,7) rispetto al periodo 2003-2006 (7,3-7,4). L'ultimo periodo, dal 2010 in poi, è stato caratterizzato da una notevole variabilità e da un innalzamento dei massimi estivi (8,4-8,5 unità di pH) rispetto ai valori del 2008-2009 (8,1). Si tratta comunque di oscillazioni che rientrano nella normale variabilità interannuale dei parametri chimico-fisici e dipendono in parte anche da fattori meteorologici, che a loro volta governano i processi biologici. Il 2008 e 2009 ad esempio sono stati caratterizzati da basse temperature nel periodo primaverile ed estivo (es. 2008 e 2009), e quindi da un ridotto sviluppo del fitoplancton, con valori inferiori di pH ed ossigeno negli strati superficiali rispetto ad anni con temperature più elevate (es. 2003, 2007, 2011).

La tendenza recente ad un aumento dei valori di pH ed ossigeno nelle acque epilimniche, in particolare dei minimi invernali, potrebbe dipendere dal limitato rimescolamento delle acque, condizione che permane ormai da diversi anni. Questo fattore, e la sua relazione con le dinamiche dell'ossigeno nelle acque profonde, è discusso nel paragrafo 5.1.3. La tendenza osservata potrà comunque essere confermata solo attraverso il regolare aggiornamento delle serie storiche di dati e l'analisi congiunta di altre informazioni, per esempio quelle relative alle dinamiche del fitoplancton.

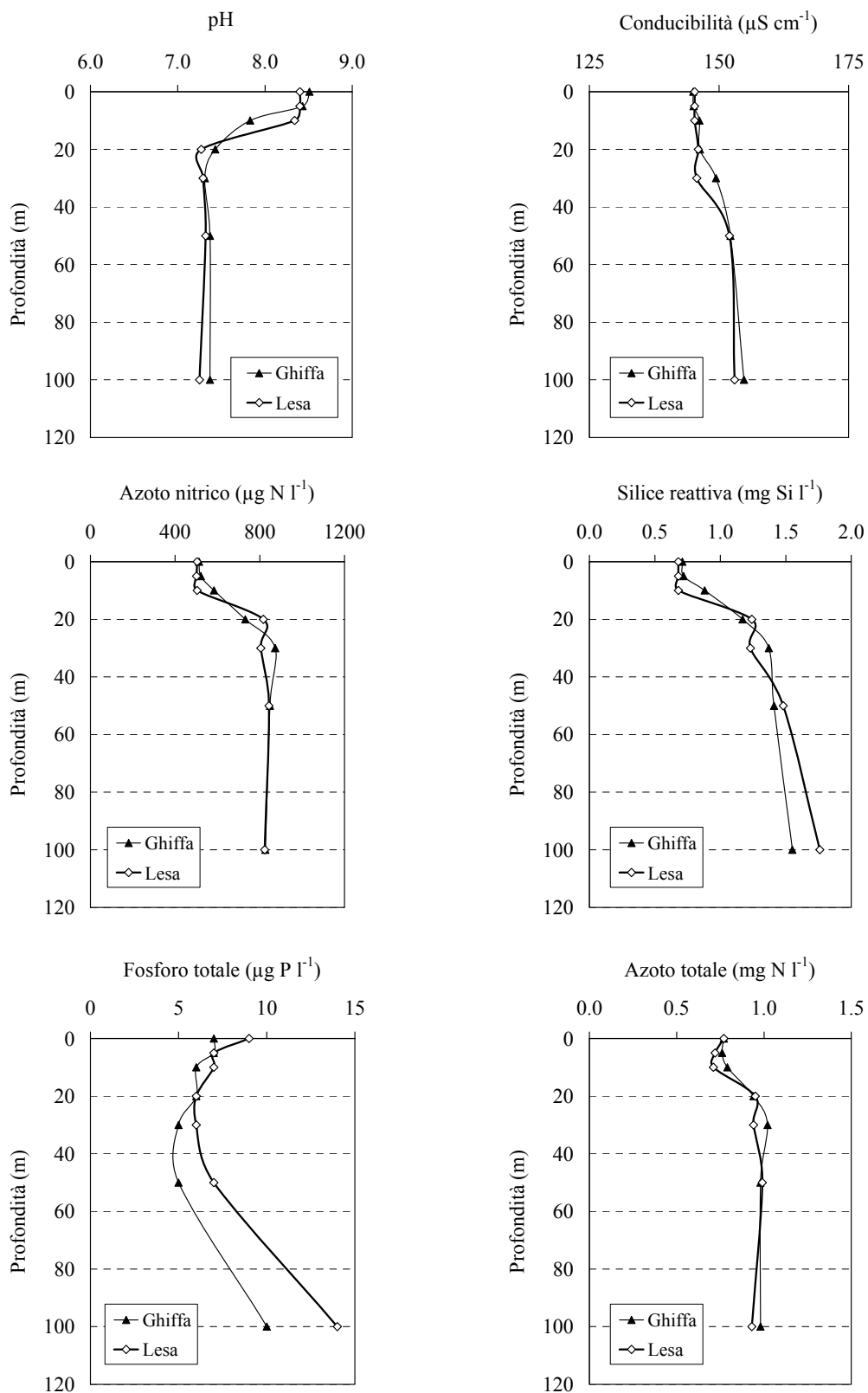


Fig. 5.1.1. Profili di alcune variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m nelle stazioni di Ghiffa e Lesa rilevati nei campionamenti del 24 (Ghiffa) e 25 (Lesà) settembre 2012.

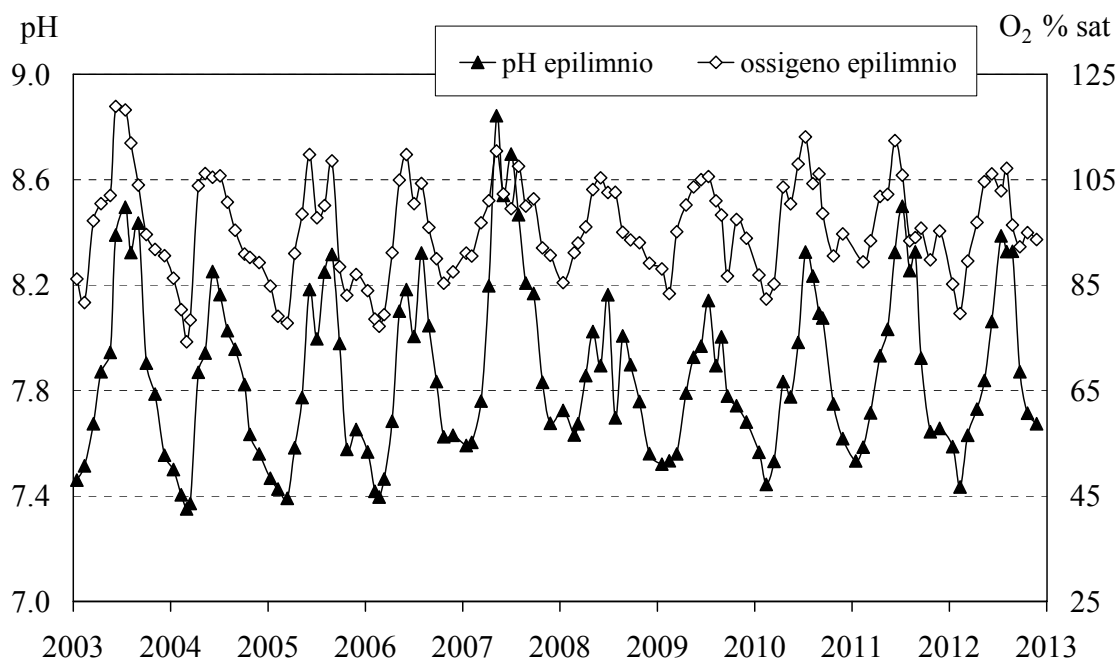


Fig. 5.1.2. Lago Maggiore nel periodo 2003-2012: pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 5.1.3. e 5.1.4. 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 2003-2012. I valori di alcalinità presentano dei massimi primaverili seguiti da minimi estivi, andamento che dipende dal fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio; poiché gli ioni interessati, ovvero calcio e bicarbonati, sono quelli che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale, si osserva una diminuzione estiva dei valori di conducibilità (Fig. 5.1.3. e 5.1.4.). Questo andamento si ripete regolarmente, con l'eccezione di alcuni anni (es. 2003 e 2007), probabilmente a causa di condizioni meteo-climatiche particolari, come descritto nei precedenti rapporti.

Nel 2012 i massimi superficiali di alcalinità e conducibilità si sono rilevati tra aprile e maggio ($0,84 \text{ meq l}^{-1}$ e $153 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, rispettivamente) e i minimi tra agosto e ottobre. Dopo la diminuzione estiva, in settembre c'è stato un leggero innalzamento, sia di alcalinità che di conducibilità (da $0,76$ a $0,78 \text{ meq l}^{-1}$ e da 140 a $146 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$), seguito da un nuovo calo in ottobre. Una risospensione del carbonato di calcio, dovuta ad esempio a variazioni di temperatura, può determinare questo tipo di oscillazioni. I valori medi sulla colonna d'acqua sono ovviamente più regolari nel tempo, pur presentando, nel decennio in esame, una tendenza all'aumento, più evidente nel caso della conducibilità, passata da circa $145 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ nel 2003-2005 a valori stabilmente superiori a $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (Fig. 5.1.4.). Come già ipotizzato nelle relazioni precedenti, questo aumento dipende da una maggior concentrazione di soluti nelle acque, tra cui calcio, bicarbonati, sodio e cloruri, a sua volta dipendente da vari fattori. L'arricchimento in soluti delle acque lacustri osservato è discusso in dettaglio nel capitolo sull'evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie.

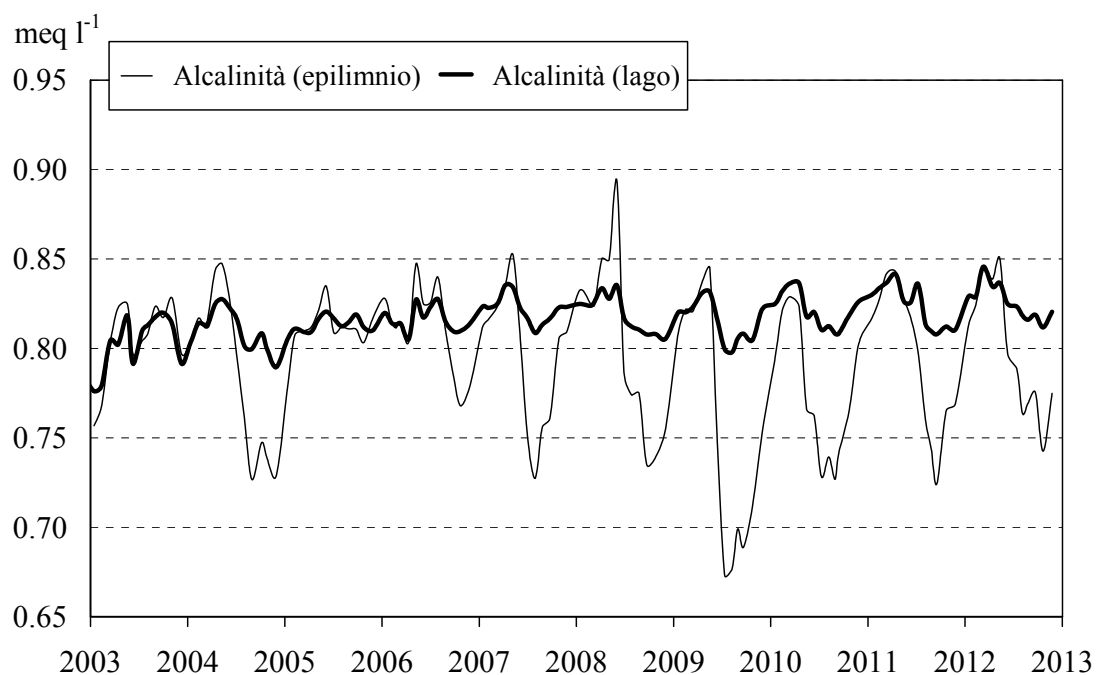


Fig. 5.1.3. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2003–2012 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

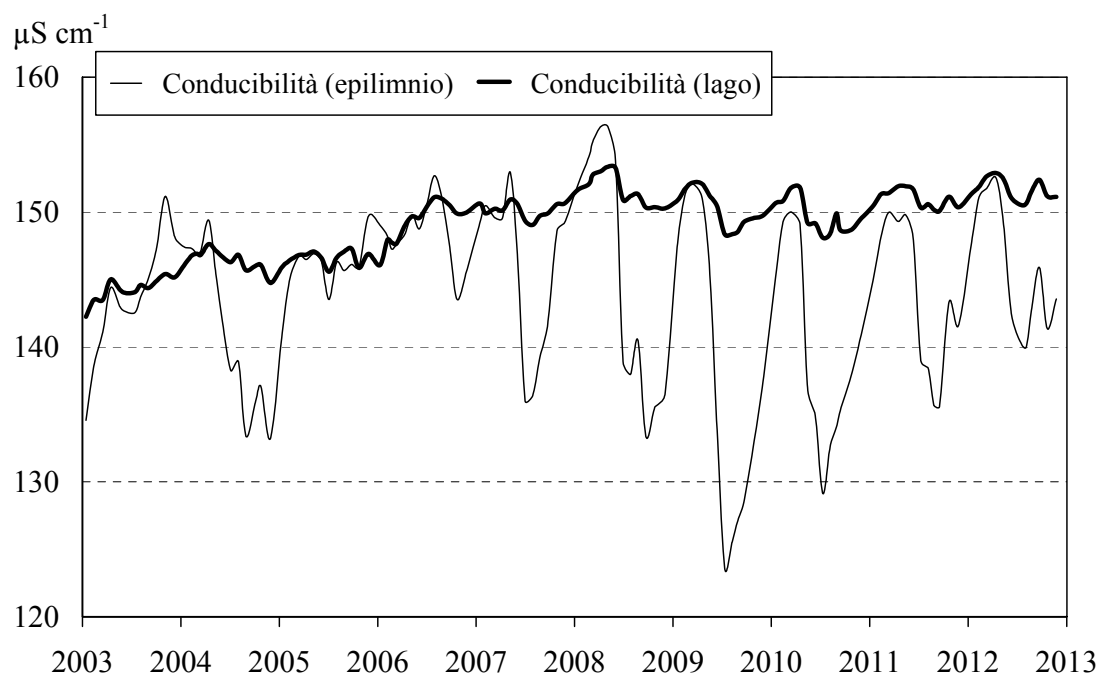


Fig. 5.1.4. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2003–2012 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

5.1.2. Composti dell'azoto e del fosforo e silicati

La figura 5.1.5. riporta i valori medi ponderati sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale nel periodo 2003-2012. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in

epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 5.1.6., dalla quale appare evidente una diminuzione dei valori di nitrati nel 2012 rispetto al periodo precedente. Già nel 2011 le concentrazioni erano risultate inferiori alla media del decennio; nel 2012 il calo è stato ancora più evidente, in quanto i nitrati sono sempre stati al di sotto degli $0,84 \text{ mg N l}^{-1}$ (valore massimo di gennaio), con minimi estivi di $0,80 \text{ mg N l}^{-1}$. A questa diminuzione non corrisponde un calo dell'azoto totale, come evidenziato in Fig. 5.1.5., a causa del fatto che la componente organica è risultata leggermente più elevata nel 2012 (tra $0,08$ e $0,16 \text{ mg N l}^{-1}$) rispetto ai valori medi del decennio (circa $0,10 \text{ mg N l}^{-1}$). Questo trova conferma nei dati rilevati in epilimnio (Fig. 5.1.6.), dove nel 2012 l'azoto organico è stato attorno a $0,20 \text{ mg N l}^{-1}$ da maggio in poi ($0,12$ - $0,15$ da gennaio ad aprile), mentre negli anni precedenti i valori invernali e primaverili erano generalmente inferiori a $0,10 \text{ mg N l}^{-1}$. Anche la diminuzione di azoto nitrico trova conferma nei dati relativi alle acque superficiali: in particolare le concentrazioni massime, registrate a fine inverno e in primavera, nel 2012 sono state attorno a $0,80 \text{ mg N l}^{-1}$, mentre in anni precedenti si raggiungevano valori di $0,87$ - $0,89 \text{ mg N l}^{-1}$. I valori minimi estivi ($0,62 \text{ mg N l}^{-1}$ ad agosto-settembre) sono risultati simili a quelli del 2011, ma inferiori a quelli della maggior parte degli anni precedenti. L'azoto totale in epilimnio nel 2012 è stato invece in linea con i valori degli altri anni, e compreso tra gli $0,77 \text{ mg N l}^{-1}$ di agosto e gli $0,96 \text{ mg N l}^{-1}$ di maggio-giugno (Fig. 5.1.6.).

La diminuzione dei valori di nitrati nel periodo estivo in epilimnio, che si ripete regolarmente ogni anno, è da attribuire al consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche. Il 2012 è stato caratterizzato da temperature estive piuttosto elevate (ad esempio la temperatura massima rilevata a Pallanza in agosto, $37,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$, è stata la più alta dell'ultimo decennio), e questo potrebbe giustificare un maggior sviluppo algale ed un maggior consumo di azoto nitrico, spiegando così il calo più accentuato del 2012. La tendenza ad una diminuzione dei nitrati iniziata nel 2011, sia nelle acque epilimniche che sull'intera colonna d'acqua, potrebbe però anche evidenziare la risposta delle acque lacustri alla diminuzione complessiva degli apporti di azoto dalle deposizioni atmosferiche (Rogora et al., 2012). Negli ultimi anni infatti, dal 2005 in poi, i dati disponibili per una serie di stazioni di misura nel bacino imbrifero del Lago Maggiore, hanno evidenziato un calo delle deposizioni di azoto, soprattutto nella forma ridotta, attribuibile in parte ai volumi ridotti di precipitazioni di alcuni degli anni più recenti, ma soprattutto ad una riduzione delle concentrazioni di azoto. Alcuni siti, sia laghi alpini che torrenti subalpini, situati nell'areale del Lago maggiore e monitorati dalla fine degli anni '70 hanno mostrato una risposta a tale variazione, sotto forma di una diminuzione delle concentrazioni di nitrati nel periodo più recente. Tra questi siti vi sono il Lago di Mergozzo e numerosi torrenti tributari del Lago Maggiore (Rogora et al., 2012). Per quest'ultimo è stato calcolato che circa il 60-70% degli apporti totali di azoto alle acque provengono dalle deposizioni atmosferiche (Rogora et al., 2006). Di conseguenza, dopo una fase di aumento dei nitrati nelle acque tributarie e in quelle lacustri a causa degli elevati apporti atmosferici di azoto, il lago potrebbe ora andare incontro ad una fase di recupero con una diminuzione graduale della forma prevalente di azoto, ovvero i nitrati.

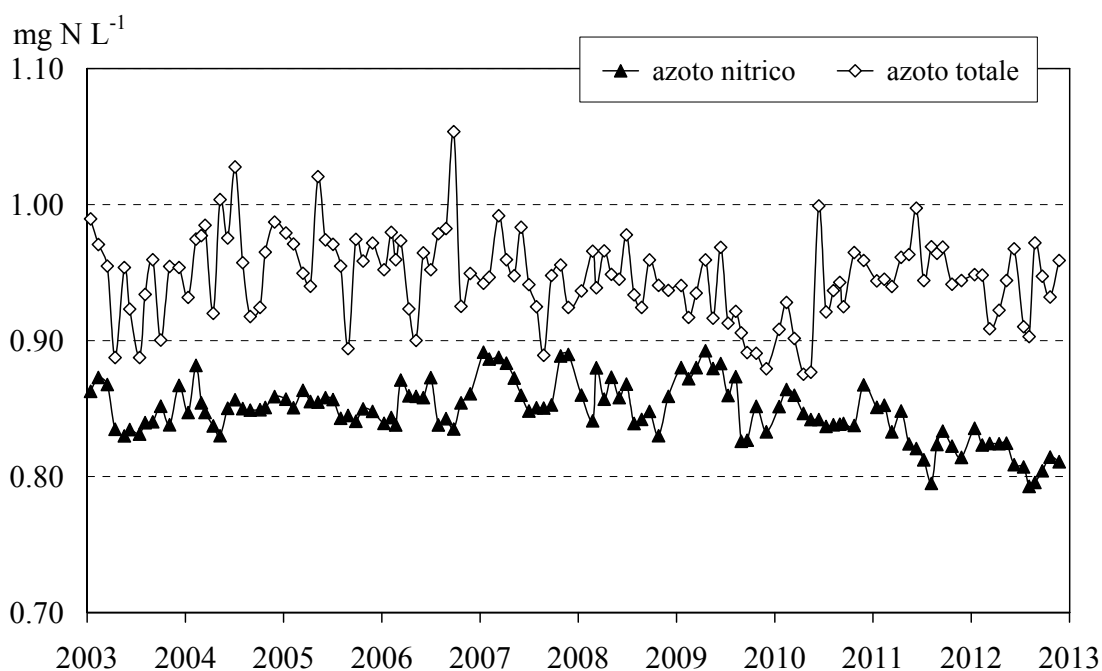


Fig. 5.1.5. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2003-2012 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

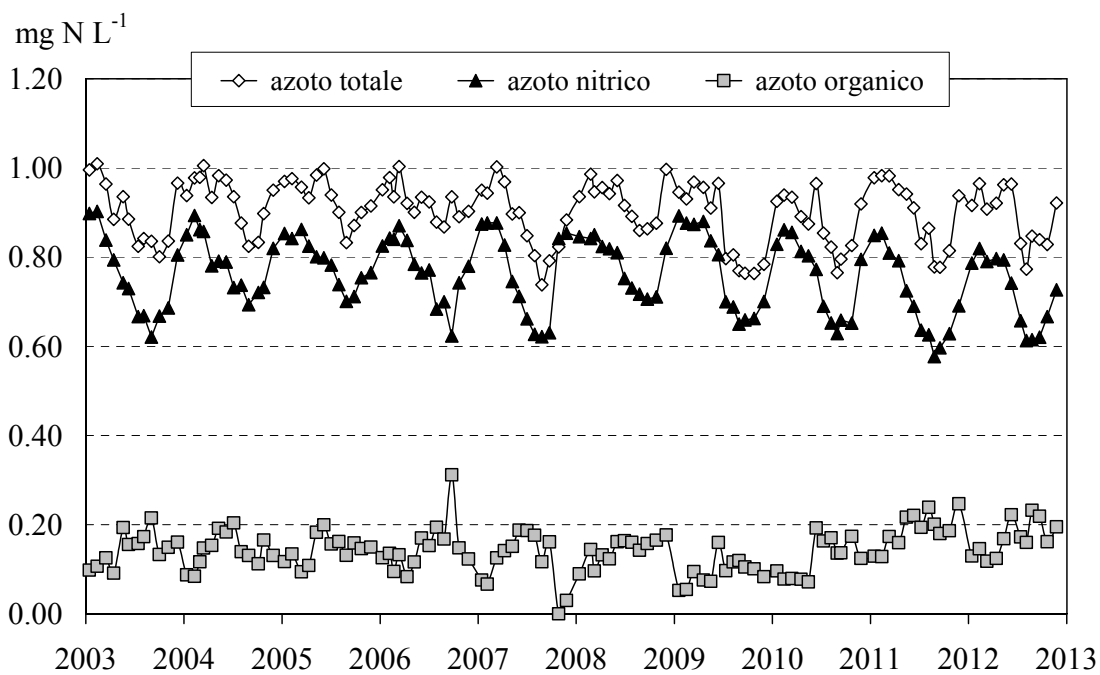


Fig. 5.1.6. Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2003-2012.

Le concentrazioni di azoto nitroso nelle acque epilimniche nel 2012 sono state comprese tra $1 \mu\text{g N l}^{-1}$ a marzo e $6 \mu\text{g N l}^{-1}$ a ottobre, e pressoché assenti se si considera la media sull'intera colonna d'acqua. Le concentrazioni epilimniche di azoto ammoniacale sono risultate comprese tra 3 e $17 \mu\text{g N l}^{-1}$, con quest'ultimo valore rilevato a settembre. Considerando l'intera colonna d'acqua, i valori medi sono stati compresi tra 2 e $5 \mu\text{g N l}^{-1}$. Le concentrazioni di azoto nitroso misurate a Lesa sono state anch'esse molto basse, comprese tra 0 e $6 \mu\text{g N l}^{-1}$ in settembre e tra 1 e $2 \mu\text{g N l}^{-1}$ in marzo. L'azoto ammoniacale ha fatto registrare valori leggermente più elevati a Lesa, tra 18 e $26 \mu\text{g N l}^{-1}$ negli strati superficiali in settembre.

La figura 5.1.7. riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel decennio 2003-2012. Nel 2012 i valori hanno presentato dei massimi in marzo e giugno, in entrambi i casi pari a $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ per il fosforo reattivo e $13 \mu\text{g P l}^{-1}$ per il totale. Il valore minimo di quest'ultimo è stato misurato in luglio ($10 \mu\text{g P l}^{-1}$), mentre il fosforo reattivo è sceso a $8 \mu\text{g P l}^{-1}$ tra luglio e ottobre. Sia i valori massimi che minimi sono risultati, per entrambe le forme di fosforo, leggermente più elevati nel 2012 rispetto al 2011 e agli anni immediatamente precedenti. I massimi primaverili in particolare sono stati i più alti rilevati in tutto il decennio (Fig. 5.1.7.). Si tratta di una variazione molto contenuta, non necessariamente indicativa di un peggioramento della qualità delle acque lacustri. Le concentrazioni medie annue, infatti, che concorrono a definire il livello trofico del lago, anche nel 2012 sono state pari a 9 e $12 \mu\text{g P l}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua, 3 e $7 \mu\text{g P l}^{-1}$ nelle acque epilimniche e 10 e $12 \mu\text{g P l}^{-1}$ in ipolimnio, di poco superiori ($1-2 \mu\text{g P l}^{-1}$) ai valori rilevati negli ultimi anni. Nel complesso comunque i dati evidenziano una lieve tendenza all'aumento dei valori a partire dal 2009, che potrà essere confermata solo attraverso l'aggiornamento delle serie storiche di dati.

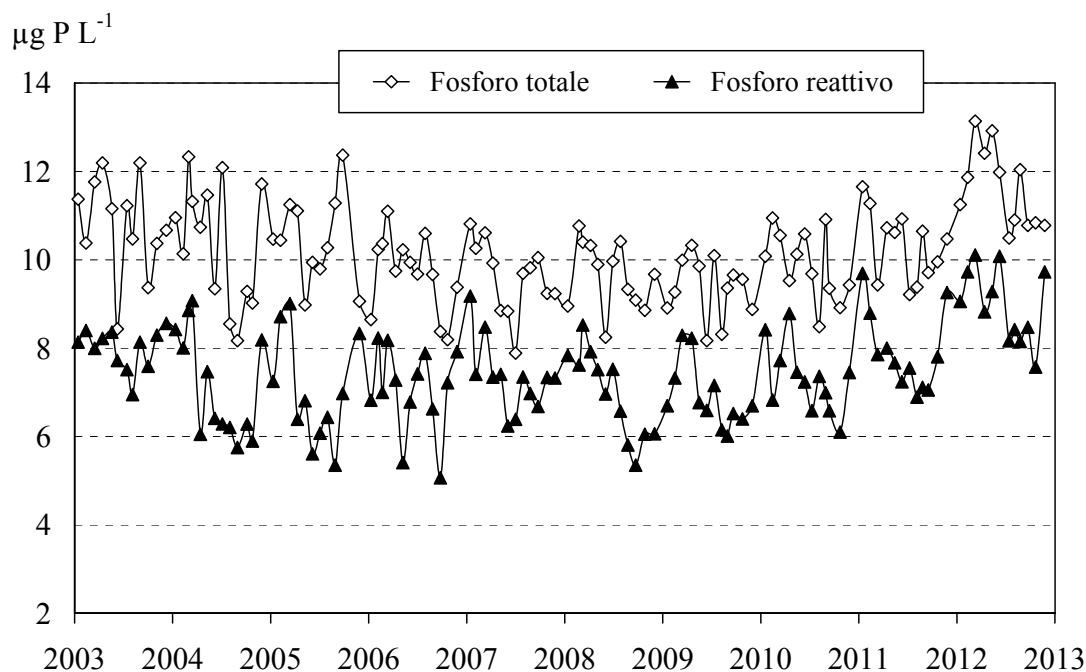


Fig. 5.1.7. Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2003-2012 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nella stazione di Lesa i valori medi sulla colonna in marzo sono stati pari a 5 e 8 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente per il fosforo reattivo e totale; a settembre si sono rilevati valori leggermente più elevati (tra 1 e 11 e tra 6 e 14 $\mu\text{g P l}^{-1}$), con il massimo a 100 m di profondità, ad indicare un grado leggermente più elevato di trofia delle acque in questa zona del lago (Fig. 5.1.1.).

La figura 5.1.8. riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati reattivi nel decennio 2003-2012. Le concentrazioni medie annue di questa variabile in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2012 sono state pari rispettivamente a 1,02, 1,63 e 1,55 mg Si l^{-1} , di poco inferiori a quelle del 2011.

I silicati nelle acque superficiali presentano un'evidente stagionalità, con massimi invernali e minimi estivi. Nel 2012 i minimi (0,49 mg Si l^{-1}), sono stati molto simili a quelli del 2011, ma hanno caratterizzato i mesi estivi (luglio e agosto) anziché quelli primaverili, a indicare quindi un effetto più tardivo del consumo da parte delle diatomee. I valori sono poi risaliti a circa 1,0 mg Si l^{-1} in settembre. L'andamento stagionale è stato quindi quello tipico che si osserva per questa variabile, con valori medi sulla colonna d'acqua compresi tra 1,44 e 1,61 mg Si l^{-1} (Fig. 5.1.8.). Tali valori sono rimasti sostanzialmente stabili nel decennio considerato. Nel valutare la variabilità sia stagionale che interannuale dei silicati si devono ad ogni modo tenere in considerazione le condizioni meteo-climatiche, che a loro volta condizionano lo sviluppo delle alghe fitoplanctoniche.

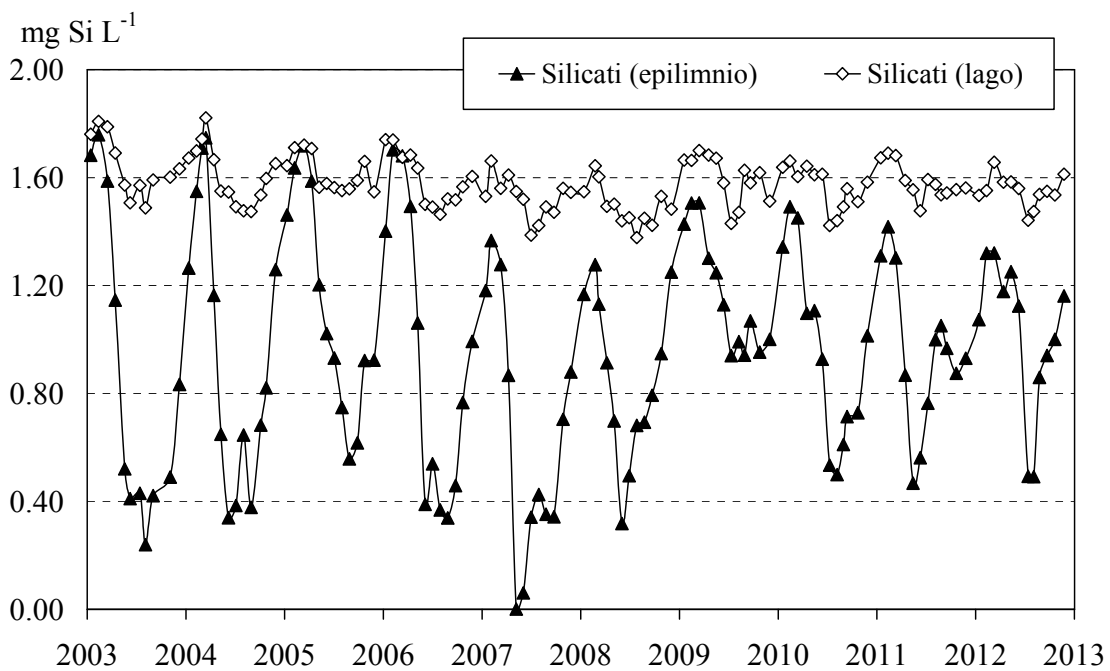


Fig. 5.1.8. Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2003-2012.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nel campionamento di marzo sono state pari a 1,36 mg Si l^{-1} ; con i valori in epilimnio (1,26 mg Si l^{-1}) leggermente inferiori a quelli della stazione di Ghiffa (1,32 mg Si l^{-1} nello stesso periodo). La stessa differenza si osserva anche nel campionamento di settembre

(0,68 rispetto a 0,88 mg Si l⁻¹ alla profondità di 10 m) ad indicare un consumo leggermente maggiore di questo elemento nella stazione meridionale. La variabilità spaziale dei silicati viene descritta anche nel successivo paragrafo 5.1.4.

5.1.3. Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2003-2012 è riportato nelle Figure 5.1.9. e 5.1.10., che si riferiscono rispettivamente allo strato al di sotto dei 200 m di profondità ed all'intero ipolimnio (25-370 m).

I dati del 2012 sembrano indicare il raggiungimento di una condizione di stabilità, ovvero valori di ossigeno pressoché costanti nelle acque ipolimniche e profonde. Dal 2006 in poi, infatti, i dati raccolti avevano mostrato una progressiva diminuzione del tenore di ossigeno, dopo il temporaneo aumento del periodo 2004-2007. Il contenuto medio nelle acque al di sotto dei 200 m era passato da valori superiori a 9,5 mg O₂ l⁻¹ (oltre 75% come tenore di saturazione) a valori inferiori a 7,0 mg O₂ l⁻¹ (56-59% come percentuale di saturazione) nel 2010-2011 (Fig. 5.1.9.). Nel 2012 i valori non sono ulteriormente diminuiti, risultando sostanzialmente identici a quelli del 2011, ovvero compresi tra 7,5 e 8,4 mg O₂ l⁻¹ (tra 64 e 71% come percentuale di saturazione) in ipolimnio, e tra 6,5 e 7,3 mg O₂ l⁻¹ (55-61%) al di sotto del 200 m.

Nella stazione meridionale di Lesa, nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, il contenuto di ossigeno è stato compreso tra 8,9 e 10,0 mg O₂ l⁻¹ (74-84% come percentuale di saturazione) e tra 7,0 e 8,2 mg O₂ l⁻¹ (60-70%), rispettivamente a marzo e settembre. Anche nel caso di Lesa i valori misurati nel 2012 sono stati del tutto simili a quelli del 2011.

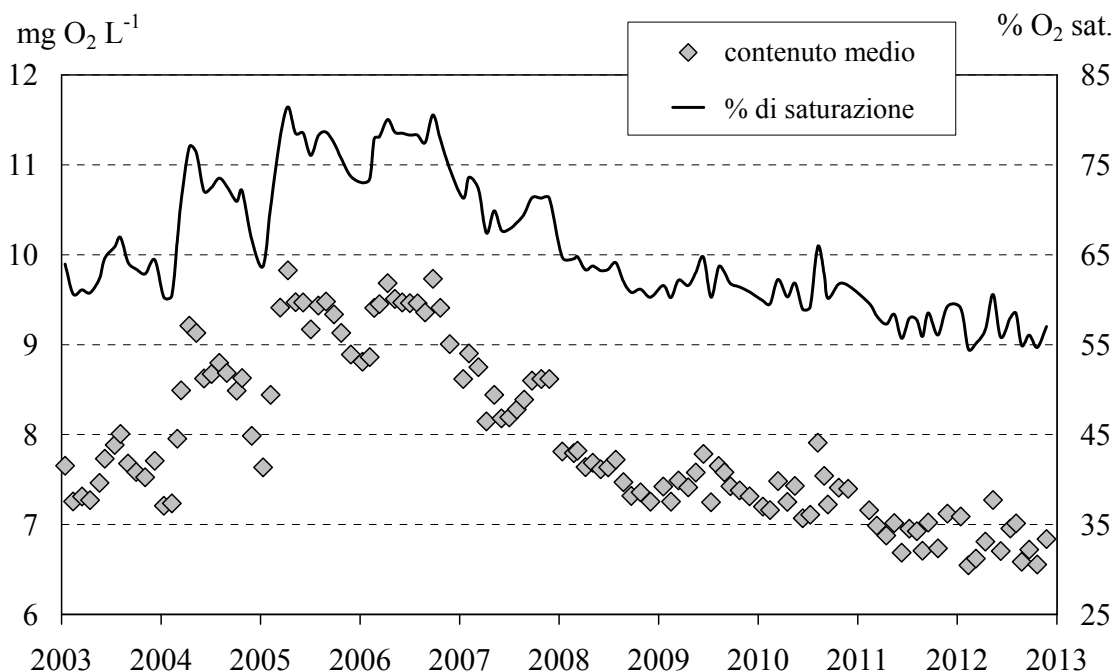


Fig. 5.1.9. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2003-2012 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

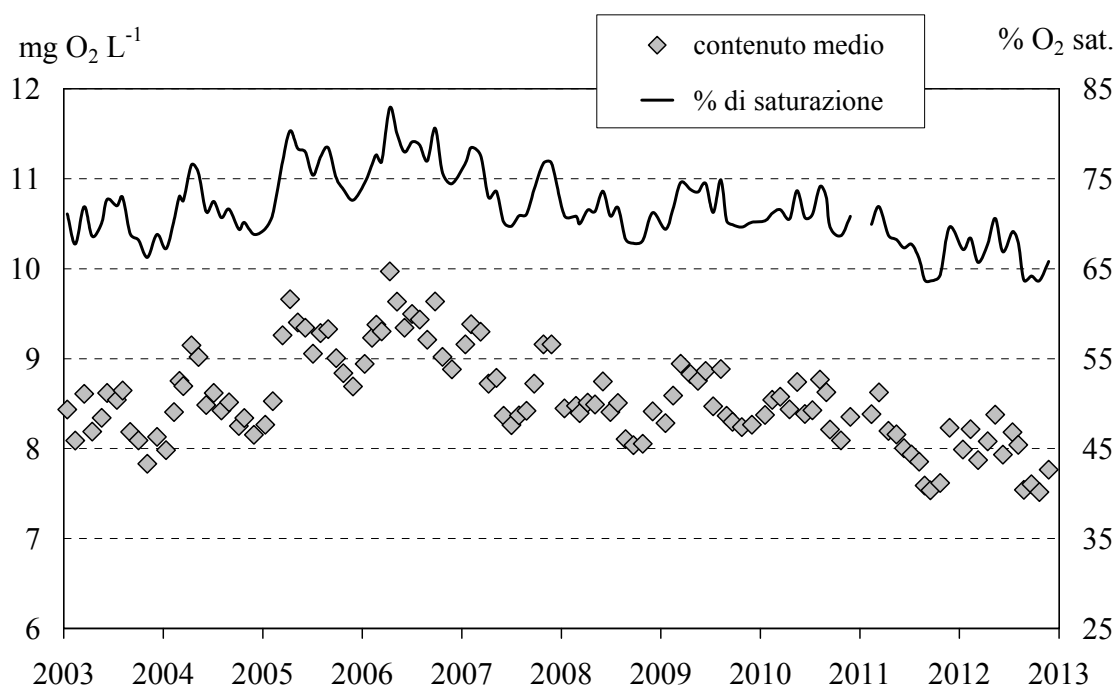


Fig. 5.1.10. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2003-2012 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-360 m).

