

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

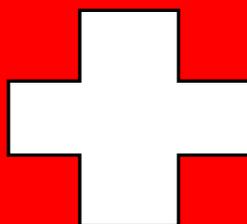
Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2010

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 2010

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. 2011. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2010.* Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 98 pp.

INDICE

INTRODUZIONE	1
<i>(R. Bertoni)</i>	
Inquadramento geografico	2
Modalità di campionamento e metodi di analisi	3
Unità di misura	4
1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO	5
<i>(Marzia Ciampittiello, Claudia Dresti e Helmi Saidi)</i>	
1.1. Caratteristiche idrologiche	5
1.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u>	5
1.1.2. <u>Deflussi</u>	9
2. PROFONDITÀ DI MESCOLOMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI	12
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti e A. Rolla)</i>	
2.1. Profondità di mescolamento	12
2.2. Tempo di residenza delle acque lacustri	15
3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO	35
3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica	35
<i>((M. Manca, R. Piscia e A. Visconti)</i>	
3.2. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali	40
<i>(R. Piscia e M. Manca)</i>	
4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON	46
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici	46
<i>(G. Morabito, A. Oggioni, P. Panzani, M. Austoni)</i>	
4.1.1. <u>Variazioni della biomassa algale</u>	47
4.1.2. <u>Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici</u>	49
4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico	54
<i>(R. Bertoni, C. Callieri, M. Contesini, G. Corno e D. Manca)</i>	
4.2.1. <u>Dinamica stagionale</u>	54
4.2.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	58
4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale	61
<i>(C. Callieri, R. Bertoni, M. Contesini e G. Corno)</i>	
4.3.1. <u>Dinamica stagionale</u>	61
4.3.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	62
5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI	65
<i>(M. Rogora, A. Pranzo e G. Tartari)</i>	
5.1. Chimica lacustre	65

5.1.1. <u>Chimismo di base</u>	65
5.1.2. <u>Composti dell'azoto, del fosforo e dei silicati</u>	71
5.1.3. <u>Ossigeno disciolto</u>	74
5.1.4. <u>Variazioni spaziali delle variabili chimiche</u>	76
5.2. Apporti chimici dai tributari	78
5.2.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u>	78
5.2.2. <u>Medie areali</u>	82
5.2.3. <u>Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo</u>	85
6. CONCLUSIONI	94
<i>(R. Bertoni)</i>	
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	98

INTRODUZIONE

Sono qui presentati i risultati ottenuti dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dalla Sede di Verbania Pallanza del CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere nel 2010, terzo anno del settimo ciclo quinquennale di ricerche.

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

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

I risultati del 2010 mostrano che il lago si mantiene in condizioni di oligotrofia.

Inquadramento geografico

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

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

Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese

COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO

Latitudine: 45° 57' N

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

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepres.	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 km 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 2010 sul Lago Maggiore, le metodologie utilizzate per la raccolta ed il trattamento dei campioni, nonché le metodiche analitiche specifiche seguite per la loro valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi, sono state le stesse utilizzate in occasione delle precedenti campagne. L'ubicazione delle stazioni di campionamento è indicata nelle figure 1 e 4.4.

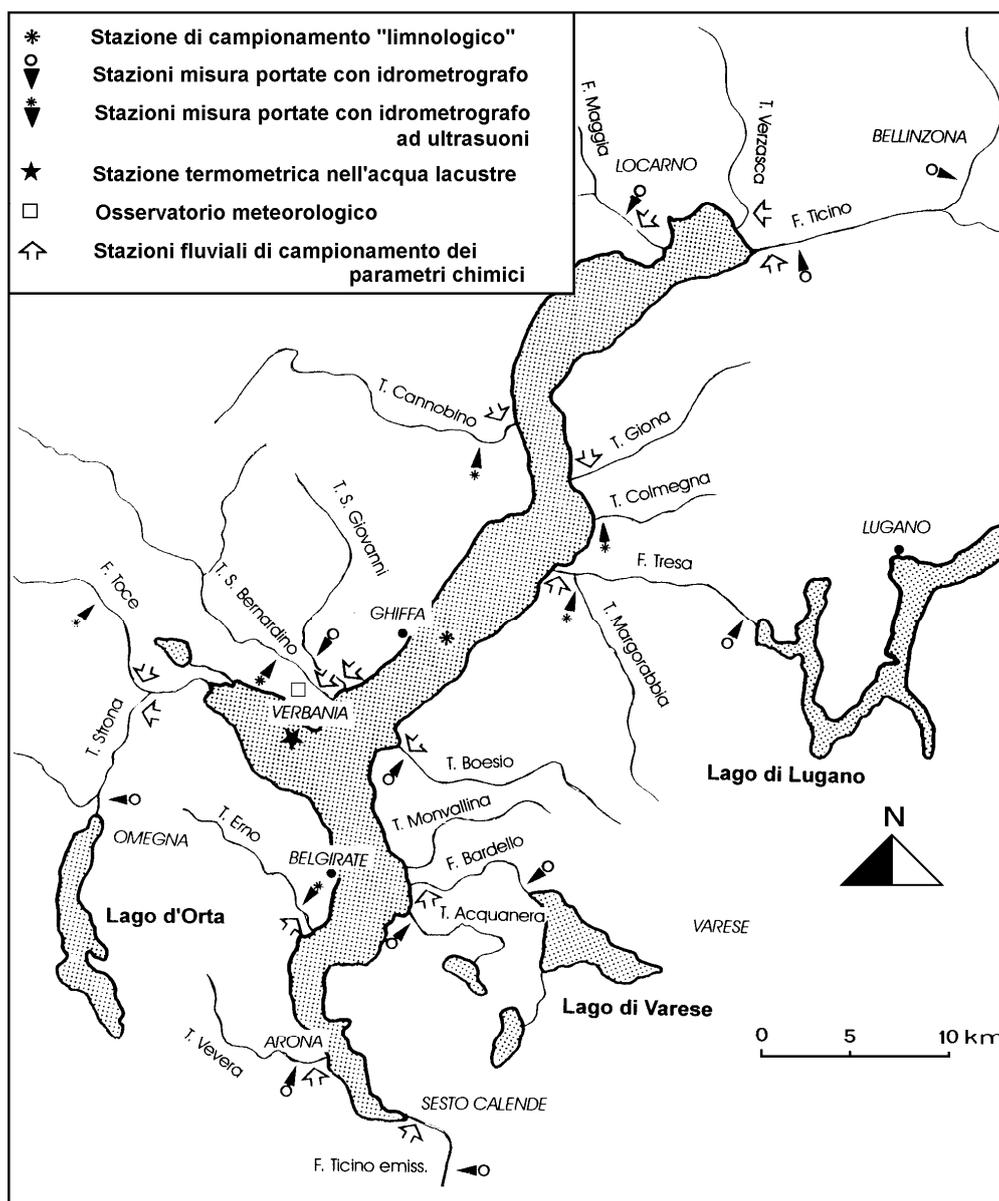


Fig. 1. Lago Maggiore, 2010. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

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 2010, 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, della Società Blennio e Maggia (Ofima), dell'ENEL, dell'Area Previsione e Monitoraggio Ambientale dell'Arpa Piemonte e del Consorzio del Ticino.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in tabella 1.1.1a insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-09 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2010 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 1.1.1a.

Tab. 1.1.1a. Lago Maggiore 2010. 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	36	62	117	52	284	160	61	151	101	164	199	119	1506
PIOTTA	Ticino immissario	1007	24	48	108	39	277	162	112	174	104	121	132	76	1377
FAIDO	Ticino immissario	760	30	51	131	63	296	188	79	173	109	131	180	91	1522
COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	24	51	86	68	285	158	80	228	87	107	179	75	1428
BIASCA	Ticino immissario	291	32	64	135	88	354	154	97	203	112	155	247	126	1767
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	26	61	108	67	389	159	104	241	154	120	181	100	1710
MESOCOCCO	Ticino imm.-Moesa	815	33	65	96	68	359	124	75	243	116	119	194	97	1589
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1320	37	63	71	79	426	158	82	227	159	138	242	92	1774
GRONO	Ticino imm.-Moesa	350	40	66	80	94	301	105	68	199	104	142	208	96	1503
BELLINZONA	Ticino immissario	225	40	71	110	90	361	170	66	177	131	158	211	111	1696
MAGADINO (Aeroporto)	Lago Maggiore	197	46	83	134	85	376	205	66	174	151	189	248	127	1884
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	210	60	89	169	87	383	200	70	227	111	224	384	119	2123
CIMETTA	Lago Maggiore	1672	39	68	118	94	382	242	82	199	128	162	249	92	1855
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	366	48	77	154	104	407	226	68	222	114	200	281	119	2020
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	47	86	194	102	418	247	73	239	118	250	290	130	2194
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	923	2	2	28	7	82	65	56	106	32	15	31	76	498
LODRINO	Ticino immissario	275	39	74	121	72	433	154	79	36	105	135	235	110	1591
GNOSCA	Ticino immissario	247	36	60	90	71	160	63	47	257	101	115	220	101	1320
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	38	71	115	79	311	154	53	179	117	138	224	127	1606
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	45	77	188	94	406	218	119	267	138	152	272	126	2098
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	35	37	114	177	155	169	97	184	165	13	240	82	1467
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	46	75	9	383	161	188	105	233	128	47	274	117	1766
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	905	26	65	85	71	283	143	80	205	91	128	188	95	1460
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	55	95	202	113	498	258	70	234	139	258	337	161	2420
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	9	42	36	46	243	192	148	183	102	81	82	8	1171
L. TOGGIA	Toce	2170	25	50	77	26	389	221	110	194	94	64	172	77	1499
L. SABBIONE	Toce	2462	68	18	47	25	263	182	135	164	85	77	138	71	1273

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

L. MORASCO	Toce	1820	24	26	99	34	309	161	134	203	106	82	264	123	1565
L. VANNINO	Toce	2175	36	34	64	35	266	170	64	148	89	88	200	88	1282
PONTE FORMAZZA	Toce	1300	36	30	56	21	216	118	113	138	64	72	139	74	1077
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	28	45	96	63	259	137	76	137	72	163	160	96	1331
CREVOLADOSSOLA	Toce	303	20	91	94	-	285	142	-	-	5	291	-	-	928
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	38	71	126	68	256	149	42	135	93	214	201	117	1511
DOMODOSSOLA	Toce	240	41	79	128	64	257	143	80	128	92	203	200	130	1546
CODELAGO	Toce-Devero	1885	45	59	122	37	297	162	90	187	99	122	230	101	1551
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	24	35	108	54	315	201	96	172	92	195	180	94	1568
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	37	59	105	44	316	158	125	275	96	118	251	131	1715
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1495	34	39	93	34	330	139	64	124	41	159	157	95	1309
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	20	36	87	57	285	181	134	148	85	180	166	82	1460
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	39	52	92	68	338	230	81	195	126	242	212	116	1791
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	57	75	148	93	387	252	58	171	130	264	270	139	2044
PONTETTO	Toce-Isorno	348	29	46	107	56	241	158	48	99	93	181	154	124	1335
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	39	55	133	70	290	250	30	151	116	234	209	122	1700
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	20	55	68	85	283	271	154	211	138	181	160	31	1657
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	27	63	123	70	319	223	92	141	131	245	203	86	1725
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	32	72	93	73	285	210	63	141	95	138	215	72	1489
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	38	79	103	105	338	204	59	152	93	197	178	88	1632
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2281	26	37	46	31	263	170	46	21	61	112	185	30	1028
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1320	70	67	108	157	165	115	78	113	163	201	108	70	1415
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	18	21	36	38	219	175	54	158	42	38	68	39	907
MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185	19	77	109	59	327	176	46	153	55	207	155	68	1451
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	53	116	258	110	457	241	75	194	130	478	286	79	2478
OMEGNA	Toce-Strona	298	47	107	203	98	435	172	40	161	74	311	243	126	2018
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	45	98	120	96	130	4	1	1	1	149	260	140	1045
MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	28	95	217	82	467	204	68	236	88	370	252	164	2270
ROBIEI	Maggia	1898	72	125	198	68	591	327	147	348	249	265	400	216	3005
CEVIO	Maggia	418	40	62	145	79	340	186	63	137	119	224	259	125	1779
BOSCO GURIN	Maggia	1505	48	72	133	83	388	229	125	185	133	247	225	128	1996
MOSOGNO	Maggia	760	48	72	213	98	356	259	46	197	128	280	250	131	2078
CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	57	95	178	164	285	273	120	240	200	158	401	187	2357
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	43	71	152	88	396	226	84	168	140	275	272	122	2037
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	7	21	48	29	128	93	39	86	66	65	84	33	696
SAMBUCO DIGA	Maggia	1471	53	71	152	64	353	220	112	208	126	66	273	158	1856
FUSIO	Maggia	1300	0	16	86	25	291	101	76	189	29	136	173	99	1222
MAGGIA	Maggia	327	48	72	220	113	369	232	65	62	86	120	271	110	1769
PALAGNEDRA	Maggia	498	38	59	176	0	366	244	70	220	112	248	295	72	1899
CAMEDO	Maggia	550	48	75	236	112	171	254	67	224	129	291	317	133	2057
SONOGNO	Verzasca	925	42	81	157	90	451	249	94	206	151	190	281	123	2115
FRASCO	Verzasca	890	34	58	157	82	368	228	48	149	80	163	74	116	1556
AROSIO	Tresa	860	39	88	136	93	362	157	87	214	210	66	277	144	1873
ISONE	Tresa	810	45	95	148	88	425	150	72	179	170	172	273	137	1953
LUGANO	Tresa	273	34	92	109	65	345	122	161	191	191	194	211	138	1853
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	50	103	169	124	480	191	68	253	243	284	290	137	2392
PONTE TRESA	Tresa	274	37	81	111	85	399	269	151	200	269	306	291	153	2352
STABIO	Tresa	353	45	145	80	99	407	131	72	216	254	242	284	157	2132
MENDRISIO	Tresa	290	44	83	87	82	388	132	139	78	263	47	273	141	1755

Tab. 1.1.1a. Continuazione.