Nel complesso questi valori di ossigeno sono da considerare piuttosto elevati e confermano una condizione di buona ossigenazione delle acque profonde. Nell'ultimo decennio infatti non si sono mai rilevate concentrazioni di ossigeno al di sotto di $6,6 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (55%) nello strato 200-370 m (Fig. 5.1.9.) e di $7,5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (64% di saturazione) nell'intero ipolimnio (Fig. 5.1.10.). Negli anni '90, per effetto dell'eutrofizzazione e del mancato rimescolamento delle acque, nello strato 200-370 m si erano raggiunti valori minimi di $5,4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (45% di saturazione).

Ad ostacolare un ritorno dei valori di ossigeno ai livelli del periodo 2004-2007 sono sostanzialmente le condizioni meteo-climatiche: come già descritto nelle precedenti relazioni, 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. Il mescolamento aveva interessato le acque fino a 200-250 m negli anni 2004-2005, mentre dal 2006 ha interessato in genere profondità comprese tra 50 e 100 m.

5.1.4. Distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche

Come negli anni precedenti, anche nel 2012, nei giorni 31 luglio e 1 agosto, sono stati eseguiti dei campionamenti in 27 stazioni, 12 pelagiche e 15 litorali (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 5.1.11. Le mappe sono state prodotte mediante il Software Surfer 7.2 (Golden Software) e utilizzando il *kriging* come tecnica di interpolazione dei dati.

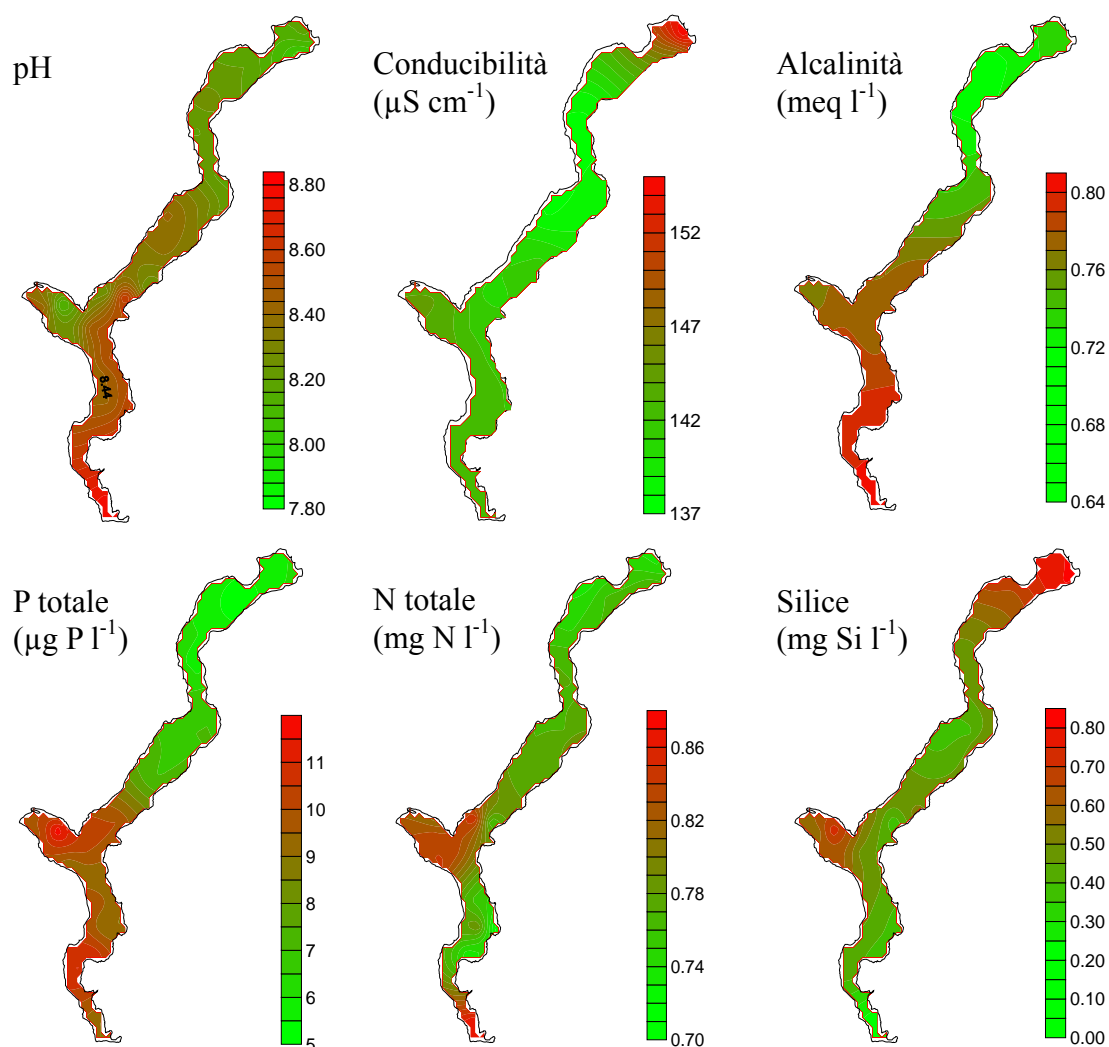


Fig. 5.1.11. Distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche in base ai rilievi eseguiti in 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali del Lago maggiore nel 2012.

Le mappe evidenziano una variabilità spaziale del chimismo delle acque abbastanza contenuta. I valori di pH risultano compresi tra 8,0 e 8,8 unità, con un gradiente nord sud che vede i valori più elevati nella parte meridionale del lago (valori di 8,58 e 8,78 rispettivamente ad Angera e Arona). Anche l'alcalinità presenta un gradiente analogo, con i massimi ($0,80 \text{ meq l}^{-1}$) nelle stazioni meridionali ed i minimi ($0,72 \text{ meq l}^{-1}$) a Nord. La conducibilità è compresa tra 137 e $155 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, con il valore massimo rilevato a Locarno, all'estremità settentrionale del lago. Escludendo questa stazione, i valori risultano piuttosto simili nelle diverse zone del lago (range di variazione di $9,5 \mu\text{S cm}^{-1}$) e senza un particolare gradiente.

I valori di pH nel complesso sono stati leggermente inferiori a quelli del 2011 (massimi di 9,0 unità), probabilmente a causa del fatto che la campagna era stata eseguita qualche settimana prima rispetto al 2012, ed i processi di produzione algale erano

probabilmente più accentuati. I valori di alcalinità e conducibilità sono stati nel complesso molto simili a quelli del 2011, così come i range di variazione.

I valori di fosforo reattivo misurati nel 2012 sono molto bassi e uniformi in tutte le stazioni ($1-2 \mu\text{g P l}^{-1}$), ad indicare una condizione di consumo pressoché totale di questa forma disponibile dell'elemento da parte delle alghe fitoplanctoniche. Il fosforo totale presenta una maggior variabilità, con minimi di $5-6 \mu\text{g P l}^{-1}$ nella porzione settentrionale del lago e massimi di $11-12 \mu\text{g P l}^{-1}$ nella zona centro-meridionale, in particolare nei bacini di Pallanza e Lesa. Nel complesso i valori sono stati più bassi rispetto al 2011, in cui anche i minimi non erano mai inferiori ai $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ ed i massimi raggiungevano i $14 \mu\text{g P l}^{-1}$. Come ipotizzato per il pH, anche in questo caso la causa è da ricercarsi nel periodo del campionamento: nel 2012 probabilmente i processi di produzione algale erano in una fase più avanzata rispetto al 2011, quando i prelievi erano stati eseguiti il 18-19 luglio, determinando così concentrazioni più ridotte di fosforo a lago.

L'azoto totale nel 2012 è risultato invece molto simile al 2011, con valori compresi tra $0,71$ e $0,87 \text{ mg N l}^{-1}$, ed i massimi ad Arona e nel bacino di Pallanza.

Infine la silice, contrariamente agli altri nutrienti, presenta i valori massimi a Nord ($0,80 \text{ mg Si l}^{-1}$ a Locarno, sia nella stazione pelagica che in quella litorale), oltre che nel bacino di Pallanza. I valori più bassi ($0,35$ e $0,38 \text{ mg Si l}^{-1}$) caratterizzano invece la zona meridionale, con un minimo di $0,21 \text{ mg Si l}^{-1}$ ad Arona (Fig. 5.1.11.). Come già discusso negli anni precedenti, l'accumulo di silice nella parte settentrionale del lago deriva verosimilmente dagli apporti di materiali silicei da tributari come Ticino Immissario e Maggia.

Nel complesso i dati evidenziano una variabilità spaziale abbastanza limitata, per lo più sotto forma di una distinzione tra stazioni della zona settentrionale (bacino di Locarno) e stazioni rappresentative del bacino di Pallanza e della porzione meridionale del lago. Le variazioni sono da attribuire a differenze nei 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

Le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario sono state svolte nel 2012 con frequenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I valori medi annui delle variabili considerate sono riportati in Tabella 5.2.1.

Tab. 5.2.1. Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2012.

	sigla	pH	T.A. meq l ⁻¹	Cond. μS cm ⁻¹	N-NH ₄ mg N l ⁻¹	N-NO ₃ mg N l ⁻¹	N _{org} mg N l ⁻¹	TN mg N l ⁻¹	TP μg P l ⁻¹	RSi mg Si l ⁻¹
Tributari lombardi										
Boesio	(BOE)	8,14	4,76	585	0,47	3,18	0,29	3,93	276	2,6
Bardello	(BAR)	8,12	3,01	376	0,44	1,80	0,55	2,78	226	2,0
Tresa (a)	(TRE)	8,23	1,84	215	0,12	1,11	0,06	1,29	30	0,8
Giona	(GIO)	7,53	0,37	82	0,01	1,14	0,04	1,20	38	4,0
Tributari piemontesi										
Vevera	(VEV)	7,88	1,64	237	0,18	2,47	0,25	2,90	79	4,9
Strona	(STR)	7,74	0,46	103	0,07	1,29	0,04	1,41	34	3,1
Toce Ossola	(TOC)	7,53	0,82	179	0,07	0,58	0,02	0,67	25	2,5
San Giovanni	(SGI)	7,48	0,27	64	0,03	1,19	0,05	1,26	21	4,4
Erno	(ERN)	7,44	0,35	137	0,03	1,56	0,06	1,65	33	4,1
San Bernardino	(SBE)	7,66	0,31	59	0,01	0,98	0,03	1,02	6	3,2
Cannobino	(CAN)	7,44	0,22	44	0,01	0,64	0,05	0,70	6	3,4
Tributari svizzeri										
Maggia	(MAG)	7,72	0,43	63	0,01	0,73	0,04	0,79	5	3,0
Ticino immissario	(TIM)	7,93	0,99	236	0,05	0,75	0,03	0,82	10	2,3
Verzasca	(VER)	7,00	0,27	47	0,01	0,73	0,03	0,77	5	2,6
Emissario										
Ticino emissario	(TEM)	8,11	0,82	146	0,02	0,67	0,07	0,76	10	0,8

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

Sulla base dei valori delle variabili chimiche che dipendono principalmente dalla composizione litologica dei bacini (pH, conducibilità, alcalinità, silicati), è possibile suddividere 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 pari rispettivamente tra 7,5 unità di pH, 0,33 meq l⁻¹ e 75 μS cm⁻¹ a 20 °C nel 2012) rispetto al secondo gruppo (rispettivamente 8,06, 1,74 meq l⁻¹ e 226 μS cm⁻¹ a 20 °C). Il Toce (bacino Ossola) e il Ticino immissario si collocano in una situazione intermedia, con pH rispettivamente di 7,53-7,93, alcalinità pari a 0,82 e 0,99 meq l⁻¹ e conducibilità di 179 e 236 μS cm⁻¹. Questi valori sono risultati molto simili a quelli del 2011, in quanto rappresentativi del

chimismo di base delle acque, che non risente in modo accentuato delle variazioni interannuali.

I Torrenti Boesio e Bardello presentano i valori più elevati di alcalinità e conducibilità rispetto a tutti corsi d'acqua considerati (4,76 e 3,01 meq l⁻¹ e 585 e 376 μS cm⁻¹ rispettivamente), a causa di una probabile contaminazione da scarichi ad elevato contenuto di bicarbonati e altri sali (Tab. 5.2.1.). Anche questo dato conferma una situazione già riscontrata negli anni precedenti, e indicativa quindi di una contaminazione costante delle acque dei due torrenti.

In generale 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 risentono fortemente anche dei processi a lago. Il Ticino emissario in particolare presenta massimi estivi e minimi invernali simili a quelli rilevati nelle acque epilimniche del Lago Maggiore. La stagionalità è invece meno evidente nel caso del Bardello, in cui i valori di pH rimangono piuttosto elevati durante tutto l'anno a causa dell'apporto di scarichi non sufficientemente depurati.

In figura 5.2.1. è riportato un confronto tra i valori di pH e alcalinità misurati nei tributari nel 2012 e i valori medi del quinquennio precedente (2007-2011). Il pH ha presentato valori leggermente superiori nel 2012 rispetto al periodo precedente nella maggior parte dei corsi d'acqua; l'alcalinità è stata leggermente inferiore nel Boesio e Bardello, e sostanzialmente identica negli altri corsi d'acqua, a conferma della stabilità dei valori di questa variabile in assenza di contaminazione delle acque. I dati delle precedenti relazioni avevano evidenziato una tendenza alla diminuzione del contenuto di bicarbonati nelle acque di Boesio e Bardello, che trova quindi conferma nei dati raccolti nel 2012.

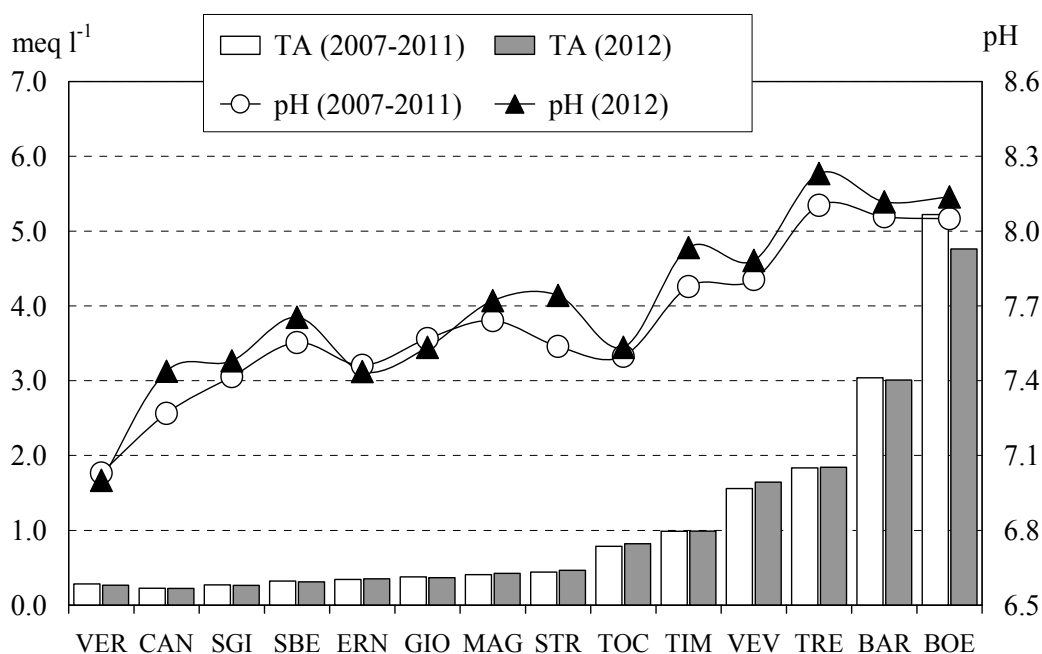


Fig. 5.2.1. Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2012 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2007-2011).

I torrenti Bardello e Boesio si differenziano marcatamente dal resto dei tributari anche per le concentrazioni medie di fosforo totale e dei composti dell'azoto (Tab. 5.2.1.). I livelli di fosforo totale nel 2012 sono stati pari a $79 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel Vevera, e inferiori a $40 \mu\text{g P l}^{-1}$ in tutti gli altri corsi d'acqua, mentre raggiungono valori di 276 e $226 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel Bardello e nel Boesio rispettivamente. Anche i livelli di azoto ammoniacale ($0,47$ e $0,44 \text{ mg N l}^{-1}$), organico ($0,29$ e $0,55 \text{ mg N l}^{-1}$) e totale ($3,93$ e $2,78 \text{ mg N l}^{-1}$) si presentano nettamente più elevati in questi due corsi d'acqua. È da rilevare che anche il Vevera, nel 2012, ha presentato valori di fosforo totale e dei composti dell'azoto ($0,18$ e $0,25 \text{ mg N l}^{-1}$ per le forme ammoniacale e organica rispettivamente) indicativi di uno stato di compromissione delle acque. Questi valori sono stati inoltre sensibilmente maggiori di quelli del 2011 ($35 \mu\text{g P l}^{-1}$ di fosforo totale, e $0,04$ e $0,06 \text{ mg N l}^{-1}$ di azoto ammoniacale ed organico) o degli anni precedenti, ad indicare un peggioramento dello stato qualitativo delle acque di questo torrente.

I valori medi di fosforo totale nel Bardello sono diminuiti leggermente nel 2012 rispetto al 2011 (Fig 5.2.2.), mentre sono aumentati azoto ammoniacale ed organico: dopo un periodo di diminuzione dei livelli di azoto negli anni 2009-2011 (attorno a $0,20 \text{ mg N l}^{-1}$ per entrambe le forme), i valori nel 2012 sono risaliti a circa $0,50 \text{ mg N l}^{-1}$.

Nel Boesio le concentrazioni medie di fosforo totale sono lievemente aumentate, così come quelle dei composti dell'azoto (Fig. 5.2.3.). Nel complesso questi grafici relativi all'ultimo decennio evidenziano un'elevata variabilità interannuale delle concentrazioni. Nel caso del Bardello, soprattutto per quanto riguarda i tenori di fosforo, gli anni dal 2008 in poi sembrano indicare una tendenza al miglioramento, con una riduzione delle concentrazioni medie da valori prossimi a $500 \mu\text{g P l}^{-1}$ agli attuali $230-250 \mu\text{g P l}^{-1}$. Per il Boesio non si evidenzia alcuna tendenza, in quanto i valori medi annui di fosforo continuano ad oscillare tra 200 e $400 \mu\text{g P l}^{-1}$. Per i composti dell'azoto la variabilità è particolarmente accentuata, soprattutto per quanto riguarda l'azoto organico, che varia tra $0,10$ e oltre $1,0 \text{ mg N l}^{-1}$ in entrambi i corsi d'acqua. Le attuali concentrazioni medie di fosforo totale, ampiamente al di sopra dei $200 \mu\text{g P l}^{-1}$, sono comunque da ritenersi troppo elevate. Lo stesso vale per i composti dell'azoto, che, nonostante una lieve tendenza alla diminuzione, nel 2012 hanno raggiunto ancora livelli elevati, soprattutto se confrontati con quelli degli altri corsi d'acqua esaminati (Tab. 5.2.1.). Non è quindi possibile parlare di un 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 2012 sono risultate inferiori o uguali a $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ in 5 corsi d'acqua (Ticino immissario, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia) e comprese tra 21 e $38 \mu\text{g P l}^{-1}$ in 6 corsi d'acqua (Erno, Toce, Strona, Giona, Tresa e S. Giovanni) (Tab. 5.2.). Come già evidenziato, si è verificato un peggioramento significativo rispetto al 2011 per il Vevera, in cui le concentrazioni di fosforo sono più che raddoppiate. Aumenti si sono verificati anche nel caso di Ticino immissario (da 7 a $10 \mu\text{g P l}^{-1}$), Erno (da 28 a $33 \mu\text{g P l}^{-1}$), Toce (da 19 a $25 \mu\text{g P l}^{-1}$) e Giona (da 31 a $38 \mu\text{g P l}^{-1}$). Negli altri corsi d'acqua le concentrazioni medie sono diminuite leggermente o rimaste invariate (Tab. 5.2.). Per quanto riguarda i composti dell'azoto, solo alcuni tributari presentano un lieve stato di compromissione, raggiungendo concentrazioni superiori a $0,10 \text{ mg N l}^{-1}$ per l'azoto ammoniacale (Tresa e Vevera). Con l'eccezione del Vevera, l'azoto organico è diminuito pressoché in tutti i corsi d'acqua rispetto al 2011, anche dell'ordine del $40-50\%$ (Strona, Giona, Tresa). È aumentato invece quasi ovunque l'azoto ammoniacale: le concentrazioni infatti, pur

rimanendo basse nella maggior parte dei corsi d'acqua (tra 0,01 e 0,07 mg N l⁻¹) sono aumentate rispetto al 2011, in particolare per Erno, Tresa, Toce e Ticino Immissario.

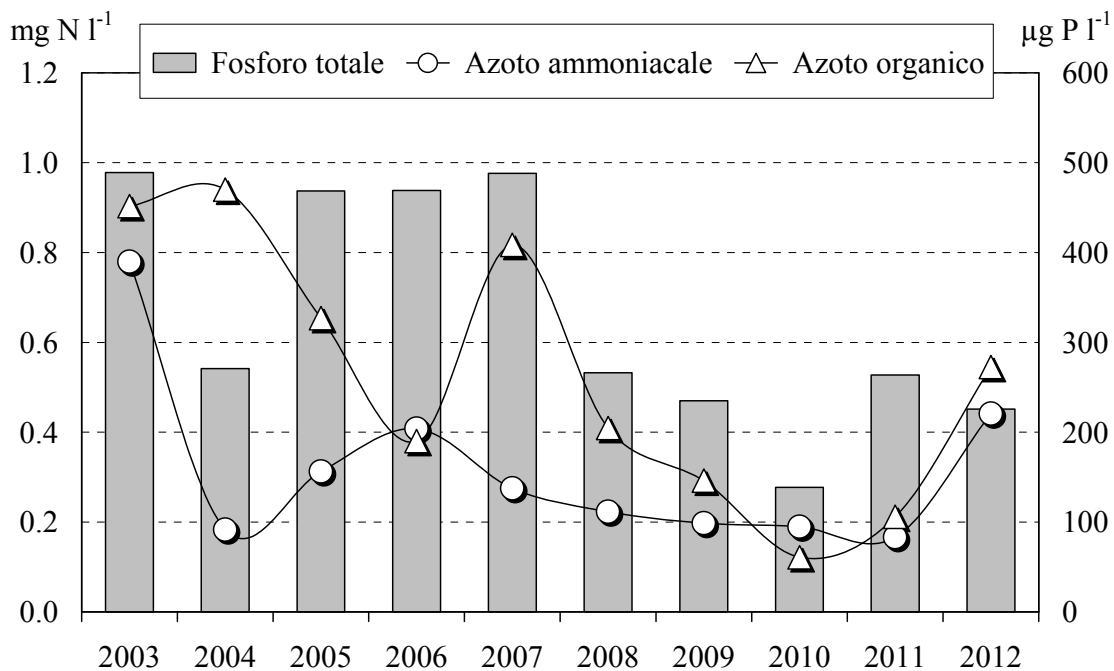


Fig. 5.2.2... Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2003 al 2012 alla foce del Torrente Bardello.

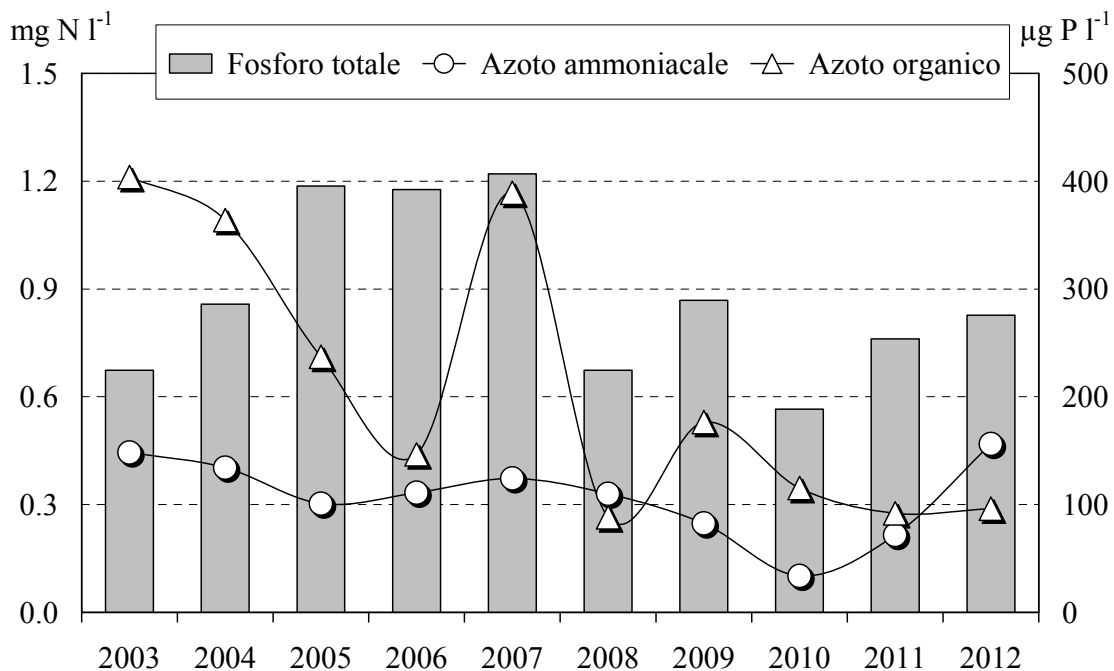


Fig. 5.2.3. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2003 al 2012 alla foce del Torrente Boesio.

5.2.2. Medie areali

Le concentrazioni medie areali annuali, che tengono conto dell'areale drenato dai singoli tributari, permettono 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 il 2012 per azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale, e nelle figure 5.2.4., 5.2.5. e 5.2.6. sono messe a confronto con quelle dell'ultimo decennio.

Come si può osservare, i valori del 2012 sono stati molto simili a quelli del 2011, con l'eccezione di un aumento delle concentrazioni medie di azoto ammoniacale nell'areale lombardo (da 0,10 mg N l⁻¹ nel 2011 a 0,18 mg N l⁻¹ nel 2012), a causa degli aumenti nelle acque di Boesio e Bardello. Nonostante l'aumento non si sono raggiunti comunque i valori prossimi a 0,30 mg N l⁻¹ del 2003, e nel complesso i dati del decennio evidenziano una stabilità delle concentrazioni di ammonio nelle acque tributarie, comprese tra 0,04 e 0,09 mg N l⁻¹ (Fig. 5.2.4.). Nel caso dell'azoto organico i dati del 2012 confermano una tendenza al miglioramento, con valori, per le acque tributarie nel loro complesso, compresi tra 0,05 e 0,08 mg N l⁻¹ nel periodo 2008-2012 (Fig. 5.2.5.). Le concentrazioni areali maggiori sono quelle a carico dell'areale lombardo, quasi sempre superiori a 0,10 mg N l⁻¹ per entrambe le forme di azoto. L'azoto ammoniacale presenta concentrazioni nettamente inferiori nelle acque tributarie ticinesi rispetto a quelle piemontesi (0,01-0,03 rispetto a 0,06-0,09 mg N l⁻¹). Per l'azoto organico la differenza è meno marcata, con valori per l'areale ticinese che negli ultimi anni si presentano maggiori o uguali a quelle dell'areale piemontese.

Nel caso del fosforo totale, i valori del 2012 sono stati pressoché identici a quelli del 2011 (24 rispetto a 22 µg P l⁻¹ come valore medio delle acque tributarie nel loro complesso). La situazione appare abbastanza stabile anche considerando i dati dell'intero decennio, compresi tra 18 e 35 µg P l⁻¹. Si osserva un miglioramento della situazione per quanto riguarda le acque lombarde, in cui le concentrazioni medie sono scese dagli 80-120 µg P l⁻¹ del periodo 2003-2007 agli attuali 70 µg P l⁻¹ (Fig. 5.2.6.).

Anche nel caso del fosforo l'areale ticinese è quello caratterizzato dalle concentrazioni medie inferiori e quindi dal miglior stato qualitativo delle acque: i livelli infatti sono rimasti stabilmente al di sotto dei 10 µg P l⁻¹. Una buona qualità delle acque caratterizza anche l'areale piemontese, con valori medi di fosforo totale attorno a 20 µg P l⁻¹. Nonostante il miglioramento a carico dell'areale lombardo, i valori medi areali di fosforo rimangono comunque troppo elevati e tali da condizionare lo stato qualitativo delle acque tributarie nel complesso.

La differenza tra le tre aree in termini percentuali è rimasta pressoché invariata nell'ultimo decennio per l'azoto organico e il fosforo totale, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari rispettivamente a 1,0:1,1:3,5 e 1,0:2,9:12. Per l'azoto ammoniacale i rapporti sono stati 1,0:3,5:8,6, con un aumento d'importanza nel tempo dell'areale lombardo rispetto a quelli ticinese e piemontese.

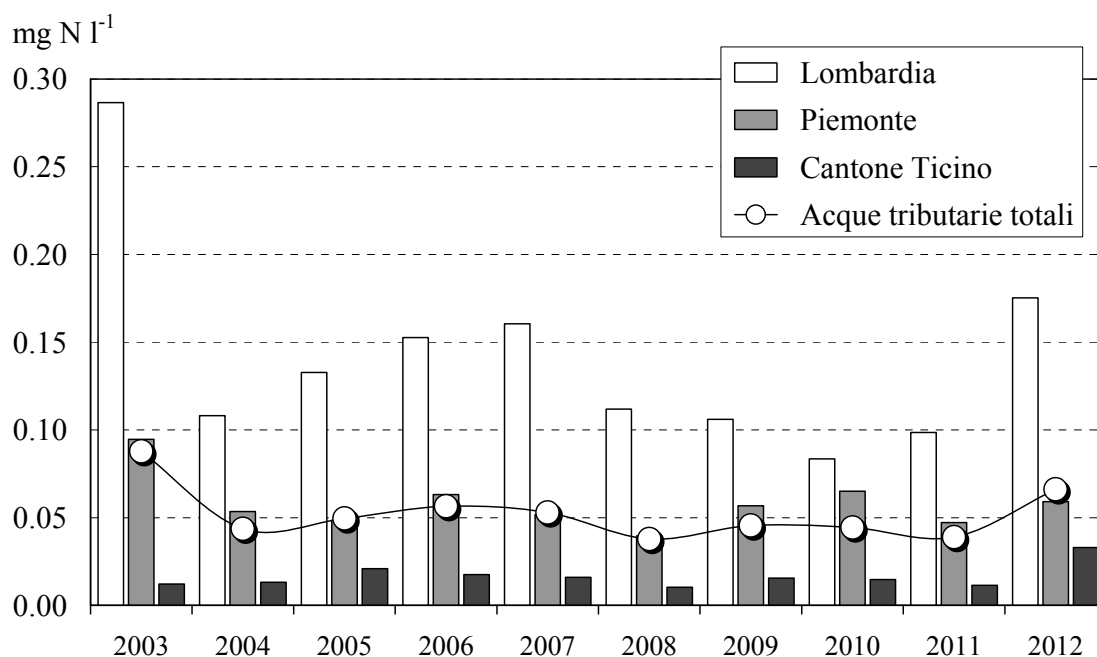


Fig. 5.2.4. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

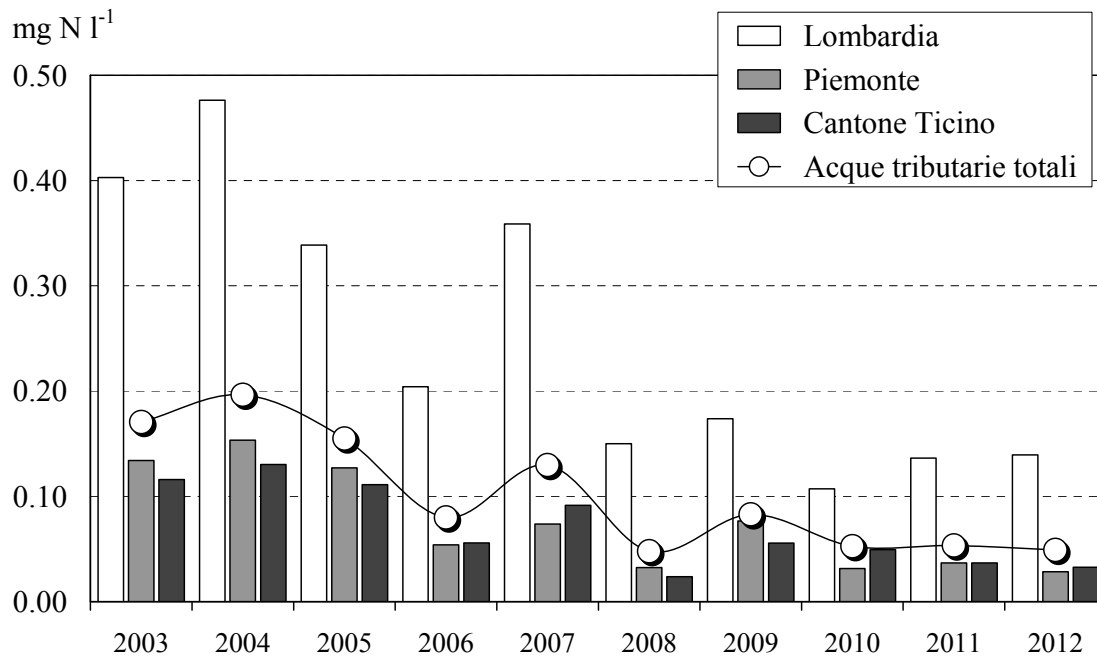


Fig. 5.2.5. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

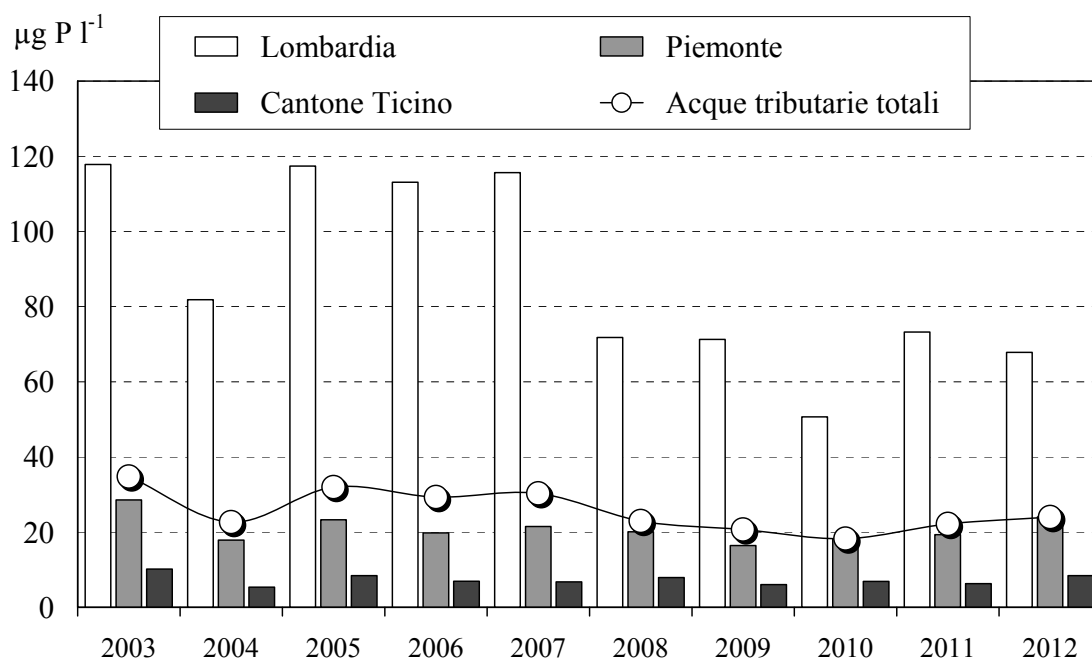


Fig. 5.2.6. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2003-2012 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

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 2012 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, 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 2012 non erano disponibili dati per i Torrenti Erno, Cannobino e S. Giovanni e le portate sono state quindi ricostruite utilizzando i valori medi mensili misurati in anni caratterizzati da afflussi meteorici totali simili a quelli del 2012. 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 2012, e a quelli in uscita attraverso il Ticino emissario, sono riportati in tabella 5.2.2., unitamente a quelli del 2011 per un confronto. I carichi di fosforo totale sono aumentati nella maggior parte dei corsi d'acqua, in modo più evidente nel Ticino immissario (da 19 a 35 t P a⁻¹), nel Toce (da 33 a 39 t P a⁻¹) e nello Strona (da 7,6 a 9,8 t P a⁻¹). I carichi sono inoltre raddoppiati nel caso del Vevera, da 0,03 a 0,06 t P a⁻¹. Si è verificata invece una diminuzione per il S. Bernardino, da 2,7 a 1,6 t P a⁻¹. Nel caso di Bardello e Boesio i carichi sono rimasti sostanzialmente invariati rispetto all'anno precedente. Considerando le acque tributarie nel loro complesso, l'aumento è stato del 16% circa, da 154 a 178 t P a⁻¹ (Tab. 5.2.2.).

Un incremento è stato registrato anche per quanto riguarda i carichi di azoto ammoniacale, aumentati per quasi tutti i tributari nel 2012 rispetto all'anno precedente. Con l'eccezione del S. Bernardino, in cui i carichi sono diminuiti del 16%, l'aumento è stato per alcuni tributari anche superiore al 100%: i carichi sono infatti più che raddoppiati per Ticino Immissario (da 35 a 70 t N a⁻¹), Cannobino (da 1,2 a 1,5 t N a⁻¹) e Erno (da 0,2 a 0,9 t N a⁻¹). Particolarmente importanti appaiono gli aumenti anche a carico di Maggia, Verzasca e Tresa (rispettivamente del 76, 81 e 69%), data l'importanza di questi tributari in termini percentuali. Un aumento consistente dei carichi di ammonio ha interessato infine anche Bardello e Boesio (+134 e +61%). I carichi di ammonio nel loro complesso sono passati da 230 t N a⁻¹ nel 2011 a 390 t N a⁻¹ nel 2012 (Tab. 5.2.2.).

Tab. 5.2.2. Lago Maggiore. Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2011-2012.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Ticino Immissario ^(a)	35	70	1633	1483	88	81	1756	1634	19	35
Maggia ^(b)	11,3	19,9	1177	1194	109	59	1298	1273	13,5	13,8
Verzasca ^(b)	2,7	4,9	301	305	28	16	332	326	3,3	3,4
Cannobino ^(a)	1,2	2,5	154	167	16	14	171	184	1,5	1,5
San Giovanni ^(a)	1,9	2,5	112	100	8,4	4,8	122	108	1,8	1,8
San Bernardino ^(a)	3,2	2,7	210	228	11	5	225	236	2,7	1,6
Toce Ossola ^(a)	59	80	1091	1002	57	71	1207	1152	33	39
Strona ^(a)	13,6	20,6	318	345	54	12	385	377	7,6	9,8
Erno ^(a)	0,2	0,9	43	42	1,9	2,2	45	46	0,8	1,0
Vevera ^(a)	0,4	1,0	14	7	0,4	0,8	15	9	0,3	0,6
Bardello ^(a)	24,1	56,3	193	231	23	74	240	361	27	29
Boesio ^(a)	7,2	11,6	109	106	8	12	124	129	8,1	8,5
Tresa ^(a)	69,0	116,4	1158	1193	193	60	1421	1370	34	33
Giona ^(b)	0,8	1,2	67	68	7	6	75	75	1,6	1,7
Totale campionati	230	390	6581	6472	603	416	7414	7279	154	178
Ticino emissario ^(a)	174	186	6586	6817	687	806	7447	7809	104	105

(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.