GERMIGNAGA	Tresa	203	39	100	128	82	355	144	74	143	110	181	244	138	1739
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	50	83	233	121	434	277	115	226	118	356	311	147	2472
LUNECCO	Cannobino	415	43	89	218	117	439	240	74	219	70	327	302	148	2285
CANNOBIO	Cannobino	220	45	79	168	101	399	208	42	222	126	143	294	126	1954
MOTTAC	S. Bernardino	1695	-	-	-	-	36	265	70	216	133	310	273	120	1422
CICOGNA	S. Bernardino	770	58	111	294	120	408	294	57	233	152	270	455	162	2613
MAZZINA	S. Bernardino	721	23	31	160	64	355	194	60	210	100	281	269	23	1771
PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240	49	105	181	91	419	213	56	273	127	263	293	168	2238
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	70	107	248	112	367	179	45	164	104	435	290	141	2261
CANDOLLIA	Toce	201	43	86	192	90	320	173	70	172	99	313	224	102	1884
PALLANZA	Lago Maggiore	211	55	118	181	117	816	216	82	190	97	314	313	157	2656
SOMERARO	Lago Maggiore	470	48	118	192	106	396	210	75	231	81	158	284	156	2055
MOTTARONE VETTA	Erno	1491	28	95	217	82	467	204	68	236	88	370	252	164	1646
MIORINA	Ticino emissario	195	56	117	107	109	377	115	48	200	143	157	378	122	1929
	2010		39	72	131	83	337	186	81	183	118	185	236	113	1753
	1978-09		74	61	97	171	204	159	136	157	186	193	137	79	1659
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Nel 2010 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, 1753 mm, che rappresentano un valore annuale pressoché medio. In realtà il bacino imbrifero del Lago Maggiore è un insieme di zone caratterizzate da diversa piovosità, e quindi la distribuzione delle piogge al suo interno è piuttosto variabile. Infatti a Robiei si sono registrati 3005 mm, il valore più elevato e a Piano di Peccia 696 mm, il valore più basso. Si sono avute 25 stazioni con piogge registrate superiori ai 2000 mm e 21 inferiori ai 1500 mm. Le restanti stazioni (41), ovvero la maggior parte, hanno registrato piogge variabili tra i 1500 e i 2000 mm.

Oltre a Robiei, le altre stazioni caratterizzate da elevata piovosità sono state Pallanza con 2656 mm, Cicogna con 2613 mm, Sambughetto con 2478 mm, Cursolo con 2472 mm e Verbano centrale con 2420 mm.

L'altra stazione caratterizzata da poche piogge, al di sotto dei 1000 mm è stata Macugnaga Passo Moro con 907 mm. Alcuni malfunzionamenti si sono avuti in qualche stazione, in particolare Mottac della quale mancano i dati dei primi quattro mesi, Crevoladossola che ha avuto un funzionamento parziale per tutto l'anno e Monte Mesma che da giugno a ottobre ha registrato pochissima pioggia rispetto a quella effettivamente caduta. Tale considerazione è derivata da un controllo e una verifica effettuati con la stazione di Arpa Piemonte situata nelle vicinanze.

Analizzando la figura 1.1.1a si nota chiaramente che si sono avute precipitazioni di molto superiori rispetto alle medie pluriennali principalmente nei mesi di maggio e novembre e superiori nei mesi di marzo, giugno, agosto e dicembre. Valori di pioggia al di sotto delle medie mensili, dei periodi di riferimento, si sono registrate a gennaio, aprile, luglio e settembre.

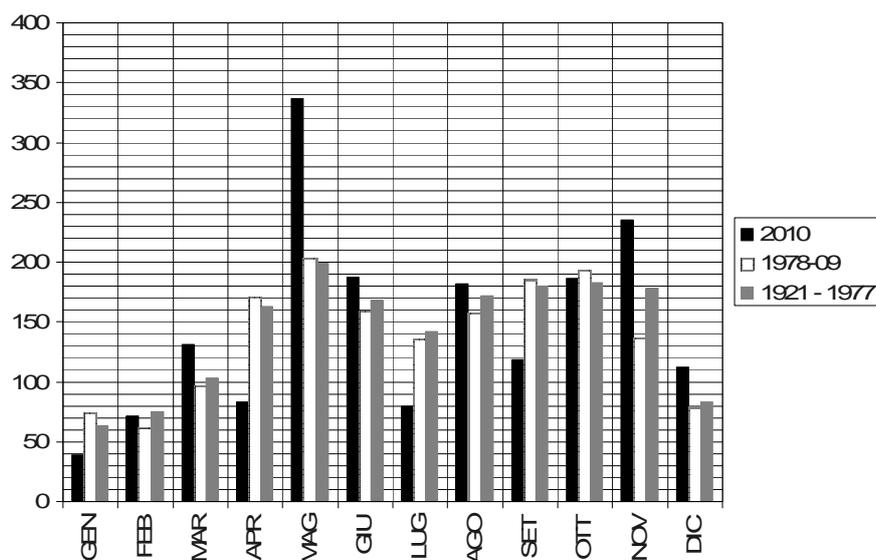


Fig. 1.1.1a. Andamento mensile delle piogge per l'anno 2010 e periodi di riferimento (1978-2009 e 1921-1977) a confronto

La distribuzione spaziale delle piogge presenta diversi nuclei con differenti valori di piovosità. Le aree caratterizzate dai maggiori valori di pioggia sono quelle comprese nell'alta Valle Maggia e all'interno di una fascia con direzione sud-ovest nord-est che comprende l'alto Cusio, la Valgrande e la Valle Cannobina.

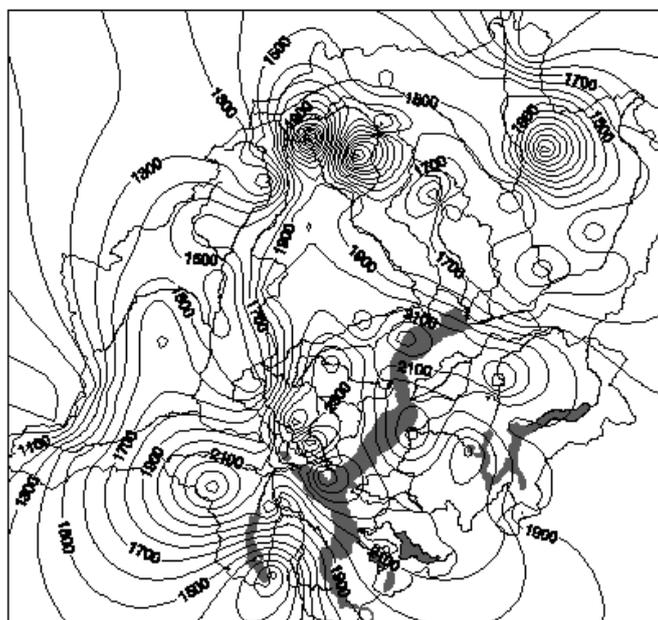


Fig. 1.1.1b. Isoiete del bacino Lago Maggiore per l'anno 2010.

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (tab. 1.1.1b) si sono registrate piogge superiori alla media in inverno e in primavera (32% e 18% circa, rispettivamente), leggermente inferiori in estate (-3% circa), e leggermente superiori in autunno (3% circa).

Tab. 1.1.1b. Piogge stagionali del 2010 e per i periodi di riferimento.

Periodo	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
2010	286	555	454	544
1978-09	212	472	453	516
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 2010, 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 2010. 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 2010 è stato determinato principalmente dalle scarse piogge di febbraio ma soprattutto dalle abbondanti piogge di maggio, che hanno mantenuto elevati i deflussi anche a giugno, in particolare per quanto riguarda il Ticino Immissario, il Toce, il Cannobino e il Ticino Emissario. Anche per il 2010, non ci sono dati di portata relativi al Torrente San Giovanni e al Torrente Erno e i dati di portata del Torrente Cannobino sono stati ricostruiti ricavando la loro distribuzione di probabilità dai dati pregressi e da quelli del Torrente San Bernardino.

Il Ticino Immissario, il Cannobino, il San Bernardino, il Bardello, la Tresa e il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori di portata superiori rispetto a quelli dei periodi di riferimento (tabella 1.1.2b).

Tab. 1.1.2b. Portate medie mensili e annue del 2010 e dei periodi pluriennali di confronto.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2010 *	35,06	22,71	37,24	55,33	156,52	145,58	70,95	72,43	52,24	46,17	72,55	43,09	67,70
	1978-09	32,86	31,36	36,19	53,04	108,05	117,77	92,28	63,98	69,20	76,26	57,75	36,58	64,79
	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	2010 *	<u>1,62</u>	<u>1,55</u>	<u>8,05</u>	<u>8,28</u>	<u>17,11</u>	<u>7,93</u>	<u>1,57</u>	<u>3,60</u>	<u>3,36</u>	<u>7,40</u>	<u>12,52</u>	<u>6,93</u>	<u>7,98</u>
	1978-09	2,66	2,64	4,67	8,68	10,31	6,76	4,93	4,68	7,52	8,97	6,25	4,00	6,11
S. GIOVANNI	2010 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2010 *	1,17	1,18	9,24	11,14	23,11	10,06	1,32	3,15	2,89	8,31	17,69	5,06	8,49
	1978-09	2,09	2,16	4,87	11,83	14,72	8,42	4,75	3,78	8,98	11,36	7,16	3,35	6,96
	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	2010 *	16,75	14,32	27,37	46,72	170,89	167,30	61,98	44,07	33,70	41,79	77,20	31,78	61,32
	1978-09	26,86	26,31	33,72	60,30	115,09	117,90	82,02	59,59	67,26	81,18	60,01	33,12	63,71
	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	2010 *	3,43	2,46	2,83	6,32	10,88	4,88	2,54	2,20	1,70	2,79	7,18	4,59	4,31
	1979-09	<u>2,71</u>	<u>2,24</u>	<u>2,99</u>	<u>5,53</u>	<u>7,41</u>	<u>5,95</u>	<u>3,64</u>	<u>2,41</u>	<u>3,26</u>	<u>6,82</u>	<u>5,42</u>	<u>3,68</u>	<u>4,34</u>
	1941-60	3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2010 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2010 *	0,01	0,01	0,04	0,07	0,71	0,08	0,01	0,02	0,003	0,06	0,73	0,44	0,18
	1978-09	0,56	0,49	0,56	0,80	0,89	0,67	0,39	0,28	0,37	0,82	0,63	0,51	0,58
BARDELLO	2010 *	2,28	2,23	1,58	3,41	5,40	4,60	2,64	1,18	2,48	2,50	5,35	4,86	3,33
	1978-09	2,65	2,49	2,74	3,12	4,15	3,81	2,59	1,32	2,23	2,93	2,82	2,50	2,79
	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	2010 *	0,74	0,71	0,80	1,00	1,91	0,96	0,63	0,66	0,72	0,73	1,81	1,19	0,99
	1978-09	1,38	1,10	1,50	2,22	2,60	1,96	1,34	0,85	1,36	2,23	1,89	1,22	1,61
MARGORABBIA	2010 *	1,84	1,73	2,17	2,90	7,78	2,40	0,94	1,01	<u>1,09</u>	<u>1,54</u>	<u>6,94</u>	<u>2,52</u>	<u>3,13</u>
	1978-09	2,51	2,27	3,16	4,47	5,08	3,84	2,22	1,44	2,29	4,79	4,33	2,46	3,29
TRESA	2010 *	22,29	15,08	17,22	32,84	74,65	27,58	21,54	18,20	14,44	20,59	54,53	28,81	29,06
	1978-09	14,07	12,60	17,01	29,82	39,04	31,47	22,06	15,55	20,67	29,18	25,23	16,86	22,82
	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.	2010 *	180,77	144,71	205,95	323,93	733,10	552,23	290,61	276,55	210,48	210,58	452,33	246,26	319,67
	1978-09	148,16	145,25	179,78	291,50	457,56	435,63	343,10	250,04	266,99	380,28	253,34	180,10	279,25
	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

In particolare le portate medie annuali della Tresa e del San Bernardino, sono state superiori al periodo di riferimento per più del 20%.

Il Toce, il Niguglia, la Vevera, la Margorabbia e il Boesio invece, hanno mediamente avuto portate annuali inferiori alla media di riferimento; in particolare la Vevera ha fatto registrare meno della metà delle portate mediamente registrate annualmente.

I valori massimi si sono registrati a maggio per tutti i corsi d'acqua, tranne che per la Vevera il cui massimo annuale si è registrato a novembre. I valori minimi hanno avuto una distribuzione molto variabile nell'anno, a febbraio per quanto riguarda il Ticino Immissario, il Cannobino, il Toce e il Ticino Emissario, a luglio per il San Bernardino, la Margorabbia e il Boesio ad agosto per il Bardello, a settembre per il Niguglia, la Vevera e la Tresa. Dall'andamento dei deflussi si notano due picchi annuali di portata, il più pronunciato a maggio e il secondario a novembre, in sintonia con l'andamento registrato per le piogge; anche per quanto riguarda i valori minimi sono presenti due picchi, uno in inverno, a febbraio, il più pronunciato e l'altro, secondario, nel periodo estivo-autunnale, posizionato tra agosto e ottobre.

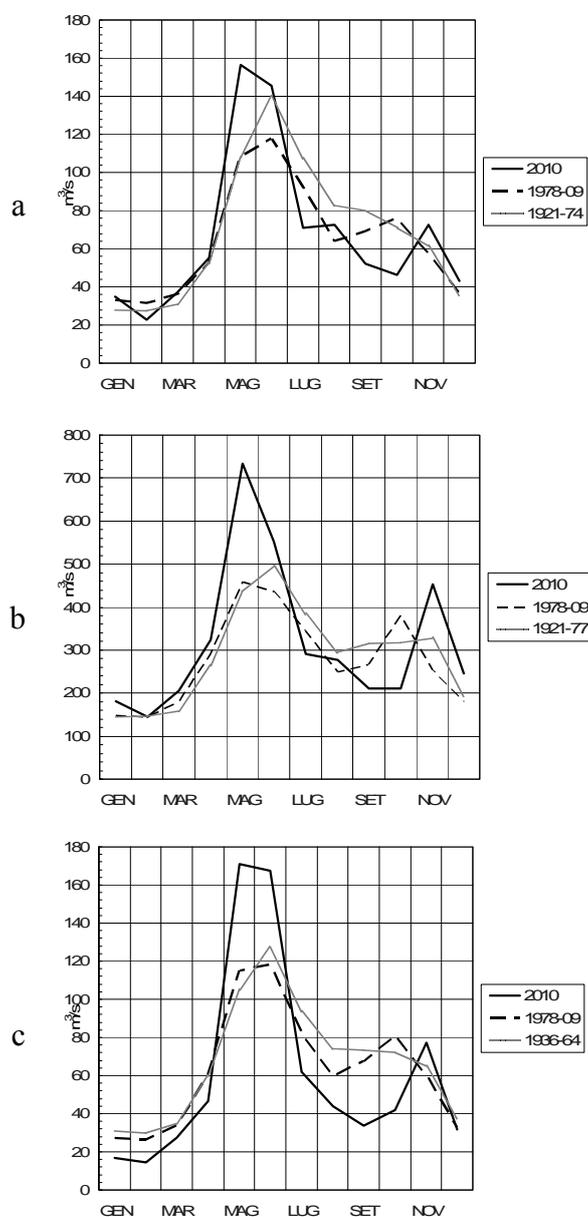


Fig. 1.1.2 a, b, c. Lago Maggiore 2010. Regime delle portate.

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

2.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2010 la verifica dell'effettiva profondità dello strato mescolato invernale nel Lago Maggiore è stata continua e condotta, come di consueto, 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'anno, come negli ultimi 40 anni (Ambrosetti et al. 2010) l'omogenizzazione delle sue acque è risultata incompleta, un aspetto idrodinamico quest'ultimo, divenuto ormai la regola nelle acque del Lago Maggiore: si tratta di un fatto, ormai ampiamente confermato a livello mondiale, che trova la sua causa nella tendenza al riscaldamento delle acque lacustri manifestatasi negli ultimi decenni, tendenza che nei laghi profondi ha impedito la loro piena circolazione invernale.

Negli ultimi 50 anni il Lago Maggiore ha visto un riscaldamento estivo di 0.0101 MJm^{-2} per anno, mentre le perdite invernali sono risultate solo di 0.0034 MJm^{-2} per anno; di conseguenza il raffreddamento invernale non è stato sufficiente a controbilanciare l'accumulo estivo.

Anche le indagini condotte nel 2010 hanno confermato quanto già sottolineato nei rapporti annuali precedenti circa l'incidenza negativa sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteo-limnologici. In particolare del vento e delle temperature dell'aria e dell'acqua superficiale, parametri responsabili della generazione dell'energia necessaria ad indurre la presenza di moti convettivi capaci di agire dalla superficie al fondo del lago. Entro il bacino lacustre verbanese è infatti notevolmente diminuito il percorso invernale del vento, sopra tutto in febbraio (solo 2.781 km nel 2010 contro una media del periodo di confronto di 3.250 km). La differenza media invernale fra le temperature dell'acqua-superficiale e dell'aria è stata di soli 0.05°C , il che ha contribuito a ridurre le perdite di energia calorica ad onda lunga (back radiation), nonché di calore di evaporazione e sensibile, favorendo così un minore raffreddamento invernale del lago.

Negli ultimi decenni il lago, risentendo dell'evoluzione climatica globale in atto che tende, come è noto, al riscaldamento, ha evidenziato un progressivo incremento dell'energia totale contenuta nelle sue acque, come risulta dalla Fig. 2.1 nella quale ne è riportato l'andamento mensile. Rilevanti risultano i contenuti calorici nell'intera massa d'acqua nell'inverno 2010 (4.885 MJm^{-2} in febbraio) e soprattutto in estate (6.344 MJm^{-2} in luglio): quest'ultimo valore risulta molto vicino al corrispondente del 1998 quando con 6.401 MJm^{-2} si è stabilito il massimo assoluto del cinquantennio. Ciò fa presupporre che anche nel 2011 la profondità di mescolamento verticale sarà ancora limitata agli strati superficiali in considerazione del fatto che la perdita di calore in inverno è in costante diminuzione.

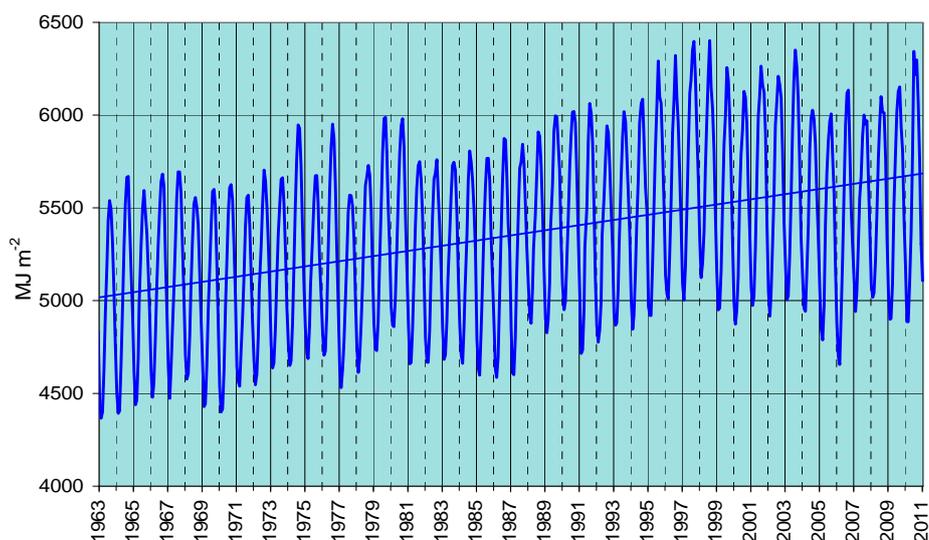


Fig. 2.1. Contenuto mensile di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2010

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 confermando, anche nel 2010, la tendenza al riscaldamento degli strati più depressi del lago il che rappresenta, per effetto del gioco delle densità, un ulteriore ostacolo al mescolamento convettivo del lago (Fig. 2.2).

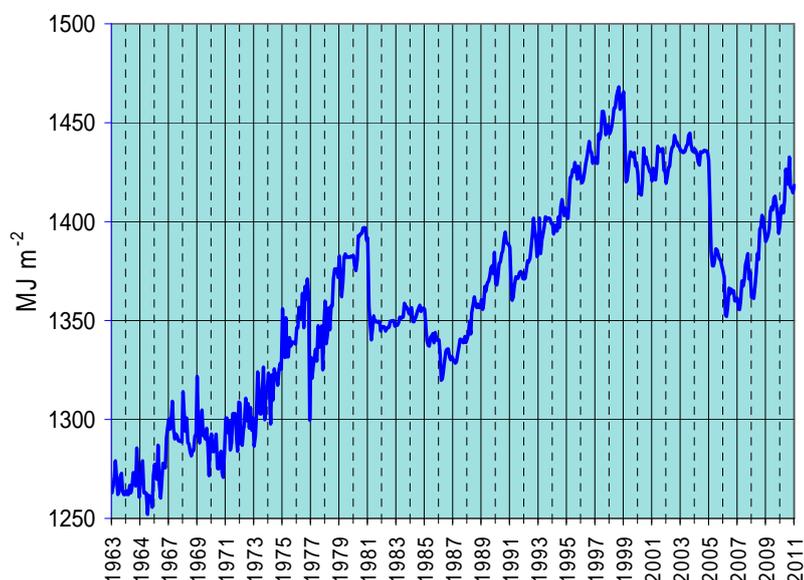


Fig. 2.2. Andamento della memoria climatica nel Lago Maggiore nel periodo 1963-2010

Per quanto riguarda il meccanismo del mescolamento convettivo, i moti relativi nell'inverno 2009-2010 hanno raggiunto soltanto 100 metri di profondità. La causa va ricercata, come detto, nella situazione meteorologica invernale che si è instaurata sull'areale lacustre e, a seguito di questa, della mancanza di inserimenti nell'ipolimnio

profondo di acqua fredda di origine litorale, così come si era verificato nell'inverno precedente e in altre occasioni (Ambrosetti et al. 2010).

In Fig. 2.3 è rappresentata la distribuzione verticale della concentrazione di O₂ dalla superficie al fondo del lago misurata dal novembre 2009 a marzo 2010. E' visibile da gennaio a marzo, attorno a -100 metri, la presenza dell'isolinea di 9.0 mg l⁻¹ mentre a circa -125 metri si trova quella indicante 8.5 mg l⁻¹ ed entrambe si mantengono allo stesso livello per tutto il periodo: è la dimostrazione che l'ossigenazione delle acque del lago per moti convettivi non ha superato questa profondità. Sul fondo del lago, a febbraio, compare l'isolinea 6.5 mg l⁻¹ che denota un consumo di ossigeno che andrà accentuandosi nei mesi successivi tanto che a dicembre si stabilisce a 6.25 mg l⁻¹.

Un'ulteriore conferma della limitata profondità raggiunta dal mescolamento nel 2010 viene fornita dalla distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre, che indica nei mesi invernali la presenza tra 100 m e 150 m di pur modesti salti termici (pochi decimi di grado), ma tali da indicare che il mescolamento non ha superato queste profondità.