Più contenute e disomogenee sono state le variazioni che hanno interessato l'azoto nitrico, i cui carichi sono aumentati per alcuni tributari (es. Bardello, +20%) e diminuiti in altri (Vevera, Toce, S. Giovanni, Ticino Immissario). Nel complesso comunque il carico totale dai tributari campionati (6472 t N a⁻¹) è rimasto invariato rispetto al 2011 (6581 t N a⁻¹). I carichi di azoto organico sono diminuiti per la maggior parte dei corsi d'acqua e per le acque tributarie nel loro complesso (da 603 a 416 t N a⁻¹), grazie soprattutto alle riduzioni di Tresa, Maggia e Verzasca. Nonostante questa tendenza positiva, bisogna rilevare come siano però aumentati i carichi di azoto organico per Bardello, Boesio e Vevera (Tab. 5.2.2.).

L'azoto totale, rappresentato in larga parte dalla forma nitrica, ha visto i carichi aumentare leggermente (del 5%) tra il 2011 e il 2012. Solo nel Bardello i carichi sono aumentati in modo evidente (da 240 a 361 t N a⁻¹), mentre per la maggior parte dei tributari le variazioni sono state contenute (5-10%). Inoltre, considerando l'insieme dei tributari, gli aumenti di azoto ammoniacale hanno compensato la diminuzione dell'azoto organico.

Gli andamenti dei carichi veicolati a lago riflettono solo in parte quelli delle concentrazioni medie areali (paragrafo 5.2.2.): l'aumento del fosforo totale è dovuto in parte all'aumento delle concentrazioni medie, ma anche al fatto che le portate dei tributari sono state nella maggior parte dei casi più elevate nel 2012 rispetto al 2011 a causa dei maggiori afflussi meteorici sul bacino (circa 1640 mm nel 2012 rispetto a 1300 mm del 2011).

Per lo stesso motivo, anche i carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario, il cui deflusso medio annuo nel 2012 è stato di 261 m³ s⁻¹ rispetto a 240 m³ s⁻¹ del 2011, sono aumentati per i diversi composti dell'azoto (7, 4 e 17% rispettivamente per azoto ammoniacale, nitrico ed organico) e rimasti invece invariati per il fosforo totale (Tab. 5.3).

Anche per l'anno 2012 sono stati calcolati i bilanci per azoto e fosforo totale, riportati rispettivamente nelle tabelle 5.2.3. e 5.2.4., a confronto con i bilanci degli anni dal 2003 al 2011.

Tab. 5.2.3. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2003-2012 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
Ticino Immissario	1356	2205	1160	1263	1658	2227	1907	1870	1756	1634
Maggia	953	1429	878	855	976	1390	1489	1361	1298	1273
Verzasca	230	362	223	224	250	352	353	350	332	326
Cannobino	229	202	229	206	211	210	285	162	171	184
San Giovanni	31	91	38	33	52	98	103	115	122	108
San Bernardino	121	405	123	188	128	216	252	226	225	236
Toce (Ossola + Strona)	1492	2621	1383	1288	1377	1926	2174	1719	1592	1530
Erno	48	56	27	34	31	35	45	48	45	46
Vevera	75	43	15	16	11	45	44	14	15	9
Bardello	332	256	222	117	263	258	221	248	240	361
Boesio	110	238	99	158	93	131	133	96	124	129
Tresa	697	920	479	721	667	1357	1138	1394	1421	1370
Giona	64	100	54	57	57	80	81	75	75	75
Tributari campionati	5700	8900	4900	5200	5800	8300	8200	7700	7400	7300
Areale non campionato	491	760	420	446	497	711	703	660	634	626
Totale bacino emerso	6200	9700	5300	5600	6300	9000	8900	8400	8000	7900
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	400	500	500	400	380	540	505	480	309	472
Totale apporti	7300	10900	6500	6700	7400	10200	10100	9600	9000	9100
Uscite da emissario	4600	8000	4500	4200	5500	8200	9309	8403	7447	7809
Ritenzione in lago	37,0	26,6	30,8	37,3	25,7	19,6	7,8	12,5	17,3	14,2

Tab. 5.2.4. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2003-2012 del fosforo totale (t P a⁻¹).

<i>Tributari campionati</i>	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
Ticino Immissario	19	12	10	10	12	21	14	19	19	35
Maggia	8	5	7	7	4	18	12	12	13	14
Verzasca	2,5	1,4	1,6	1,8	1,2	4,1	3,5	3,3	3,3	3,4
Cannobino	1,6	1,6	2,3	2,1	1,8	2,7	2,3	1,8	1,5	1,5
San Giovanni	0,6	0,6	0,4	0,2	0,4	2,2	1,7	1,3	1,8	1,8
San Bernardino	1,4	1,2	2,5	0,7	0,4	2,2	2,0	1,7	2,7	1,6
Toce (Ossola + Strona)	42	43	27	26	31	44	29	34	41	49
Erno	0,4	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,8	1,0
Vevera	1,4	0,4	0,2	0,3	0,2	0,5	0,6	0,2	0,3	0,6
Bardello	42	27	34	19	40	27	23	18	27	29
Boesio	6	15	9	15	8	8	9	4	8	9
Tresa	20	22	12	19	16	30	28	28	34	33
Giona	1,3	2,4	1,5	2,0	1,5	1,6	1,3	1,5	1,6	1,7
<i>Tributari campionati</i>	147	132	108	102	117	161	127	125	154	178
Areale non campionato	13	11	9	9	10	14	11	11	13	15
<i>Totale bacino emerso</i>	160	143	118	111	127	175	138	136	168	194
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
<i>Totale apporti</i>	218	201	176	169	185	233	196	194	226	252
Uscite da emissario	84	116	65	62	66	116	103	108	104	105
Ritenzione in lago	61%	42%	63%	63%	64%	50%	47%	44%	54%	58%

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (7300 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (626 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (472 t N a⁻¹) nel 2012 è stata pari a 9100 t N a⁻¹, valore di poco superiore a quello del 2011 e alla media dell'ultimo decennio (8700 t N a⁻¹). La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata del 14%, inferiore al valore del 2011 e alla media decennale (23%) (Tab. 5.4).

La Figura 5.2.7. mostra l'andamento dal 1978 al 2012 degli apporti di azoto suddivisi nei vari contributi (acque tributarie, fascia rivierasca, precipitazioni sullo specchio lacustre); vengono riportati inoltre gli afflussi meteorici totali sul bacino. Il grafico evidenzia l'esistenza di una corrispondenza tra apporti totali di azoto a lago e afflussi meteorici, come conseguenza del fatto che le deposizioni atmosferiche rappresentano attualmente il veicolo principale di azoto per il bacino imbrifero del Lago Maggiore (Rogora et al., 2006). Nel 2012 gli apporti meteorici totali sul bacino sono stati attorno a 1640 mm, valore molto simile alla media di lungo periodo. Nonostante l'aumento degli afflussi rispetto al 2011 (1300 mm), i carichi totali di azoto sono rimasti invece pressoché invariati. Questo perché, pur in presenza di una relazione tra precipitazioni e carichi di azoto totali, questi ultimi dipendono ovviamente dalla variabilità interannuale delle portate e delle concentrazioni di azoto dei singoli tributari. Analogamente, la ritenzione a lago, pur rispecchiando in parte la variabilità degli afflussi, 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. In particolare la variabilità della ritenzione di azoto, sia nei bacini versanti che nell'intero lago, è particolarmente accentuata da un anno all'altro in relazione a numerosi fattori (Rogora et al., 2006).

Nel complesso i carichi complessivi di azoto, e in particolare quelli dovuti alle acque tributarie, sembrano presentare una tendenza alla diminuzione nell'ultimo decennio: dal 2003 in poi i carichi totali in ingresso a lago si sono mantenuti attorno alle 10000 t N a⁻¹, mentre nel periodo precedente i valori raggiungevano spesso le 12000 t N a⁻¹ (Fig. 5.2.7.). Questo andamento dei carichi di azoto contribuisce a spiegare la diminuzione delle concentrazioni di azoto nitrico a lago, evidenziate negli ultimi anni (paragrafo 5.1.2.). La diminuzione degli apporti di azoto è a sua volta dipendente dal calo delle deposizioni di azoto, in particolare nella forma nitrica, messo in evidenza per l'areale del Lago Maggiore dalle serie storiche di dati sulla chimica delle precipitazioni (Rogora et al., 2012).

Per quanto riguarda il contributo dei singoli tributari al carico complessivo di azoto totale, gli apporti più consistenti, anche nel 2012, sono stati quelli derivanti dal Ticino immissario (22,4%), dal Toce, comprensivo dello Strona (21,0%) e da Tresa (18,8%) e Maggia (17,5%). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il restante 20% circa.

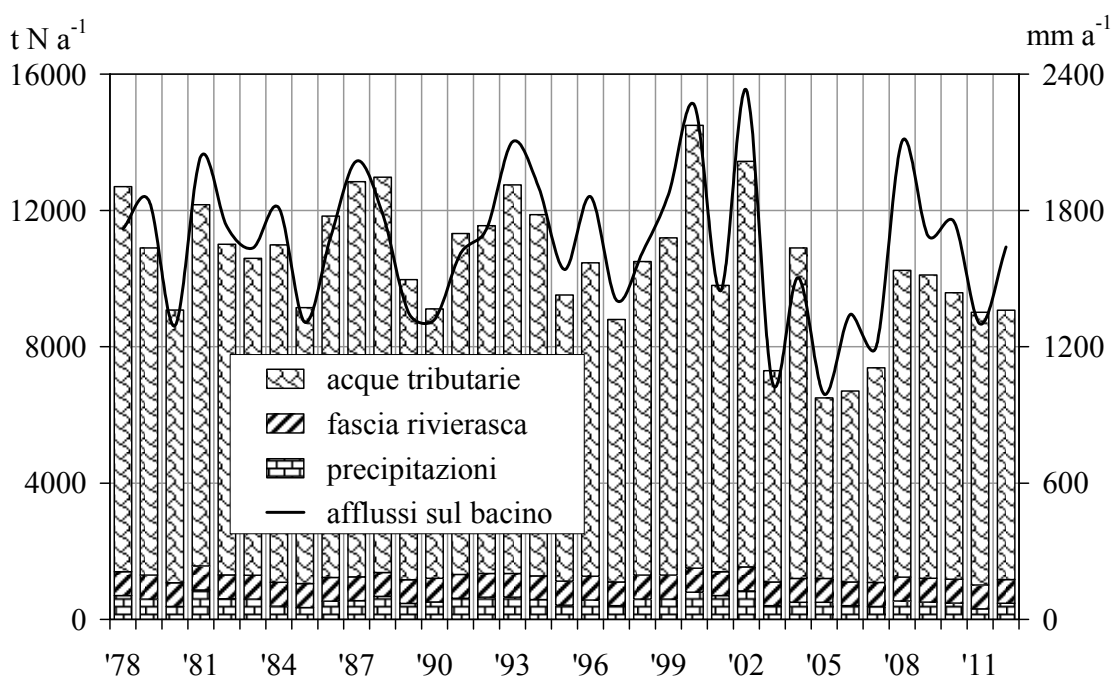


Fig. 5.2.7. Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

Gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in tabella 5.2.4., hanno presentato nel 2012 un incremento rispetto al 2011 (da 226 a 252 t P a⁻¹), e sono risultati superiori alla media dell'ultimo decennio (200 t P a⁻¹). L'aumento degli apporti di fosforo nel 2012 rispetto all'anno precedente ha interessato quasi tutti i tributari, in misura più accentuata nel caso del Ticino Immissario, del Toce e del Bardello (Tab. 5.2.4.). Nonostante questa variazione in senso negativo, considerando tutta la serie di dati disponibili dal 1978, riportati in Figura 5.2.8., si osserva come gli apporti totali di fosforo dalle acque tributarie in tutto l'ultimo decennio siano stati nettamente inferiori rispetto a quelli degli anni '80 e '90.

In termini percentuali, i contributi più importanti al carico totale di fosforo a lago nel 2012 sono stati quello del Toce, comprensivo dello Strona (27,3%), del Ticino immissario (19,4%) e del Tresa (18,2%). Il Bardello, nonostante l'importanza sensibilmente inferiore in termini di portate rispetto ai tributari maggiori, contribuisce in misura del 16,1% al carico totale di fosforo.

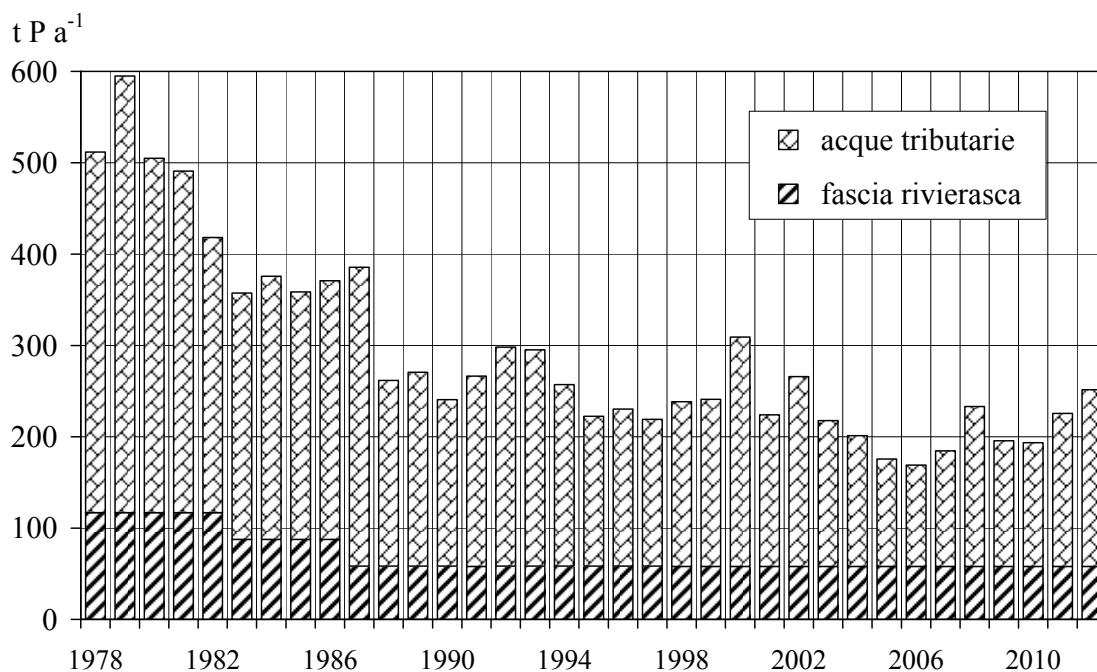


Fig. 5.2.8. Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2011.

In tabella 5.2.5. sono riportati i contributi areali annuali (2012) dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari del Lago Maggiore e per il Ticino emissario, a confronto con gli stessi dati del 2011. Anche per i contributi areali di fosforo totale, così come per i carichi, si evidenzia un incremento nel 2012 per la maggior parte dei tributari e per il totale dell'areale campionato (da 0,026 a 0,030 g P m⁻² a⁻¹). Gli aumenti maggiori hanno interessato il Ticino Immissario (80%), il Vevera (96%) e Strona e Erno (29 e 23% rispettivamente). Una diminuzione del 43% ha interessato invece il S. Bernardino, a conferma del progressivo miglioramento dello stato qualitativo di questo corso d'acqua.

Per l'azoto totale i contributi areali nel 2012 sono stati molto simili a quelli dell'anno precedente; per quasi tutti i tributari si è verificata una lieve riduzione (tra il 2 e il 7%, 40% nel caso del Vevera), ad eccezione del Bardello in cui i contributi sono aumentati del 50% circa. Le variazioni ricalcano quelle osservate per l'azoto nitrico, ovvero la forma prevalente di azoto. Anche i contributi areali di nitrati sono rimasti infatti pressoché invariati rispetto al 2011 (Tab. 5.2.5.).

I contributi sono aumentati in maniera evidente per quanto riguarda invece l'azoto ammoniacale, come era già stato evidenziato sia per le concentrazioni che per i carichi. I contributi areali di ammonio sono aumentati nel 2012 in tutti i corsi d'acqua ad eccezione del S. Bernardino (-18%), in alcuni casi del 100% e oltre (Ticino Immissario, Cannobino, Erno, Vevera, Bardello). L'aumento complessivo è stato del 70%, da 0,039 a 0,066 g N m⁻² a⁻¹. I contributi di azoto organico sono invece diminuiti nella maggior parte dei corsi

d'acqua, con un calo complessivo dall'areale campionato del 31%. Le riduzioni maggiori hanno interessato Strona e Tresa (rispettivamente 78 e 69%). I contributi arealisono invece aumentati in modo evidente per Vevera e Bardello, a causa principalmente dell'aumento delle concentrazioni in questi due corsi d'acqua.

Nel complesso non è quindi possibile descrivere una tendenza generalizzata per quanto riguarda i composti dell'azoto, mentre si osserva un peggioramenti complessivo, anche se contenuto (15%), rispetto al 2011 per i contributi di fosforo totale (Tab. 5.2.5. e Fig. 5.2.9.)

Tab. 5.2.5. Lago Maggiore. Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2011-2012 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
		2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Ticino Immissario	TIM	0,022	0,043	1,010	0,918	0,054	0,050	1,086	1,011	0,012	0,021
Maggia	MAG	0,012	0,021	1,272	1,289	0,118	0,064	1,401	1,374	0,015	0,015
Verzasca	VER	0,011	0,021	1,272	1,289	0,120	0,066	1,403	1,376	0,014	0,014
Cannobino	CAN	0,011	0,022	1,393	1,517	0,140	0,125	1,545	1,664	0,013	0,014
San Giovanni	SGI	0,032	0,040	1,842	1,654	0,138	0,079	2,011	1,774	0,029	0,030
San Bernardino	SBE	0,025	0,020	1,607	1,745	0,085	0,041	1,717	1,806	0,021	0,012
Toce Ossola	TOC	0,038	0,052	0,705	0,647	0,037	0,046	0,780	0,745	0,021	0,025
Strona	STR	0,061	0,092	1,422	1,545	0,241	0,053	1,724	1,691	0,034	0,044
Erno	ERN	0,008	0,036	1,676	1,655	0,075	0,087	1,759	1,777	0,030	0,038
Vevera	VEV	0,018	0,049	0,640	0,318	0,018	0,039	0,677	0,406	0,015	0,029
Bardello	BAR	0,180	0,420	1,435	1,718	0,173	0,554	1,788	2,692	0,201	0,214
Boesio	BOE	0,158	0,256	2,400	2,332	0,177	0,258	2,735	2,846	0,179	0,188
Tresa	TRE	0,092	0,154	1,536	1,582	0,256	0,080	1,883	1,816	0,045	0,043
Giona	GIO	0,016	0,024	1,354	1,360	0,137	0,116	1,506	1,500	0,032	0,033
Totale campionati		0,039	0,066	1,119	1,100	0,103	0,071	1,260	1,238	0,026	0,030
Ticino emissario	TEM	0,026	0,028	0,998	1,033	0,104	0,122	1,129	1,183	0,016	0,016

I contributi medi areali di fosforo più elevati rimangono quelli di Boesio e Bardello (rispettivamente 0,214 e 0,188 $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$). Tutti gli altri corsi d'acqua presentano contributi nettamente inferiori; assumendo però come obiettivo di qualità delle acque un contributo areale massimo di fosforo pari a 0,02 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$, i dati dell'ultimo triennio mostrano valori accettabili solo per Cannobino, S. Bernardino, Ticino Immissario, Maggia e Verzasca (Fig. 5.20). Il Vevera presenta un valore medio del triennio inferiore a 0,02 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$, ma le sue acque sono andate incontro ad un progressivo peggioramento, passando da 0,01 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nel 2010 a 0,03 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nel 2012. Un peggioramento analogo ha interessato Strona (da 0,02 a 0,04 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$), Erno (da 0,03 a 0,04 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$), S. Giovanni (da 0,02 a 0,03 $\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) e, limitatamente al 2012, Ticino Immissario. La situazione è rimasta invece stabile per Verzasca e Maggia, o addirittura migliorata per il S. Bernardino. Questo corso d'acqua, in controtendenza rispetto alla maggior parte dei tributari, è stato interessato negli ultimi anni da un miglioramento della qualità delle acque, evidenziato sia dai valori di concentrazione che dai carichi di fosforo e azoto. Il Torrente Vevera si conferma invece come il corso d'acqua interessato dal peggioramento più evidente dello stato qualitativo delle acque, con aumenti consistenti delle concentrazioni e dei carichi soprattutto di fosforo e di azoto ammoniacale.

Nel caso dell'azoto ammoniacale, solo pochi tributari (Tresa, Strona, Toce) presentano una situazione di compromissione con contributi areali superiori a $0,05 \text{ mg N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ come media del triennio (Fig. 5.2.10.). Tresa e Strona, così come Vevera, S. Giovanni e Ticino Immissario hanno visto inoltre un aumento dei valori nel triennio considerato. In alcuni casi i valori sono pressoché raddoppiati tra il 2010 e il 2012 (es. da $0,08$ a $0,15 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel Tresa). Gli altri tributari (Giona, Erno, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia) presentano una situazione più stabile, con contributi areali inferiori o pari a $0,02 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Per l'azoto organico infine (Fig. 5.2.11.), i tributari presentano una situazione alquanto eterogenea, con valori compresi tra gli $0,03 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ di Vevera e Cannobino e gli $0,15\text{-}0,16 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ di Tresa e Giona, come valori medi del triennio. Il resto dei tributari si colloca in una situazione intermedia, con valori compresi tra $0,06$ e $0,11 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. A differenza di quanto osservato per fosforo e azoto ammoniacale, per l'azoto organico non si è verificato un aumento dei contributi areali nel 2012 rispetto agli anni precedenti; al contrario, in alcuni corsi d'acqua i valori sono diminuiti, passando da $0,12\text{-}0,13$ a $0,06\text{-}0,07 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Toce, Ticino Immissario).

I dati nel loro complesso, soprattutto per quanto riguarda i composti dell'azoto, evidenziano una elevata variabilità interannuale dei contributi areali, dovuta in larga parte alla variabilità idrologica.

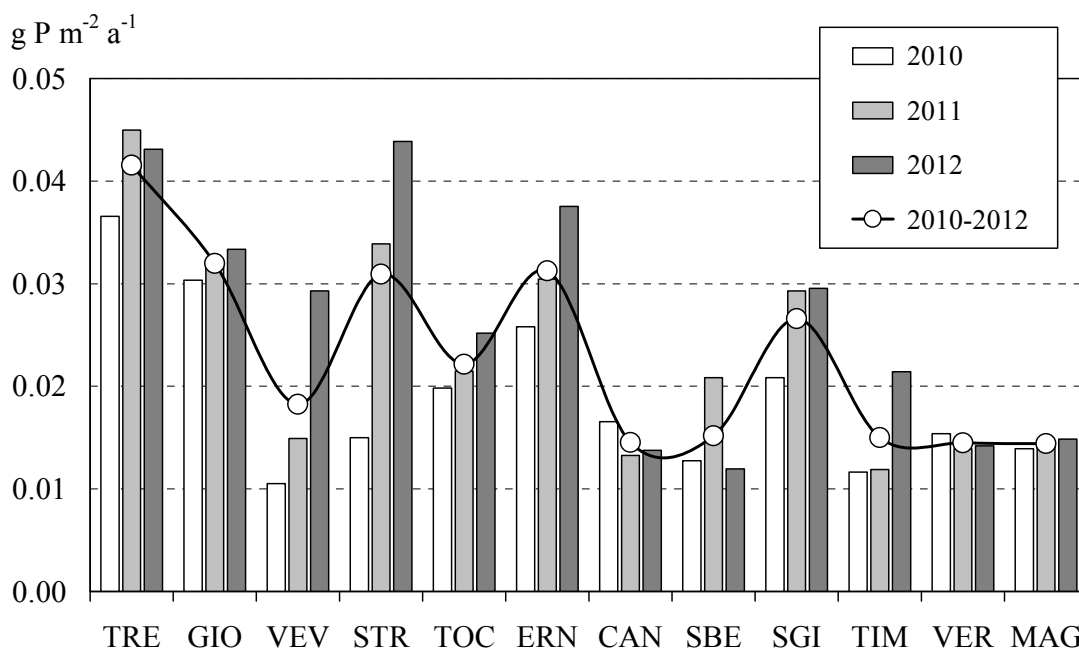


Fig. 5.2.9. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2010-2012.

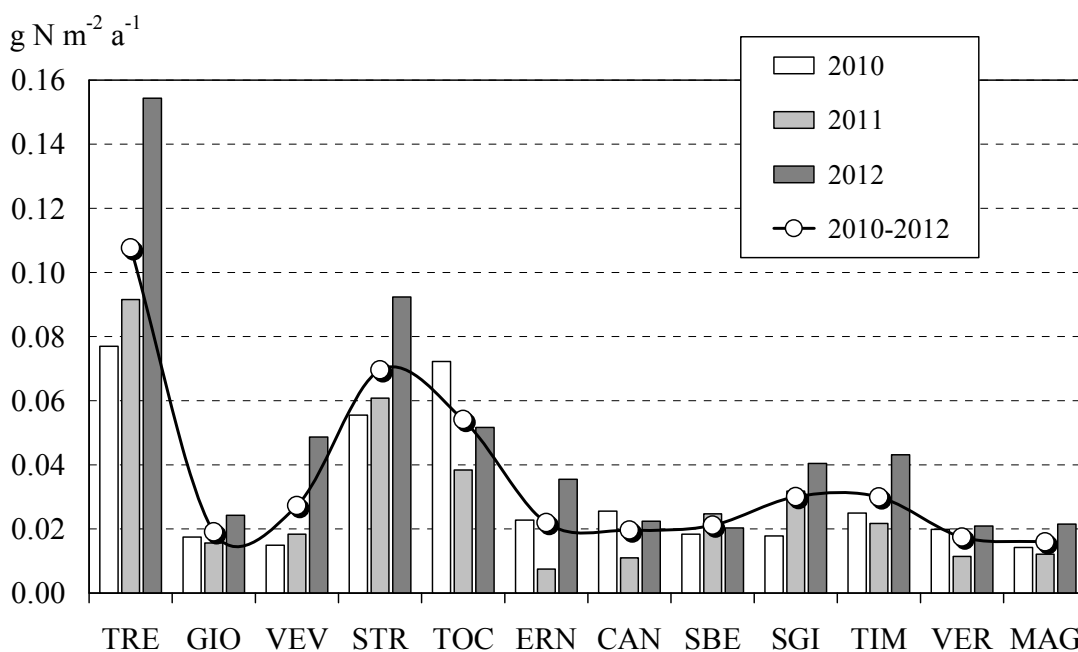


Fig. 5.2.10. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2010–2012.

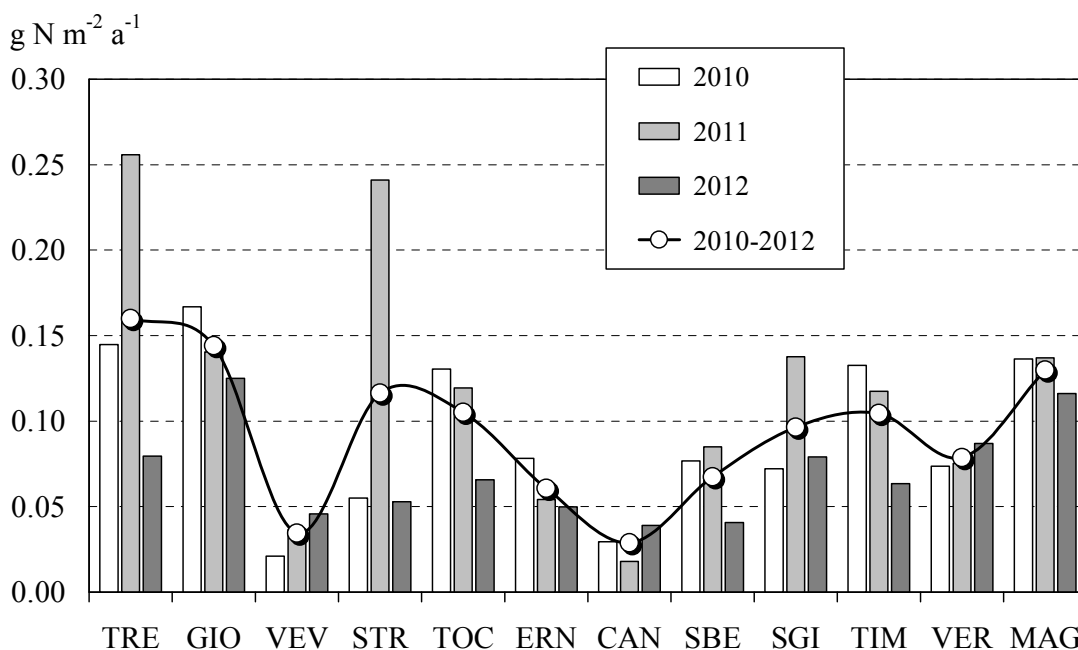


Fig. 5.2.11. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2010–2012.

Nella tabella 5.2.6. le tre diverse aree (Ticino, Piemonte e Lombardia) i cui apporti interessano il Lago Maggiore sono messe a confronto in termini di contributi medi areali. I valori calcolati per il 2012 sono presentati unitamente a quelli dei due anni precedenti. I dati evidenziano le differenze tra le tre aree, già emerse dall'analisi delle concentrazioni

medie areali. Le acque tributarie ticinesi sono caratterizzate da un buon livello qualitativo, soprattutto per quanto riguarda i contributi di fosforo totale ($0,019 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2012). Le acque piemontesi si collocano a un livello intermedio, con valori superiori a quelle ticinesi per il fosforo totale ($0,026 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e l'azoto ammoniacale ($0,052$ rispetto a $0,034 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e simili o addirittura inferiori per l'azoto organico ($0,052$ rispetto a $0,056 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Infine le acque lombarde presentano livelli ancora troppo elevati dei carichi areali sia del fosforo ($0,073 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2012) che dell'azoto ammoniacale e organico (rispettivamente $0,189$ e $0,154 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Per il fosforo la situazione evidenzia un peggioramento nel corso del triennio per tutti e tre gli areali, con un aumento complessivo dei contributi per le acque tributarie, da $0,022$ a $0,030 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Anche per l'azoto ammoniacale l'aumento dei contributi dall'areale lombardo (da $0,090 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2010 a $0,189 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel 2012) e ticinese (da $0,021$ a $0,034 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) ha comportato un aumento complessivo per le acque tributarie, da $0,047$ a $0,066 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Infine, per quanto riguarda l'azoto organico, i valori del 2012 mostrano una diminuzione dei contributi areali, dovuta principalmente al dimezzamento dei valori per l'areale ticinese (da $0,101$ a $0,056 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Tab. 5.7). Nel complesso le acque tributarie lombarde permangono in una situazione inaccettabile in termini di apporti di nutrienti a lago, soprattutto a causa della scarsa qualità delle acque di Bardello e Boesio. Decisamente migliore appare la situazione per l'areale piemontese, anche se alcuni corsi d'acqua (Vevera, Toce, Strona, Erno) necessitano di un controllo puntuale, soprattutto in relazione all'aumento dei carichi di fosforo e azoto ammoniacale osservato nel 2012. Buona risulta infine la situazione complessiva delle acque tributarie ticinesi.

Tab. 5.2.6. 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 2010-2012.

	2010			2011			2012		
	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg
Cantone Ticino	0,013	0,021	0,101	0,013	0,018	0,081	0,019	0,034	0,056
Piemonte	0,019	0,062	0,038	0,023	0,038	0,070	0,026	0,052	0,052
Lombardia	0,052	0,090	0,143	0,072	0,103	0,235	0,073	0,189	0,154
Acque tributarie	0,022	0,047	0,085	0,026	0,039	0,103	0,030	0,066	0,071

Bibliografia

- Rogora, M., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment*, 417-418: 214-223.
- Rogora, M., 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. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SUL QUINQUENNIO 2008-2012

6.1. Lineamenti idrologici

6.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

Le precipitazioni del bacino idrografico del Lago Maggiore nel quinquennio 2008-2012 sono state leggermente superiori alla media, rispetto ai periodi di riferimento (1978-2007 e 1921-1977).

L'andamento mensile del quinquennio rispetto a quello dei periodi di riferimento è riportato in figura 6.1.1a ed è caratterizzato da un andamento variabile con due picchi principali il maggiore dei quali a novembre, anziché a ottobre, e l'altro a maggio, leggermente inferiore a quello dei periodi di riferimento; si evidenziano altri due picchi minori a luglio e a settembre. Per quanto riguarda i minimi di piovosità si sono avuti a febbraio, ad agosto, a ottobre e a dicembre.

Analizzando gli anni del quinquennio, tabella 6.1.1a., si nota che l'anno in cui è piovuto meno è il 2011, con soli 1299 mm. Gli anni in cui è piovuto di più sono stati il 2008 con 2105 mm seguito dal 2010 con 1753 mm. Per quanto riguarda l'andamento mensile, i mesi meno piovosi sono stati febbraio 2012 con soli 9 mm e gennaio 2011 con 32 mm contro i 68 mm medi pluriennali; quelli più piovosi settembre 2008 e aprile 2009 con 297 mm e 296 mm rispettivamente.

Tab. 6.1.1a. Regimi delle precipitazioni del bacino del Lago Maggiore per il quinquennio 2008-2012 e periodi di confronto (1978-2007 e 1921-1977).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO	
Medie di bacino	2008	127	29	71	207	275	130	204	127	297	199	269	175	2105
	2009	48	145	144	296	68	189	188	122	135	73	158	121	1670
	2010	39	72	131	83	337	186	81	183	118	185	236	113	1753
	2011	32	38	97	28	82	207	276	114	105	64	237	41	1299
	2012	66	9	86	236	182	142	140	153	177	138	269	45	1639
	2008-2012	62	59	106	170	189	171	178	140	166	132	234	99	1693
1978-2007	73	59	96	166	206	159	132	159	184	197	132	74	1644	
1921-1977	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709	

In questi ultimi cinque anni il massimo primaverile (maggio) è stato inferiore a quello autunnale che si è posizionato a novembre anziché a ottobre, in contrasto con quanto avvenuto negli anni di riferimento, durante i quali il massimo primaverile ha superato quello autunnale.

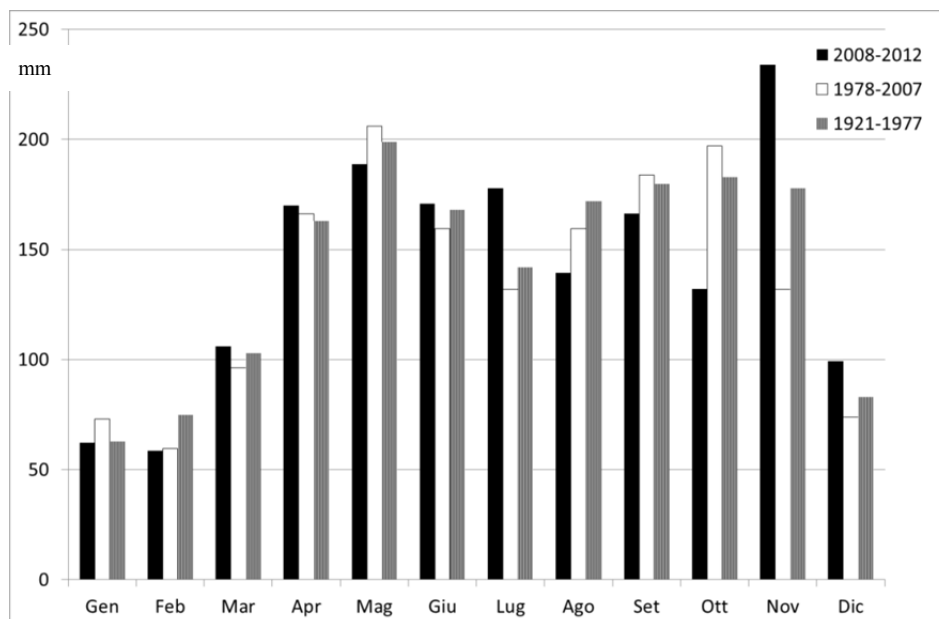


Fig.6.1.1a. Regime delle precipitazioni del bacino del Lago Maggiore per il quinquennio 2008-2012 e per i periodi di confronto (1978-2007 e 1921-1977).

6.1.2. Deflussi

Per quanto riguarda le portate dei maggiori tributari del lago, in tabella 6.1.2a. sono riportate le medie del quinquennio e quelle di confronto; si evidenzia un abbassamento delle medie quinquennali rispetto a quelle del periodo di riferimento per la Vevera e la Margorabbia abbastanza marcato, -55% e -30% rispettivamente, e per il Niguglia, il Boesio, il Toce e il Bardello mediamente intorno a -15%; un lieve abbassamento intorno a -5% per il San Bernardino e un innalzamento delle portate annuali per il Ticino Immissario, il Cannobino, la Tresa e il Ticino Emissario (mediamente intorno al 2%). Per tutti i corsi d'acqua l'andamento delle portate è stato inferiore alla media fino alla prima metà del 2009, quando un aumento di esse ha portato tali valori vicino a quelli di riferimento pluriennali fino al 2011, quando si sono registrati nuovamente valori inferiori alla media, per poi ritornare a valori prossimi a quelli medi pluriennali nel 2012.

Nella maggior parte dei corsi d'acqua l'andamento delle portate segue da vicino quello delle piogge, anche se spesso la loro distribuzione e la loro efficacia dipende molto dal periodo stagionale e dalla loro intensità. Va sottolineato che la diminuzione percentuale delle portate risulta comunque più accentuata di quella delle precipitazioni come si evidenzia bene in questo quinquennio, dove a valori medi leggermente superiori alla media per quanto riguarda le piogge si è comunque registrato un abbassamento medio delle portate, anche se con qualche eccezione.

Il cambiamento nel regime e nella tipologia delle precipitazioni influenza molto la loro efficacia per quanto riguarda la reale quantità d'acqua che può venire messa a disposizione dei fiumi e dei torrenti. Il rapporto piogge-portate non può più essere considerato lineare, di questo è importante tener conto soprattutto per una corretta gestione della risorsa idrica e per un più attento utilizzo delle acque dei corsi d'acqua. E' necessario prevedere una valutazione reale della quantità d'acqua in essi presente, anziché derivare statisticamente le loro portate o estrapolarle attraverso relazioni matematiche, dalle piogge.

Tab.6.1.2a. Confronto delle portate medie (m³/s) mensili ed annue del quinquennio 2008-2012 e medie di lungo periodo.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2003-2007 *	30.76	26.00	28.43	36.73	70.88	81.63	54.03	56.10	37.66	46.85	47.62	36.24	46.17
	1978-06	32.79	31.21	36.21	52.43	107.35	115.88	91.44	63.47	67.83	79.48	58.04	36.69	64.60
	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
CANNOBINO	2003-2007 *	4.46	4.33	5.28	8.10	8.29	6.39	4.96	7.09	7.82	11.15	11.24	10.48	7.52
	1978-06	2.37	2.37	4.24	8.07	9.09	6.31	4.36	3.73	6.56	9.02	5.96	3.63	5.49
S. GIOVANNI	2003-2007 *	0.36	0.35	0.54	1.76	1.57	0.52	0.58	0.62	0.68	1.48	2.08	1.94	1.00
	1978-06	1.16	0.98	1.74	3.47	3.75	2.76	1.91	1.20	2.78	4.02	2.86	1.31	2.30
S. BERNARDINO	2003-2007 *	1.20	1.74	3.45	7.54	9.18	5.77	2.46	5.86	4.89	5.86	4.79	3.02	4.65
	1978-06	2.15	2.17	4.94	11.71	14.91	8.06	4.78	3.94	9.30	12.31	6.96	3.08	7.02
	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
TOCE	2003-2007 *	24.53	22.40	23.49	39.05	82.08	88.28	48.24	46.49	45.21	38.36	51.72	29.40	44.97
	1978-06	27.45	26.83	34.81	60.25	112.04	112.91	83.38	61.71	69.35	87.07	60.04	34.01	64.25
	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	2003-2007 *	2.40	1.74	1.56	1.51	1.91	3.54	1.73	1.43	1.60	2.33	1.53	2.26	1.89
	1979-03	2.83	2.25	3.19	5.96	8.11	6.74	3.95	2.59	3.62	8.14	5.95	3.81	4.67
	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	2003-2007 *	0.63	0.56	0.64	0.85	0.87	0.58	0.38	0.42	0.61	0.72	0.74	0.83	0.65
	1978-06	0.71	0.61	0.95	1.47	1.59	1.11	0.69	0.54	0.90	1.60	1.06	0.69	1.00
VEVERA	2003-2007 *	0.69	0.47	0.37	0.50	0.50	0.28	0.18	0.14	0.16	0.15	0.29	0.36	0.34
	1978-06	0.59	0.49	0.59	0.79	0.92	0.69	0.40	0.30	0.40	0.90	0.65	0.50	0.60
BARDELLO	2003-2007 *	2.47	1.96	1.80	1.73	2.20	1.91	1.48	0.86	1.19	1.26	1.58	2.03	1.71
	1978-06	2.69	2.46	2.86	3.19	4.20	3.83	2.60	1.34	2.28	3.07	2.89	2.43	2.83
	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	2003-2007 *	1.32	1.24	1.24	1.62	2.03	1.22	2.41	1.19	1.35	1.41	2.26	1.88	1.25
	1978-04	1.49	1.13	1.62	2.44	2.81	2.09	1.41	0.88	1.43	2.49	2.06	1.30	1.77
MARGORABBIA	2003-2007 *	1.10	1.21	1.33	1.97	2.31	1.53	0.86	0.75	0.66	0.74	1.49	1.14	1.49
	1978-06	2.55	2.28	3.39	4.64	5.35	4.03	2.26	1.52	2.47	5.38	4.52	2.40	3.43
TRESA	2003-2007 *	11.04	8.72	10.11	17.77	20.15	20.49	13.06	11.89	12.88	15.72	14.54	11.58	12.63
	1978-06	14.36	11.65	17.33	30.11	39.69	33.38	21.67	15.25	21.69	32.15	25.71	15.54	22.99
	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.	2003-2007 *	135.84	126.58	141.82	203.10	265.03	294.33	218.17	183.81	185.14	173.20	204.11	184.38	193.06
	1978-06	148.27	142.61	180.56	290.20	455.06	422.32	337.16	249.27	263.79	401.62	250.62	176.88	278.29
	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

Dati ricostruiti

(*) Dati in attesa di validazione

Dati parziali

– Dati mancanti

6.2. Caratteristiche idrodinamiche del Lago Maggiore

Gli aspetti idrodinamici che hanno caratterizzato il Lago Maggiore negli ultimi decenni derivano dal quel complesso di meccanismi che riguardano l'interconnessione tra il lago e gli ambienti circostanti, in particolare gli scambi di massa e di energia calorica e meccanica con l'atmosfera sovrastante e con l'areale che circonda il corpo idrico. In questo contesto saranno qui trattati quegli aspetti che, oltre a fornire un quadro generale della dinamica fisica del lago, sono anche di vitale importanza per i processi chimici e biologici.

Del corpo idrico saranno quindi analizzate le serie storiche pluriennali e dell'ultimo quinquennio relative a:

- contenuto di calore;
- profondità di mescolamento invernale;
- stabilità termica;
- ossigenazione lungo la colonna d'acqua.

6.2.1. Contenuto di calore

Con i dati di temperatura dell'acqua del Lago Maggiore anni raccolti dal 1963 al 2012 è stato calcolato il contenuto calorico con cadenza mensile, il cui andamento è rappresentato in Fig. 6.2.1.

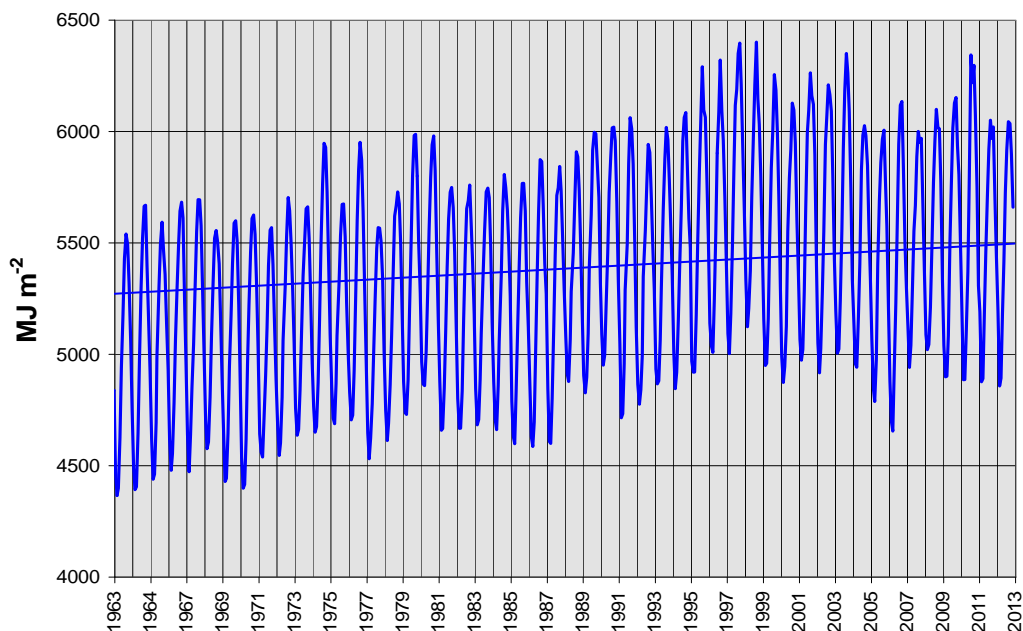


Fig. 6.2.1. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2012.

Oltre alla marcata evidenza del ciclo stagionale, va notata la grande variabilità dei massimi e minimi annuali. Il trend generale della serie mostra un netto incremento sino al termine degli anni novanta, cui segue una stabilizzazione e un leggero calo dopo il 2002 (Fig. 6.2.1.).

I valori minimi annuali, che si collocano normalmente nel periodo Febbraio-Marzo, sono compresi tra 4398 MJ m⁻² (1963) e 5003 MJ m⁻² (1997) mentre i più elevati,

collocati nel periodo Agosto-Settembre, risultano compresi tra 5540 MJ m^{-2} (1963) e 6424 MJ m^{-2} (1998). Negli ultimi 5 anni, ad eccezione del Luglio 2010 (6344 MJ m^{-2}), sia i dati invernali che estivi hanno subito una graduale diminuzione (Fig. 6.2.1a). Nella stessa figura è rappresentata anche la serie dei bilanci termici annuali del lago che mostrano un andamento molto variabile, sufficientemente aderenti a quello del contenuto massimo di calore. È quindi evidente che il bilancio termico annuale del lago dipende in modo prevalente dalla quantità di calore assorbita durante la stagione calda, come dimostrato dalla significativa ($r=0,66$) correlazione statistica tra il bilancio termico (B_t) e il contenuto massimo di calore ($Q_{t_{\max}}$), mentre la stessa dipendenza non esiste tra B_t e il contenuto minimo ($Q_{t_{\min}}$).

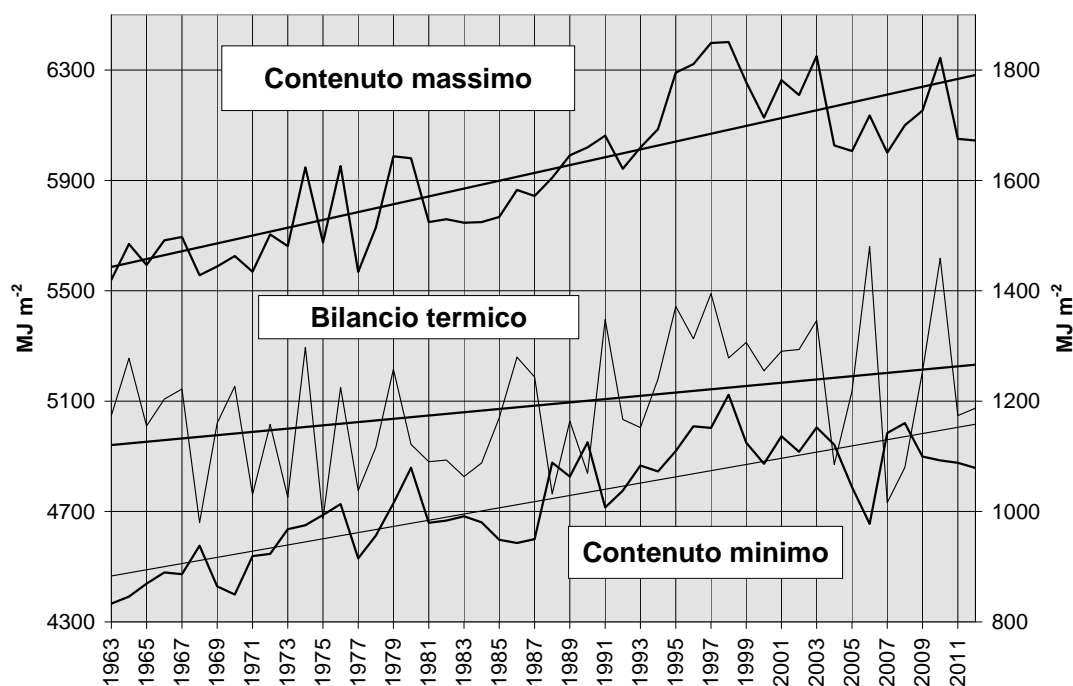


Fig. 6.2.1a. Andamento del contenuto massimo (estivo), minimo (invernale) di calore e del relativo bilancio termico (riferito all'asse secondario) nel Lago Maggiore dal 1963 al 2012 (MJ m^{-2}).

6.2.2. Profondità del mescolamento invernale

La caratteristica idrodinamica più importante dei laghi profondi sudalpini riguarda la modalità con cui avviene il mescolamento verticale che, per la loro collocazione geografica nella fascia temperata, si verifica una sola volta all'anno e cioè al termine dell'inverno limnologico (nel Maggiore all'incirca alla fine di Febbraio). Poiché nel nostro caso si tratta di un bacino di elevata profondità, l'omogeneizzazione delle acque può avvenire in maniera completa, cioè giungere sino al fondo del lago, o interessare solo una parte più o meno cospicua della massa liquida e ciò in dipendenza di caratteristiche meteorologiche invernali che possono essere particolarmente fredde e ventose o relativamente miti. Gli eventi di circolazione totale, tuttavia, a seguito dei mutamenti climatici in atto, in particolare per l'incremento invernale della temperatura dell'aria e per

la riduzione del vento, sono diventati l'eccezione anziché la regola, come è stato accertato nel Lago Maggiore negli ultimi 60 anni.

Come già specificato a proposito delle indagini di limnologia fisica iniziate nel 1963, le profondità di mescolamento verticale sono state determinate con un doppio sistema di valutazione. La misura diretta in lago di alcuni elementi atti ad identificarla (temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, nitrati e silicati) e il calcolo di un parametro (M) che sintetizza numericamente le variabili meteorologiche che intervengono nell'omogeneizzazione delle acque.

La serie delle suddette profondità riscontrate dal 1951 ad oggi a seguito dei moti convettivi sono riportate in Fig. 6.2.2.: le barre verticali indicano le profondità interessate dall'inserimento di acque fredde di provenienza litorale o di fusione della coltre nevosa convogliata nella zona ipolimnica del lago (Ambrosetti et al., 2010). Come si può osservare nella stessa figura negli ultimi 5 anni la massima profondità di mescolamento si è verificata nel 2012 (circa -150 m) mentre un'ossigenazione delle acque profonde (sotto i -300 m) si è avuta nel 2009.

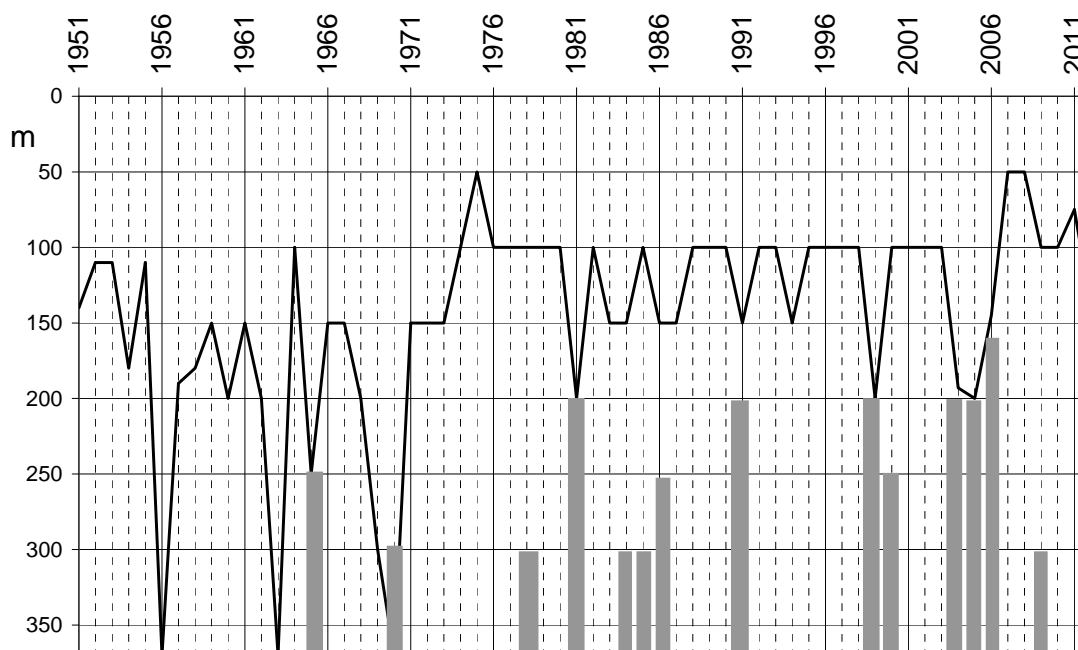


Fig. 6.2.2. Profondità del mescolamento verticale tardo invernale nel Lago Maggiore nel periodo 1951-2012 (linea continua). Le barre verticali indicano inserimenti di acqua negli strati ipolimnici del lago.

6.2.3. Stabilità termica

Sulla base di quanto esposto nei paragrafi precedenti si evince che la circolazione verticale invernale di tipo convettivo in un lago profondo come il Maggiore è un evento che oggi si verifica in maniera completa solo in casi del tutto particolari. Infatti, il lavoro necessario per ottenere l'omogeneizzazione della massa d'acqua deve essere in grado di vincere non solo il gradiente di densità tra i vari strati, che deriva dalla loro differenza di temperatura o dalla presenza eventuale di soluti, ma anche di superare la pressione idrostatica della colonna d'acqua che determina un incremento della stabilità del lago con

la profondità. L'incidenza sulla densità dell'acqua è tale da determinare ogni 100 m un suo aumento pari a quello causato dalla diminuzione di temperatura di 0,2 °C.

In figura 6.2.3. sono riportate, per il periodo 1963-2012, gli andamenti delle stabilità termiche totali, relative cioè all'intera colonna d'acqua, valutate nei due momenti cruciali della dinamica lacustre, ossia in occasione del contenuto calorico minimo (che si verifica con la massima circolazione verticale invernale) e del suo contenuto massimo che si ha con la più pronunciata stratificazione termica estiva. Mentre esiste un'elevata significatività della correlazione tra i contenuti minimo e massimo di calore, come visto in precedenza, perché la quantità presente in estate influenza anche quella che si ritrova in inverno, non sussiste significatività statistica tra la stabilità invernale ed estiva. La ragione di ciò va ricercata nel fatto che il ruolo determinante della stabilità è assunto dalle dimensioni degli strati mescolati sia in estate che in inverno e tra queste due situazioni non vi è relazione evidente. Da rilevare nel grafico l'elevato valore assunto dalla stabilità nel Febbraio 2007, evento determinato dal forte riscaldamento dello strato superficiale in seguito a condizioni climatiche estremamente "calde". Ne è conseguito l'isolamento dello strato profondo tanto che il mescolamento verticale ha raggiunto solo 50 m di profondità. Per le stesse ragioni si è avuto un alto valore di stabilità nel 2008 tornato a valori nella media negli anni successivi.

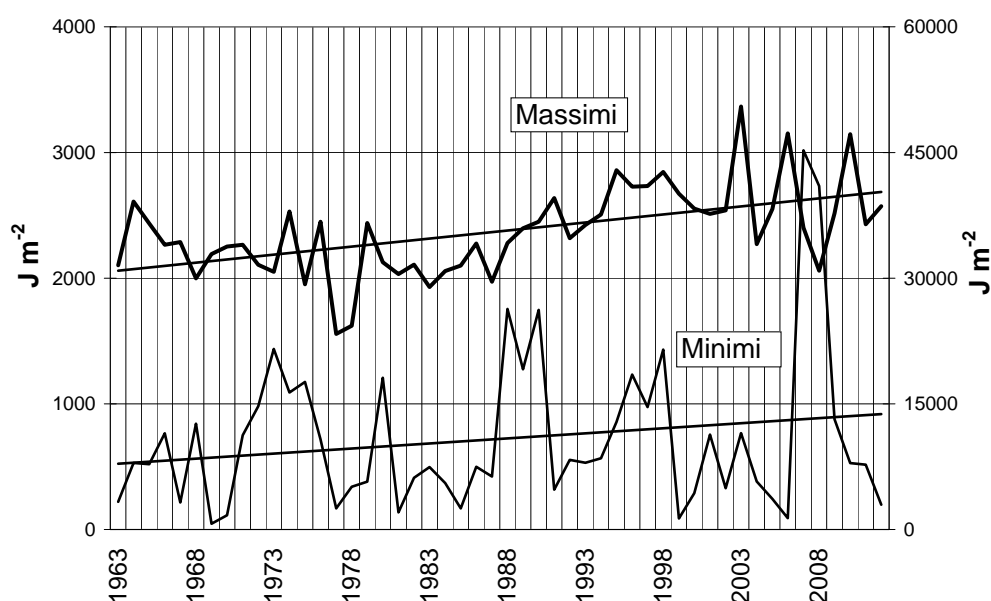


Fig. 6.2.3. Andamento della stabilità termica massima estiva e minima invernale ($J m^{-2}$) nel Lago Maggiore dal 1963 al 2012. All'asse secondario vanno riferiti i valori minimi.

6.2.4. Ossigenazione

In Fig. 6.2.4. sono riportati gli andamenti del contenuto medio di ossigeno disciolto ($mg l^{-1}$) degli ultimi cinque anni, lungo tutta la colonna d'acqua.

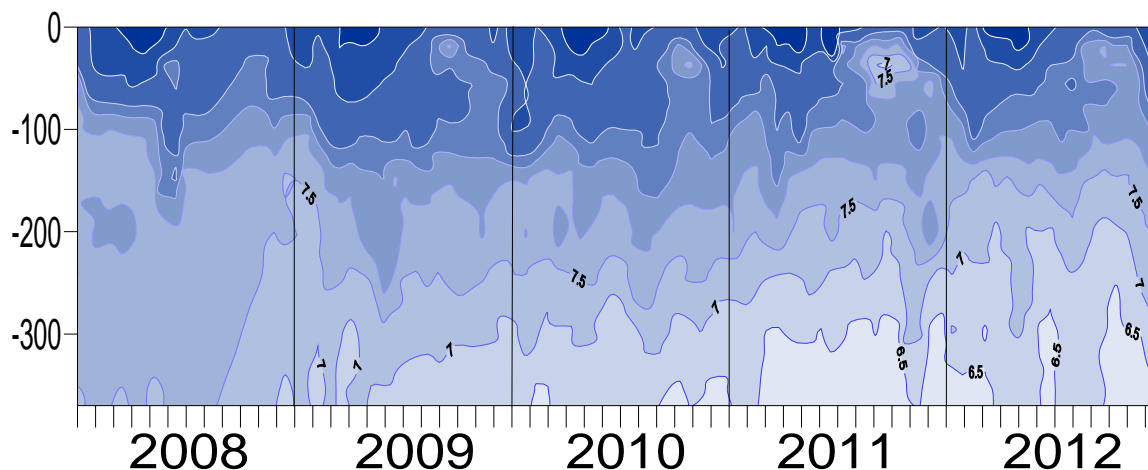


Fig. 6.2.4. Andamento del contenuto medio di ossigeno disciolto mg l^{-1} nelle acque del Lago Maggiore. Quinquennio 2008-2012.

La figura mette in evidenza gli episodi dell'inverno 2009 e dell'autunno 2011 dovuti non a mescolamenti convettivi ma piuttosto a discesa in profondità di acqua densa e fredda di provenienza fluviale o litorale come discusso nei Rapporti CIP AIS relativi ai suddetti anni. Nonostante questi due episodi verificatisi nel corso degli ultimi cinque anni, sotto i 200 metri di profondità si assiste ad una riduzione dell'ossigeno: l'isolinea dei 7 mg l^{-1} sul fondo all'inizio di maggio 2009 risale sino a -200 m nell'autunno del 2012. Dal 2010 al 2012 nell'ipolimnion profondo compare anche l'isolinea dei 6.5 mg l^{-1} , assente nel 2008 e 2009.

6.2.5. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri

Stabilire il tempo reale medio di residenza dell'acqua entro un bacino complesso quale il Lago Maggiore rappresenta un problema di fondamentale importanza per la limnologia teorica ed applicata (Ambrosetti et al., 2003).

Per questo a partire dal 2008 è stato creato un modello numerico- matematico dedicato ad una stima sempre più esatta del tempo di residenza delle acque del lago e che tenga conto, oltre all'idrologia del bacino imbrifero, soprattutto della sua circolazione interna, intesa quest'ultima come valutazione quantitativa dei movimenti longitudinali, trasversali e verticali delle acque del lago alle diverse quote batimetriche in rapporto alla sua struttura termica, ai parametri meteorologici ed idrologici responsabili del processo.

Si è proceduto alla creazione di un modello matematico multidimensionale denominato TRIM-LM e dei codici di calcolo per il trasferimento di calore e di massa che è stato già ampiamente descritto nei rapporti CIP AIS dei singoli anni. Un'indagine preliminare è stata condotta nel 2008 con lo scopo di mettere a punto e utilizzare le linee guida di simulazioni numeriche, sviluppate per studiare le scale temporali dell'idrodinamica e dei fenomeni di trasporto nel Lago Maggiore. Nel 2009 si è proceduto in una serie di simulazioni per studiare la sensibilità e il comportamento dell'idrodinamica del lago in rapporto alle sollecitazioni dei parametri idro-meteorologici, allo scopo di raffinare la risposta e la validità del modello in modo che si adeguasse con maggior precisione alle conoscenze attuali di limnologia fisica. Ciò ha permesso un più stretto accordo tra misure e simulazioni, una più accurata valutazione sia dei coefficienti di scambio attraverso la superficie libera che delle associate

temperature di riferimento. La messa a punto del modello ha permesso simulazioni numeriche per la determinazione dei tempi di residenza osservando il trasporto convettivo-diffusivo di un tracciante conservativo (cioè non reagente).

Il modello discreto del lago usato nel presente studio è riportato in Fig. 6.2.5 e mostra come il corpo d'acqua sia stato idealmente suddiviso in celle di calcolo con dimensioni orizzontali di 250x250 m, mentre lungo la profondità sia stato diviso in 50 strati, più raffittiti nei livelli superiori: tutto questo per un totale di 877.500 celle.

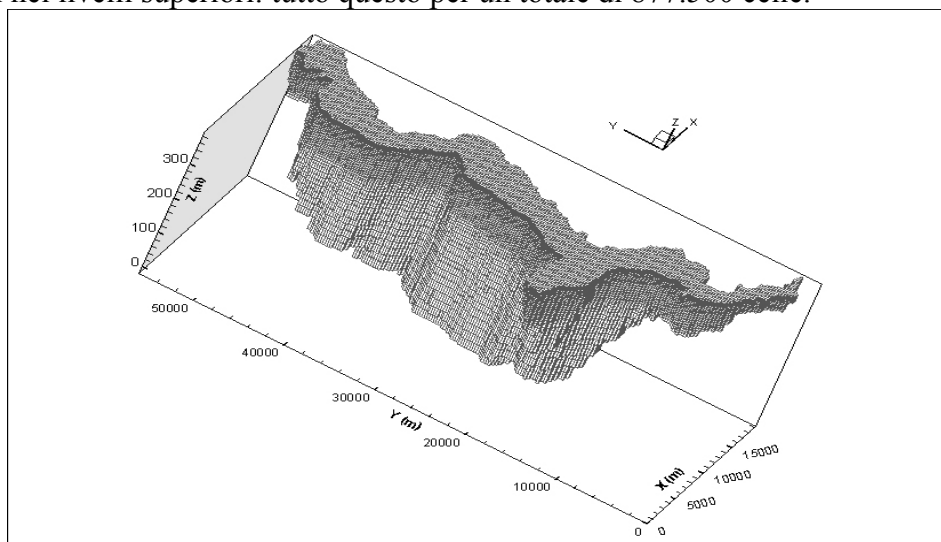


Fig. 6.2.5. Rete di maglie sull'intera geometria del Lago Maggiore

Tralasciando i risultati circa le distribuzioni 3D di velocità e temperatura, sostanzialmente quasi uguali a quelli già descritti in dettaglio nel rapporto della Campagna 2008 (il che conferma la sostanziale correttezza della nuova calibrazione effettuata), ci si è focalizzati dapprima sugli spostamenti di 72 markers langragiani privi di massa per un periodo di due anni, inseriti in diverse posizioni nel lago al tempo zero di una simulazione multi annuale. Da rilevare che l'applicazione del metodo dei markers privi di massa (non reattivi) trasportati da campi di moto 3D calcolati con sistemi CFD (Computational Fluid Dynamics) può essere considerato un "approccio recente" (Castellano et al., 2008; Castellano & Dinelli, 1975; Castellano, et al. 1977) Successivamente si sono focalizzati gli spostamenti di altri 202 markers privi di massa sempre calcolati nell'ambito della citata simulazione numerica tridimensionale estesa sul periodo temporale di 4 anni, aumentando così il precedente periodo di 2 anni di simulazioni presentato nel rapporto 2009 (Ambrosetti et al., 2009).

I 202 markers considerati sono stati divisi in due gruppi: quelli inizialmente immersi nel lago (tra 0 e 370 metri di profondità), con la velocità di questo, e riferiti come "markers-ambiente" e il gruppo di quelli che all'istante $t=0.0$ furono immessi negli affluenti con le velocità di scarico di questi, e riferiti come "markers-fiume" : le rispettive posizioni iniziali sono elencate nella tabella 2.2 del rapporto 2010.

La maggior parte dei markers "ambiente" sono stati collocati a diverse profondità nella zona più a Nord del lago spostati verso l'ingresso del Ticino. I rimanenti sono stati collocati a profondità del lago crescenti verso Sud e spostati quanto più possibile verso Ovest. Incrociando le informazioni derivanti dalle traiettorie orizzontali con quelle delle variazioni verticali di ciascun marker è stato possibile ricostruire i loro spostamenti nei quattro anni di durata programmati dalla simulazione.

I risultati hanno indicato che:

- delle acque della zona più a Nord del lago circa il 12% riesce ad uscire in tempi compresi tra i 600 e i 1100 giorni e sono quelli che si mantengono nello strato compreso nei primi 100 metri di profondità (a partire dalla superficie libera);
- un 13% riesce a percorrere tra i 40 e i 50 km in direzione della zona di uscita, sempre mantenendosi entro i 100 m di profondità;
- un 12% riesce a percorrere tra i 30 e i 40 km in direzione della zona di uscita, sempre mantenendosi entro i 100 m di profondità;
- un 9% riesce a percorrere tra i 20 e i 30 km in direzione della zona di uscita, sempre mantenendosi entro i 100 m di profondità;
- un 5% si avvicina moltissimo in tempi compresi tra i 900 e i 1000 giorni ma poi si riallontanano dalla zona di uscita;
- il rimanente 51% precorre meno di 20 km (da intendere lungo la direzione ideale verso la zona di uscita) o affonda.

Dei rimanenti markers “ambiente”, che partono da zone a sud dell’ingresso del Ticino e da profondità maggiori di 100 m, solo 3 raggiungono l’uscita in tempi tra i 900 e i 1000 giorni. Gli altri si avvicinano in media fino a 20-30 km dall’uscita ma quasi tutti a profondità superiori a 100 m.

Tutti i markers partiti dalle sezioni di ingresso degli affluenti, esclusi quelli del Ticino e del Maggia, raggiungono la sezione di uscita in tempi compresi tra i 250 e i 1100 giorni.

In sostanza si è potuto riassumere quanto segue:

- le acque nella fascia compresa nei primi cento metri di profondità hanno tempi di residenza compresi tra un minimo di 1 anno e un massimo di 4-5 anni;
- le acque degli affluenti hanno un tempo di residenza tra i 250 e un massimo di 1000 giorni. Da questa valutazione vanno escluse le acque del Ticino e del Maggia alle quali si potrebbero attribuire tempi dell’ordine dei 3-4 anni;
- le acque più profonde hanno tempi di residenza ancora non quantificabili ma certamente dell’ordine di un numero di anni a 2 cifre. Va comunque notato che si rilevano anche alcune zone dove i markers riescono a risalire anche fino in superficie.

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 nel 2011 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 poi un controllo decisivo sulla stratificazione termica, sul ricambio degli strati lacustri, sulla diluizione degli inquinanti e su tutti i processi biogeochimici.

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. E’ stato posto 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. Di questo si è tenuto conto nel prosieguo della determinazione del tempo reale di ricambio delle sue acque.

Si è successivamente proseguito con simulazioni CFD 3D riguardanti la propagazione nel Lago Maggiore di un inquinante idrosolubile non-reattivo. In una prima situazione il

tracciante è assunto immesso con continuità nel Fiume Ticino immissario, nella seconda il tracciante parte come una macchia “spot” collocata nelle adiacenze della foce del Fiume Toce. Così come nel caso dei markers privi di massa, i tempi di residenza del tracciante idrosolubile sono calcolati come differenza tra l’istante di avvio alla bocca di uscita del Ticino emissario dal lago e l’istante di partenza. La condizione di “arrivo” è stata considerata raggiunta quando la concentrazione all’uscita è pari a 0,1 mg l⁻¹.

Lo scopo era quello di evidenziare l’effetto, molto sensibile, della diffusività effettiva (essenzialmente orizzontale, mentre quella verticale risulta di molto inferiore), dovuta al regime di turbolenza del lago. La modesta penetrazione del tracciante, di principio, meriterebbe certamente uno studio più accurato che però esula dall’obiettivo di queste simulazioni, che era infatti solo quello di valutare la differenza fra i tempi di residenza puramente idraulici, stimati mediante l’uso di markers lagrangiani privi di massa, e un tempo di residenza ragionevolmente rappresentativo di un tracciante idrosolubile e soggetto alla diffusività molecolare e alla diffusività turbolenta.

Dall’analisi svolta sinora risulta che i tempi di residenza di un tracciante idrosolubile sono, sino a circa 12 metri di profondità, tendenzialmente meno di un quarto di quelli relativi ai markers lagrangiani privi di massa partiti da posizioni analoghe. Per profondità maggiori, a fine Agosto, si trovano valori allineati all’andamento temporale di quelli delle profondità maggiori valutate con i markers lagrangiani.

Un terzo livello di interesse riguarderebbe i tempi di residenza di traccianti biodegradabili o comunque reagenti. Problema decisamente più complesso e certamente non univoco in quanto dipendente dalle cinetiche di reazione, diverse per ogni specie e in funzione delle condizioni chimiche, fisiche e biologiche del corpo idrico.

Bibliografia

- 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.
- Ambrosetti, W., Barbanti L. & N. Sala. 2003. Residence time and Physical processes in lake. International Conference on Residence Time in Lakes: Science, Management, Education. September 29th- October 3rd Bolsena Viterbo, *J. Limnol.* 62 (Suppl.): 1-15.
- Ambrosetti, V., L. Barbanti, E.A. Carrara, A. Ferrari & A. Rolla. 2009. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 77-88.
- Castellano L., Ambrosetti W. & N. Sala. 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., Colombo, A., & A. Tozzi. 1977. Numerical-Differential Model for the Dispersion of Heat and Pollutants in Sea Environments, (Technical Report CALISMA/MATEC prepared for ENEL-CRTN, Centro di Ricerca Termica e Nucleare), Milano (Italy).
- Castellano, L., & G. Dinelli. 1975. Experimental and Analytical Evaluation of Thermal Alteration in the Mediterranean, *Int. Conference on Mathematical Models for Environmental Problems; University of Southampton, September 8-12, 1975. Pentech Press (London)*

6.3. Indagini sullo zooplancton e sulla rete trofica pelagica attraverso analisi di isotopi stabili

6.3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica

Il complesso delle analisi relative agli isotopi stabili di carbonio e azoto degli organismi appartenenti al comparto zooplanctonico pelagico del Lago Maggiore permette di caratterizzare alcuni tratti importanti della dinamica stagionale dei differenti taxa. I campionamenti sono stati effettuati in tre stazioni lacustri (Ghiffa, Baveno, Lesa) per la cui descrizione si rimanda al Report annuale della Campagna 2008 (Manca *et al.*, 2009). In ognuno degli anni del quinquennio è stato dato rilievo, oltretutto ai tratti della dinamica stagionale, ad aspetti specifici (i.e. analisi del segnale litorale, analisi del seston e analisi della componente ittica), in modo da chiarire, in aggiunta alle modificazioni nella dinamica stagionale, anche i fattori di controllo delle stesse. I primi dati, relativi all'anno 2008 sono serviti a tipizzare le variazioni nella linea di base, e come esse potessero essere rappresentate dal segnale isotopico di carbonio e azoto del principale "particle feeder", *Daphnia* (Fig. 6.3.1.). Per essere legittimati a fare ciò, sono stati analizzati anche campioni di materiale sestonico nell'intervallo dimensionale utile ($76 \leq \mu\text{m} \leq 126$) per gli organismi componenti il mesozooplancton. Essendo inoltre interessati a verificare come (vale a dire attraverso quanti e quali livelli) la base alimentare venisse incorporata nei più alti livelli della rete pelagica, nel 2008 sono stati oggetto di indagine anche i principali pesci zooplanctivori (vale a dire, coregone, agone e l'invasore gardon) di età inferiore o uguale ai 3 anni. Il complesso dei dati acquisiti ha permesso in primo luogo di verificare una sostanziale omogeneità tra le diverse stazioni, fatto che ha consentito fin dal 2008 di considerare i campioni prelevati in zone diverse del lago come vere e proprie repliche. È emersa una sostanziale corrispondenza tra il Lago Maggiore e i laghi profondi quali il Lemano, ove in precedenza erano stati intrapresi studi di dinamica stagionale degli organismi zooplanctonici (Perga & Gerdeaux, 2006). Tali tratti generali della dinamica stagionale sono riassumibili nella tendenza verso valori meno negativi (vale a dire meno impoveriti nell'isotopo più pesante) del segnale isotopico del carbonio con il progredire del riscaldamento delle acque dall'inverno ai mesi estivi, con un graduale ritorno alle condizioni invernali a partire dai mesi autunnali. Diversi sono i fattori che possono influenzare questo ciclo, puntualmente verificatosi nei diversi anni da noi analizzati. Uno di questi è la temperatura ambientale, capace di influenzare la solubilità del carbonio e le possibili fonti di sostegno alla produzione fitoplanctonica (Caroni *et al.*, 2012). L'altro è la struttura e la composizione degli organismi che maggiormente contribuiscono al seston in ambiente quali il Lago Maggiore, vale a dire gli organismi componenti il fitoplancton (Caroni *et al.*, 2012). Dati in letteratura, anche risultanti da esperimenti di laboratorio, hanno infatti messo in luce come organismi a differente forma e rapporto superficie/volume possono differire nell'uptake del carbonio (Popp, 1998), sì da poter spiegare le variazioni stagionali osservate. Tuttavia, dati ottenuti anche in ambienti molto diversi dal Maggiore sembrerebbero oggi suggerire che a predominare sia proprio l'effetto della temperatura e dei fattori relativi alla stratificazione termica delle acque con il progredire della stagione. In laghi profondi quali il Maggiore, sono infatti ben evidenti sugli organismi zooplanctonici gli effetti della stratificazione termica, con un evidente tendenza di alcuni organismi, quali i ciclopidi, a preferire acque più profonde, come indicato dai valori più negativi del segnale isotopico del carbonio (Manca *et al.* 2010; Fig. 6.3.2.). I dati del segnale isotopico di questi organismi sembrerebbero anche

suggerire come essi siano poco legati ai cladoceri quanto a rapporti trofici: essi potrebbero nei diversi momenti dell'anno utilizzare maggiormente i rotiferi, piuttosto che i cladoceri (Visconti *et al.*, 2013). Ad analoghe conclusioni giunse anche Perga (com. pers.) analizzando i dati relativi ai copepodi del Lemano. Tuttavia, analisi dei rotiferi sono lungi dall'essere intraprese per la difficoltà di trattare organismi così piccoli quando il livello minimo di peso necessario per ottenere analisi attendibili del contenuto isotopico si attesta su valori dell'ordine del milligrammo di peso secco. Per le stesse ragioni, le analisi dei copepodi si sono limitate alle sole componenti adulta e subadulta delle loro popolazioni, trascurando gli stadi naupliari e quelli iniziali di copepodite.

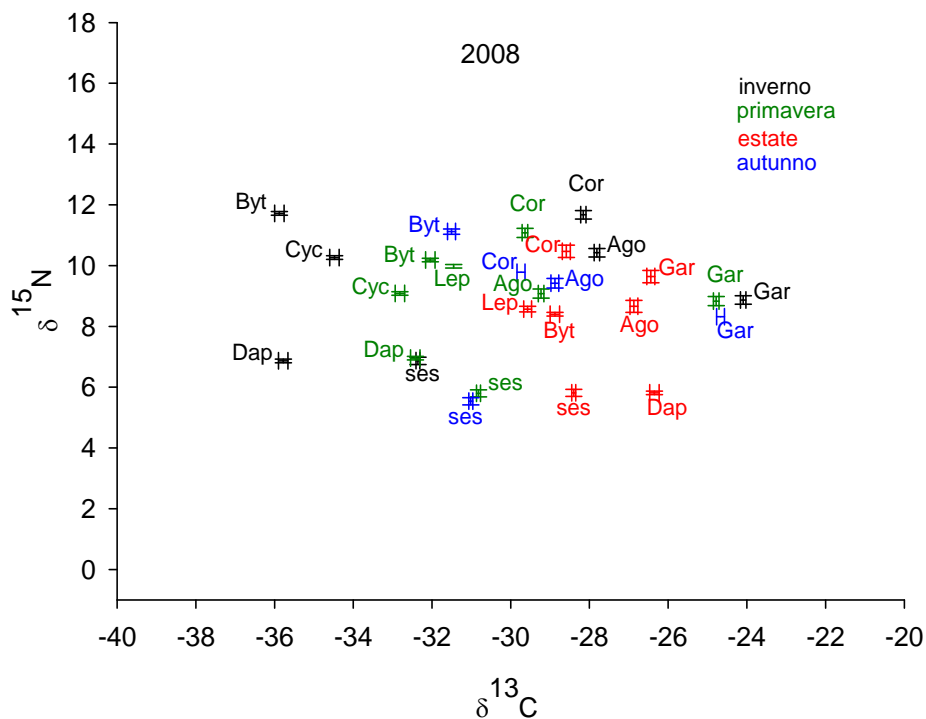


Fig. 6.3.1. Grafico trofochimico relativo al popolamento zooplanctonico, del seston e dei pesci zooplanctivori del Lago Maggiore nell'anno 2008 (\pm D.S; cfr. testo).