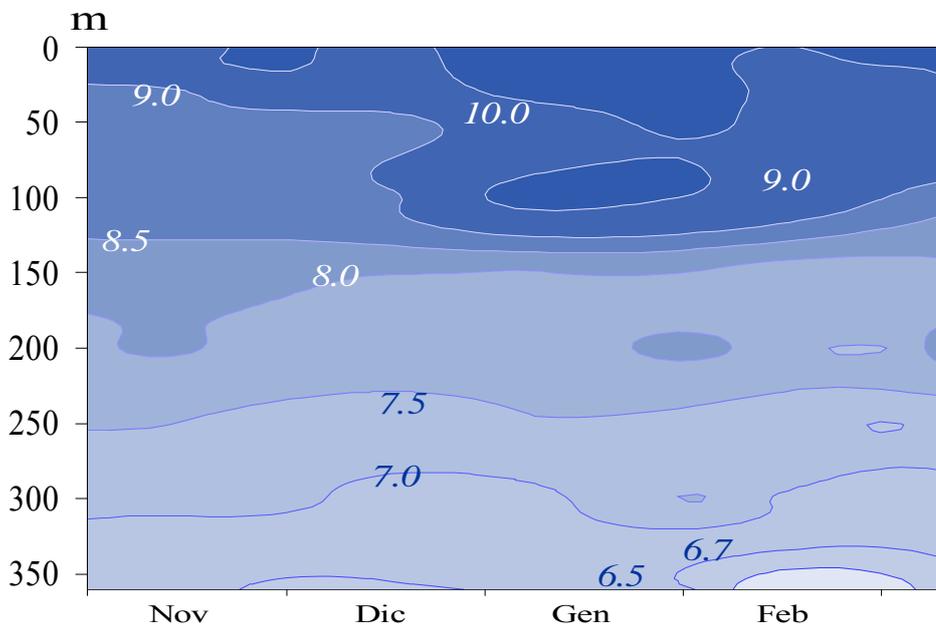


Fig. 2.3. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg l⁻¹) nell'inverno 2009-2010

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 100 m di profondità; si ricorda che questo parametro rappresenta la quantità di energia necessaria per omogeneizzare la colonna d'acqua. I relativi profili verticali (Fig. 2.4) mostrano una decisa resistenza ai moti convettivi che a dicembre 2009 e a gennaio 2010 si colloca attorno a -50 m, è evidentemente l'effetto della persistenza di gradienti termici a quelle profondità; in febbraio quest'ultimo effetto è invece indicato dall'incremento della stabilità, modesto ma evidente, negli strati al di sotto di -100 m. La curva di marzo mostra infine come il mescolamento convettivo si sia ormai interrotto essendo già iniziata la fase di riscaldamento primaverile del lago

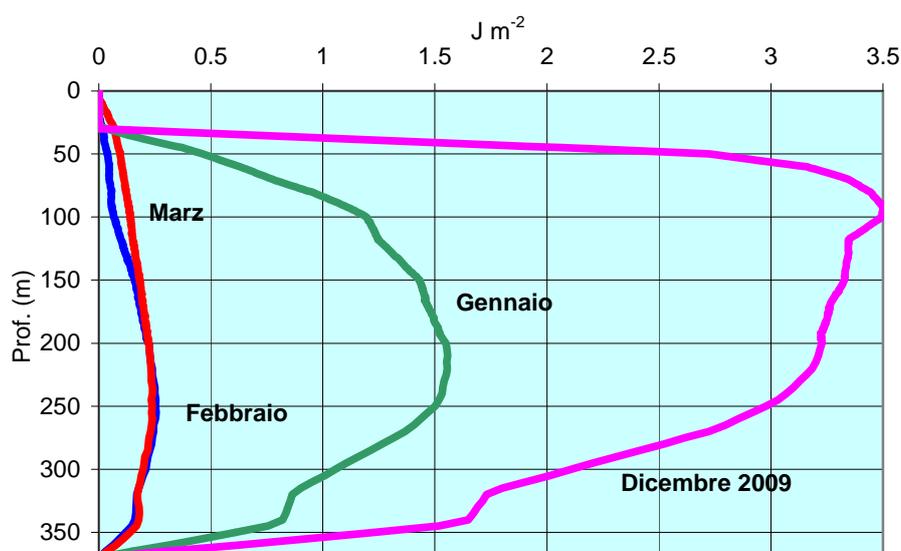


Fig. 2.4. Sequenza temporale della distribuzione verticale della stabilità termica del Lago Maggiore da dicembre 2009 a Marzo 2010.

2.2. Tempo di residenza delle acque lacustri.

Come specificato nei rapporti precedenti, questo studio è finalizzato alla stima del tempo di transito idraulico dalla massa idrica a diverse profondità nel Lago Maggiore e, conseguentemente, alla stima del tempo reale di residenza delle acque lacustri; a tal fine si è fatto uso del modello TRIM_LM, le cui condizioni generali di calcolo sono dettagliatamente descritte in Castellano et al., 2010; Castellano et al., 2008, nonché nei precedenti rapporti CIPAIS. (Ambrosetti et al., 2009)

Nel corso del 2010 la ricerca ha visto, in primo luogo, il proseguimento delle simulazioni con una ulteriore serie di prove al fine di definire la sensibilità e il comportamento dell'idrodinamica lacustre alle sollecitazioni dei parametri idro-meteorologici: ciò ha consentito di raffinare la risposta del modello e di verificarne la validità attraverso un suo sempre più preciso adeguamento alle leggi ed alle nozioni della limnologia fisica moderna. Rispetto alle risultanze dell'anno precedente, si è così ottenuto un notevole miglioramento delle conoscenze, sopra tutto grazie all'aumento del potere risolutivo del reticolo di integrazione ed a una più realistica calibratura del modello di turbolenza.

Successivamente ci si è focalizzati sugli spostamenti di 202 (duecentodue) markers privi di massa immessi in diversi punti del Lago Maggiore, percorsi calcolati nell'ambito di una simulazione numerica del tipo CFD tridimensionale estesa su un periodo temporale di 4 anni, raddoppiandolo quindi rispetto ai 2 anni di simulazione i cui risultati erano stati esposti nel precedente Rapporto CIPAIS (Ambrosetti et al., 2010).

In questa sede si tralascia il commento ai risultati relativi alle distribuzioni 3D di parametri quali la velocità e la temperatura delle acque, sostanzialmente uguali a quelli già descritti in dettaglio con le simulazioni degli anni precedenti, il che conferma la sostanziale correttezza della calibratura effettuata. Qui viene fissata l'attenzione sul

destino dei markers privi di massa immessi nel corpo idrico all'istante $t=0.0$ dell'intero ciclo di simulazioni.

L'applicazione del metodo dei markers privi di massa (cioè non reattivi) trasportati da campi di moto 3D e calcolati con sistemi CFD può essere considerato un "approccio recente" per quanto riguarda la tematica dei tempi di residenza delle acque lacustri di cui stiamo trattando; infatti le documentazioni nella letteratura tecnica corrente non sono molto numerose ma tutte di interesse assai significativo (Duwe et al., 2003; Doos & Engqvist, 2007).

Il modello discreto del lago utilizzato nel presente studio, riportato nelle Fig.2.5 e Fig.2.6, 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 fitti nei livelli superiori: tale suddivisione comporta un totale di 877.500 celle. Sulle figure sono anche indicate la "direzione longitudinale", con il simbolo Y, che va intesa in senso positivo da S a N e che ha punto zero all'incile del lago, la "direzione trasversale", con il simbolo X, che ha il suo senso positivo da W ad E, e il punto zero alla foce del Toce, nonché la "direzione verticale", col simbolo Z, e con la quota "0" nel punto più profondo del lago e quindi il senso positivo verso l'alto.

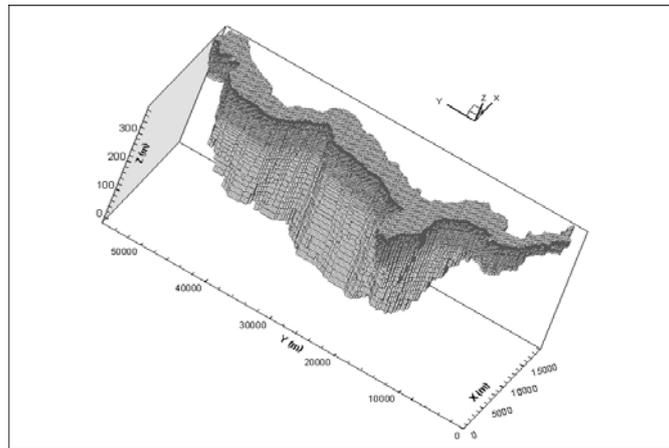


Fig. 2.5. Rete di maglie sull'intera geometria del Lago Maggiore

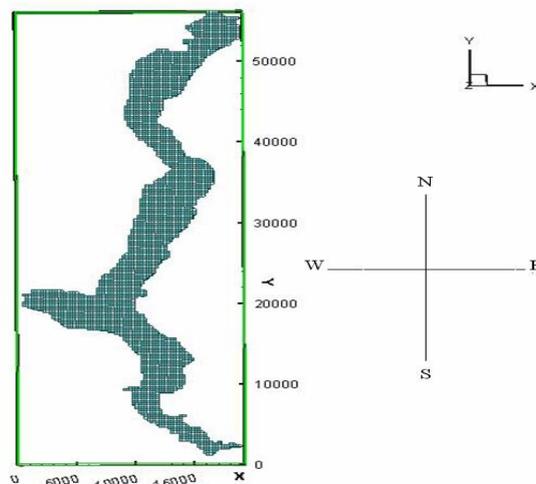


Fig. 2.6. Modello Discreto del Lago Maggiore. La coordinata indicata con X è misurata positivamente da Ovest ad Est e la coordinata indicata con Y è misurata positivamente da Sud a Nord

2.2.1. Posizione Iniziale dei markers

I markers utilizzati in questo studio sono stati in numero di 202 (duecentodue), suddivisi in due gruppi: il primo comprendeva quelli collocati inizialmente nel lago, quindi sottoposti alla sua condizione idrodinamica, e riferiti come “markers-ambiente”; al secondo gruppo appartenevano invece i markers che all’istante $t=0.0$ furono immessi nella porzione terminale dei principali affluenti al lago soggetti quindi alle velocità di corrente di questi ultimi e in seguito riferiti come “markers-fiume”. Le loro posizioni iniziali sono elencate, rispettivamente, nelle Tab.2.1 e 2.2.

La maggior parte dei “markers ambiente” (una novantina) sono stati collocati a diverse profondità nella zona più settentrionale del lago, nella zona antistante la foce del Ticino, il suo maggior tributario. Le loro coordinate risultano pertanto tutte prossime a valori di $X = 16.800$ e di $Y = 55.000$ (Fig. 2.6).

I restanti “markers-ambiente” sono stati collocati in lago a profondità crescenti più verso Sud ma spostati quanto più possibile verso la sua sponda occidentale.

Quanto ai “markers fluviali” per ciascuno dei maggiori tributari al lago ne sono stati immessi cinque in prossimità della loro foce, a profondità comprese fra 0,5 e 9,0 m.

2.2.2. Percorsi dei “markers-ambiente”

Incrociando le informazioni derivanti dalle traiettorie orizzontali con quelle delle variazioni verticali di ciascun marker ambiente è possibile ricostruire i loro spostamenti nei quattro anni di durata programmati dalle simulazioni. Si rileva che nelle figure che seguono sono riportati, come esempio, gli spostamenti di alcuni markers, ma sono disponibili tutti i movimenti dei 202 traccianti.

L’analisi di quelle relative ai primi 90 markers con posizione iniziale nella zona più settentrionale del lago di fronte alla foce del Ticino immissario consente di rilevare che 11 di essi hanno raggiunto, entro i 4 anni della simulazione, la sezione di chiusura del lago o una zona vicina molto prossima al Ticino emissario: è pertanto possibile considerare i traccianti sotto elencati definitivamente usciti dal lago:

- M 2: partito dalla profondità di -0.5 m, uscito dopo circa 900 gg.;
- M 15: partito dalla profondità di -9.0 m, uscito dopo circa 1200 gg.;
- M 17: partito dalla profondità di -11 m, uscito dopo circa 800 gg.;
- M 23: partito dalla profondità di -16.5 m, uscito dopo circa 900 gg.;
- M 25: partito dalla profondità di -20.5 m, uscito dopo circa 600 gg.;
- M 30: partito dalla profondità di -23.0 m, uscito dopo circa 1000 gg.;
- M 32: partito dalla profondità di -25.5 m, uscito dopo circa 900 gg.;
- M 33: partito dalla profondità di -25.5 m, uscito dopo circa 600 gg.;
- M 49: partito dalla profondità di -48.0 m, uscito dopo circa 600 gg.;
- M 55: partito dalla profondità di -56.0 m, uscito dopo circa 900 gg.;
- M 58: partito dalla profondità di -60.0 m, uscito dopo circa 600 gg.

Tab. 2.1. Posizione Iniziale dei markers-ambiente (immersi nel lago)

Markers	X (m)	Y (m)	Z (m)
M_1	16875	55375	-0.5
M_2	16625	55375	-0.5
M_3	16875	55125	-0.5
M_4	16875	55375	-1.5
M_5	16625	55375	-1.5
M_6	16875	55125	-1.5
M_7	16875	55375	-5
M_8	16625	55375	-5
M_9	16875	55125	-5
M_10	16875	55375	-7
M_11	16625	55375	-7
M_12	16875	55125	-7
M_13	16875	55375	-9
M_14	16625	55375	-9
M_15	16875	55125	-9
M_16	16875	55375	-11
M_17	16625	55375	-11
M_18	16875	55125	-11
M_19	16875	55375	-13.5
M_20	16625	55375	-13.5
M_21	16875	55125	-13.5
M_22	16875	55375	-16.5
M_23	16625	55375	-16.5
M_24	16875	55125	-16.5
M_25	16625	55375	-20.5
M_26	16375	55375	-20.5
M_27	16625	55125	-20.5
M_28	16875	55375	-23
M_29	16625	55375	-23
M_30	16875	55125	-23
M_31	16625	55375	-25.5
M_32	16375	55375	-25.5
M_33	16625	55125	-25.5
M_34	16875	55375	-28.5
M_35	16625	55375	-28.5
M_36	16875	55125	-28.5
M_37	16875	55375	-34.5
M_38	16625	55375	-34.5
M_39	16875	55125	-34.5
M_40	16875	55375	-37.5
M_41	16625	55375	-37.5
M_42	16875	55125	-37.5
M_43	16875	55375	-40.5
M_44	16625	55375	-40.5
M_45	16875	55125	-40.5
M_46	16875	55375	-44
M_47	16625	55375	-44
M_48	16875	55125	-44
M_49	16875	55375	-48
M_50	16625	55375	-48
M_51	16875	55125	-48
M_52	16875	55125	-52
M_53	16625	55125	-52
M_54	16875	54875	-52
M_55	16875	55125	-56
M_56	16625	55125	-56
M_57	16875	54875	-56
M_58	16875	55125	-60
M_59	16625	55125	-60
M_60	16875	54875	-60
M_61	16875	54875	-64
M_62	16625	54875	-64
M_63	16875	54625	-64
M_64	16875	54875	-68
M_65	16625	54875	-68
M_66	16875	54625	-68
M_67	16875	54875	-72
M_68	16625	54875	-72
M_69	16875	54625	-72
M_70	16875	54875	-76
M_71	16625	54875	-76
M_72	16875	54625	-76
M_73	16875	54875	-80
M_74	16625	34875	-80

Markers	X (m)	Y (m)	Z (m)
M_75	16875	34625	-80
M_76	16875	54875	-84
M_77	16625	54875	-84
M_78	16875	54625	-84
M_79	16875	54875	-88
M_80	16625	54875	-88
M_81	16875	54625	-88
M_82	16875	54625	-92
M_83	16625	54875	-92
M_84	16875	54625	-92
M_85	16875	54625	-96
M_86	16625	54625	-96
M_87	16875	54375	-96
M_88	16875	54625	-100.5
M_89	16625	54625	-101
M_90	16875	54375	-101
M_91	12375	50375	-106
M_92	12125	50375	-106
M_93	12375	50125	-106
M_94	12375	50375	-112
M_95	12125	50375	-112
M_96	12375	50125	-112
M_97	12375	50375	-120
M_98	12125	50375	-120
M_99	12375	50125	-120
M_100	12375	50375	-128
M_101	12125	50375	-128
M_102	12375	50125	-128
M_103	12375	50375	-138
M_104	12125	50375	-138
M_105	12375	50125	-138
M_106	12375	49875	-150
M_107	12125	49875	-150
M_108	12375	49625	-150
M_109	12375	49875	-162
M_110	12125	49875	-162
M_111	12375	49625	-162
M_112	12375	49875	-174
M_113	12125	49875	-174
M_114	12375	49625	-174
M_115	12875	49125	-189
M_116	12625	49125	-189
M_117	12875	49375	-189
M_118	12875	49125	-207
M_119	12625	49125	-207
M_120	12875	49375	-207
M_121	12625	47375	-225
M_122	12375	47375	-225
M_123	12625	47125	-225
M_124	12625	47375	-243
M_125	12375	47375	-243
M_126	12625	47125	-243
M_127	11375	46875	-261
M_128	11125	46875	-261
M_129	11375	46625	-261
M_130	11375	46875	-279
M_131	11125	46875	-279
M_132	11375	46625	-279
M_133	10875	44125	-298.5
M_134	10625	44125	-298.5
M_135	10875	43875	-298.5
M_136	12875	39125	-319.5
M_137	12625	39125	-319.5
M_138	12875	38875	-319.5
M_139	12875	39125	-340.5
M_140	12625	39125	-340.5
M_141	12875	38875	-340.5
M_142	14875	35625	-361.5
M_143	14625	35625	-361.5
M_144	14875	35375	-361.5
M_145	14875	35625	-370
M_146	14625	35625	-370
M_147	14875	35375	-370

Tab.2.2. Posizione Iniziale dei “markers fiume” immessi negli affluenti al lago

Markers	Affluente	X (m)	Y (m)	Z (m)
M_148	Ticino	18875	53375	-0.5
M_149	“”	18875	53375	-1.5
M_150	“”	18875	53375	-2.5
M_151	“”	18875	53375	-5
M_152	“”	18875	53375	-9
M_153	Vevera	11875	4875	-0.5
M_154	“”	11875	4875	-1.5
M_155	“”	11875	4875	-2.5
M_156	“”	11875	4875	-5
M_157	“”	11875	4875	-9
M_158	Erno	10625	9625	-0.5
M_159	“”	10625	9625	-1.5
M_160	“”	10625	9625	-2.5
M_161	“”	10625	9625	-5
M_162	“”	10625	9625	-9
M_163	Toce	875	20875	-0.5
M_164	“”	875	20875	-1.5
M_165	“”	875	20875	-2.5
M_166	“”	875	20875	-5
M_167	“”	875	20875	-9
M_168	S. Bernardino	7125	22125	-0.5
M_169	“”	7125	22125	-1.5
M_170	“”	7125	22125	-2.5
M_171	“”	7125	22125	-5
M_172	“”	7125	22125	-9
M_173	Canobino	9375	42875	-0.5
M_174	“”	9375	42875	-1.5
M_175	“”	9375	42875	-2.5
M_176	“”	9375	42875	-5
M_177	“”	9375	42875	-9
M_178	Maggia	14875	51375	-0.5
M_179	“”	14875	51375	-1.5
M_180	“”	14875	51375	-2.5
M_181	“”	14875	51375	-5
M_182	“”	14875	51375	-9
M_183	Verzasca	18625	55125	-0.5
M_184	“”	18625	55125	-1.5
M_185	“”	18625	55125	-2.5
M_186	“”	18625	55125	-5
M_187	“”	18625	55125	-9
M_188	Tresa	15125	32375	-0.5
M_189	“”	15125	32375	-1.5
M_190	“”	15125	32375	-2.5
M_191	“”	15125	32375	-5
M_192	“”	15125	32375	-9
M_193	Boesio	10875	21125	-0.5
M_194	“”	10875	21125	-1.5
M_195	“”	10875	21125	-2.5
M_196	“”	10875	21125	-5
M_197	“”	10875	21125	-9
M_198	Bardello	12875	14875	-0.5
M_199	“”	12875	14875	-1.5
M_200	“”	12875	14875	-2.5
M_201	“”	12875	14875	-5
M_202	“”	12875	14875	-9

A titolo di esempio in Fig. 2.7 si riportano gli andamenti orizzontali e verticali del marker M 30, posizionato in partenza ad est di Locarno alla profondità di 23 m: il tracciate, dopo un’iniziale spostamento verso la sponda orientale del lago, si è progressivamente portato su quella occidentale per poi proseguire verso Sud fino a raggiungere la sezione di uscita dopo circa 1.000 giorni. La sua profondità si è mantenuta sempre negli strati più superficiali.

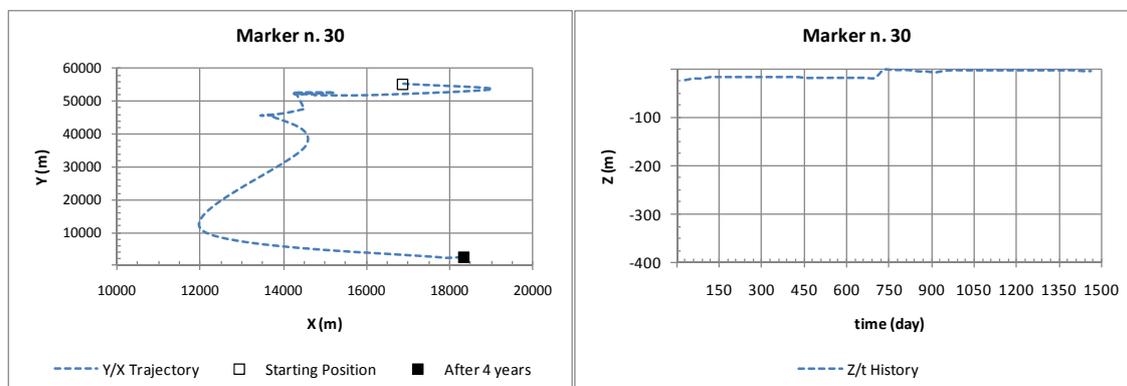


Fig. 2.7. Percorso e spostamenti verticali del marker M 30.

Dall'esame delle risultanze relative ai restanti 79 markers, posti come i precedenti nella porzione più nord-orientale del lago, si rilevano invece situazioni molto più diversificate che si possono sintetizzare:

a) 12 markers, pur con percorsi totali di diversa lunghezza e direzione, si sono mossi su distanze comprese tra 40 e 50 km dal punto di immissione lungo la direzione ideale verso l'uscita dal lago, mantenendosi sempre entro una profondità massima di 100 m:

- M 10: partito dalla profondità di -7.0 m;
- M 12: partito dalla profondità di -7.0 m;
- M 16: partito dalla profondità di -11.0 m;
- M 19: partito dalla profondità di -14.0 m;
- M 20: partito dalla profondità di -14.0 m;
- M 21: partito dalla profondità di -14.0 m;
- M 28: partito dalla profondità di -23.0 m;
- M 42: partito dalla profondità di -38.0 m;
- M 53: partito dalla profondità di -52.0 m;
- M 60: partito dalla profondità di -60.0 m;
- M 65: partito dalla profondità di -68.0 m;
- M 72: partito dalla profondità di -76.0 m.

L'esempio riportato nella Fig. 2.8 si riferisce al percorso del marker M 60 posizionato inizialmente ad est di Locarno alla profondità di 60 m. Dopo uno sprofondamento iniziale fino a circa 90 m, è successivamente risalito a quote più modeste e seguendo un percorso tortuoso con frequenti spostamenti da una sponda all'altra ha raggiunto, alla fine del terzo anno di simulazione il traverso di Intra. Risalito in superficie, ha proseguito il suo cammino verso Sud seguendo sempre la sponda occidentale del lago fino a ritrovarsi, dopo altri 300 giorni circa, nella baia di Ispra.

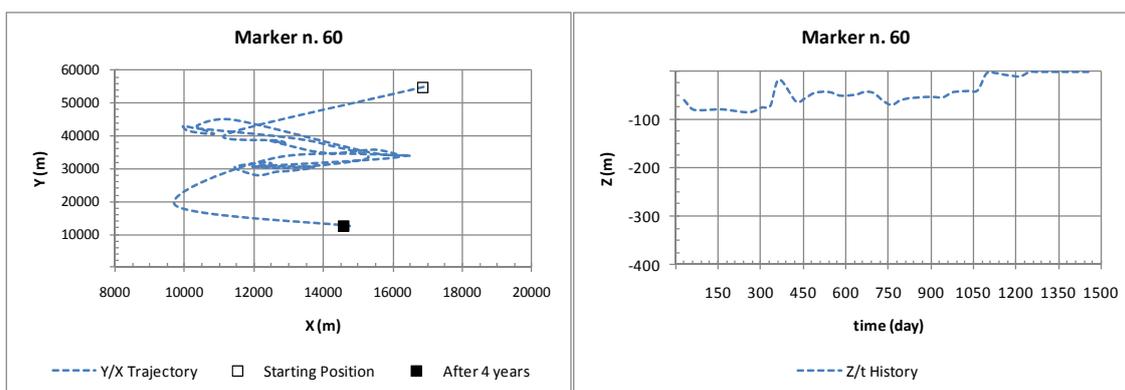


Fig. 2.8. Percorso e spostamenti verticali del marker n°60.

b) i seguenti 11 markers, pur con percorsi totali di diversa lunghezza e direzione, si sono spostati tra 30 e 40 km dal punto di immissione lungo la direzione ideale verso l'incile del lago: la loro profondità massima non ha mai superato 100 m.

- M 8: partito dalla profondità di -5.0 m;
- M 9: partito dalla profondità di -5.0 m;
- M 24: partito dalla profondità di -17.0 m;

- M 40: partito dalla profondità di -38.0 m;
- M 44: partito dalla profondità di -41.0 m;
- M 47: partito dalla profondità di -44.0 m;
- M 64: partito dalla profondità di -68.0 m;
- M 66: partito dalla profondità di -68.0 m;
- M 70: partito dalla profondità di -76.0 m;
- M 86: partito dalla profondità di -96.0 m;
- M 88: partito dalla profondità di -101.0 m.

Per questo gruppo l'esempio riportato in Fig. 2.9 è relativo al percorso compiuto dal marker M 86 che è partito dalla zona ad est di Locarno alla profondità di 96 m: nella fase iniziale del suo percorso si è mosso alternativamente tra le due sponde, mantenendo pressoché costante il suo livello per poi risalire, dopo circa 400 giorni a -30 m, quando si trovava ancora all'altezza di Brissago. Successivamente, mantenendosi in superficie, e seguendo la costa occidentale del lago ha raggiunto la zona del golfo di Pallanza dopo 1500 giorni e 40 km di percorso.