I dati del 2008 sono serviti anche a tracciare la dinamica stagionale del segnale isotopico dell'azoto, sia quella della linea di base del pelago, sia quelle degli organismi ad essa relazionabili, attraverso rapporti diretti e mediati, che definiscono i ruoli trofici dei diversi taxa zooplanctonici. Nel caso dell'azoto, i valori massimi osservati sono risultati inferiori a quelli riportati per il Lemano (Perga & Gerdeaux, 2006), confermando quanto atteso, essendo il Lemano più arricchito in nutrienti algali rispetto al Maggiore. Il risultato forse più interessante deriva dall'analisi delle variazioni stagionali taxa-specifiche dell'arricchimento del segnale isotopico dell'azoto nel corso dell'anno. E' infatti risultato come tale arricchimento non sia costante durante l'anno, ma esso vari da valori più elevati in inverno a valori più bassi in primavera-estate. Tale risultato, ottenuto grazie al fatto che i campionamenti erano effettuati nelle diverse stagioni dell'anno, da un lato contrasta con quanto assunto dai modelli comunemente usati per l'analisi delle reti trofiche e dall'altro mette in luce la necessità di meglio considerare anche l'importanza dei rapporti tra litorale e pelago. Emerge infatti come la transizione tra valori più arricchiti rispetto alla linea di base e valori meno arricchiti in uno stesso taxon

zooplanctonico sia legata allo spostamento dei pesci zooplanctivori dal litorale al pelago lacustre (Visconti *et al.*, 2013). Tale migrazione è risultata evidente anche grazie all'applicazione di un modello misto dinamico (*Dynamic Baseline Mixing Model*; Woodland *et al.*, 2012) ai segnali isotopici dei pesci. Tale modello consente di tener conto del variare nel tempo del segnale isotopico della linea di base che serve a identificare il variare nel tempo delle fonti alimentari, tenendo conto inoltre dei parametri di accrescimento dei tessuti dei pesci.

I dati del 2008 e quelli del 2009 hanno consentito di mettere in luce come un andamento stagionale molto simile del segnale isotopico del carbonio interessi sia la linea di base del pelago sia quella del litorale (Figs. 6.3.1., 6.3.2.). Quest'ultimo è risultato variare entro un ambito simile a quello del pelago, ma con valori tendenzialmente meno negativi rispetto ai primi. Solitamente, gli studi sugli isotopi stabili, quand'anche prendano in esame le variazioni stagionali, si limitano a considerare il litorale come invariato nel tempo e nello spazio. Le analisi condotte nei primi due anni di indagini hanno al contrario messo in luce come, non tenendo conto delle variazioni anche del segnale isotopico del litorale, si possano ottenere stime non corrette, sopra- o sotto-stimate a seconda dei casi, delle fonti pelagiche/litorali a supporto dello zooplancton pelagico.

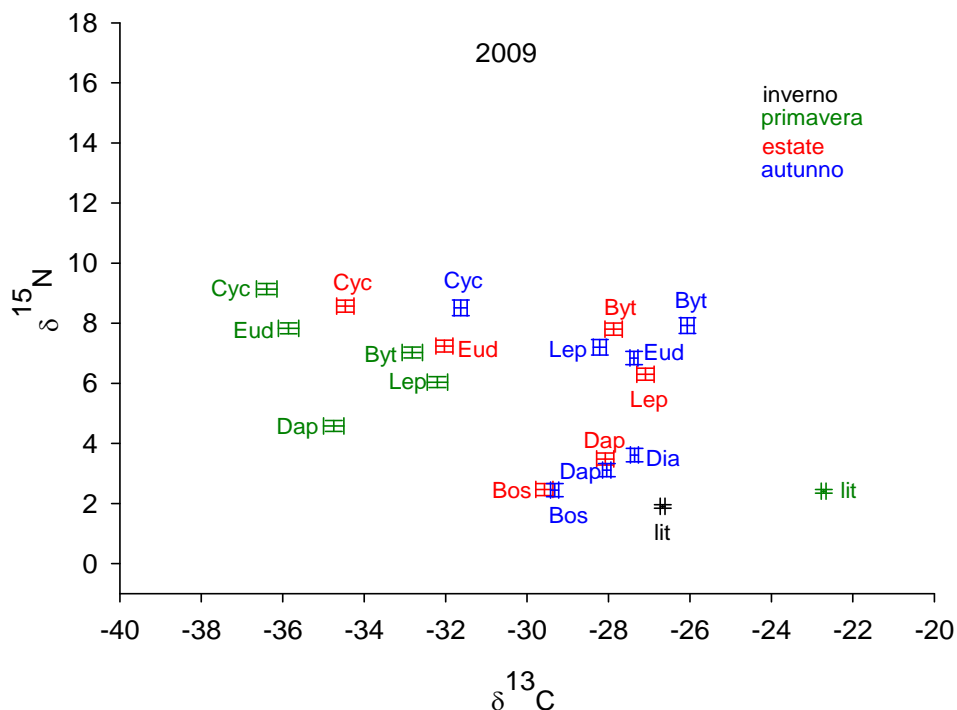


Fig. 6.3.2. Grafico trofochimico relativo al popolamento zooplanctonico e del litorale del Lago Maggiore nell'anno 2009 (\pm E.S; cfr. testo).

I dati dei cinque anni sono serviti a mettere in luce anche come l'utilizzo di *Daphnia* come indicatore della linea di base del sistema pelagico possa portare a trarre erranee conclusioni, seppure motivato dalla presenza costante nell'arco dell'anno e da un'ottima correlazione con il segnale isotopico del seston (Manca *et al.*, 2009). La linea di base dovrebbe, infatti, rappresentare il più basso livello cui poter riferire i segnali degli organismi nei diversi livelli trofici. Verificato tale requisito, *Bosmina*, sembrerebbe maggiormente rappresentativa di tale linea di base, quanto meno durante il periodo nel

quale essa compare nel pelago, avendo essa i valori minimi del segnale isotopico dell'azoto, inferiori rispetto a quelli di *Daphnia*. Il fatto che *Bosmina* presenti il minimo livello di arricchimento, molto prossimo a zero, del segnale isotopico dell'azoto sta ad indicare, con tutta probabilità, la sua capacità di utilizzare anche cianobatteri o altre fonti rispetto a *Daphnia*. Il riferimento alla corretta fonte alimentare è infatti fondamentale per l'esatta interpretazione dei rapporti trofici: ad esempio, quando riferita al consumatore primario *Bosmina*, *Leptodora* risulta in estate correttamente interpretata come consumatore secondario, pur in situazioni nelle quali il suo segnale isotopico dell'azoto sembri essere sovrapposto a quello e.g. di *Daphnia* (Fig. 6.3.2.).

Le analisi via via più dettagliate, rese possibili anche grazie alla standardizzazione delle metodiche di laboratorio, che ha notevolmente migliorato l'efficienza nella raccolta e nel trattamento dei campioni, sono servite a confermare negli anni 2010-2012 i rapporti e i ruoli trofici tra gli organismi del mesozoo plancton (Figs. 6.3.3., 6.3.4., 6.3.5.). La rappresentazione attraverso grafici trofici infatti altro non è se non una rappresentazione schematica della nicchia trofica e del livello di sovrapposizione della stessa. L'analisi dei grafici riprodotti nelle figure (2009) consente di vedere come, ad esempio, in piena estate (agosto) *Diaphanosoma* abbia il medesimo ruolo trofico di *Daphnia*, essendo appieno sovrapposti i loro "fingerprint" isotopici di carbonio e azoto. Analogamente, la sovrapposizione nello stesso momento dell'anno di *Bosmina* e *Daphnia* (e.g. nella primavera del 2012) sembrerebbe essere resa possibile in virtù delle buone condizioni di disponibilità di alimento tipiche del periodo primaverile.

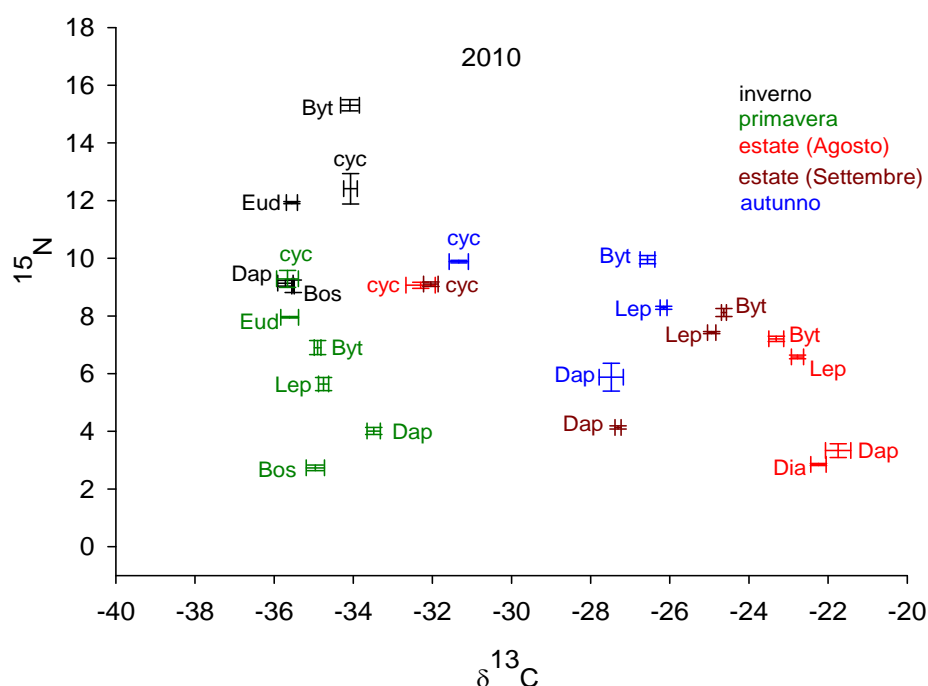


Fig. 6.3.3. Grafico trofochimico dei segnali isotopici degli organismi zooplanctonici campionati nelle tre diverse stazioni del pelago lacustre nel corso del 2010. I colori consentono di identificare i diversi campionamenti eseguiti nei quattro momenti stagionali. In particolare, il nero si riferisce al campionamento invernale, il verde a quello primaverile, il rosso e il marrone a quelli estivi, l'azzurro al campionamento autunnale

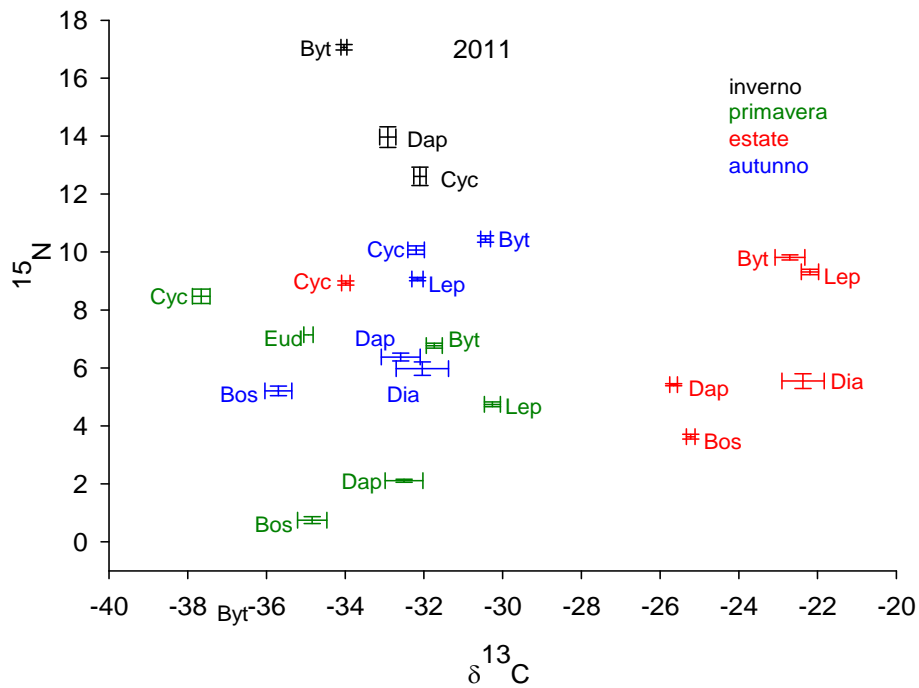


Fig. 6.3.4. Grafico trofochimico riassuntivo dei segnali isotopici di carbonio e azoto dei taxa zooplanctonici che componevano il popolamento zooplanctonico di rete del Lago Maggiore nei quattro momenti stagionali del 2011. Ogni punto sul grafico rappresenta la media di sei repliche; le barre verticali e orizzontali si riferiscono, all'errore standard delle misure del segnale isotopico del carbonio e dell'azoto, rispettivamente.

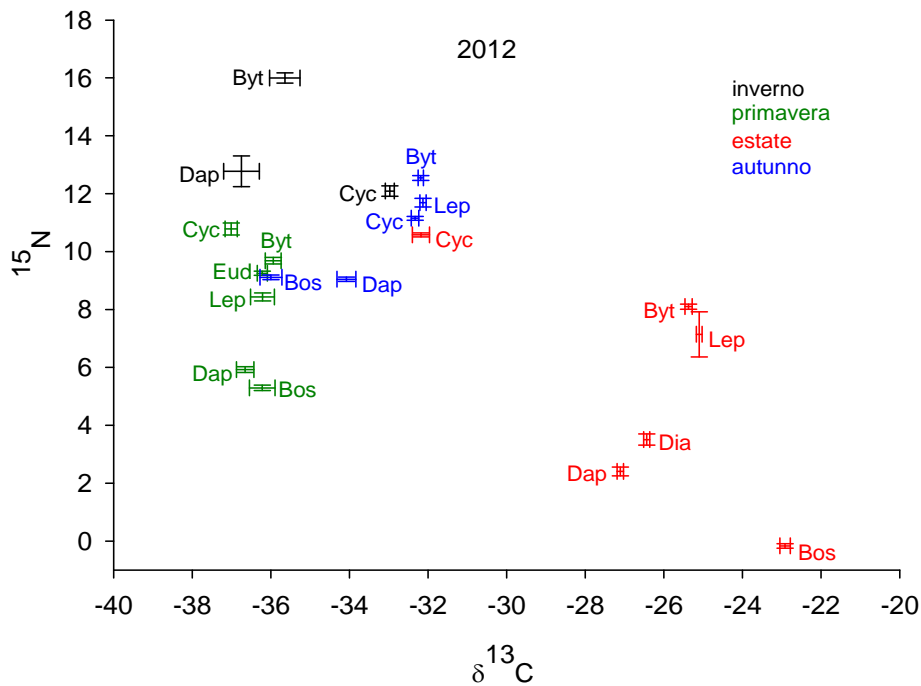


Fig. 6.3.5. Grafico trofochimico relativo al popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore nell'anno 2012. I dati isotopici sono stati ottenuti dalla media dei valori stagionali nelle stazioni (\pm E.S.).

6.3.2. Indagini sullo zooplancton

Nell'arco del quinquennio variazioni interannuali nella densità di popolazione dei differenti gruppi componenti lo zooplancton di rete sono state evidenziate sia per la stazione di Ghiffa, per la quale sono disponibili dati a lungo termine, sia per altre due, di Lesa e di Baveno, la prima in zona basso lago, la seconda in zona soggetta all'influenza delle torbide del Fiume Toce. Il confronto tra le tre stazioni ha permesso, anno dopo anno, di mettere in luce tratti comuni e differenze nella presenza numerica e nella dinamica stagionale dei diversi taxa. In generale, la stazione di Lesa è stata caratterizzata da una maggiore abbondanza numerica del popolamento, e da una maggiore importanza della componente a cladoceri rispetto alle altre due stazioni. In tutte e tre le stazioni, il massimo sviluppo numerico è stato puntualmente registrato a maggio, mese nel quale i rotiferi e, in misura minore, i copepodi hanno avuto il picco di abbondanza. Massimi livelli di abbondanza primaverile sono stati rilevati negli anni 2011 e 2012 nella stazione di Ghiffa, mentre in quelle di Baveno e Lesa i valori di maggio sono risultati più elevati negli anni 2008 e 2010. Il significato di tali differenze è tuttavia abbastanza limitato, in quanto risultato di campionamenti stagionali attraverso i quali picchi di densità determinati dalle componenti del popolamento a taglia minore (rotiferi e stadi giovanili di copepodi), a rapida crescita numerica, possono essere sottostimati. Tuttavia, l'esperienza maturata nell'arco di trent'anni di monitoraggio dello zooplancton lacustre consente di affermare che i periodi scelti sono quelli più rappresentativi per delineare tendenze ed eccezioni nella serie a lungo termine dello zooplancton del lago. Nei diversi anni del quinquennio sono stati osservati diversi livelli di densità numerica nel periodo autunnale, in taluni casi responsabili di un secondo picco in densità successivo al declino del periodo estivo. In particolare, nel 2009, il picco autunnale è risultato molto simile a quello primaverile in tutte e tre le stazioni. Al contrario, nel 2010, i livelli di densità numerica del popolamento sono risultati molto ridotti e simili a quelli estivi. Tale variabilità interannuale è anche un tratto caratteristico dell'evoluzione recente del lago, come sottolineato in rapporti precedenti.

L'analisi del popolamento a copepodi permette di evidenziare come, anche per il quinquennio 2008-2012, tendano a prevalere, soprattutto nella stazione di Ghiffa, i diaptomidi. Tuttavia, l'analisi dei grafici in figura 6.3.6. consente di rilevare un aumento nell'importanza dei ciclopidi nelle fasi primaverile ed estiva, nell'anno 2012 in estate e in autunno. Tale incrementata presenza potrebbe essere interpretata come un ritorno a condizioni pre-oligotrofizzazione del lago.

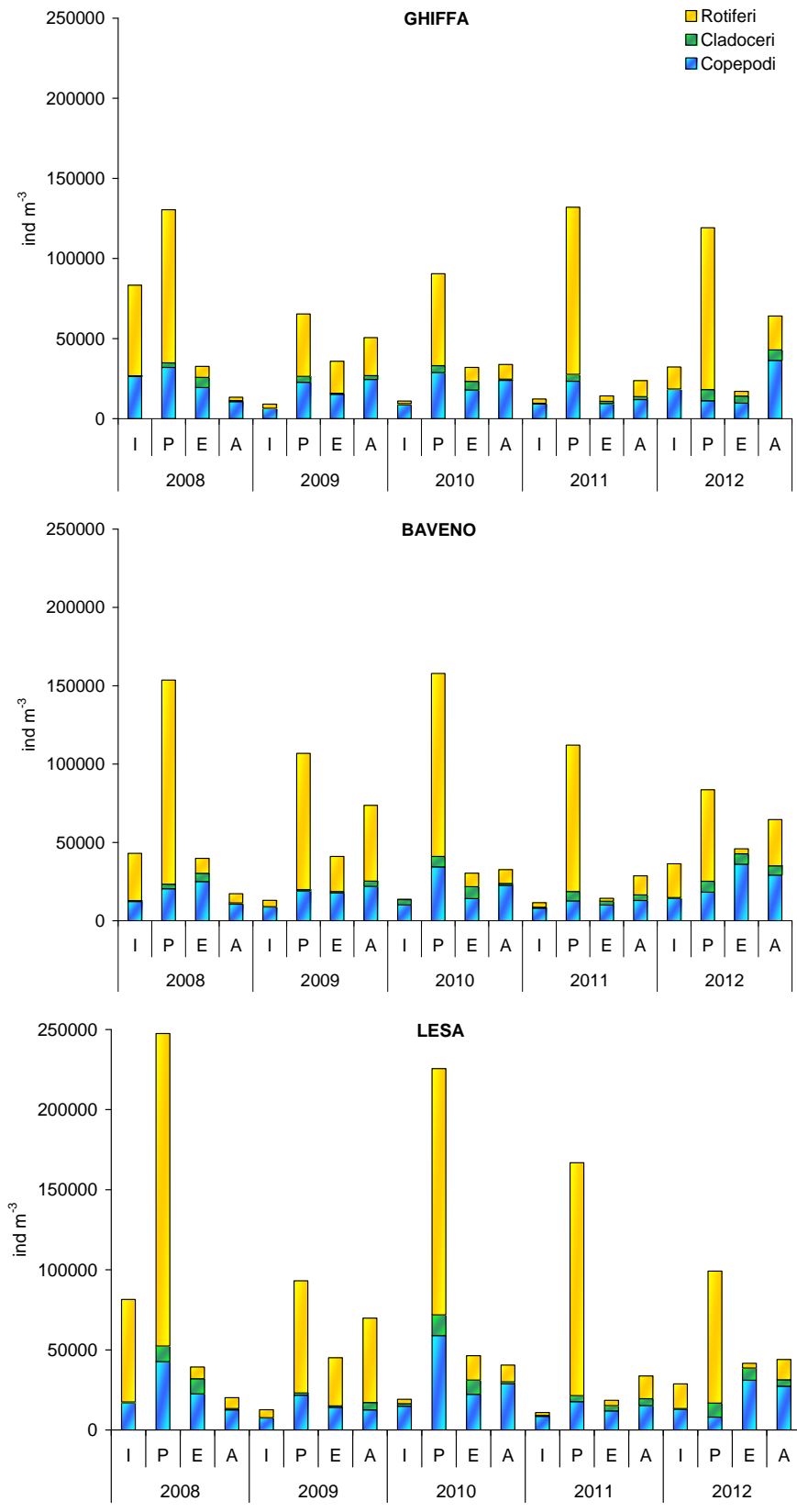


Fig. 6.3.6. Densità di popolazione delle tre componenti costituenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore nel quinquennio 2008-2012.

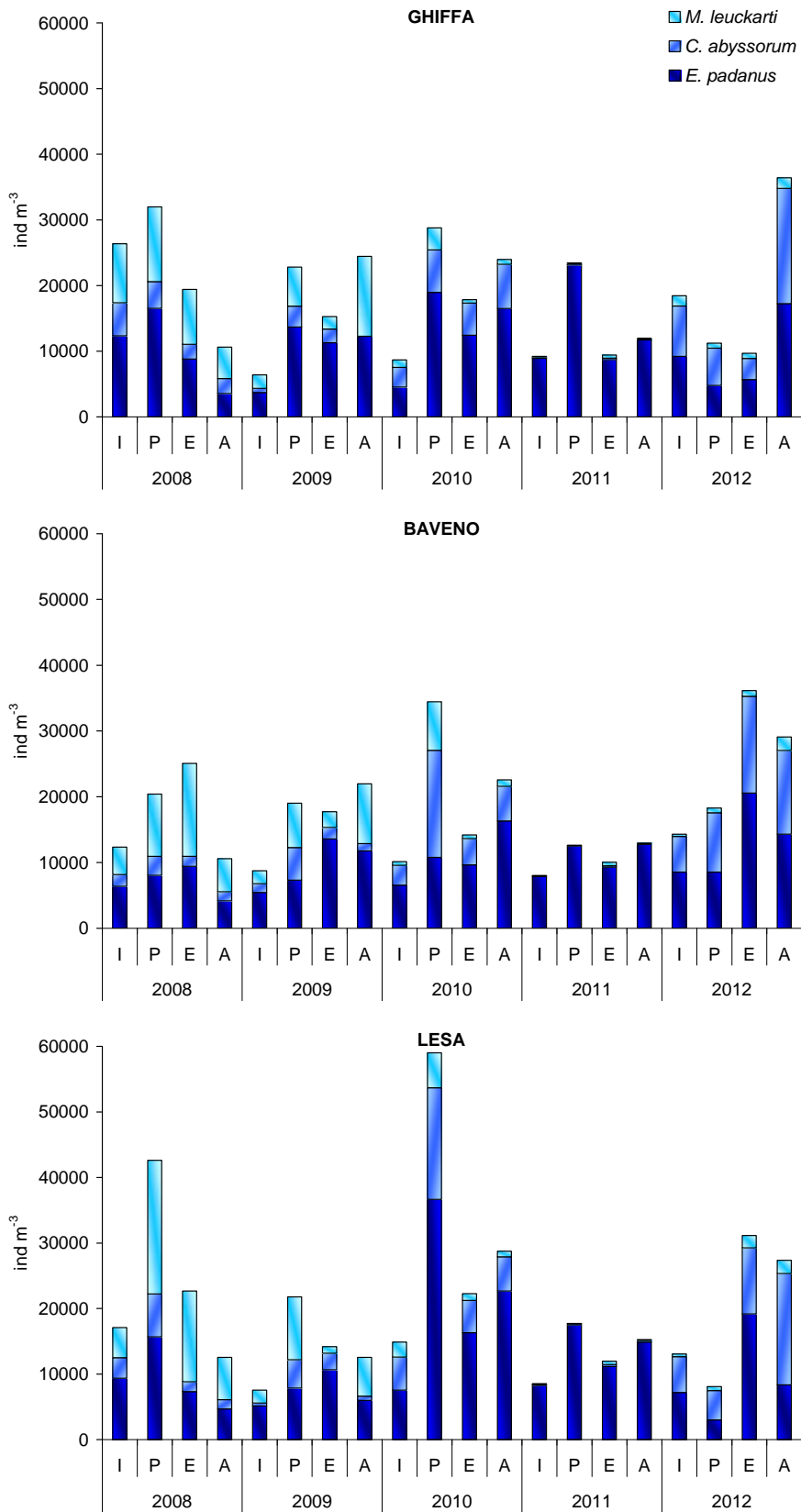


Fig. 6.3.7. Densità di popolazione dei Copepodi del Lago Maggiore nel quinquennio 2008-2012.

All'interno del popolamento a cladoceri, per i quali i dati di abbondanza sono risultati nettamente più elevati nella stazione di Lesa rispetto a quanto rilevato nelle altre due, è stato possibile negli anni del quinquennio evidenziare con una discreta regolarità la transizione, nell'arco dell'anno da un popolamento primaverile, dominato da *Daphnia*, ad uno estivo, dominato da *Diaphanosoma*. A queste due fasi di massima presenza numerica dei cladoceri non predatori, ha fatto seguito, nel 2012, una seconda, fase di massima presenza numerica in autunno. In questa fase, a predominare è stata la specie *Eubosmina longispina*, nelle stazioni di Ghiffa e Baveno presente su livelli di densità comparabili a quelli rilevati, in primavera per *Daphnia*. Analogamente, nella stazione di Lesa il picco massimo del quinquennio è stato rilevato nella primavera 2010 a carico di *Eubosmina*. Tale aumentata presenza rappresenta anch'essa un ritorno a condizioni pregresse, e conferma che quanto osservato nel quinquennio 2003-2007 era l'inizio di una nuova fase dell'evoluzione a lungo termine dei cladoceri, rispetto a quanto in precedenza rilevato. L'analisi dei grafici relativi ai cladoceri consente anche di mettere in luce come i predatori *Leptodora* e *Bythotrephes* abbiano raggiunto i livelli massimi di densità numerica in estate, successivamente al picco in densità di *Daphnia*. I livelli rilevati nella stazione di Lesa sono risultati decisamente più elevati di quelli delle altre due stazioni, soprattutto per *Leptodora kindtii* nell'anno 2010 e per *Bythotrephes longimanus* nel 2012. Analogamente, pur con livelli più bassi, a Ghiffa è stata massima l'importanza di *Leptodora* nel 2010, e di *Bythotrephes* nel 2012. I due predatori sono oramai caratterizzati da valori di densità numerica dello stesso ordine di grandezza, differente da quanto veniva osservato negli anni pre-oligotrofizzazione del lago (i.e. anteriori all'inizio della sua ascesa numerica nel 1988-1992), quando *Bythotrephes* era una presenza effimera nel plancton del lago.

Anche per la componente a rotiferi (Fig. 6.3.8.) Lesa è risultata essere la stazione nella quale sono stati rilevati i valori più alti di densità numerica registrati durante i picchi primaverili, tranne che nel 2012 quando il valore massimo primaverile è stato invece riscontrato nella stazione di Ghiffa. Nonostante, come è già stato sottolineato in precedenza, quella a rotiferi sia la componente più volubile dello zooplancton, per la quale campionamenti solo stagionali potrebbero portare a una sottostima della popolazione, il campionamento stagionale consente comunque di fare delle considerazioni di carattere generale. Il confronto pluriennale evidenzia che il popolamento a rotiferi è risultato essere costituito da 8 taxa predominanti (*Notholca acuminata-labis*, *Conochilus unicornis-hippocrepis*, *Kellicotia longispina*, *Polyarthra* spp., *Trichocerca* spp., *Synchaeta* spp., *Keratella* spp. e *Asplanchna priodonta*). In particolare si è potuto osservare un cambiamento nel contributo relativo dei taxa durante il picco primaverile. Infatti, mentre durante gli anni 2008-2010 la composizione era caratterizzata dalla presenza di *Keratella*, *Synchaeta*, *Polyarthra* e *Notholca*, negli anni 2011-2012 si è potuto osservare un cospicuo aumento relativo dell'abbondanza del rotifero coloniale *Conochilus*.

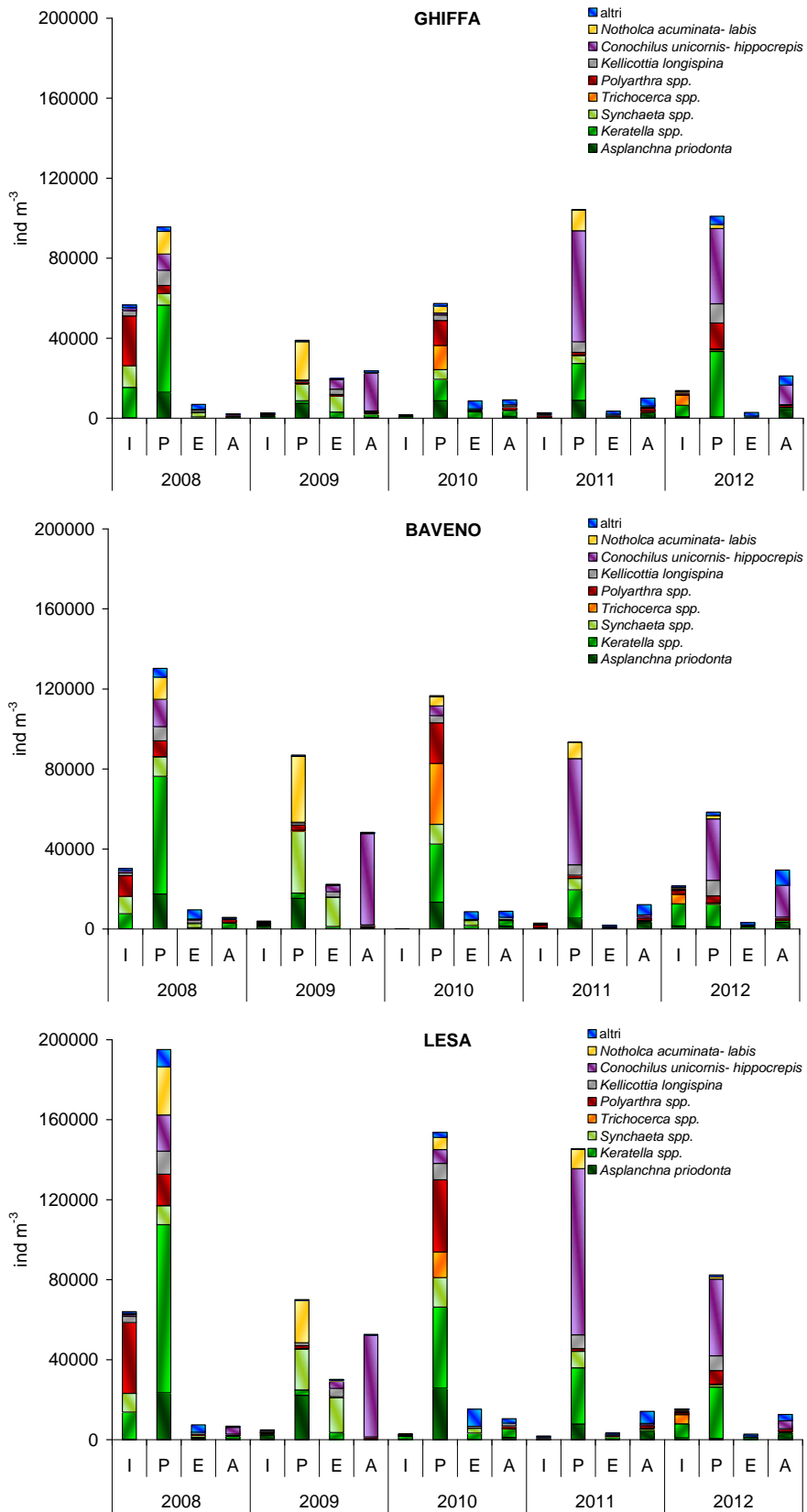


Fig.6.3.8. Densità di popolazione dei Rotiferi del Lago Maggiore nel quinquennio 2008-2012.

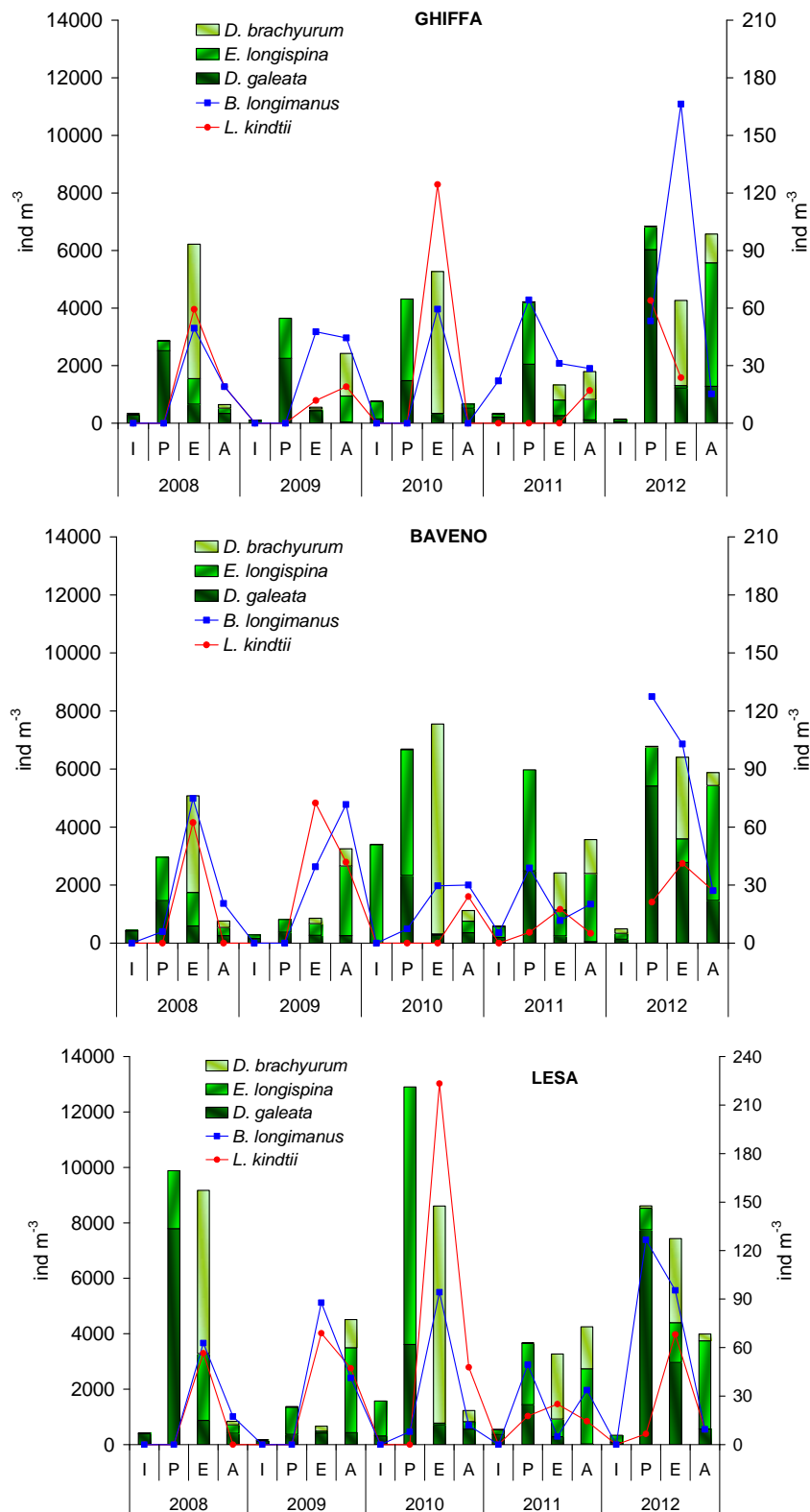


Fig. 6.3.9. Densità di popolazione dei Cladoceri del Lago Maggiore nel quinquennio 2008-2012. La scala a sinistra rappresenta i consumatori primari, quella a destra i consumatori secondari.

Quest'ultimo è stato abbondante in passato sia quando il lago era in condizioni di mesotrofia sia nella seconda metà degli anni '90 quando la densità di popolazione di

Daphnia aveva raggiunto valori minimi. L'analisi della densità di popolazione dei cladoceri (Fig. 6.3.9.), non ha, tuttavia, evidenziato un crollo del popolamento di *Daphnia*, pertanto l'aumento di *Conochilus* potrebbe essere indicativo di un ritorno alle condizioni di pre-oligotrofizzazione in risposta a fattori meteo-climatici.

6.3.3 Conclusioni

Nel complesso, i dati relativi alla densità di popolazione dello zooplancton negli anni 2008-2012 consentono di evidenziare come ad un trend in declino osservato negli anni 2008-2010 abbia fatto seguito un aumento nei due anni successivi, fino al raggiungimento di livelli di presenza numerica paragonabili a quelli registrati negli anni di mesotrofia del lago (Fig. 6.3.10.). Sebbene con la dovuta cautela, dettata dal fatto che a determinare le variazioni sono le componenti più volubili del popolamento, quelle per le quali il campionamento su base stagionale è meno appropriato, è possibile comunque fare delle considerazioni in merito all'evoluzione pluriennale del popolamento. Questo anche in virtù del fatto che i campionamenti sono stati effettuati nei mesi che, sulla base dell'esperienza di oltre 30 anni di monitoraggio risultano maggiormente significativi per tracciare tendenze evolutive e tratti peculiari di singoli anni.