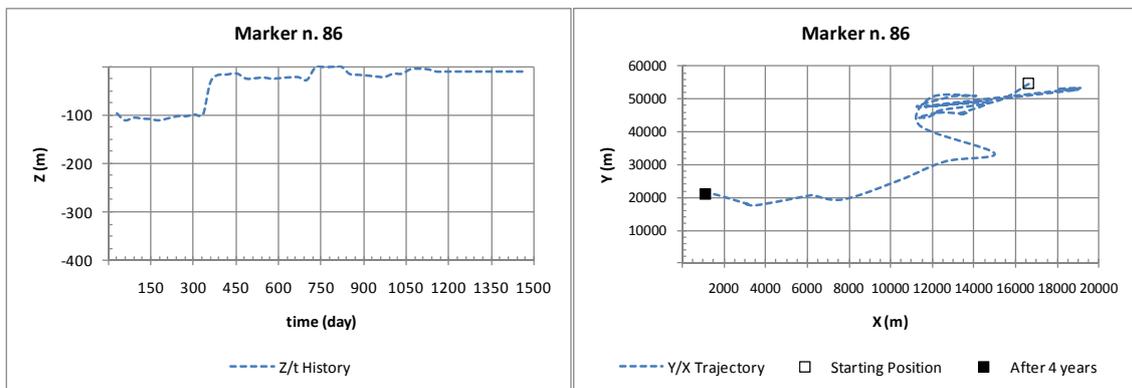


Fig. 2.9. Percorso e spostamenti verticali del marker M 86.

c) altri 8 dei markers posizionati nella zona ad est di Locarno di fronte alla foce del Ticino, pur seguendo percorsi totali di diversa lunghezza e direzione, hanno raggiunto distanze comprese tra 25 e 30 km dal punto di partenza lungo la linea ideale verso la fuoriuscita dal lago, mantenendosi sempre ad una profondità non superiore a 100; eccone l'elenco:

- M 6: partito dalla profondità di -2.0 m;
- M 7: partito dalla profondità di -5.0 m;
- M 22: partito dalla profondità di -17.0 m;
- M 29: partito dalla profondità di -23.0 m;
- M 31: partito dalla profondità di -26.0 m;
- M 38: partito dalla profondità di -35.0 m;
- M 59: partito dalla profondità di -60.0 m;
- M 78: partito dalla profondità di -84.0 m.

In questo caso l'esempio riportato in Fig. 2.10 è relativo al percorso del marker M 59 che è stato immesso in lago a -60 m in un punto ad est di Locarno, Nella primo anno di simulazione, mantenendosi ad una profondità leggermente superiore a quella iniziale si

è spostato verso la sponda occidentale e all'altezza di Cannobio, è risalito negli strati più superficiali. Il suo percorso verso Sud è quindi proseguito con più di una migrazione laterale nella strettoia tra Cannobio e Maccagno fino all'altezza di Luino dove ha interrotto il suo cammino dopo aver ancora fluttuato trasversalmente all'asse del lago in direzione di Cannero. In 1.500 giorni si è spostato di poco più di 25 km lungo la linea ideale di fuoriuscita dal lago.

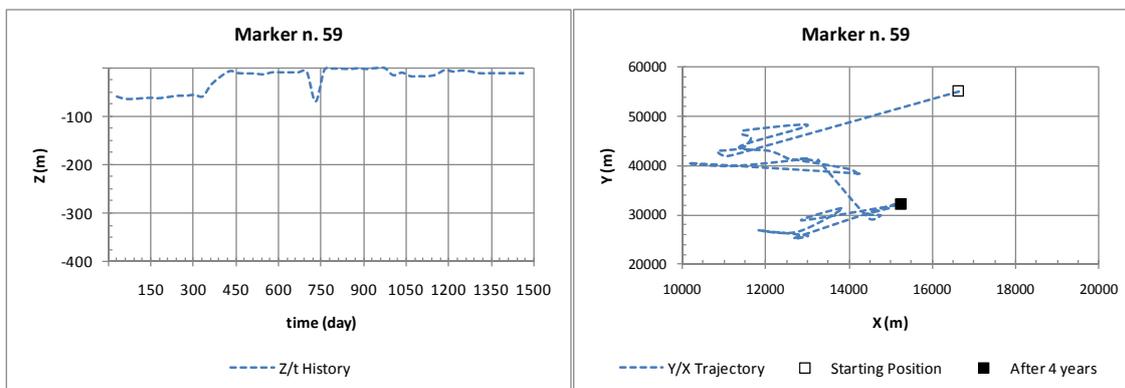


Fig. 2.10. Percorso e spostamenti verticali del marker M 59.

d) I 5 markers sotto elencati, appartenenti al gruppo di quelli immessi allo sbocco in lago del Ticino immissario, si sono avvicinati moltissimo alla zona dell'incile lacustre, percorrendo il cammino in un arco di tempo variabile tra 900 e 1200 giorni, ma, successivamente, hanno invertito la direzione risalendo verso nord:

- M 42: partito dalla profondità di -38.0 m;
- M 48: partito dalla profondità di -44.0 m;
- M 63: partito dalla profondità di -64.0 m;
- M 65: partito dalla profondità di -68.0 m;
- M.73: partito dalla profondità di -64.0 m.

L'esempio rappresentato in Fig. 2.11 riguarda il marker M 65 che era stato posto a -68 metri in un punto ad est di Locarno: le sue migrazioni verticali si possono così sintetizzare: dopo il primo anno di simulazione è risalito verso la quota di -40 m e al termine del secondo anno si è portato in superficie. Quanto al suo percorso orizzontale, il tracciate ha seguito prevalentemente traiettorie meridionali lungo la porzione occidentale del lago (pur con oscillazioni trasversali) tra Cannero e Luino e nel golfo di Pallanza coprendo una distanza di circa 50 km sin quasi all'incile del lago. Qui invertita la direzione ritornando verso Nord, ancora con spostamenti laterali dettati anche dalla morfologia del lago, per ritrovarsi, dopo 4 anni, all'altezza di Ispra.

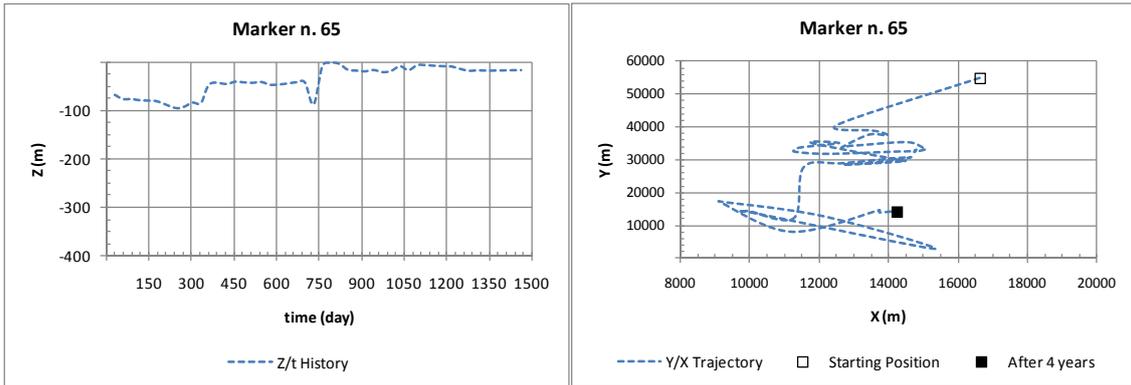


Fig. 2.11. Percorso e spostamenti verticali del marker M 86.

e) tutti i rimanenti 47 markers di questo gruppo di 90 collocati all'estremità più settentrionale del lago hanno percorso meno di 20 km (da intendere sempre rispetto alla direzione ideale verso l'uscita, cioè in direzione Sud).

Altri 57 “markers-ambiente” sono stati posizionati in partenza in siti più meridionali dei precedenti ed a profondità superiori ai 100 m e le relative risultanze delle simulazioni possono così essere riassunte:

f) soltanto i sotto elencati 3 markers hanno raggiunto entro i 4 anni la zona dell'incile da dove ha origine il Ticino emissario e possiamo pertanto considerarli fuoriusciti definitivamente dalle acque del lago:

- M 95: partito dalla profondità di -112.0 m è uscito in circa 900 giorni;
- M 106: partito dalla profondità di -150.0 m è uscito in circa 900 giorni;
- M 107: partito dalla profondità di -150.0 m è uscito in circa 1100 giorni.

L'esempio riportato in Fig. 2.12 riguarda il marker M 95. Il tracciante, immesso nel lago alla profondità di 112 m, è rimasto statico per un anno e dopo essere risalito in superficie ha iniziato il suo percorso verso Sud lungo la sponda orientale fino al traverso di Cannero per poi trasferirsi su quella opposta, entrando anche nel golfo di Pallanza e dirigendosi quindi verso l'emissario che è stato raggiunto in tre anni circa

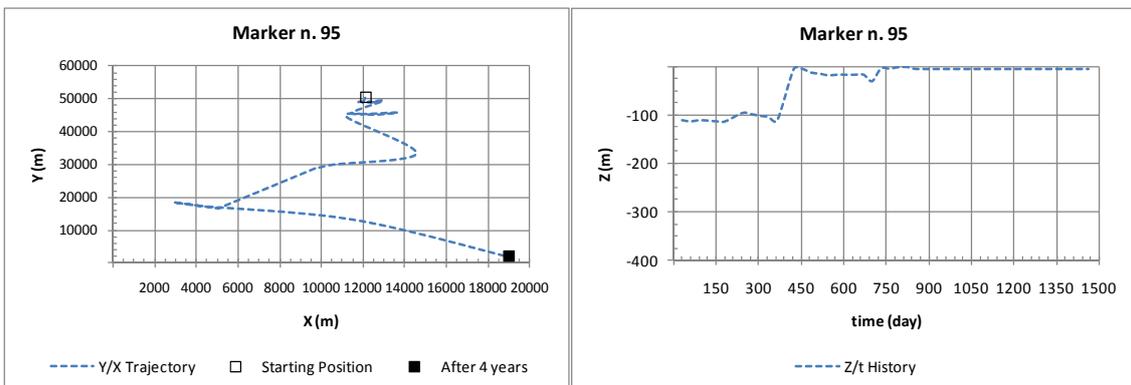


Fig. 2.12. Percorso e spostamenti verticali del marker M 95.

g) i sotto elencati 11 markers, pur con percorsi totali di diversa lunghezza e direzione, si sono spinti fino ad aree poco lontane (10-20 km) dall'incile lacustre. Per la

maggior parte sono risaliti fino ai livelli più superficiali tranne M 92, sprofondato fino a 220 m, M 108 risalito a -70 m e M 144 che da -362 m è stato ritrovato a -105 m:

- M 92: partito dalla profondità di -106.0 m (prof. dopo 4 anni, -220 m);
- M 98: partito dalla profondità di -120.0 m (prof. dopo 4 anni -6 m);
- M 99: partito dalla profondità di -120.0 m (prof. dopo 4 anni -10 m);
- M 100: partito dalla profondità di -128.0 m (prof. dopo 4 anni -23 m);
- M 105: partito dalla profondità di -138.0 m (prof. dopo 4 anni -42 m);
- M 108: partito dalla profondità di -150.0 m (prof. dopo 4 anni -70 m);
- M 111: partito dalla profondità di -162.0 m (prof. dopo 4 anni -8 m);
- M 112: partito dalla profondità di -174.0 m (prof. dopo 4 anni -5 m);
- M 113: partito dalla profondità di -174.0 m (prof. dopo 4 anni -3 m);
- M 133: partito dalla profondità di -299.0 m (prof. dopo 4 anni -10 m);
- M 144: partito dalla profondità di -362.0 m (prof. dopo 4 anni -105 m).

L'esempio riportato in Fig. 2.13 si riferisce proprio al percorso di M 144 che, dal traverso di Maccagno dove era stato posto alla profondità di 362 m è risalito in pochi giorni a -200 e, dopo un anno circa a -100 m; ha stazionato per un lungo periodo (due anni) in zona e, dopo uno sprofondamento di breve durata, ha iniziato il suo cammino verso Sud lungo l'asse del lago fino alla baia di Ispra per poi risalire e ritrovarsi, dopo 4 anni nell'area prospiciente Stresa.

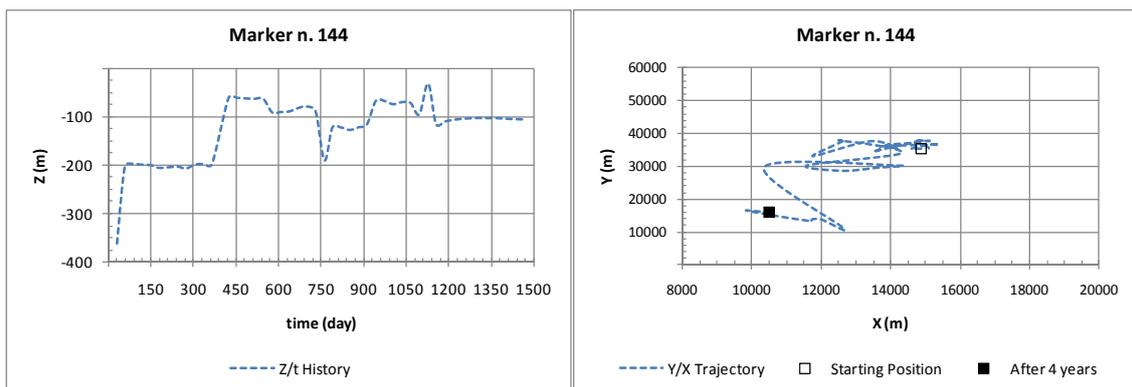


Fig. 2.13. Percorso e spostamenti verticali del marker n°144.

h) altri 10 markers, sia pure seguendo percorsi e direzioni diverse, si sono avvicinati nel loro cammino lungo la linea ideale verso la sezione di fuoriuscita dal lago, fino a 20-30 km dalla stessa: alcuni si sono mantenuti sotto i 100m di profondità (M 110, M 119, M 121 e M 122) mentre altri, pur essendo stati collocati negli strati più profondi sono risaliti a livelli superiori

- M 91: partito dalla profondità di -106.0 m (prof. dopo 4 anni, -10 m);
- M 104: partito dalla profondità di -138.0 m (prof. dopo 4 anni, -12 m);
- M 110: partito dalla profondità di -162.0 m (prof. dopo 4 anni, -178 m);
- M 114: partito dalla profondità di -174.0 m (prof. dopo 4 anni, -79 m);
- M 116: partito dalla profondità di -189.0 m (prof. dopo 4 anni, -44 m);
- M 117: partito dalla profondità di -189.0 m (prof. dopo 4 anni, -3 m);
- M 119: partito dalla profondità di -207.0 m (prof. dopo 4 anni, -157 m);
- M 121: partito dalla profondità di -225.0 m (prof. dopo 4 anni, -115 m);

- M 122: partito dalla profondità di -225.0 m (prof. dopo 4 anni, -265 m);
- M 123: partito dalla profondità di -225.0 m (prof. dopo 4 anni, -1 m).

L'esempio che qui viene rappresentato in Fig. 2.14 si riferisce al tracciante M 119, inizialmente collocato a Sud di Brissago alla profondità di -207 m è rimasto pressoché stazionario per il primo anno risalendo poi fino a quota -100 e procedendo verso Sud con traiettorie trasversali all'asse del lago nella strettoia Cannobio Maccagno. Successivamente più in linea con il suo asse, raggiunge al termine del quarto anno, l'area prospiciente Ghiffa, dopo essere nuovamente sprofondato a poco più di 150 m.

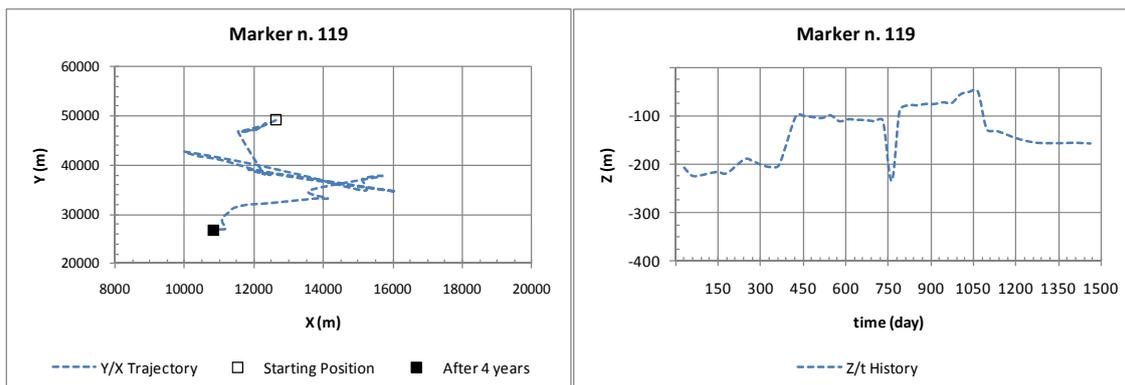


Fig. 2.14. Percorso e spostamenti verticali del marker M 119.

i) la Fig. 2.15 riporta l'interessante percorso del marker M 93 che, posto in acqua a Sud di Brissago a -106 m, nei 4 anni di simulazione si sposta a 4 profondità diverse. Passa in successione da meno 100-80 m del primo, a quote modeste (circa 10 m) nel secondo, ridiscende a circa 50 m nel terzo per poi sprofondarsi definitivamente a 120 m. Il suo percorso verso Sud è caratterizzato per fluttuazioni trasversali all'asse del lago (è penetrato anche nel Golfo di Pallanza) e dopo circa 900 giorni è arrivato in prossimità della sezione di uscita del lago ma, invertendo la rotta (e affondando) ha ripreso a risalire verso Nord per oltre 20 km sul traverso di Oggebbio.

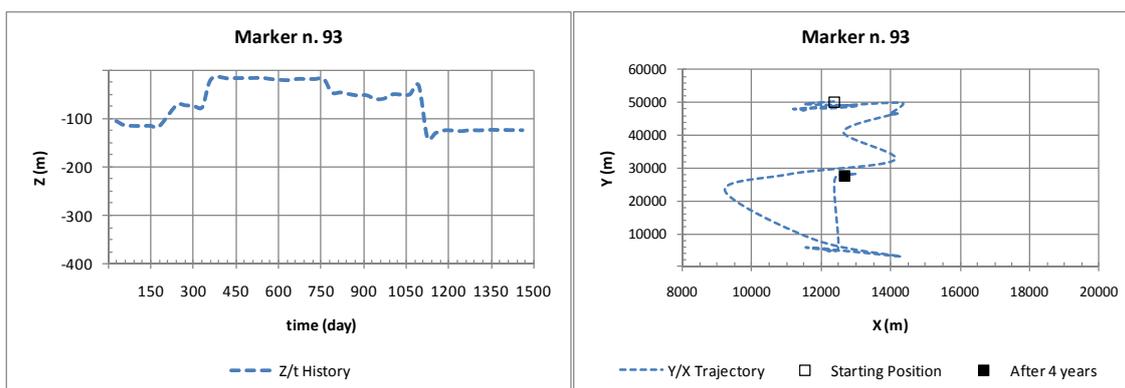


Fig. 2.15. Percorso e spostamenti verticali del marker M 93.

l) i rimanenti 22 markers di questo gruppo, per lo più posti in acqua tra i 140 e i 225 m di profondità nell'areale del delta del Fiume Maggia, hanno evidenziato spostamenti

relativamente modesti, non superando mai i 30 km dal punto di immissione o, addirittura restando pressoché fermi: si veda l'esempio del marker M 124 in Fig. 2.16.

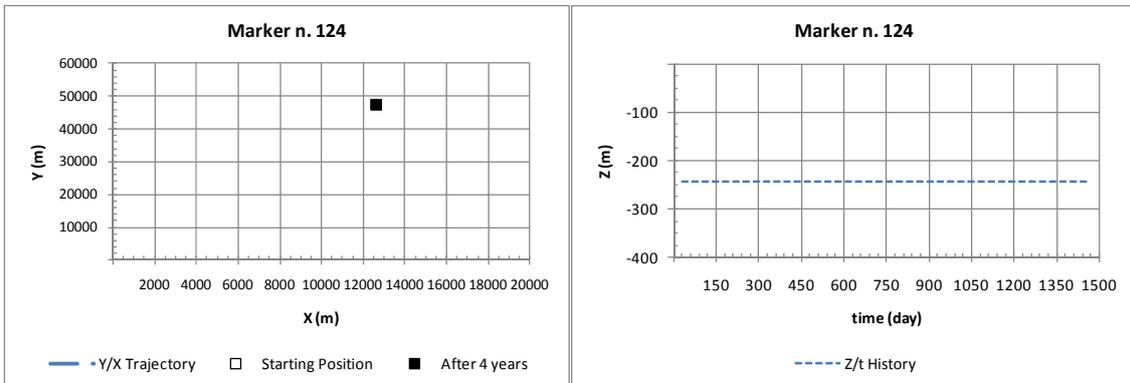


Fig. 2.16. Situazione del marker n° 124, fermo nella posizione di immissione.

2.3. Percorsi dei “markers fiume”.

Il destino dei markers-fiume, cioè dei cinque immessi nel punto di sfocio di ciascuno dei principali tributari al lago, può essere così sintetizzato:

Fiume Ticino Immissario:

- M 148: posizionato alla profondità di 1.0 m, progressivamente infossandosi, si è diretto verso la sponda occidentale e, dopo un percorso con spostamenti trasversali nella strettoia Cannobio-Maccagno, ha proseguito il suo cammino fino a Nord di Ghiffa, ad una distanza dal punto di immissione di 25 Km circa (Fig. 2.13);
- M 149: percorso caratterizzato dallo spostamento iniziale sulla sponda occidentale a Sud del Maggia, dove è rimasto per un biennio, quindi è affondato a circa 100 m, spostandosi nel contempo verso Nord, anche a latitudine maggiore rispetto al punto di partenza;
- M 150: in circa 1000 giorni ha percorso, lungo la costa occidentale. l'intero tragitto fino nei pressi della sezione di uscita dal lago per poi risalire fino all'altezza del golfo di Pallanza. Ha raggiunto i -70 m nel primo anno poi è risalito a livelli superficiali;
- M 151: percorso iniziale analogo al precedente con lunga permanenza nel golfo di Pallanza, discesa fino alla baia di Ispra e risalita ancora verso Pallanza. Profondità compresa fra 100 m e la superficie;
- M 152: percorso analogo ai precedenti con temporanea permanenza nella strettoia di Maccagno e successiva discesa fino alla baia di Ispra e definitiva risalita fino al Golfo di Pallanza: profondità a vari livelli entro i primi 100 m.

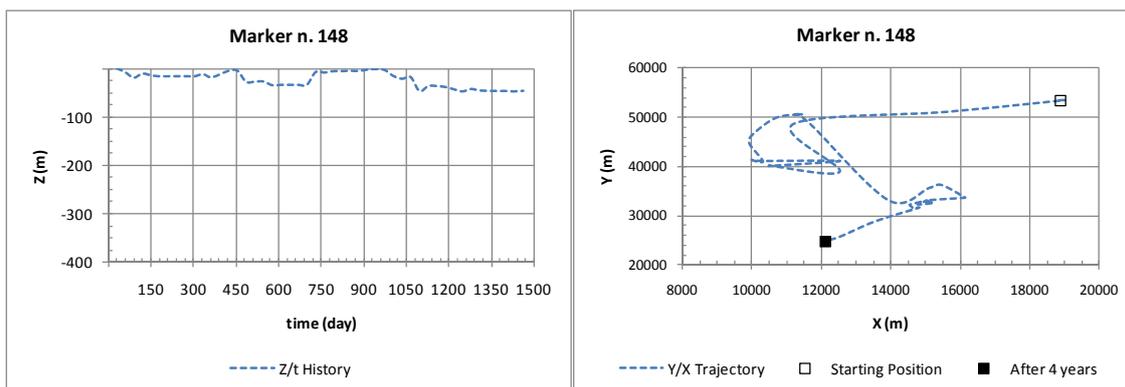


Fig. 2.17. Percorso e spostamenti verticali del marker M 148.

Torrente Verzasca:

- M 183: ha raggiunto la sezione di chiusura del lago in circa 1500 giorni con un percorso regolare (salvo una circuitazione nel bacino di Pallanza) per lo più in sponda occidentale e rimanendo costantemente negli strati più superficiali;
- M 184: percorso alquanto tortuoso con continui spostamenti da una sponda all'altra, massima posizione meridionale a Maccagno e risalita finale in un posizione molto prossima al punto di partenza: profondità variabile e in progressivo aumento fino a 73 m;
- M 185: intero percorso nel bacino di Locarno con spostamento sulla sponda occidentale e ritorno in prossimità del punto di partenza a profondità costante nei primi metri superficiali;
- M 186: percorso analogo a M 184 ma più di uno spostamento fra le due sponde, profondità tra 5 e 16 m tranne nel terzo anno quando ha superato 60 m;
- M 187: ha raggiunto la sezione di uscita in 730 giorni navigando lungo la sponda occidentale per lo più a profondità non superiori a 10 m.

Fiume Maggia:

- M 178: intero percorso all'altezza della sua foce, con spostamento dalla costa occidentale a quella orientale; per i primi tre anni la profondità è variata da 70 a 100 m, con successiva risalita in superficie;
- M 179: percorso inizialmente diretto verso meridione fino a Maccagno, successiva risalita nell'area a sud del delta del fiume. Profondità di circa 50 m il primo anno, di 250-270 m il secondo, di 30 m il terzo e in superficie il quarto;
- M 180: percorso limitato a spostamenti trasversali all'asse del lago nella zona a Sud del delta: profondità di circa 50 m il primo anno, di una decina di metri il secondo ed il terzo, di 135 m il quarto;
- M 181: un unico spostamento trasversale verso la costa orientale; profondità dai 25 m del primo anno ai pochi metri dei successivi;
- M 182: iniziale direzione meridionale fino a Cannobio, poi risalta in prossimità del punto di immissione: profondità in progressivo aumento fino a 86 m. (Fig. 2.18).

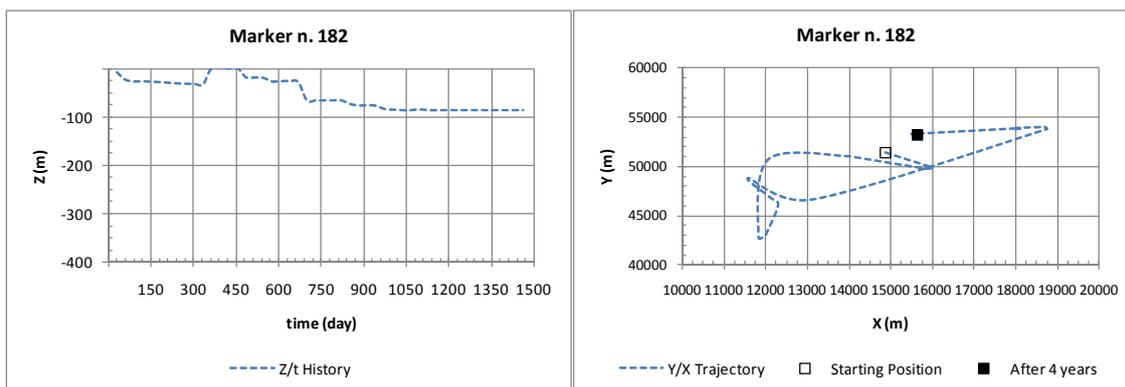


Fig. 2.18. Percorso e spostamenti verticali del marker M 182.