Il dato più interessante relativo alle variazioni nella densità numerica è che esse si verificano a fronte di condizioni di relativa stabilità della trofia del lago. Esse sono, con tutta probabilità, espressione di variazioni legate, direttamente o indirettamente, a fattori meteo-climatici, ai quali il popolamento zooplanctonico sembra rispondere in modo abbastanza chiaro e prevedibile (Morabito *et al.* 1997). La generale tendenza all'aumento delle temperature del lago entro lo strato nel quale la maggior parte degli organismi zooplanctonici vivono, e la più pronunciata variazione infra- e interannuale delle condizioni termiche, sembrano spiegare le variazioni anche nella struttura del popolamento, anche per il tramite di meccanismi di interazione competitiva (Manca *et al.* 2008a, b). Per questo, a dispetto delle migliorate condizioni di trofia del lago è, oggi più che mai, importante continuare a monitorare lo zooplancton del Lago Maggiore. Se in passato, infatti, gli effetti delle condizioni di mesotrofia del lago potevano, almeno in parte, mascherare quelli riconducibili all'impatto delle variabili meteo-climatiche, oggi possono essere investigate, divenendone emblematiche, le conseguenze a breve e a lungo termine dei cambiamenti globali, facendo del caso del Lago Maggiore uno degli esempi migliori di studi su questo importante tema.

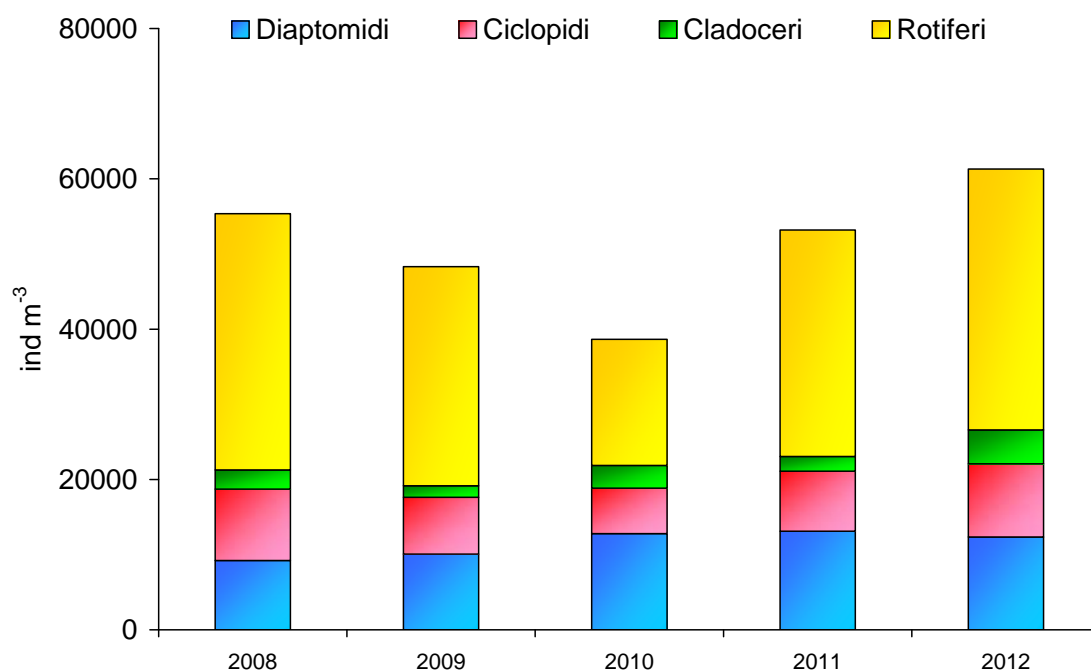


Fig. 6.3.10. Evoluzione pluriennale della densità media di popolazione dei principali gruppi componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore, strato 0-50 m, nel periodo 2008-2012.

Bibliografia

- Caroni Rossana, Gary Free, Anna Visconti and Marina Manca. 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.
- Manca, A. Fadda & A. Visconti. 2010. Analisi di isotopi stabili di Carbonio e Azoto e rete trofica pelagica. In: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 32-39.*
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008a. Indagini sullo zooplancton. In: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 60-66.*
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008b. Zooplancton. In: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 104-114.*
- Manca, M., A. Visconti, A. Fadda, R. Caroni, I. Cerutti & P. Volta. 2009. Introduzione. In: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 35-46.*
- Morabito, G., M. Manca & D. Ruggiu. 1997. Seasonal dynamics of planktonic communities in Lago Maggiore and clear-water phase during 1993. *Atti del 12°*

- Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (Isola di Vulcano, 18-21 Settembre 1996), Vol. 1- Genova: A.I.O.L., Piccazzo M. (ed.): 265-274.*
- Perga M.E. and D. Gerdeaux. 2006. Seasonal variability in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of the zooplankton taxa in two alpine lakes. *Acta Oecol.*, 30. 69-77
- Popp BN, Laws EA, Bidigare RR, Dore JE, Hanson KL, & Wakeham SG. 1998. Effect of phytoplankton cell geometry on carbon isotopic fractionation. *Geochim. Cosmochim. Acta*: 62: 66-77.
- Visconti A., P. Volta, A. Fadda, A. Di Guardo & M. Manca. 2013. Seasonality, littoral vs. pelagic carbon sources and stepwise ^{15}N -enrichment of pelagic food web in a deep subalpine lake: the role of planktivorous fish. *CJFAS*: submitted.
- 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.

6.4. Considerazioni generali sulla dinamica del fitoplancton

6.4.1. Struttura delle associazioni fitoplanctoniche

Data la natura silicea del suo bacino imbrifero, il Lago Maggiore si caratterizza come un “lago a diatomee”: questi organismi hanno sempre rappresentato la classe dominante, in termini di biovolume, all'interno delle associazioni fitoplanctoniche. Le fluttuazioni stagionali, interannuali e pluriennali delle diatomee del Maggiore sono state spesso prese a modello per tracciare gli eventi peculiari dell'evoluzione trofica dell'ecosistema e analizzare la sua risposta ai cambiamenti climatici (Marchetto *et al.*, 2004; Morabito *et al.*, 2012).

Anche nel quinquennio 2008-2012, la dinamica stagionale delle diatomee ha mostrato evidenti differenze tra i singoli anni, che, analizzate nel quadro pluriennale, possono essere indicatrici sia degli effetti della variabilità meteo-climatica locale, che di possibili cambiamenti nello stato trofico del sistema.

In particolare, variazioni nella dominanza di alcune di alcune specie, così come il declino o l'accresciuta importanza di altre, consentono di tracciare un quadro di sintesi dell'evoluzione recente, che, probabilmente, rispecchia la risposta della biocenosi fitoplanctonica nel suo complesso.

Ripercorrendo le tappe salienti della successione a diatomee negli anni dal 2008 al 2012, i seguenti fatti meritano di essere ricordati.

La primavera del 2008 è stata nuovamente caratterizzata dallo sviluppo consistente di *Tabellaria flocculosa*, dopo i valori di biomassa eccezionalmente elevati, raggiunti l'anno precedente, mentre nel 2009 questa specie si è notevolmente ridotta, tornando, tuttavia, ad occupare un posto di rilievo nell'associazione a diatomee sia nel 2010 che nel 2011. Nel 2012 *Tabellaria* è tornata su valori modesti. L'interpretazione di questa dinamica non è semplice, tuttavia, quanto osservato nell'ultimo decennio, sembra contrastare, in generale, con le osservazioni che indicano questa specie come un indicatore precoce di eutrofizzazione (Wessels *et al.*, 1999 ; Marchetto *et al.*, 2004 ; Dokulil and Teubner, 2005). Infatti, *Tabellaria* è tornata ad occupare una posizione dominante negli anni più recenti, quando il Lago Maggiore è entrato in una fase di oligotrofia relativamente stabile. Un'analisi approfondita dei fattori che controllano lo sviluppo delle diatomee (Morabito *et al.*, 2012), ha messo in evidenza come la dinamica pluriennale di questa specie sia fortemente condizionata da fattori meteo-climatici. In questa ottica, primavere caratterizzate da forte ventosità e temperature mediamente elevate, possono favorire la sua dominanza. Inoltre, essendo *Tabellaria* un ottimo competitore per il fosforo (Tilman *et al.*, 1982), essa, col progredire dell'oligotrofizzazione sarebbe stata avvantaggiata dalla ridotta disponibilità di nutrienti.

L'analisi della serie pluriennale (Morabito *et al.*, 2012), ha poi evidenziato come l'affermazione di *Tabellaria flocculosa* abbia coinciso con il progressivo declino di *Diatoma tenuis*, più legata a condizioni di mesotrofia. Quindi, la dinamica pluriennale delle diatomee pennate si presta ad interpretare la risposta dell'ecosistema sia alle forzanti climatiche che a quelle trofiche.

E' soprattutto sotto questo secondo aspetto, che i cambiamenti del quinquennio 2008-2012, per quanto riguarda l'associazione a diatomee, devono indurre a prestare una maggiore attenzione. Infatti, a partire dal 2009, si è osservata una ripresa di *Stephanodiscus alpinus*, che occupa la nicchia funzionale solitamente occupata da *Cyclotella*: la sostituzione di queste due centriche non è un segnale positivo in termini di

qualità ecologica, in quanto *Stephanodiscus*, rispetto a *Cyclotella*, è solitamente indicatore di acque a maggiore trofia. La sua inclusione nel gruppo delle specie dominanti per tre anni di seguito potrebbe essere un segnale di un nuovo cambiamento, in senso peggiorativo, dello stato trofico. In questo quadro si inseriscono altri due eventi: il primo è la riduzione di *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis* nelle primavere 2011 e 2012, a vantaggio di *Melosira varians* ed *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*, entrambe specie che privilegiano acque più ricche di nutrienti; il secondo è l'eccezionale sviluppo di *Diatoma tenuis*, registrato all'inizio del 2012, dopo anni in cui questa specie, indicatrice, come accennato in precedenza, di possibile aumento di trofia, era esclusa dal gruppo delle dominanti.

Altri fenomeni, caratterizzanti il quinquennio 2008-2012, fanno ipotizzare un aumento della disponibilità dei nutrienti algali nel Lago Maggiore: infatti, anche a carico di altri gruppi algali, sono state osservate dinamiche anomale, potenziali segnali di un peggioramento qualitativo delle acque, pur in un quadro di sostanziale stabilità degli indicatori di stato trofico attualmente utilizzati per la valutazione (numero di specie, clorofilla e biovolume medi annui).

Ci si riferisce, in particolare, agli episodi di fioritura che hanno interessato il bacino lacustre nell'arco degli ultimi dieci anni. Ricordiamo che il quinquennio 2003-2007 si era chiuso segnalando le massicce fioriture cianobatteriche (*Dolichospermum lemmermanni*) degli anni 2005-2007. Nel quinquennio attualmente in esame, questa specie non ha dato luogo a fioriture di analoga portata ed estensione spazio-temporale. Tuttavia, questo cianobatterio è sempre stato tra le specie dominanti, facendo anche registrare alcuni eventi di fioritura, peraltro modesti: nel 2010, il fenomeno ha interessato, tra fine agosto ed inizio settembre la parte centro-meridionale del lago, mentre nel 2011 un evento limitato è stato registrato nel mese di ottobre. Nessun episodio di rilievo è stato segnalato nel 2012.

Inoltre, sempre tra i cianobatteri, va messa in rilievo la tendenza ad una riduzione dell'importanza delle piccole Chroococcales: il contributo di questo ordine al biovolume algale era gradualmente cresciuto con il progredire dell'oligotrofizzazione e, quindi, l'inversione di tendenza degli ultimi anni potrebbe essere un ulteriore segnale di cambiamenti trofici, soprattutto se valutata in associazione con l'aumento di un'altra specie, indicatrice di eutrofia, ovvero *Aphanizomenon flos-aquae*, classificata tra le dominanti in alcuni anni del periodo 2008-2012.

Oltre alle fioriture dei cianobatteri, va sicuramente menzionata l'anomala proliferazione di *Mougeotia* sp. nell'estate del 2011, che ha raggiunto un picco di biomassa di $8 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$, valore mai raggiunto da un gruppo algale nel corso dell'evoluzione recente dei popolamenti fitoplanctonici nel Lago Maggiore. L'evento si è protratto fino al mese di agosto, interessando una vasta porzione del bacino lacustre, come evidente dall'analisi di alcune mappe di trasparenza, elaborate a partire da immagini satellitari, ottenute con la collaborazione del CNR- Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente (Fig. 6.4.1.).

Il rilevamento satellitare ha permesso di ricostruire in modo dettagliato l'evoluzione temporale della fioritura di cloroficee: questa si sviluppa nel mese di giugno, raggiungendo il picco intorno alla metà di luglio, con un'estensione spaziale che interessa tutto il Lago Maggiore. A partire dal mese di agosto si assiste ad un aumento generalizzato della trasparenza, ad eccezione di alcune porzioni del lago, dove, intorno alla metà di agosto, i valori rimangono bassi.

Questa cloroficea, con abbondanze relativamente basse, è sempre stata presente nel Lago Maggiore ed è estremamente comune in tutti i laghi profondi subalpini: fioriture di *Mougeotia* hanno avuto luogo anche nei laghi di Lugano e di Garda e sono state interpretate come segnale di peggioramento dello stato trofico (Salmaso, 2002; Simona, 2002).

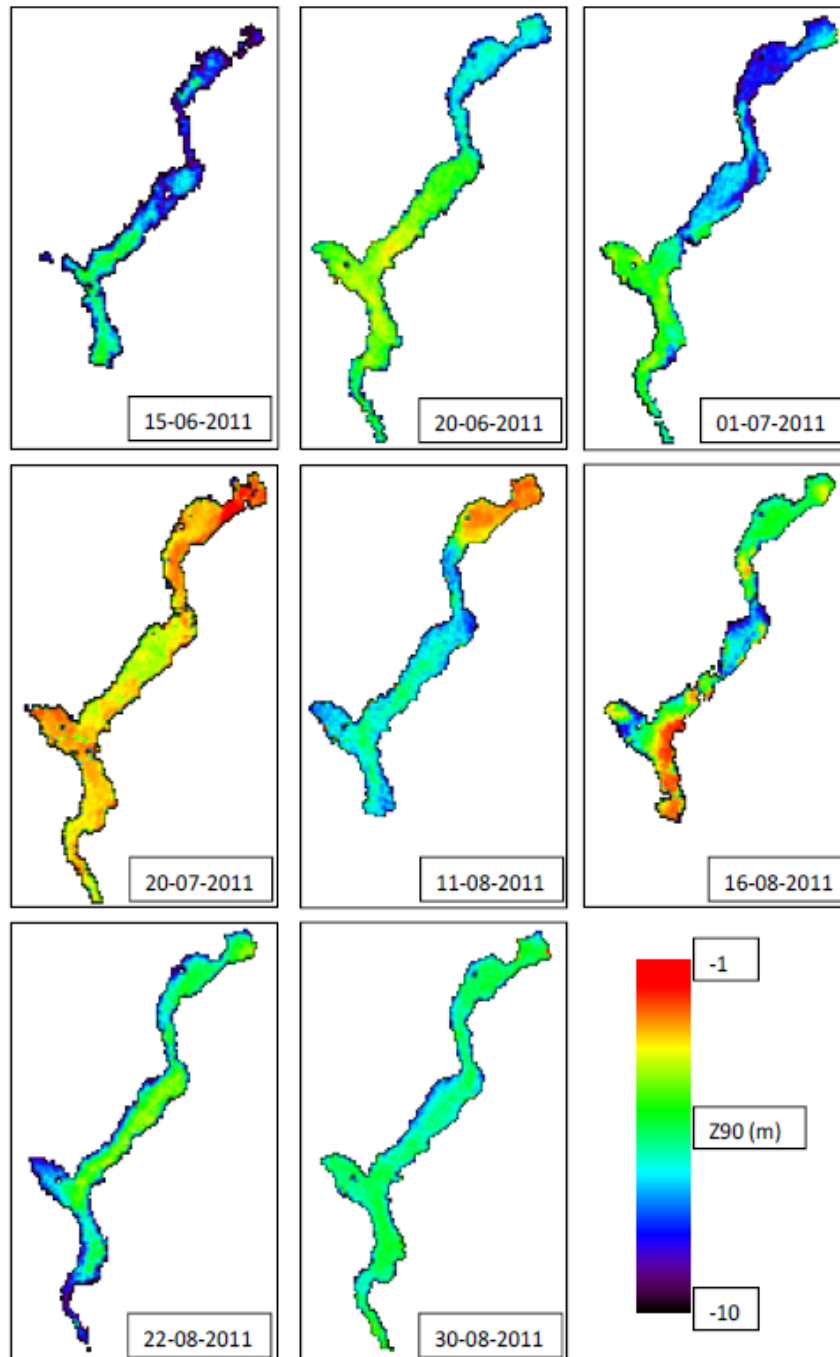


Fig. 6.4.1. Mappe di trasparenza ottenute dalla elaborazione di immagini satellitari acquisite tra giugno ed agosto 2011 (elaborazione CNR-IREA).

Nel caso del fenomeno occorso nel 2011, i dati disponibili non permettono di fare una valutazione precisa delle dinamiche che hanno portato allo sviluppo ed al mantenimento

della fioritura: si è trattato di un evento assolutamente eccezionale, che non ha avuto strascichi sulla dinamica del fitoplancton nel corso del 2012. E' possibile che, anche in questo, caso la concomitanza di condizioni climatiche favorevoli abbia permesso il protrarsi della fioritura per un tempo così lungo, tuttavia è evidente si debba ipotizzare l'esistenza di un adeguato rifornimento di nutrienti per permettere la crescita di una biomassa algale di questa entità.

6.4.2. Indagini sulla distribuzione spaziale del fitoplancton

Durante il quinquennio 2008-2012 è stata indagata, per la prima volta in modo sistematico, la distribuzione spaziale del fitoplancton, attraverso campagne di misura effettuate con l'uso di un profilatore fluorimetrico del tipo Fluoroprobe-BBE.

I profili di fluorescenza sono stati effettuati 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. 6.4.2.).

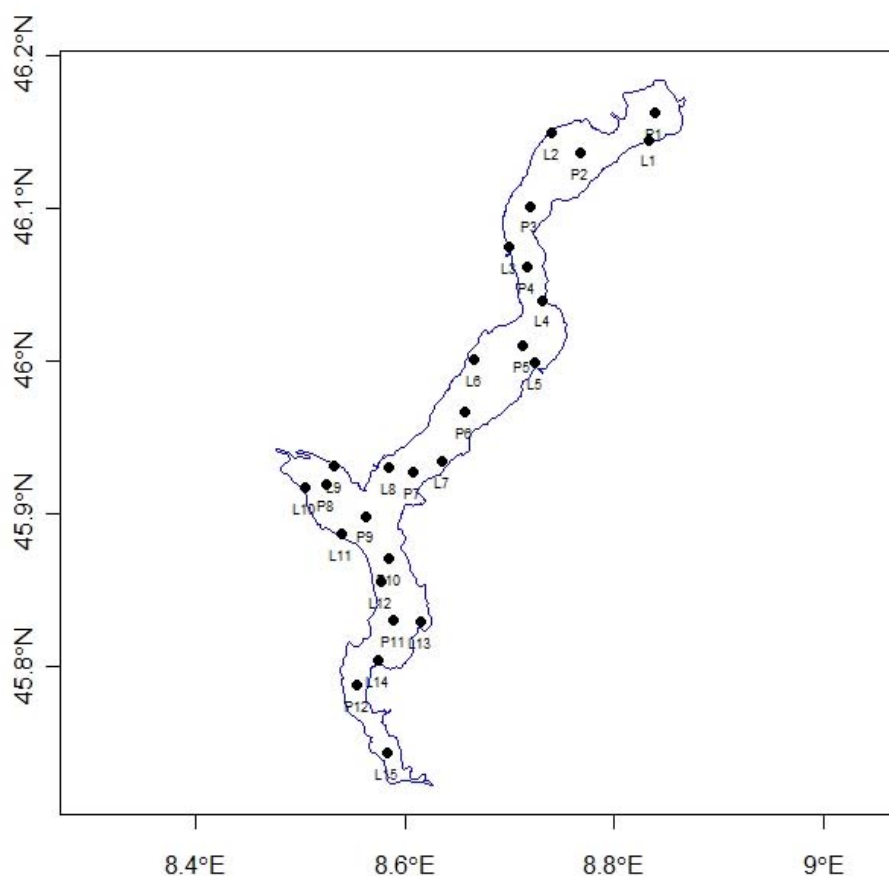


Fig.6.4.2. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

Lo strumento impiegato produce un'eccitazione dei pigmenti fluorescenti a 5 differenti lunghezze d'onda (450nm, 525nm, 570nm, 590nm e 610nm), che consentono di distinguere la risposta spettrale di quattro gruppi algali differenti (diatomee/crisofeece,

cloroficee, cianobatteri, criptoficee). Un sesto LED, che emette a 370 nm, permette di effettuare una misura relativa delle sostanze umiche.

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.

Lo studio della variabilità spaziale ha messo in evidenza l'esistenza di una certa disomogeneità nella distribuzione del fitoplancton e nelle caratteristiche fisiche del bacino del Lago Maggiore, dimostrando che l'eterogeneità spaziale non è una proprietà ecosistemica propria solo degli ambienti marini od oceanici. In particolare, cinque anni di indagini hanno permesso di individuare gli aspetti più rilevanti di questa eterogeneità, che si possono sintetizzare come segue: innanzitutto si è visto che la parte settentrionale e quella meridionale del bacino sono diverse per quanto riguarda le proprietà termiche della colonna d'acqua, con una temperatura epilimnetica media maggiore di quasi un grado ed una maggiore estensione dell'epilimnio nelle stazioni meridionali. A titolo di esempio si riporta la mappa delle temperature epilimniche ottenute dalle misurazioni effettuate nella campagna 2010 (Fig. 6.4.3.).

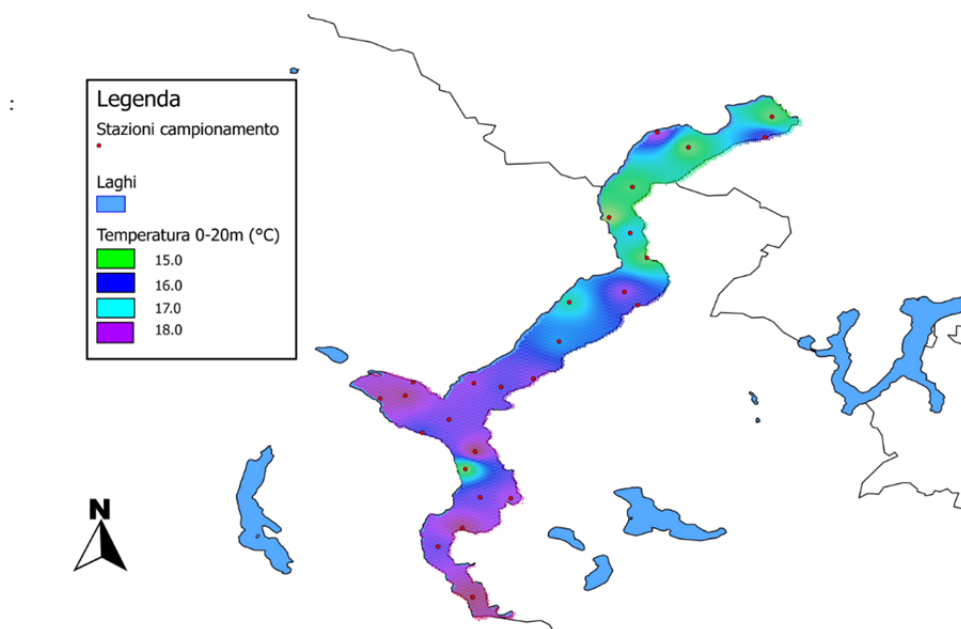


Fig. 6.4.3. Distribuzione della temperatura nello strato 0-20 metri il 27 Luglio 2010.

Il gradiente di temperatura ha, probabilmente un'influenza importante sulla struttura generale delle associazioni fitoplanctoniche: infatti, in tutte le campagne si è osservata una prevalenza di diatomee/crisoficee nelle le stazioni settentrionali del bacino, mentre in quelle meridionali sono più abbondanti le criptofite/cianobatteri. In alcune occasioni, nelle stazioni settentrionali del bacino sono state misurate concentrazioni di clorofilla sensibilmente più elevate che nella parte centro-meridionale: tali differenze potrebbero essere dovute ad una maggiore abbondanza delle popolazioni di diatomee, stimulate dagli elevati apporti di silicati provenienti dagli immissari Ticino e Maggia, oppure ad adattamenti fisiologici, causati, per esempio, da una minore insolazione delle stazioni più settentrionali.

Un altro problema che è stato possibile affrontare attraverso lo studio della distribuzione spaziale era quello relativo alla rappresentatività della stazione di

campionamento di Ghiffa rispetto alle condizioni globali del bacino lacustre, soprattutto in considerazione dell'esistenza di evidenti gradienti nord-sud. I dati raccolti mostrano che le stazioni delle parte centrale presentano una condizione intermedia e segnano il punto di transizione tra la situazione caratteristica della parte nord del lago e quella della parte sud: quindi, la stazione di Ghiffa si presta bene a rappresentare le condizioni medie dell'intero bacino, almeno nel periodo estivo, quando si sono svolte le campagne. Emblematici, in questo senso, i dati dell'estate 2008.

I dati ottenuti in occasione di questa campagna, inoltre, hanno fatto emergere l'influenza che i maggiori tributari possono avere nel modificare, in alcune stazioni, le caratteristiche chimiche della colonna d'acqua: per esempio, è stato evidenziato l'apporto di sostanze umiche provenienti dal Toce, che interessa una consistente porzione del Golfo Borromeo. Ma, soprattutto, è emerso il ruolo svolto da affluenti come il Tresa, proveniente dal Lago di Lugano ed il Bardello, proveniente dal Varese, nell'apportare nutrienti algali al Maggiore. Incrementi puntiformi della concentrazione di clorofilla in aree localizzate in prossimità della foce di questi immissari sono stati misurati, per esempio, in corrispondenza della stazione P5, alla foce del Tresa, come evidente nella figura 6.4.4.

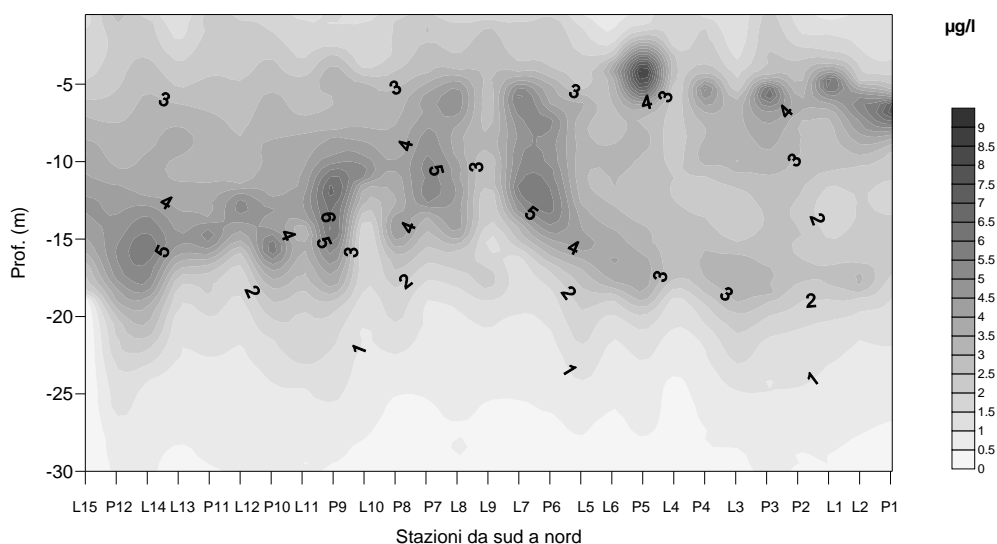
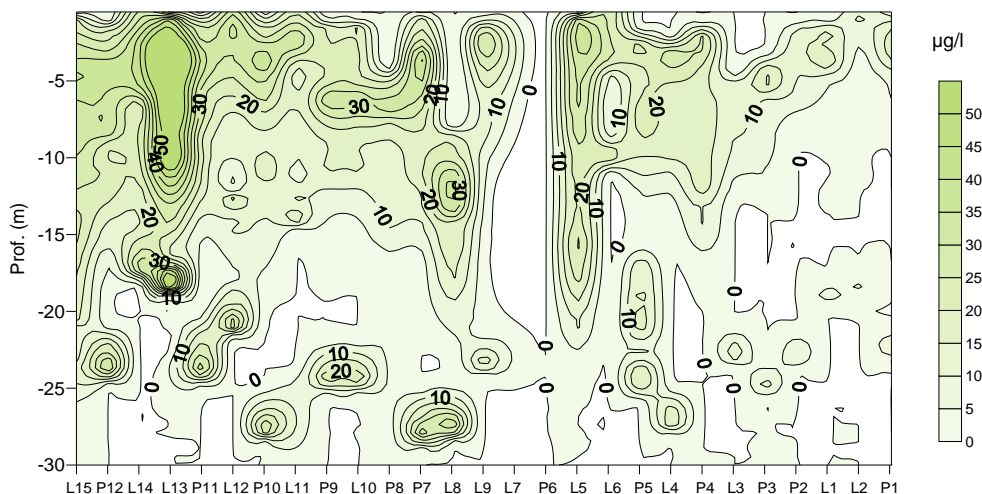


Fig. 6.4.4. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in data 7-8 Agosto 2008. I nomi delle stazioni sono riportati in Fig. 6.4.2.

Infine, in occasione degli eventi di fioritura, i dati sulla distribuzione spaziale si sono rivelati importanti per acquisire un'informazione completa sull'estensione spaziale del fenomeno, non solamente lungo l'asse principale del bacino, ma anche lungo la verticale della colonna d'acqua: un buon esempio di questa applicazione è riportato in figura 6.4.5. e si riferisce alla fioritura di *Mougeotia* i dell'estate 2011.



Stazioni campionate - Asse S-N

Fig. 6.4.5. 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 6.4.2.

6.4.3. Conclusioni

In conclusione, i dati raccolti nel quinquennio 2008-2012 hanno confermato, per quanto riguarda le caratteristiche strutturali complessive dei popolamenti algali, lo stato generale di fitoplancton oligotrofo emerse nel quinquennio precedente: l'andamento di parametri indicatori come la clorofilla media annua, la biomassa media annua ed il numero di specie algali sono in linea con la tendenza mostrata nella fase di oligotrofizzazione del lago. Tuttavia, alcuni segnali di una possibile inversione di tendenza sono emersi nel quinquennio in esame, come la comparsa non occasionale di specie algali con preferenze per acque più ricche di nutrienti, la riduzione di alcuni *taxa* che si erano affermati durante l'oligotrofizzazione e, soprattutto, il manifestarsi frequente di episodi di fioritura algale, che hanno raggiunto, in alcune occasioni entità rilevanti al punto da influire sulle possibilità di utilizzo delle acque lacustri.

Peraltro, anche in questo quinquennio, è stato confermato il ruolo chiave che le forzanti fisiche dell'ambiente lacustre esercitano nel guidare la dinamica delle successioni fitoplanctoniche, in relazione alla variabilità delle condizioni meteo-climatiche.

In questo contesto i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire: per questo motivo appare sempre più decisivo riuscire a comprendere come la variabilità climatica possa interagire con i fattori che sono responsabili dell'apporto di nutrienti agli organismi algali, sia che questi vengano dall'interno del lago, a seguito della variabilità idrodinamica, sia dall'esterno, in relazione ad eventi meteorologici che influenzano gli apporti per dilavamento dal bacino.

Bibliografia

Dokulil, M. T. & K. Teubner, 2005. Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. *Freshwater Biology*, 50: 1594–1604.

- Marchetto, A., A. Lami, S. Musazzi, J. Massaferrò, L. Langone & P. Guilizzoni, 2004. Lake Maggiore (N. Italy) trophic history: fossil diatom, plant pigments, and chironomids, and comparison with long-term limnological data. *Quaternary International*, 113: 97–110.
- 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*, 698: 47-60.
- 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.
- Tilman, D., S. S. Kilham & P. Kilham, 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 349–372.
- Wessels, M., K. Mohaupt, R. Kummerlin & A. Lenhard, 1999. Reconstructing past eutrophication trends from diatoms and biogenic silica in the sediment and the pelagic zone of Lake Constance, Germany. *Journal of Paleolimnology*, 21: 171–192.

6.5. L'evoluzione trofica del lago: effetti sul carbonio organico

6.5.1. Il carbonio organico e il particolato sospeso

L'evoluzione dei principali parametri inerenti il ciclo del carbonio organico nel 2012 e nell'ultimo quinquennio è stata sintetizzata nel capitolo 4.2. Qui è proposta una valutazione del trend evolutivo dei parametri considerati inquadrati una scala temporale più ampia, cioè dalla fine degli anni '90 ad oggi. La significatività statistica dell'andamento nel tempo delle variabili considerate negli strati superficiali e in quelli profondi del lago è stata verificata usando il test non parametrico di Mann-Kendall (XLSTAT software).

Dalla Figura 6.5.1., relativa al Seston (tutto il materiale organico e inorganico vivente o morto), emerge come nel Lago Maggiore si sia verificata negli ultimi 14 anni una diminuzione di concentrazione del materiale particolato sospeso totale. E' possibile che il decremento osservato dipenda dal diminuito apporto di particolato drenato dal bacino imbrifero.

La Figura 6.5.2., relativa al Carbonio Organico Totale (TOC), mostra che negli ultimi 14 anni la diminuzione di concentrazione del carbonio organico nel Lago Maggiore, iniziata nel corso degli anni '80, abbia presentato una inversione di tendenza. Si tratta di una variazione di concentrazione piccola (attorno ai 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ negli strati più superficiali) che non inficia il processo di oligotrofizzazione del lago. E' comunque un trend statisticamente significativo in accordo con i risultati del Mann-Kendall test. Questo fatto impone di mantenere sotto osservazione questa variabile che sintetizza la produttività del lago. E' comunque evidente una forte variabilità stagionale ed interannuale soprattutto negli strati più produttivi superficiali ma evidente anche negli strati profondi del lago. La concentrazione della frazione particellata del carbonio (POC) con dimensioni 1-126 μm ha mostrato invece una modesta ma significativa diminuzione dal 1999 ad oggi (Fig. 6.5.3) che rispecchia quella del Seston, fatto che conferma la diminuzione dell'apporto di materiale particolato al bacino imbrifero.

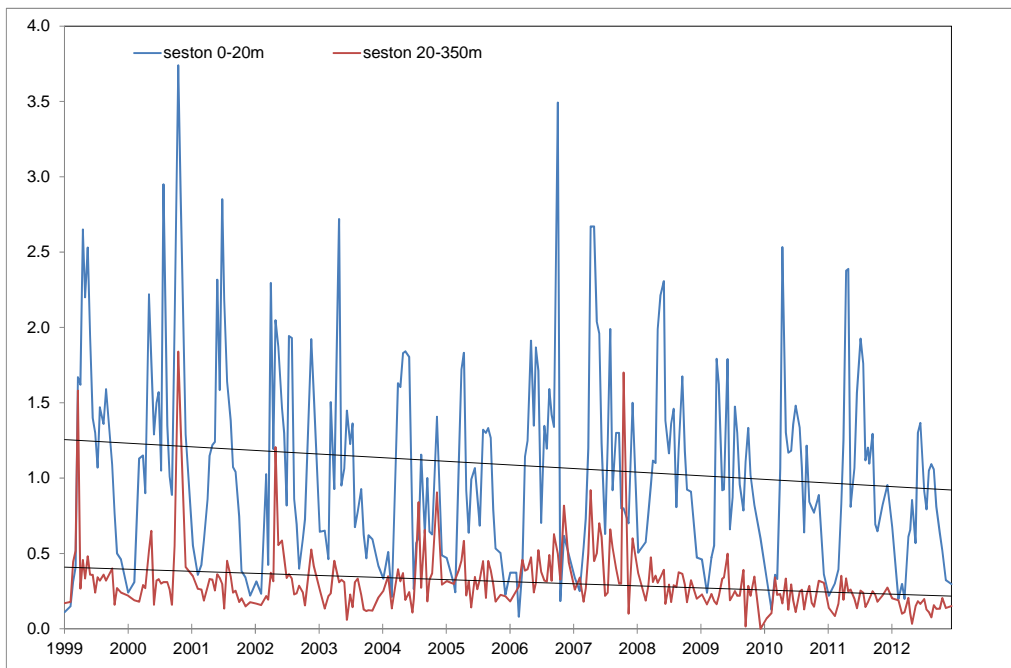


Fig. 6.5.1. Evoluzione della concentrazione del Seston (mg l^{-1}) nelle zone eufotica (0-20m) e afotica (20-350m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

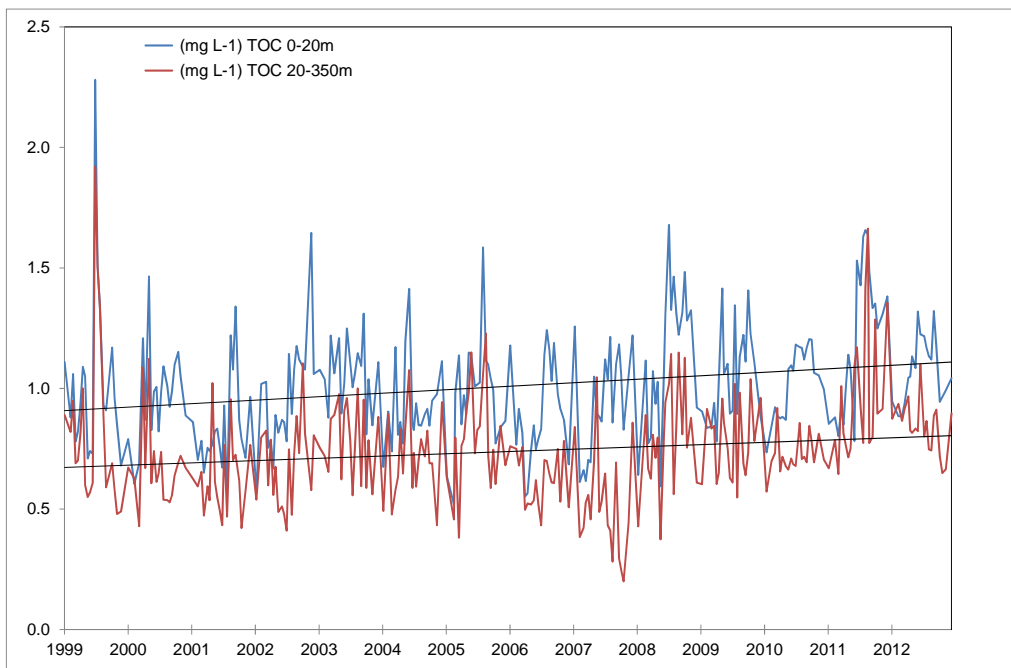


Fig. 6.5.2. Evoluzione della concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC: mg l^{-1}) nella zona eufotica (0-20m) e afotica (20-350 m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

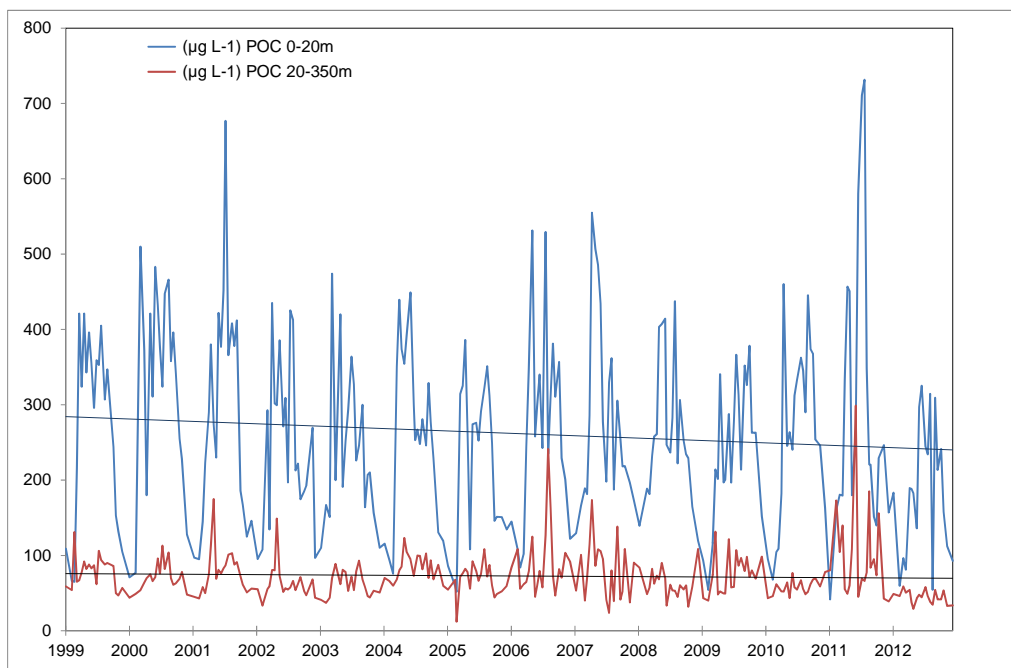


Fig. 6.5.3. Evoluzione della concentrazione del Carbonio Organico Particellato (POC: $\mu\text{g l}^{-1}$) nella zona eufotica (0-20m) e afotica (20-350 m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

Per il PON non si è evidenziato nessun trend significativo. Questo non è sorprendente perché la concentrazione di azoto organico particellato è sempre molto bassa, prossima al limite inferiore del metodo analitico. La sua misura è, quindi, affetta da una variabilità analitica molto elevata e tale da mascherare le effettive variazioni di concentrazione del PON in lago.

E' interessante notare che i trend evidenziati sono significativi sia nello strato superficiale che in quello profondo, non soltanto per il carbonio della frazione particellata ma anche per la frazione totale, che include la frazione disciolta. Questo risultato indica come il Lago Maggiore, nonostante la sua olo-oligomissi, si comporti in realtà come un ecosistema unico anche considerando l'ipolimnio profondo che rispecchia quindi gli eventi che avvengono in superficie, seppur diluendo le intensità.

6.6. L'evoluzione trofica del lago: effetti sui popolamenti batterici

6.6.1. I popolamenti batterici

L'aumentata disponibilità di substrato organico totale (TOC) sembra aver influenzato la densità dei popolamenti batterici soltanto negli strati più superficiali dove si è osservato un significativo aumento del numero di cellule batteriche (Fig. 6.6.1). Nell'ipolimnio invece non è emerso alcun trend significativo per questa variabile. Tuttavia si nota un trend all'aumento fino al 2004 e dal 2005 invece si assiste ad una diminuzione.

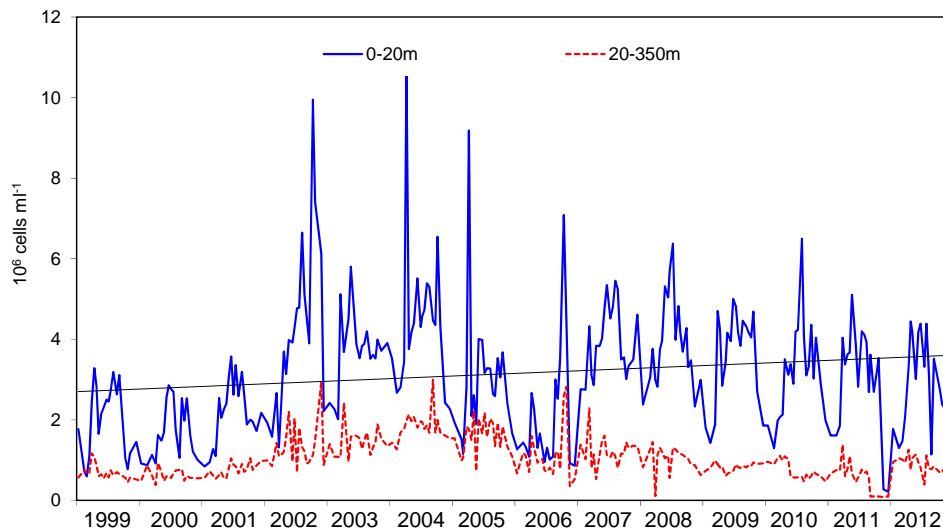


Fig. 6.6.1. Evoluzione della densità dei popolamenti batterici eterotrofi ($\text{cell } 10^6 \text{ ml}^{-1}$) nella zona eufotica (0-20m) e afotica (20-350 m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

Per quanto riguarda il biovolume cellulare batterico, importante per valutare il C batterico, esso è significativamente diminuito negli strati superficiali e non ha presentato un trend significativo in quelli profondi (Fig. 6.6.2.). Rimane inoltre confermata la maggior dimensione cellulare dei popolamenti batterici ipolimnici rispetto a quelli epilimnici, fenomeno questo già osservato negli ultimi 5 anni di indagine. Per questo parametro sembra evidente che si è assistito ad una progressiva diminuzione del volume cellulare medio fino al 2004 mentre da 2005 si è verificato un lento aumento.

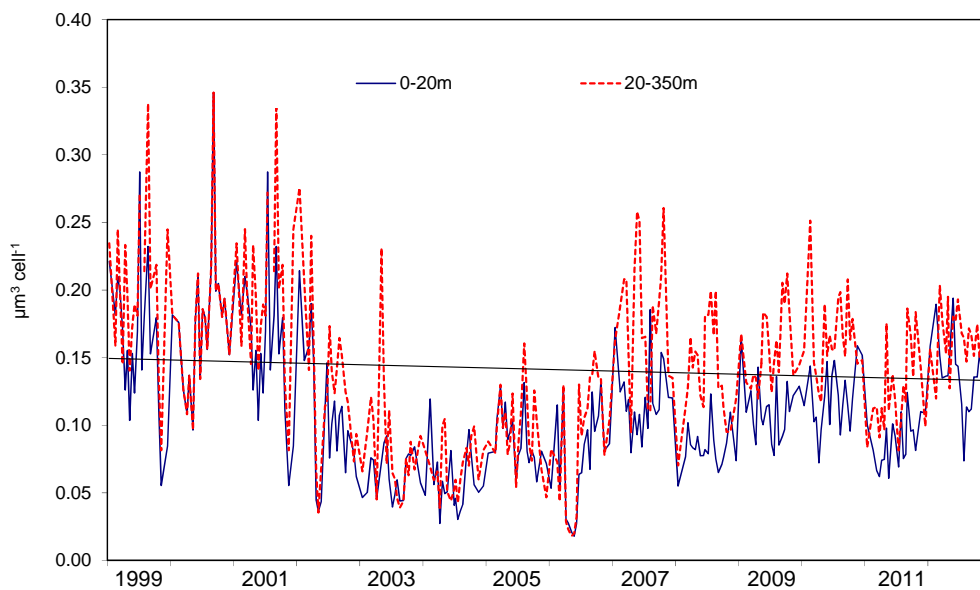


Fig. 6.6.2. Evoluzione del biovolume batterico cellulare medio ($\mu\text{m}^3 \text{ cell}^{-1}$) nelle zone eufotica (0-20m) e afotica (20-350m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

Il carbonio batterico è stato stimato a partire dal biovolume cellulare medio e dal numero di batteri e si può stimare applicando diverse formule. Finora una molto usata era quella di Norland (1993):

$$C_{batt} = 120 \times \text{Volume cellulare}^{0.72} \times \text{numero batteri}$$

Negli ultimi anni si sta usando maggiormente la formula di Loferer-Krösbacher (1998) riproposta da Posch et al (2001) che, se paragonata con Norland da stime più elevate di carbonio batterico perché considera che il carbonio è il 50% del peso secco:

$$C_{batt} = 218 \times \text{Volume cellulare}^{0.86} \times \text{numero batteri}$$

Entrambi sono modelli allometrici basati su funzioni empiriche con dati di batteri pelagici. Per questo lavoro di valutazione di dati a lungo termine e comparazioni con il carbonio (totale e particolato) misurato analiticamente abbiamo preferito usare il fattore di conversione di Posch et al (2001).

Il trend del carbonio organico di origine batterica nel periodo 1999 - 2012 è presentato nella Fig. 6.6.3. Esso è aumentato significativamente nello strato 0-20m mentre non è variato significativamente negli strati ipolimnici.

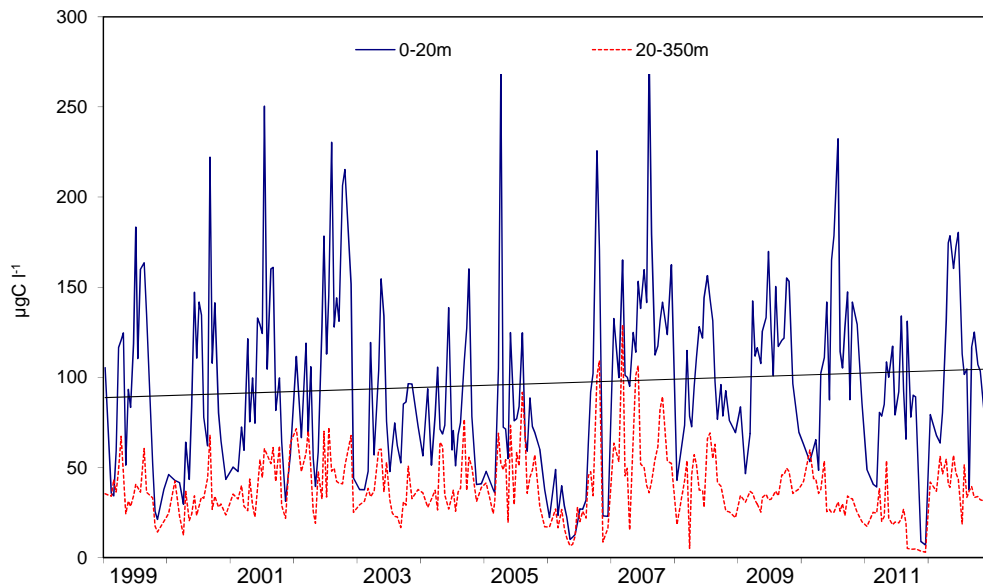


Fig. 6.6.3. Evoluzione Carbonio batterico (Loferer-Krösbacher) nelle zone eufotica (0-2m) ed afotica (20-350m) del Lago Maggiore nel periodo 1999-2012.

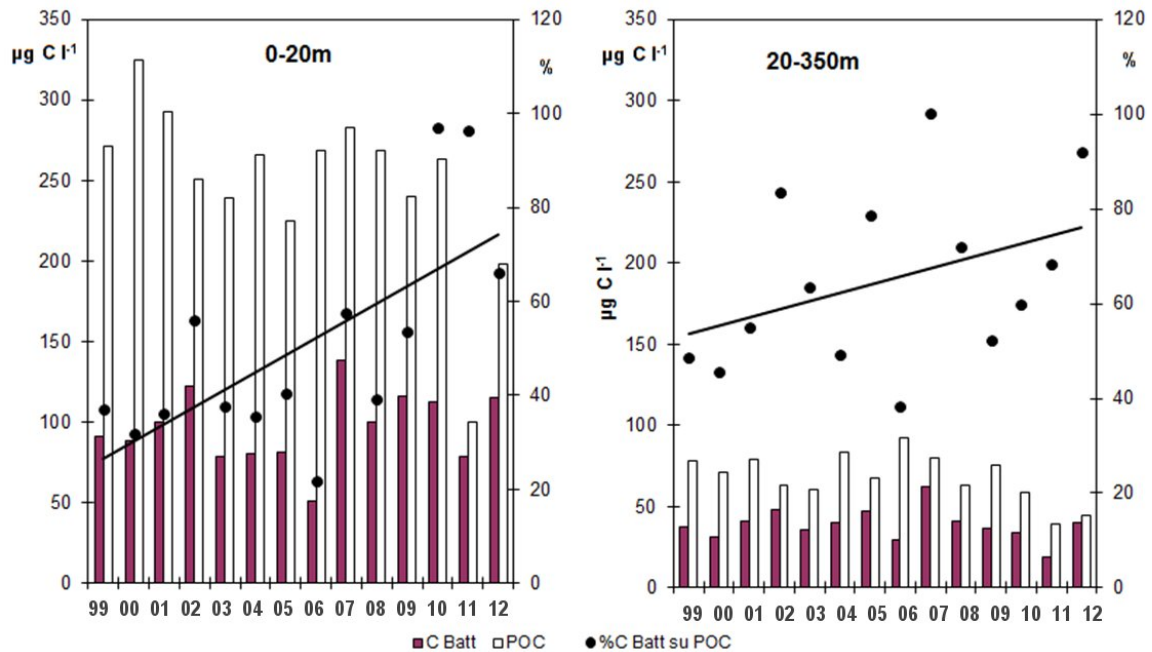


Fig. 6.6.4. Percentuale del carbonio batterico sul POC totale (C in $\mu\text{g l}^{-1}$) nel periodo 1999-2012 (zone eufotica (0-2m) ed afotica (20-350m) del Lago Maggiore).

Considerando i dati medi annuali, la percentuale del carbonio batterico sul POC totale tende ad aumentare dal 1999 al 2012 ($r^2 = 0.235$) mentre nella zona 20-370 m non è invece visibile nessun trend (Fig. 6.6.4.). Questo risultato potrebbe indicare che c'è un aumento dell'importanza dei batteri rispetto al particolato totale che, nel Lago Maggiore, è prevalentemente di origine fitoplanctonica. Si sta, in altre parole, verificando uno spostamento verso una maggiore eterotrofia ed una maggior importanza del microbial loop. Questo è abbastanza tipico di ambienti oligotrofi dove il fitoplancton è comparativamente meno rilevante rispetto agli organismi decompositori.

E' interessante osservare (Fig. 6.6.5.) l'esistenza di una relazione inversa tra abbondanza e volume delle cellule batteriche. Sia negli strati superficiali che in quelli profondi sembra, infatti, che l'aumento del numero di cellule sia affiancato da un loro decremento dimensionale che determinerebbe una resilienza della biomassa batterica totale nel lago

Questa analisi dei dati medi annuali ripropone l'asservazione già fatta di un'inversione di tendenza, aumento del volume e diminuzione del numero di batteri, a partire dal 2004. Questo anno sembra indicare l'effetto di un qualche evento sulla comunità microbica. Quello che sappiamo dai dati pregressi è che dal 2003 è ricomparsa *Daphnia*, ed anche negli anni successivi la componente a cladoceri ha assunto una importanza che prima non aveva nella comunità zooplanctonica, mentre sono diminuiti i rotiferi coloniali. Sicuramente questi cambiamenti nella comunità dei consumatori di batteri e che sono legati a cambiamenti climatici, può avere influito sulle dimensioni e numero dei batteri.

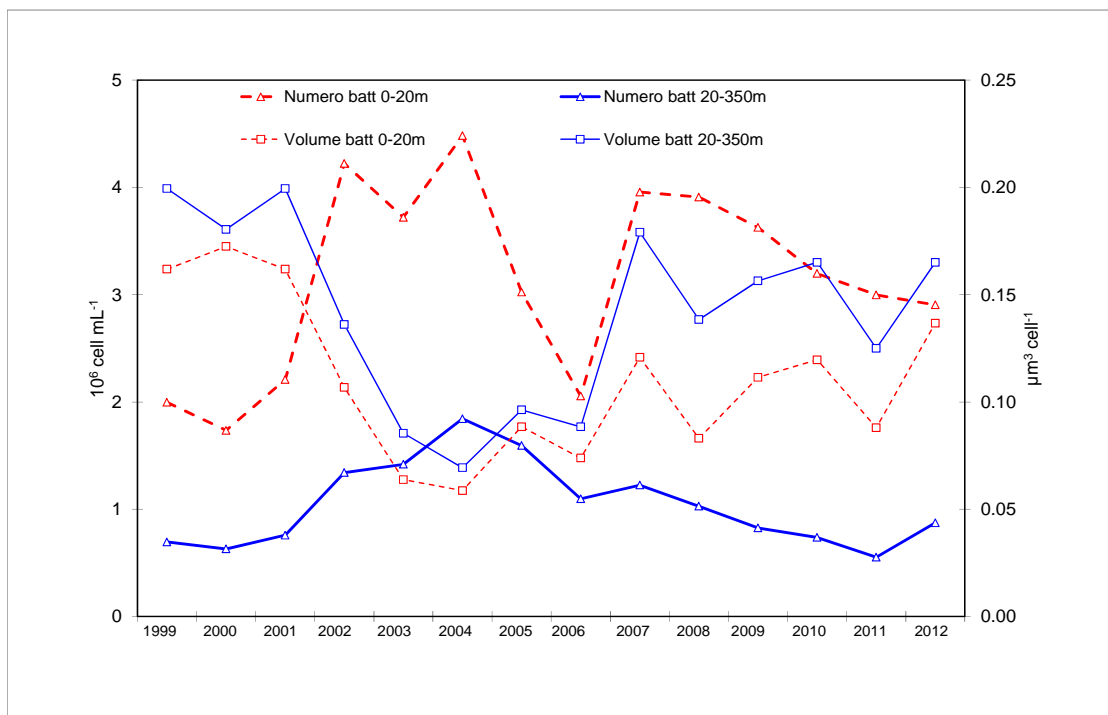


Fig. 6.6.5. Relazione tra abbondanza e volume delle cellule batteriche nel periodo 1999-2012 zone eufotica (0-2m) ed afotica (20-350m) del Lago Maggiore.

6.6.3. L'eterogeneità spaziale delle variabili relative al carbonio e ai popolamenti batterici

L'eterogeneità spaziale estiva nella zona epilimnica (0-20m) del lago Maggiore nel corso del quinquennio delle variabili relative al carbonio e ai popolamenti batterici è stata valutata mettendo in mappa per ciascuna variabile il valore medio quinquennale in ciascuna stazione di campionamento. La Figura 6.5.9 offre una visione sinottica di quanto emerge dai 5 anni sulla eterogeneità spaziale di alcune delle variabili considerate.

E' da notare che il seston, ossia il particolato totale organico ed inorganico, presenta i valori massimi in prossimità dei punti di immissione a lago dei principali affluenti: il Ticino ed il Toce.

Questo risultato sottolinea l'importanza degli apporti dal bacino imbrifero. Il confronto con le mappe relative al TOC ed al POC evidenzia però che si tratta di apporti prevalentemente di particolato inorganico perché le concentrazioni di TOC e POC sono inferiori nelle aree antistanti i due grandi immissari rispetto al resto del lago. Le più elevate concentrazioni di TOC e POC nella porzione centrale della cuvetta lacustre supporta l'origine prevalentemente autoctona di queste frazioni. Esse, inoltre, presentano una concentrazione crescente lungo l'asse nord-sud del lago che suggerisce una eterogeneità dello stato trofico di questo ecosistema che sembra più produttivo nelle zone centro meridionali. Questo gradiente dello stato trofico è confermato dalla eterogenea distribuzione del popolamento batterico, che pure presenta una densità crescente da nord a sud.

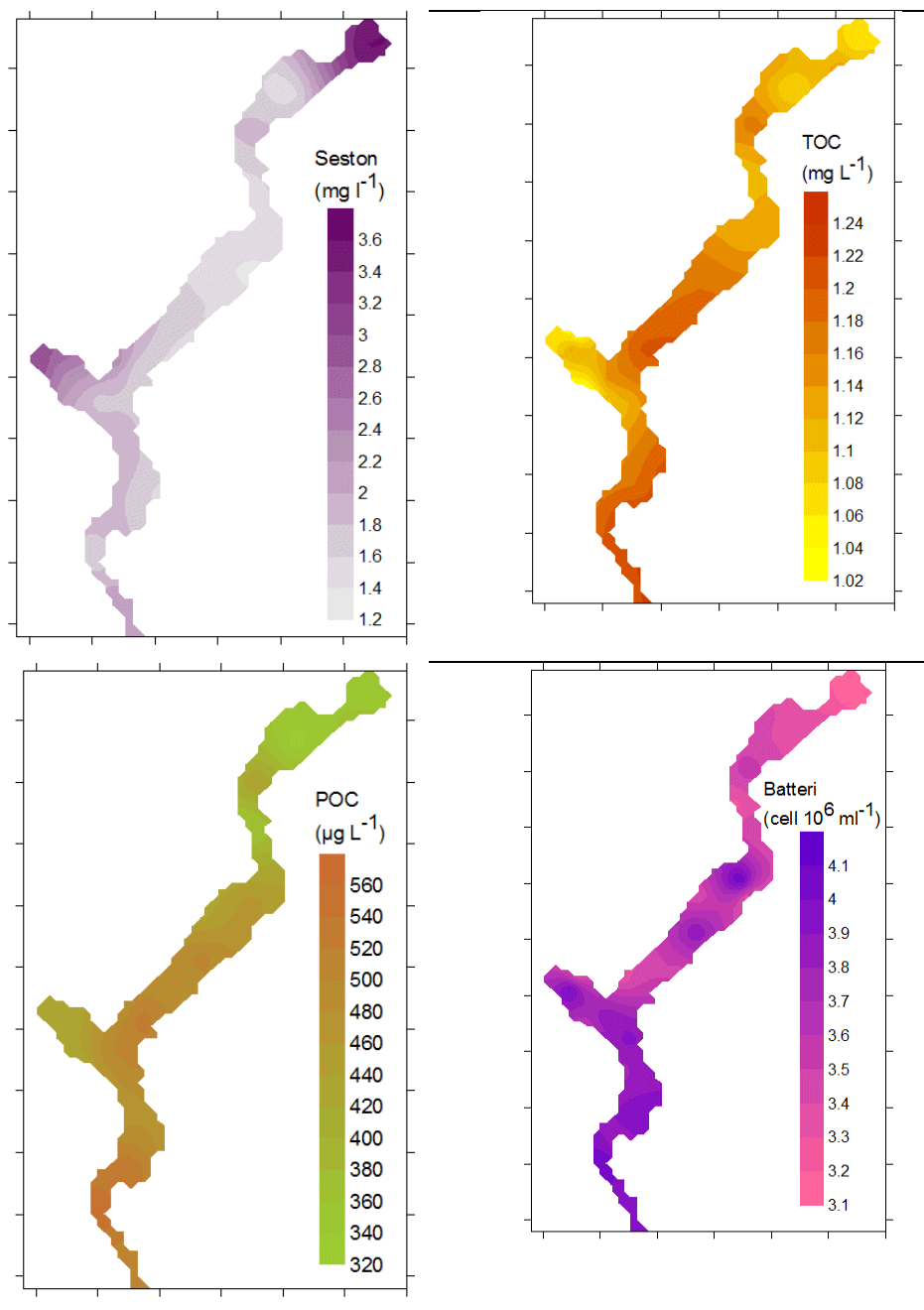


Fig. 6.6.3. Eterogeneità spaziale media (estati dal 2008 al 2012) del Seston, del TOC, del POC e dei popolamenti batterici nello strato 0-20 m del Lago Maggiore.

Bibliografia

- Loferer-Krössbacher M, Klima J, Psenner R (1998) Determination of bacterial cell dry mass by transmission electron microscopy and densitometric image analysis. *Appl Environ Microbiol* 64:688–694
- Posch T, Loferer-Krössbacher M, Gao G, Alfreider A, Pernthaler J, Psenner R (2001) Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. *Aquat Microb Ecol* 25:55–63

6.7. Considerazioni generali sull'evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie, con particolare riferimento al quinquennio 2008-2012

In questo capitolo vengono presentate e discusse le serie di dati a lungo termine disponibili per il Lago Maggiore ed i suoi principali tributari dal 1978 e, in alcuni casi, dal 1955 dei principali nutrienti algali e di altre variabili chimiche, quali conducibilità e alcalinità, che hanno presentato andamenti temporali o variazioni degne di nota. Particolare attenzione viene rivolta ai dati dell'ultimo quinquennio (2008-2012), messi a confronto con quelli dei periodi precedenti allo scopo di valutare criticamente la situazione attuale delle acque lacustri e tributarie.

Per quanto riguarda i parametri chimici di base, i dati relativi al Lago Maggiore evidenziano una recente tendenza all'aumento dei valori di conducibilità e delle concentrazioni dei principali soluti, in particolar modo di bicarbonati (rappresentati dall'alcalinità), sodio e cloruri. Il contenuto ionico totale delle acque, ottenuto dalla somma delle concentrazioni dei principali anioni (HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- e Cl^-) e cationi (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+) è passato da valori di 2,90-2,95 meq l^{-1} negli anni '80 agli attuali 3,15 meq l^{-1} (valore medio dell'ultimo quinquennio). I dati disponibili dal 1978 (Fig. 6.7.1) mostrano effettivamente un aumento di valori di conducibilità, da 140 a oltre 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C; questa variazione è dovuta in larga parte ai bicarbonati, che contribuiscono al contenuto ionico totale nella misura del 25% circa. Lo stesso grafico di Fig. 1 evidenzia infatti un trend positivo anche per l'alcalinità, passata da circa 0,75 meq l^{-1} negli anni '80 agli attuali 0,82-0,84 meq l^{-1} . L'aumento di alcalinità appare abbastanza regolare nel tempo, con una tendenza alla stabilizzazione dei valori dal 2006 in poi; la conducibilità invece presenta un andamento più irregolare, con un incremento particolarmente marcato dal 2003 in poi (Fig. 6.7.1).

All'aumento del contenuto ionico delle acque hanno sicuramente contribuito anche altri ioni, tra cui il calcio, che rappresenta il 36% circa del totale. In Fig. 2 sono riportati i trend dei valori alla circolazione tardo invernale di alcuni ioni (valori medi sulla colonna d'acqua) che mostrano una tendenza positiva per calcio, sodio e cloruri, mentre le concentrazioni di solfati e magnesio si sono mantenute pressoché costanti nel tempo. Il calcio è passato da circa 21 mg l^{-1} nella metà degli anni '80 a 23 mg l^{-1} nel 2006-2008, per poi diminuire leggermente nell'ultimo periodo (valore medio del quinquennio 2008-2012 pari a 22,2 mg l^{-1}). Sodio e cloruri sono anch'essi aumentati, passando da 2,2 a 3,0-3,1 mg l^{-1} e da 1,9 a 3,0 mg l^{-1} rispettivamente (Fig. 6.7.2). Il contributo di questi ultimi ioni al bilancio ionico è andata aumentando nel tempo, come mostrato in Fig. 6.7.3, dove vengono messi a confronto i contributi % dei diversi ioni nell'ultimo quinquennio e nel periodo 1988-1992, cioè a distanza di 20 anni. Mentre per la maggior parte degli ioni il contributo è rimasto costante nel tempo, quello di sodio e cloruri è passato da 3,4 a 4,1% e da 1,9 a 2,5% rispettivamente. Pur trattandosi di ioni di importanza trascurabile rispetto a quelli prevalenti (calcio, bicarbonati), l'aumento di sodio e cloruri è una tendenza da seguire con attenzione, in quanto si tratta comunque di una modifica del chimismo complessivo delle acque.

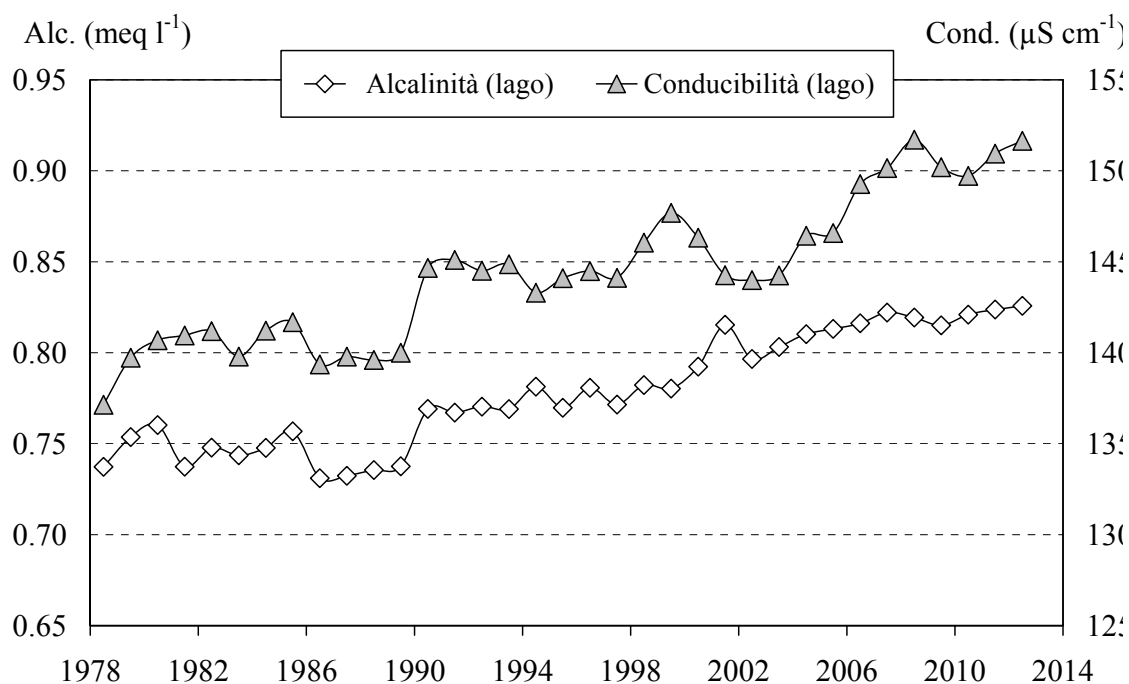


Fig. 6.7.1. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni medie annue di alcalinità e conducibilità a 20 °C (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

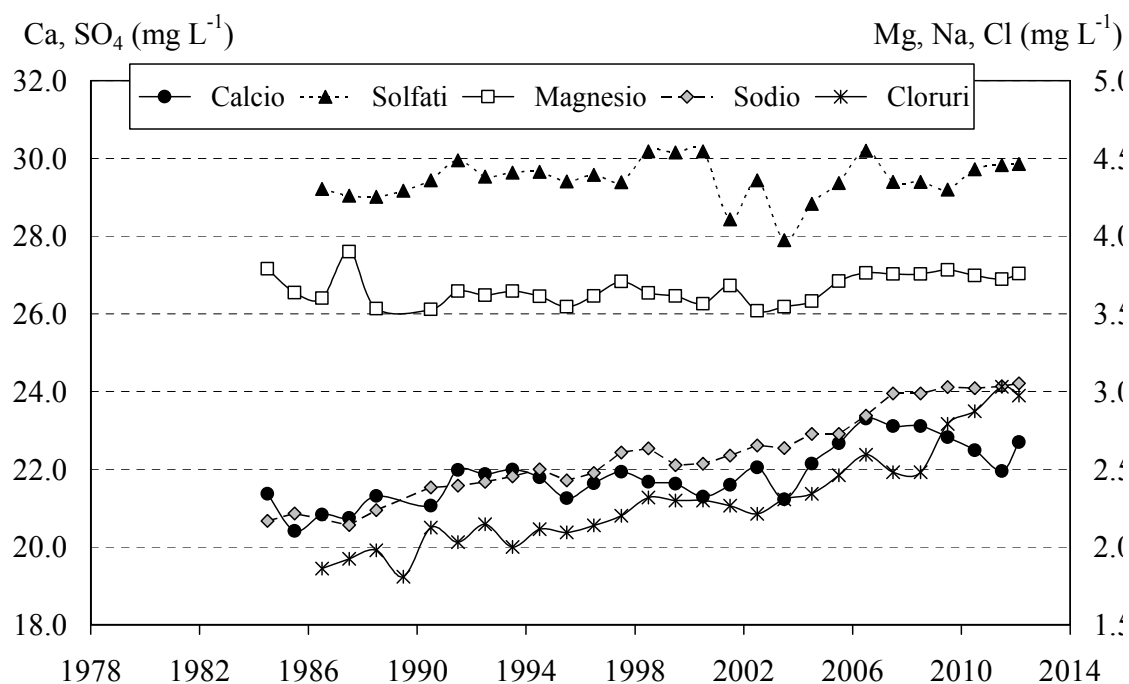


Fig. 6.7.2. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni di alcuni anioni e cationi nelle acque lacustri (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo alla massima circolazione tardo invernale nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

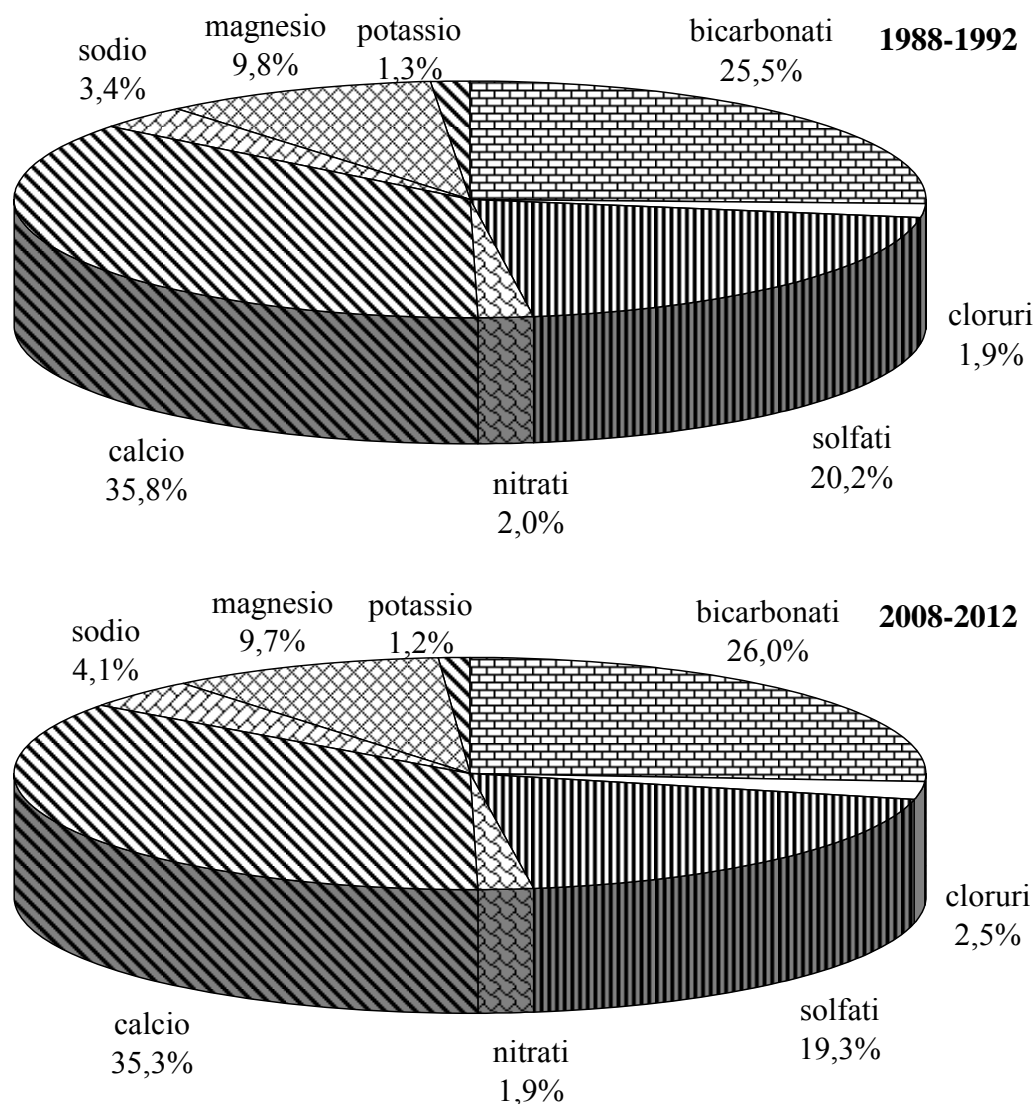


Fig. 6.7.3. Lago Maggiore: contributo % dei diversi ioni al bilancio ionico nei quinquenni 1988-1992 e 2008-2012 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo alla massima circolazione tardo invernale nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

L'aumento dei cloruri è un fenomeno che è stato descritto per numerosi ambienti lacustri europei e Nord-Americani (es. Müller & Gätcher, 2012; Kaushal et al., 2005) e messo in relazione con il crescente utilizzo del sale come agente antigelo sulle strade. Nel caso del Lago Maggiore l'incremento delle concentrazioni di cloruri, così come quello del sodio, nelle acque lacustri dipende in larga parte dai maggiori apporti di questo elemento dalle acque tributarie. A titolo di esempio in figura 6.7.4. sono riportati i trend dei carichi annui di sodio e cloruri da due dei principali tributari, Ticino Immissario e Tresa, che rappresentano complessivamente circa il 50% dell'areale drenato.

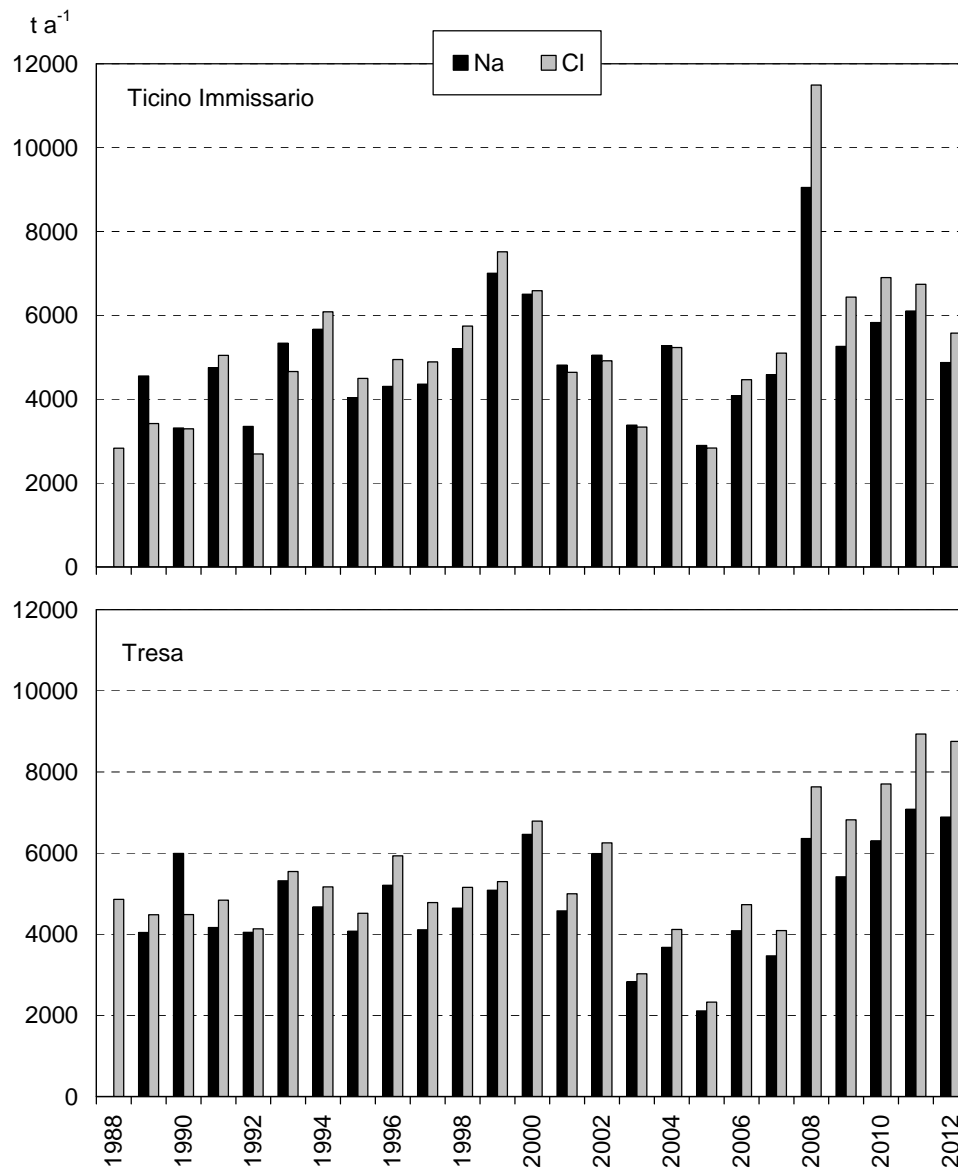


Fig. 6.7.4. Andamento dei carichi annui di sodio e cloruri al Lago Maggiore dai tributari Ticino Immissario e Tresa.

In entrambi i casi gli apporti sono aumentati da circa 4000 a oltre 6000 t a⁻¹ negli anni più recenti, sia per il sodio che per i cloruri. Anche se l'aumento non ha interessato in modo generalizzato tutti i tributari (ad esempio i valori sono rimasti pressoché costanti per il Toce, che rappresenta il 33% dell'areale drenato), gli apporti complessivi dal bacino sono aumentati in modo evidente dalla fine degli anni '80 ad oggi, arrivando alle circa 30000 t a⁻¹, sia per il sodio che per i cloruri, degli anni 2011-2012.

Come descritto precedentemente, le acque lacustri hanno visto quindi un progressivo arricchimento in soluti dagli anni '80 ad oggi, ben descritto dal trend della conducibilità. La mancanza di un trend nel caso dei solfati è giustificata dal fatto che l'aumento associato agli apporti dal bacino, comune a tutti i prodotti del weathering, è stato probabilmente bilanciato da una diminuzione delle deposizioni atmosferiche di solfati; queste ultime sono infatti diminuite, dagli anni '80 ad oggi, del 50% circa nell'areale del

bacino imbrifero del Lago Maggiore, grazie alla riduzione delle emissioni di SO^2 in atmosfera (Rogora et al., 2003).

Tra le ipotesi che si possono avanzare per spiegare l'aumento delle concentrazioni ioniche vi sono il riscaldamento degli strati d'acqua superficiali, con conseguente concentrazione dei soluti presenti, fattore che potrebbe contribuire anche a spiegare l'aumento di sodio e cloruri. Un altro aspetto da considerare è un possibile maggior apporto di soluti dal bacino a causa di variazioni nella copertura del suolo, ad esempio di un minor innevamento nelle parti in quota, che è dimostrato dalle serie storiche di dati sulla copertura di neve al suolo (Rogora et al., 2003). Questo fattore è stato considerato ad esempio nell'analisi delle variazioni avvenute nella chimica di una serie di laghi alpini d'alta quota, nel bacino imbrifero del Lago Maggiore; la minor copertura di neve al suolo, sia come entità che come durata, sembra infatti contribuire all'arricchimento in soluti che caratterizza alcuni di questi laghi (Rogora et al., 2003). Infine altri fattori di carattere meteo-climatico possono giocare un ruolo nelle modificazioni chimiche delle acque, sia dei corsi d'acqua tributari che del lago; ad esempio una maggior frequenza ed intensità di eventi di precipitazione intensa, come quella che sembra caratterizzare l'areale del Lago Maggiore (Ambrosetti et al., 2006), potrebbe intensificare i processi di dilavamento e trasporto di soluti dai bacini alle acque di drenaggio

Per quanto riguarda i nutrienti algali, le variazioni dei loro contenuti medi a lago e nelle acque tributarie sono risultati di lieve entità nel quinquennio 2008-2012, soprattutto se confrontate con quelle avvenute negli anni '80 e '90. Gli anni dal 2008 al 2012 sono stati caratterizzati comunque da un'elevata variabilità interannuale, soprattutto per quanto riguarda concentrazioni medie e carichi dai tributari principali; questo soprattutto a causa del fatto che si sono alternati anni complessivamente siccitosi come il 2011 (circa 1300 come afflussi totali sul bacino) e con precipitazioni abbondanti come il 2008 (2150 mm).

La figura. 6.7.5. mostra il trend a lungo termine delle concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale dal 1955 ad oggi (dal 1978 per le forme organica e totale). I dati raccolti fino al quinquennio precedente (2003-2007) avevano evidenziato un aumento, anche se di lieve entità, delle concentrazioni di nitrati ed azoto totale, con un tasso di circa $0,004 \text{ mg N l}^{-1} \text{ a}^{-1}$; i massimi di concentrazione erano stati raggiunti nel 2006-2007 (circa $0,87 \text{ mg N l}^{-1}$ di azoto nitrico e $0,95 \text{ mg N l}^{-1}$ di azoto totale). Il contenuto di azoto organico erano invece rimasti stabili attorno a $0,10 \text{ mg N l}^{-1}$ (Fig. 6.7.5.). Nelle precedenti relazioni la causa dell'incremento di azoto nitrico e totale nelle acque lacustri era stata discussa e messa in relazione agli afflussi meteorici sull'intero bacino drenante. Le indagini sui carichi veicolati dai tributari avevano infatti dimostrato il ruolo prevalente delle deposizioni atmosferiche nel determinare il carico totale di azoto a lago (Rogora et al., 2006).

La tendenza all'aumento del contenuto di azoto sembra essersi arrestata negli anni più recenti: dal 2006 in poi infatti le concentrazioni di nitrati hanno iniziato a diminuire, riportandosi su valori simili a quelli degli anni '90. La causa è da ricercarsi nella diminuzione degli apporti di questo elemento dai tributari, come discusso nel capitolo relativo alla campagna 2012, ed in particolare nel paragrafo 5.1.2. La diminuzione del contenuto di nitrati negli ultimi 5-6 anni appare generalizzata in tutto l'areale del Lago Maggiore, in quanto interessa sia corsi d'acqua che laghi alpini e subalpini (Rogora et al., 2012). Le acque, dopo un periodo di arricchimento in azoto a causa degli apporti atmosferici elevati che interessano quest'area (attualmente circa $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ come somma di azoto nitrico e ammoniacale), stanno mostrando segni di ripresa: le deposizioni di azoto sono infatti leggermente diminuite negli ultimi anni, principalmente a causa di

una riduzione delle concentrazioni dei composti dell'azoto in atmosfera (Rogora et al., 2012). Le concentrazioni di nitrati nelle acque lacustri dipendono però da una serie di fattori, principalmente il consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche, che possono interagire nella risposta delle acque alla riduzione dei carichi atmosferici. A loro volta i processi di consumo dei nitrati sono controllati da fattori meteo-climatici e dalle dinamiche di mescolamento delle acque, che possono condizionare la variabilità, soprattutto stagionale e interannuale, delle concentrazioni.

I dati dell'ultimo quinquennio confermano la sostanziale stabilità dei valori di azoto organico, mentre l'azoto totale, rappresentato per circa il 90% dalla forma nitrica, segue l'andamento di quest'ultimo (Fig. 6.7.5.).

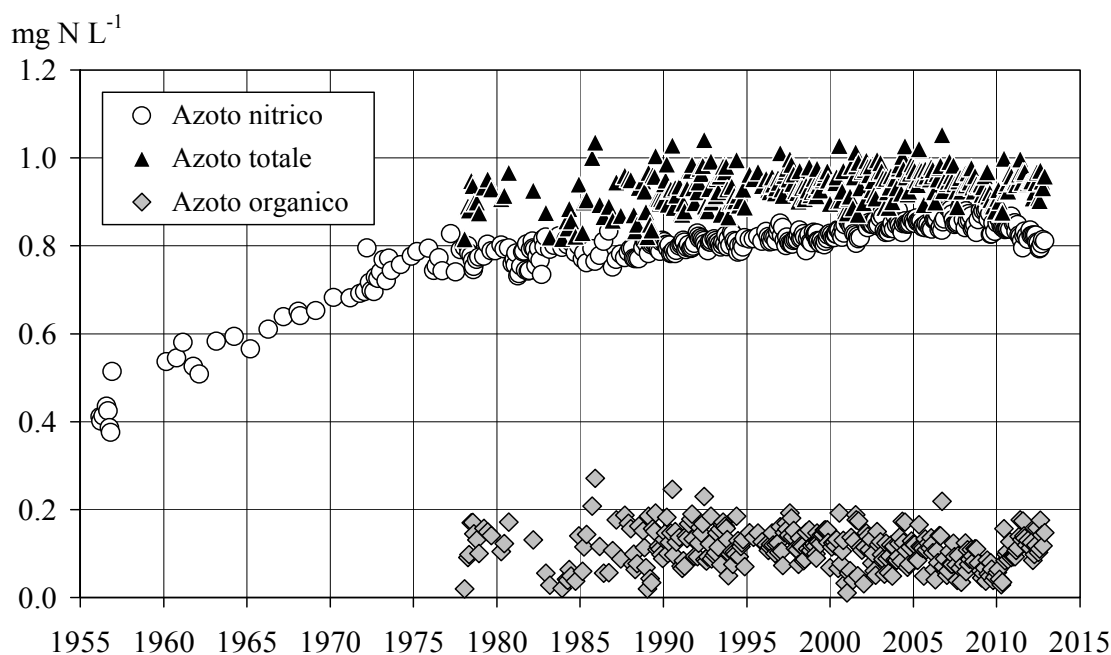


Fig. 6.7.5. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni di azoto totale, nitrico e organico dal 1955 ad oggi (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

Le concentrazioni di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di massima profondità dal 1955 ad oggi, espresse come valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo, sono riportate in figura 6.7.6. La fase di oligotrofizzazione del lago ha interessato il periodo dalla fine degli anni '70 ai primi anni '90; dopodiché è iniziata una fase di sostanziale stabilità, con livelli di fosforo tornati simili ai quelli degli anni '70. Le concentrazioni di fosforo totale si sono stabilizzate su valori compresi tra 8 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$, mantenuti fino al 2010. L'ultimo biennio ha visto un lieve incremento delle concentrazioni, passate a 11-12 $\mu\text{g P l}^{-1}$ sia come valori medi annui che alla circolazione tardo invernale (Fig. 6.7.6.). Nel quinquennio 2003-2007 e anche nei successivi anni 2008-2010 le concentrazioni di fosforo reattivo e totale avevano superato raramente le soglie di 9 e 11 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente; nel 2011 e 2012 si sono spesso raggiunti valori di 10 e 12 $\mu\text{g P l}^{-1}$ (13 nel marzo 2012. Questa tendenza recente deve essere però valutata alla luce della variabilità interannuale che può interessare le concentrazioni dei nutrienti algali, in funzione dei processi biologici (a loro volta controllati da fattori meteo-climatici) e dalle dinamiche di mescolamento delle acque.

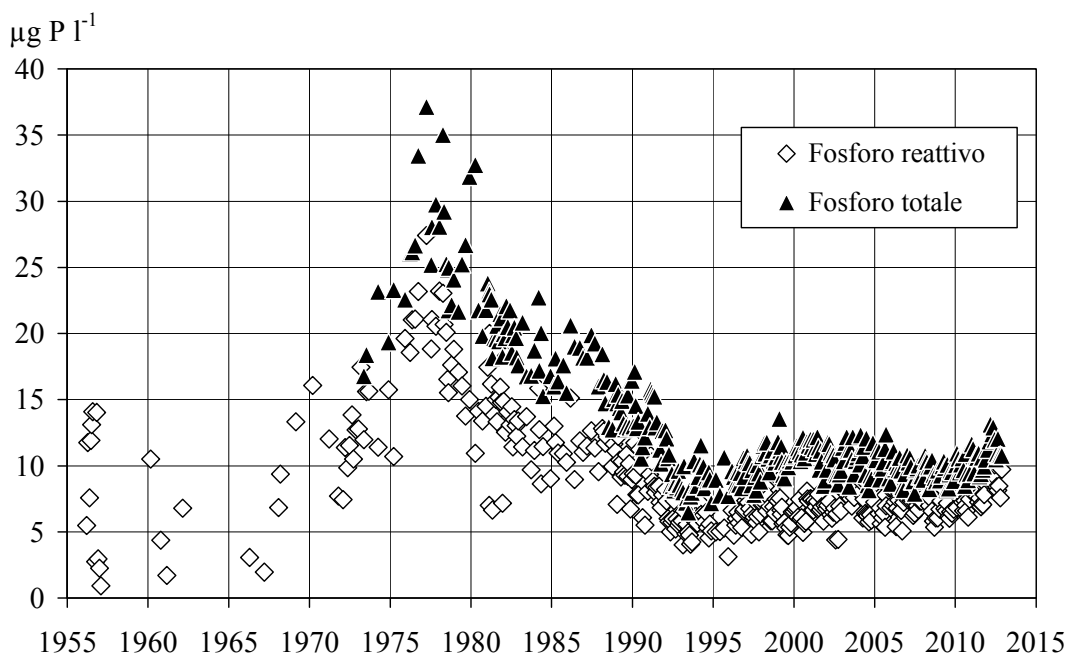


Fig. 6.7.6. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale dal 1955 ad oggi (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

Nonostante questa recente tendenza a un innalzamento dei tenori di fosforo, lo stato qualitativo delle acque del Lago Maggiore è comunque da ritenersi buono, anche alla luce dei valori di altri parametri, quali i composti dell'azoto e il contenuto di ossigeno delle acque. Sicuramente sarà necessario mantenere attivo un controllo regolare dei livelli di fosforo, con lo scopo di seguire nel dettaglio le variazioni stagionali di questa variabile. Solo in questo modo sarà possibile verificare se quella in atto sia un'effettiva variazione del livello trofico o più semplicemente una situazione temporanea, legata ad esempio a particolari condizioni meteo-climatiche o idrologiche.

L'attuale stato trofico delle acque del Lago Maggiore è stato raggiunto grazie alla progressiva riduzione degli apporti di fosforo dal bacino. Le concentrazioni medie areali di fosforo totale nei quinquenni dal 1978 ad oggi sono mostrate in figura 6.7.7, dove vengono confrontati valori per gli areali lombardo, piemontese e ticinese. Come si può osservare, le concentrazioni medie misurate nell'ultimo quinquennio (2008-2012) sono state le più basse dell'intero periodo di osservazione ($22 \mu\text{g P l}^{-1}$ come valore per l'intero bacino, rispetto a valori compresi tra 25 e $55 \mu\text{g P l}^{-1}$ nei quinquenni precedenti) (Fig. 6.7.7). La riduzione è dovuta in larga parte al miglioramento delle condizioni delle acque tributarie lombarde, in cui le concentrazioni medie sono passate da $100-150 \mu\text{g P l}^{-1}$ negli anni '80 e '90 agli attuali $67 \mu\text{g P l}^{-1}$. Anche nel caso delle acque piemontesi si è verificato un sensibile miglioramento, con concentrazioni più che dimezzate passando dal periodo 1978-82 a quello più recente. Anche le acque ticinesi hanno visto una riduzione delle concentrazioni dalla fine degli anni '70 ($27 \mu\text{g P l}^{-1}$) al quinquennio successivo ($14 \mu\text{g P l}^{-1}$), per poi stabilizzarsi su valori di $7-8 \mu\text{g P l}^{-1}$ dagli anni '90 in poi.

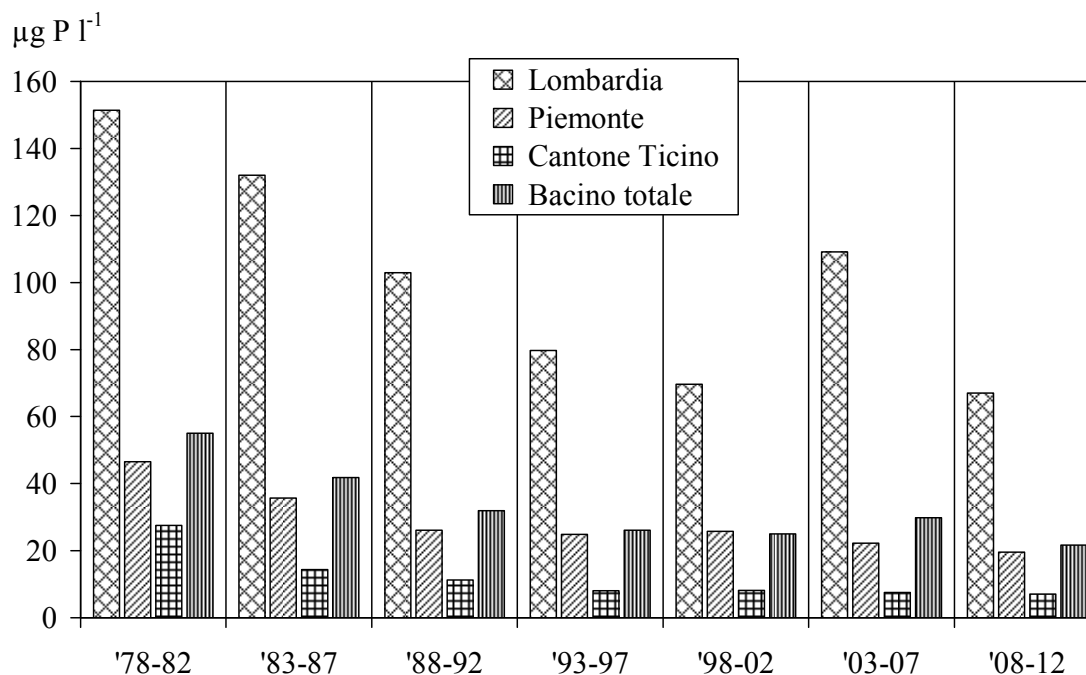


Fig. 6.7.7. Concentrazioni medie areali nei quinquenni dal 1978 al 2012 di fosforo totale nelle acque tributarie campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Fiume Tresa), Piemonte, Cantone Ticino e nell'intero bacino.

Nel complesso la riduzione dei contenuti medi di fosforo negli afflussi a lago da tutto il bacino è stata del 60% circa e le attuali concentrazioni possono essere ritenute compatibili con il mantenimento di un soddisfacente stato trofico delle acque lacustri. Permane il problema di una notevole variabilità tra i diversi tributari e dell'esistenza di uno stato qualitativo ancora inaccettabile per alcuni di essi, tra cui Bardello, Boesio e in parte Vevera, in cui le concentrazioni medie dell'ultimo quinquennio sono state superiori a $200 \mu\text{g P l}^{-1}$ per i primi due torrenti e pari a $79 \mu\text{g P l}^{-1}$ per il terzo.

Il miglioramento della qualità delle acque tributarie nell'ultimo trentennio trova conferma negli andamenti dei contenuti medi di azoto ammoniacale ed organico, passati rispettivamente da $0,18$ e $0,31 \text{ mg N l}^{-1}$ nel quinquennio 1978-1982 agli attuali valori di $0,05$ e $0,08 \text{ mg N l}^{-1}$. Anche nel caso dei composti dell'azoto ammoniacale, la diminuzione più accentuata dei contenuti medi nelle acque tributarie si è verificata nel periodo fino alla metà degli anni '90. Successivamente le concentrazioni medie si sono stabilizzate attorno a $0,05 \text{ mg N l}^{-1}$. Per l'azoto organico invece la diminuzione delle concentrazioni medie è proseguita anche negli anni più recenti, raggiungendo i minimi assoluti nell'ultimo quinquennio, grazie soprattutto alla riduzione che ha interessato le acque tributarie lombarde (da $0,36 \text{ mg N l}^{-1}$ nel periodo 2003-2007 a $0,14 \text{ mg N l}^{-1}$ in quello più recente).

Considerando i contributi areali, ovvero i carichi di fosforo suddivisi per l'areale drenato, derivanti dalle aree lombarda, piemontese e ticinese (Fig. 6.7.8.), si conferma una diminuzione dei valori dal 1978 in poi, più accentuata nel passaggio dagli anni '80 agli anni '90. La diminuzione complessiva, se si confronta il quinquennio 1978-1982 con quello più recente, è stata quasi del 60% per le acque tributarie nel loro complesso. In termini percentuali la diminuzione è stata simile nelle tre aree (56, 62, 57% rispettivamente per Canton Ticino, Piemonte e Lombardia). I contributi dall'areale

lombardo, comprendenti, attraverso il Tresa, anche la porzione svizzera del bacino del Lago di Lugano, rimangono ancora troppo elevati (circa $0,06 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo quinquennio rispetto a $0,02$ e $0,01 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per Piemonte e Canton Ticino, rispettivamente). Inoltre, nonostante il miglioramento complessivo registrato dall'inizio del periodo di studio, è da evidenziare come l'ultimo quinquennio abbia visto un leggero innalzamento dei carichi areali rispetto al periodo precedente (2003-2007): il valore complessivo per le acque tributarie è infatti passato da $0,020$ a $0,025 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Ad aumentare sono stati principalmente gli apporti dall'areale ticinese, anche se è necessario sottolineare come si tratti comunque di livelli contenuti ($0,014 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e indicativi del buono stato qualitativo delle acque. Inoltre si deve rilevare come il quinquennio 2003-2007 fosse stato caratterizzato da limitati apporti meteorici sul bacino e portate ridotte per la maggior parte dei tributari, con conseguente diminuzione dei carichi veicolati a lago. Nel quinquennio più recente, le condizioni meteorologiche più simili alla media di lungo periodo, hanno comportato quindi un leggero innalzamento dei carichi, non imputabile necessariamente alle concentrazioni e quindi ad un effettivo peggioramento dello stato qualitativo delle acque.

I dati dell'ultimo quinquennio confermano comunque le marcate differenze esistenti a livello di singoli tributari. Si può affermare che il contributo medio di fosforo dalle acque tributarie, compreso tra $0,02$ e $0,03 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo decennio, è compatibile con il mantenimento di condizioni oligotrofe delle acque lacustri. La situazione di alcuni tributari, soprattutto nell'areale lombardo, è invece tale da destare preoccupazione, soprattutto ai fini dei possibili effetti sulle acque rivierasche.

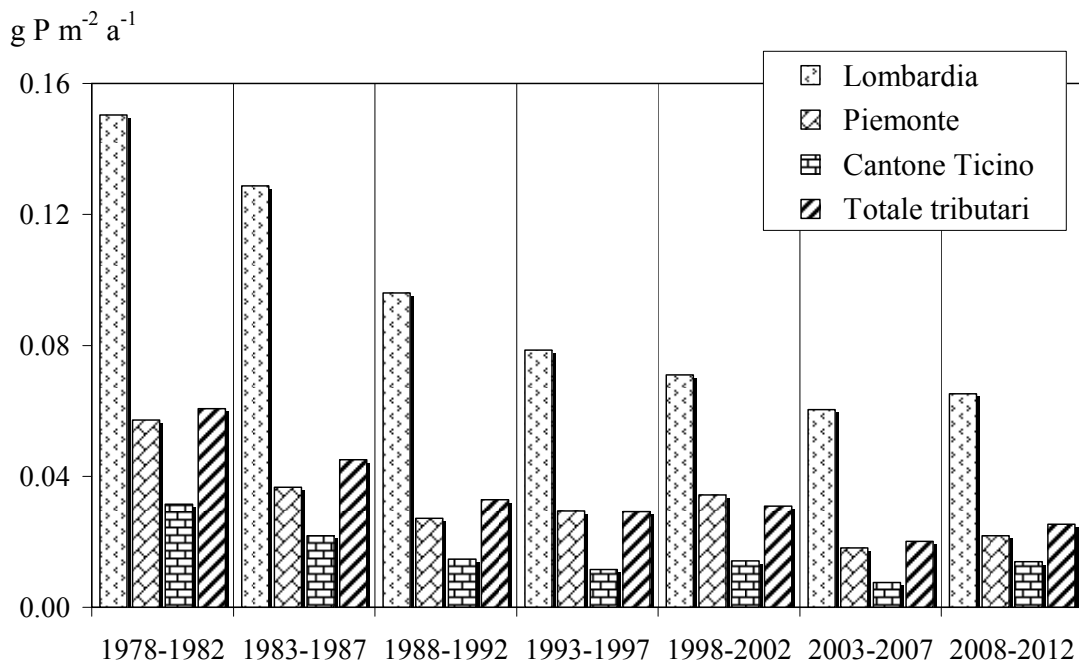


Fig. 6.7.8. Contributi areali medi quinquennali dal 1978 al 2012 di fosforo totale dalle acque tributarie piemontesi, lombarde e del Cantone Ticino, nonché dall'insieme dei tributari campionati.

I dati relativi all'ultimo quinquennio sono stati utilizzati per aggiornare la collocazione del Lago Maggiore nel diagramma statistico dell'OECD, che mette in relazione la trofia lacustre con il tempo teorico di rinnovo e gli apporti annuali di fosforo espressi come concentrazione calcolata dal rapporto tra il carico in entrata e i deflussi attraverso

l'emissario (Fig. 6.7.9.). Il lago è passato gradualmente da condizioni di mesotrofia avanzata ($53 \mu\text{g P l}^{-1}$ come fosforo totale in ingresso nel quinquennio 1978–1982), ad una situazione ($22 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel periodo 1998-2002 e $21 \mu\text{g P l}^{-1}$ nell'ultimo quinquennio) corrispondente all'obiettivo del carico ammissibile per mantenere condizioni oligotrofe. I dati del quinquennio 2003-2007 ($28 \mu\text{g P l}^{-1}$) avevano mostrato un temporanea inversione di tendenza, dovuta principalmente ad una diminuzione dei deflussi attraverso l'emissario, a causa delle scarse precipitazioni che avevano caratterizzato il periodo. Il quinquennio 2008-2012 è stato caratterizzato invece da una situazione più simile alla media di lungo periodo, con precipitazioni medie annue comprese tra i circa 1300 mm del 2011 e i 2100 mm del 2008. Anche le portate annue del Ticino emissario sono state in linea o superiori a quelle medie di lungo periodo, comportando quindi una situazione complessiva più simile a quella degli anni precedenti il 2003.

L'andamento delle concentrazioni medie annue degli apporti (P_i), calcolate come rapporto tra carichi e deflussi attraverso l'emissario, a confronto con le concentrazioni medie areali misurate nelle acque tributarie, è riportato in figura 6.7.10.. Si evidenziano chiaramente i valori più elevati di carico in ingresso registrati negli anni più siccitosi, come 2003, 2005 e 2006. Si osserva inoltre come gli anni 2011 e 2012 siano stati caratterizzati da un aumento del valore di P_i , a cui fa riscontro un lieve innalzamento delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate a lago (Fig. 6.7.10.). Mentre il 2011 è stato un anno complessivamente siccitoso, gli afflussi nel 2012 (1639 mm sull'intero bacino) sono stati simili alla media di lungo periodo, così come il valore della portata media del Ticino emissario. L'aumento dei carichi di fosforo in ingresso a lago registrato nell'ultimo periodo necessita di essere confermato dal proseguimento delle indagini e dalla raccolta di nuovi dati.

Nonostante questa tendenza recente, il valore medio di fosforo in ingresso a lago (P_i) calcolato in base all'approccio OECD per l'ultimo quinquennio ($21 \mu\text{g P l}^{-1}$) è da ritenersi comunque indicativo di una condizione di bassa produttività delle acque. Nel complesso i dati relativi al quinquennio 2008-2012 confermano quindi il miglioramento complessivo del livello trofico lago iniziato a partire dagli anni '80 e conseguente alla diminuzione degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero. I risultati dimostrano inoltre l'importanza della variabilità idrologica interannuale, che condiziona i carichi veicolati dai tributari e di conseguenza la chimica delle acque lacustri.

Alcune modificazioni nel chimismo delle acque lacustri e tributarie osservate nell'ultimo quinquennio, tra cui l'aumento dei livelli di fosforo e la diminuzione delle concentrazioni di azoto nitrico a lago, sono certamente degne di interesse. Per poter essere confermate necessitano però il costante aggiornamento delle serie storiche di dati con metodologie standardizzate e confrontabili nel tempo. La raccolta dei dati inoltre deve avvenire con una frequenza sufficientemente elevata (stagionale o preferibilmente mensile) da consentire di descrivere i fenomeni in atto e metterli in relazione con altri fattori, quali i processi biologici, le dinamiche di mescolamento e le condizioni meteorologiche ed idrologiche.

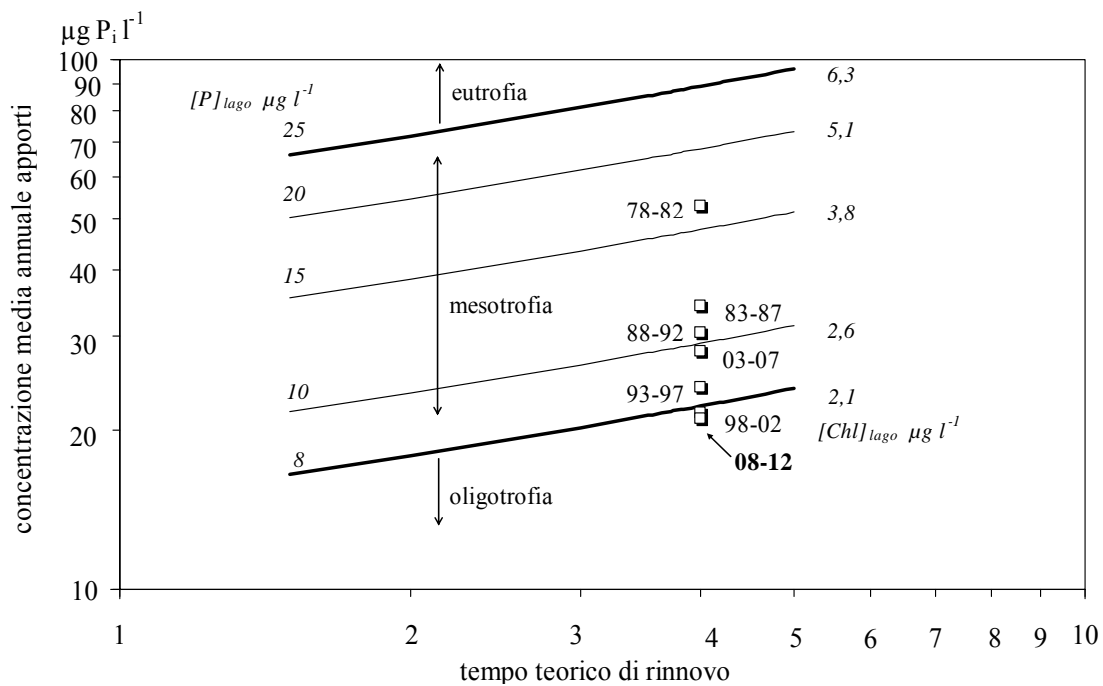


Fig. 6.7.9. Lago Maggiore: diagramma di sintesi dell'OECD nei quinquenni dal 1978 al 2012.

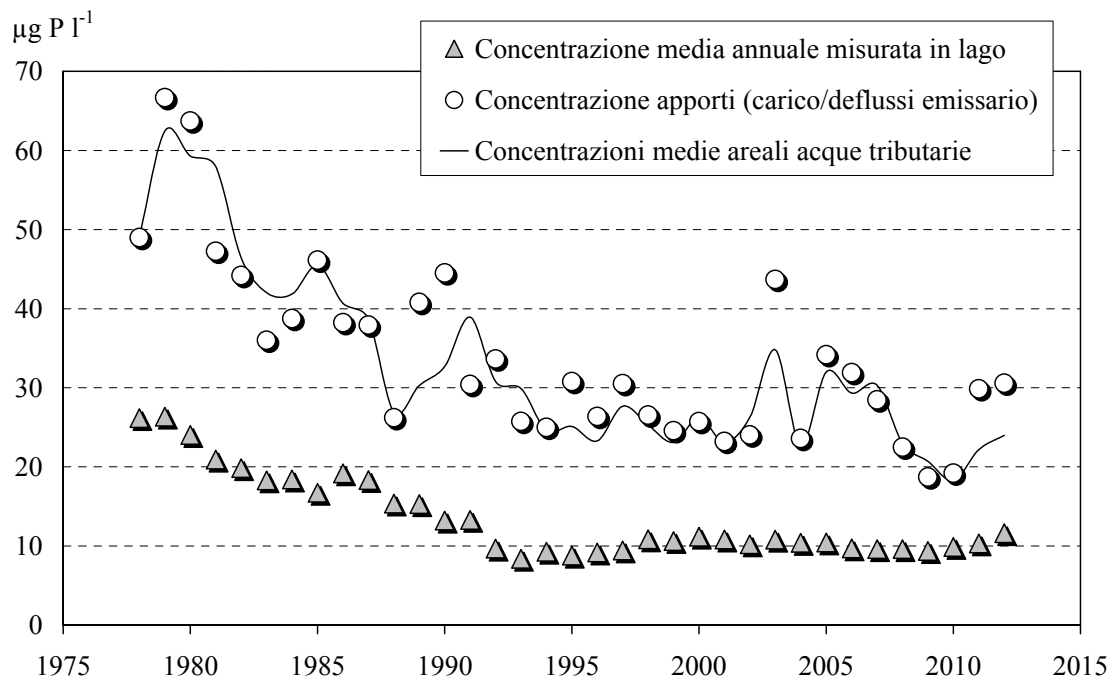


Fig. 6.7.10. Lago Maggiore. Evoluzione delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale nel lago, negli afflussi totali (rapporto tra carico e deflusso) e nelle acque tributarie (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

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.
- Kaushal S.S., P.M. Groffman, G.E. Likens, K.T. Belt, W.P. Stack, V.R. Kelly, L.E. Band, G.T. Fisher. 2005. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *PNAS* 102/38:13517-13520.
- Müller, B., R. Gätcher. 2012. Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads. *Aquatic Sciences*, 74: 101-112.
- Rogora, M., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment*, 417-418: 214-223.
- Rogora, M., R. Mosello, A. Calderoni, & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.
- Rogora, M., R. Mosello & S. Arisci. 2003. The effect of climate warming on the hydrochemistry of alpine lakes. *Water Air Soil Poll.*, 148: 347-361.

7. CONCLUSIONI

In questo rapporto ciascun gruppo di ricerca ha ampiamente discusso i risultati ottenuti nel suo specifico tema di indagine, considerandoli nell'ambito del programma di ricerca quinquennale e, spesso, raffrontandoli con i dati a lungo termine disponibili per il Lago Maggiore. Mi limiterò quindi a proporre degli elementi di riflessione che possano essere utili non tanto per valutare il trend evolutivo del lago quanto per individuare la direzione dello sforzo di ricerca futuro.

E' stata confermata la vulnerabilità del lago all'evoluzione climatica in atto. Le variazioni del regime delle precipitazioni per intensità e per collocazione stagionale influenzano il lago dal punto di vista fisico e, di conseguenza, ne alterano la biologia. E' difficile individuare un preciso nesso causale tra fenomeno fisico ed alterazione biologica. Sono però già emerse evidenze del rapporto tra variazioni di livello e fioriture di cianobatteri.

Negli ultimi 5 anni la massima profondità di mescolamento ha raggiunto i 150 m circa nel 2012. Nel 2009 e nel 2011 si è comunque avuta un'ossigenazione delle acque profonde per la discesa in profondità di acqua densa e fredda di provenienza fluviale o litorale. Sotto i 200 metri di profondità si però è assistito ad una riduzione dell'ossigeno disciolto. Il tempo di residenza delle acque lacustri, particolare oggetto di ricerca in quest'ultimo quinquennio, è risultato variabile in funzione della profondità. Le acque degli affluenti hanno un tempo di residenza in lago tra i 250 e i 1000 giorni e quelle degli strati fino a cento metri di profondità hanno tempi di residenza tra 1 e 4-5 anni. Le acque più profonde hanno tempi di residenza ancora non quantificabili ma certamente superiori alla decina d'anni.

I dati relativi alla densità di popolazione dello zooplancton hanno consentito di evidenziare come al trend in declino degli anni 2008-2010 abbia fatto seguito un aumento fino al raggiungimento di livelli di abbondanza paragonabili a quelli registrati negli anni di mesotrofia del lago. Il dato più interessante relativo alle variazioni nella densità numerica è che esse si verificano a fronte di condizioni stabili di trofia del lago. Esse sono, con tutta probabilità, espressione di variazioni legate, direttamente o indirettamente, a fattori meteo-climatici.

Considerando il fitoplancton, alcuni segnali di un possibile peggioramento qualitativo delle acque sono emersi nel quinquennio 2008-2012. E' stato confermato il ruolo chiave che le forzanti fisiche dell'ambiente lacustre esercitano nel guidare la dinamica delle successioni fitoplanctoniche, in relazione alla variabilità delle condizioni meteo-climatiche. In questo contesto appare sempre più decisivo riuscire a comprendere come la variabilità climatica possa interagire con i fattori che sono responsabili dell'apporto agli organismi algali di nutrienti autoctoni e alloctoni, in funzione degli eventi meteorologici che influenzano gli apporti per dilavamento dal bacino.

Per quanto riguarda il Carbonio Organico Totale (TOC), espressione della produttività del lago, la sua diminuzione di concentrazione iniziata nel corso degli anni '80 ha presentato una inversione di tendenza negli ultimi 14 anni. Anche se si tratta di un incremento modesto, l'aumentata disponibilità di substrato organico ha influenzato la

densità dei popolamenti batterici che, negli strati più superficiali, è significativamente aumentata.

Nonostante una tendenza all'aumento di trofia indicato da alcune variabili, il valore medio di fosforo in lago è da ritenersi comunque indicativo di una condizione di bassa produttività delle acque. Tuttavia, alcune modificazioni nel chimismo delle acque lacustri e tributarie osservate nell'ultimo quinquennio, come l'aumento dei livelli di fosforo e la diminuzione delle concentrazioni di azoto nitrico a lago, sono certamente degne di interesse. Per poter essere confermata tal tendenza necessita però il costante aggiornamento delle serie storiche di dati con metodologie standardizzate e confrontabili nel tempo. La raccolta dei dati inoltre deve avvenire con una frequenza sufficientemente elevata da consentire di descrivere i fenomeni in atto e di metterli in relazione con altri fattori, quali i processi biologici, le dinamiche di mescolamento e le condizioni meteorologiche ed idrologiche.

Per quanto riguarda lo studio della variabilità orizzontale dei parametri chimici e biologici negli strati epilimnici del Lago Maggiore è emerso che in questo ecosistema l'eterogeneità è, come era logico attendersi, minore per i soluti inorganici che per le molecole organiche e per il materiale particellato. C'è inoltre un evidente gradiente di concentrazione crescente da nord a sud ove il lago risulta più ricco in sostanza organica e dove gli organismi fitoplanctonici sono più abbondanti.

In conclusione il Lago Maggiore rimane in una condizione prossima all'oligotrofia. Deve tuttavia essere attentamente studiato e sorvegliato perché si tratta di una condizione instabile. Soltanto una sorveglianza adeguata, basata su una frequenza di campionamento congrua con la velocità di cambiamento delle variabili fisiche, chimiche e biologiche nell'ambiente naturale e su metodologie analitiche sufficientemente sensibili, precise ed accurate, potrà garantire la capacità diagnostica necessaria per individuare precocemente un eventuale deterioramento qualitativo delle acque lacustri.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA:

Dr. Roberto Bertoni

Responsabile Amministrativo:

Dr. Rosario Mosello (Direttore Istituto per lo Studio degli Ecosistemi)

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. Paola Giacomotti	Idrochimico
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Per. Arianna Orrù	Tecnico in Idrochimica
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