Torrente Cannobino:

- M 173: stazionarietà iniziale presso il punto di immissione poi discesa fino a penetrare nel golfo di Pallanza con profondità da 1 a -31 m;
- M 174: percorso analogo al precedente ma più irregolare con sprofondamento il secondo anno fino a 200 m;
- M 175: dopo alcuni spostamenti trasversali discesa fino all'uscita dal lago in poco più di 900 giorni a 3-4 m di profondità;
- M 176: percorso complesso con risalita iniziale fino al delta del F. Maggia, successiva discesa fino ad Arona e nuova risalita fino a Cannero, profondità da 5m a 42 m;
- M 177: percorso analogo a quello di M 175 a profondità sempre superficiali ed uscita dal lago dopo circa 1070 giorni.

Torrente S. Bernardino:

- M 168: percorso regolare fino all'uscita dal lago dopo 450 giorni rimanendo sempre a livelli superficiali;
- M 169: percorso analogo al precedente alla profondità di 2 m e uscita dal lago dopo circa 400 giorni;
- M 170: percorso analogo ai precedenti a profondità inferiori a 10 m e uscita dal lago dopo circa 400 giorni;
- M 171: si è spostato inizialmente verso il centro lago, è successivamente sceso fino alla baia di Ispra ed è poi risalito fino al golfo di Pallanza mantenendosi sempre nei 10 m superficiali;
- M 172: sprofondato inizialmente fino a 75 m, è risalito fino a Cannero per poi invertire la direzione e arrivare all'uscita dal lago dopo circa 1.100 giorni.

FiumeToce:

- M 163: ha raggiunto la sezione di uscita dal lago dopo poco meno di 400 giorni alla profondità di 65 m;
- M 164: inizialmente è sprofondato a 80 m permanendo nel Golfo di Pallanza; successivamente ha raggiunto l'uscita dal lago dopo poco meno di 700 giorni alla profondità di 25 m (Fig. 2.19);
- M 165: percorso simile a M 163 ma con profondità variabili al di sopra di 100 m e raggiungendo l'uscita dal lago in circa 1100 giorni;

- M 166: percorso simile a M 163 ma con profondità limitata a 5-7 m e uscita dal lago dopo circa 750 giorni;
- M 167: risalito inizialmente fino a Cannero, si è quindi sprofondato a 150 m circa, è rientrato nel golfo di Pallanza risalendo a -20 per poi dirigersi verso Sud, a quota -100 m, fino alla Baia di Ispra.

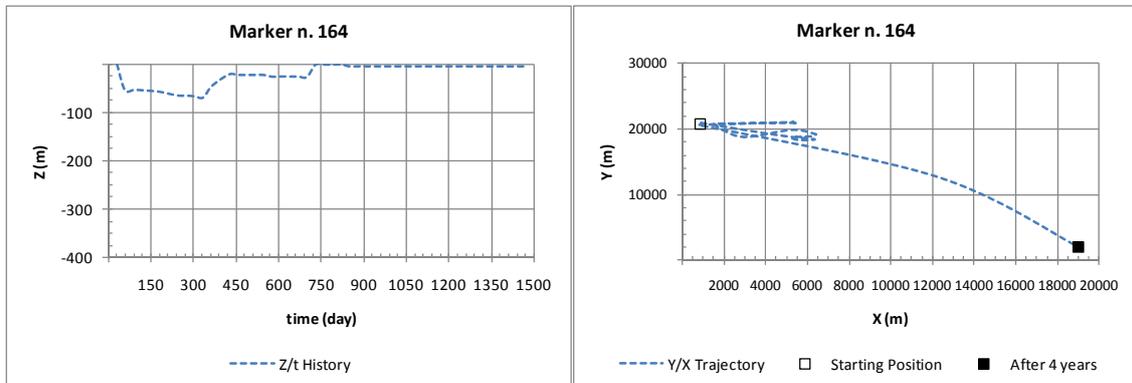


Fig. 2.19. Percorso e spostamenti verticali del marker M 164.

Torrente Erno:

- M 158: con un percorso regolare e mantenendosi in superficie è uscito dal lago in circa 250 giorni;
- M 159: percorso analogo a M 158 ma a profondità comprese fra 2 e 8 m e uscita dal lago in circa 1400 giorni;
- M 160: percorso analogo a M 158 ma con profondità comprese fra 3 e 5 m e uscita dal lago dopo circa 450 giorni;
- M 161: dopo uno sprofondamento iniziale a 60-70 m e successivamente a 300 m con spostamento verso NE, è risalito fino a 200 m dirigendosi a Sud e terminando il suo percorso nella baia di Ispra;
- M 162: percorso analogo a M 158 ma a profondità comprese fra 5 e 9 m e uscita dal lago in circa 350 giorni.

Torrente Vevera:

- M 153: percorso regolare, interamente in superficie, fino alla sezione di uscita dal lago dopo circa 250 giorni;
- M 154: percorso analogo a M 153, a profondità non superiore a 2 m e uscita dal lago dopo 250 giorni;
- M 155: percorso analogo a M 153, a profondità comprese fra 3 e 8 m e uscita dal lago dopo circa 750 giorni;
- M 156: percorso analogo a M 153 a profondità comprese fra 5 e 8 m e uscita dal lago dopo circa 300 giorni;
- M 157: percorso iniziale analogo a M 153 arriva vicino alla sezione di uscita dal lago e ritorna successivamente nella stessa direzione per circa 4 km, profondità in progressivo aumento in direzione Sud, da 9 a 70 m a circa 20 km dal punto di partenza.

Torrente Bardello:

- M 198: dopo un ristagno in fase iniziale, il percorso ha seguito una direzione prevalente verso l'uscita dal lago avvenuta dopo circa 1070 giorni a profondità variabili entro i primi 50 m;
- M 199: percorso del tutto analogo a M 198;
- M 200: percorso analogo a M 198;
- M 201: percorso molto tortuoso all'interno della baia d'Ispra all'inizio a profondità fino a 70 m e successivamente a -30 m;
- M 202: percorso prevalente in direzioni trasversali all'asse del lago, con spostamenti anche verso N a profondità inferiori a 30 m.

Torrente Boesio:

- M 193: percorso in direzione Sud lungo la costa orientale e uscita dal lago dopo circa 600 giorni; profondità variabili tra 1 e 10 m;
- M 194: percorso del tutto analogo a M 103, a profondità da 2 a 5 m;
- M 195: percorso del tutto analogo ai precedenti, a profondità da 3 a 7 m;
- M 196: percorso analogo a M 193 a profondità da 5 a 15 m e con fuoriuscita dal lago dopo 750 giorni;
- M 197: dopo un ampio circuito iniziale entro il golfo di Pallanza è disceso fin alla baia d'Ispra, quindi risale sino a Luino per poi puntare verso Cannero, profondità iniziale entro i 60 m e dal terzo anno a -250 m.

Fiume Tresa:

- M 188: percorso regolare diretto verso la sezione di uscita del lago raggiunta dopo 250 giorni, flottando a pochi metri di profondità;
- M 189: percorso e durata simile a M 188, a profondità da 2 a 7 m;
- M 190: percorso simile a M 188, a profondità da 3 a 10 m, e fuoriuscita dal lago dopo circa 600 giorni;
- M 191: percorso con frequenti spostamenti trasversali al lago, risalite a N fino ad delta del Maggia e ridiscese fino alla posizione finale di Ghiffa, nei primi 2 anni a profondità di circa 30m, da 100 a 250 m nel terzo e attorno ai 40 m nel quarto;
- M 192: percorso analogo a M 191 nella fase iniziale, successivamente discesa regolare fino alla sezione di uscita dal lago raggiunta, risalendo in superficie da profondità oltre i 30 m, dopo circa 1100 giorni.

2.2.3. Prime valutazioni sui tempi di residenza

La complessità delle risultanze ottenute dall'analisi riguardanti gli spostamenti dei 202 markers utilizzati dal modello nelle simulazioni permettono alcune considerazioni sui tempi di residenza delle acque nel Lago Maggiore, che dovranno successivamente essere integrate e analizzate in profondità attraverso elaborazioni che prevedono l'uso di traccianti idrosolubili in modo da evidenziare il trasporto di specie:

- I) i markers-ambiente posizionati nella zona più settentrionale del lago (Bacino di Locarno) hanno indicato che di questa massa d'acqua ne è fuoriuscita, in tempi compresi tra 600 e 1100 giorni, il 12 % circa: si tratta per lo più di quella collocata nello strato fino a 100 m di profondità. Un altro 5 % di essa, pur essendosi avvicinata all'incile del lago in tempi compresi tra 900 e 1100 giorni, se ne è successivamente allontanata, risalendo verso settentrione.

Un'altra quantità, corrispondente al 13% della suddetta massa, ha percorso tra 40 e i 50 km in direzione dell'uscita del lago, mantenendosi sempre entro 100 m di profondità, mentre un'ulteriore 12 % della stessa è riuscita a percorrerne tra 30 e 40 km ed un altro 9 % si è limitato ad un tragitto fra 20 e 30 km. Il rimanente 51% ha percorso meno di 20 km (da intendere sempre nella direzione ideale verso la zona di uscita) o è affondata a profondità superiori;

- II) fra i 57 “markers-ambiente” che hanno avuto come punti di partenza l'area a Sud del bacino di Locarno e profondità maggiori di 100 m, solo 3 hanno raggiunto la sezione di uscita dal lago in tempi tra i 900 e i 1000 giorni. Tutti gli altri si sono avvicinati a questa sezione in media fino a 20-30 km, nella maggior parte dei casi essendo risaliti a profondità superiori a 100 m;
- III) un buon numero di “markers fiume” partiti dallo sbocco in lago dei maggiori tributari, ad esclusione della maggior parte di quelli relativi a Ticino immissario, Verzasca e Maggia, hanno raggiunto la sezione di uscita del lago, navigando sempre ai livelli più superficiali. I loro tempi di percorrenza risultarono compresi tra 250 e 1100 giorni, in dipendenza sopra tutto dalla distanza fra il punto di immissione e l'incile del lago. Risultano esclusi da questi tragitti quelli che si sono infossati a profondità superiori.

Dall'analisi dei risultati si possono trarre queste prime conclusioni:

- a) la massa d'acqua che occupa gli strati compresi nei primi 100 m di profondità ha tempi di residenza compresi tra un minimo di 1 anno ed un massimo di 4-5 anni;
- b) le acque degli affluenti hanno tempi di residenza tra i 250 e 1000 giorni, in considerazione della loro distanza dalla sezione di chiusura del lago. Da questa valutazione vanno escluse le acque di Ticino immissario, Verzasca e Maggia alle quali si potrebbero attribuire tempi dell'ordine dei 3-4 anni, in analogia con tutta la massa d'acqua del bacino di Locarno;
- c) le acque lacustri che occupano livelli inferiori a 100 m hanno tempi di residenza ancora non esattamente quantificabili ma certamente valutabili in un numero di anni a 2 cifre. Va comunque notato che sono state rilevate anche numerose risalite dei markers verso la superficie, dinamiche queste che sembrano privilegiare alcune aree particolari, ma anche alcuni momenti particolari dei cicli annuali e, nella fattispecie, le fasi del mescolamento verticale tardo invernale delle acque lacustri.

2.2.4. Considerazioni sull'idrodinamica lacustre

Le complesse risultanze relative agli spostamenti dei marker secondo il modello di simulazione applicato in questo studio ci impongono di prendere in considerazione e di applicare a esse quelle che sono le conoscenze attuali dell'idrodinamica limnologica con particolare riferimento alla situazioni dei gradi laghi profondi quale è appunto il Maggiore.

E' nota la dipendenza dei moti lacustri soprattutto dalla forza del vento, il principale motore delle correnti sopra tutto lungo il piano orizzontale, ma anche, fattore determinante del mescolamento verticale tardo invernale. Nel caso specifico del Lago Maggiore il campo anemologico è caratterizzato da due principali direzioni di provenienza (da Nord e da Sud) lungo l'asse principale del lago che è impostato su un

solco vallivo con prevalente orientazione meridiana. Non vanno per altro trascurate la provenienza del vento da Est, che si manifesta, sopra tutto nel bacino di Locarno, e quella da NW che incide in particolare sul golfo di Pallanza e successivamente, seguendo l'asse del lago, anche sul tratto fino alla baia di Ispra. Il forcing del vento sulla superficie del lago è stato per altro modellato dal campo del vento, assai variabile nel tempo, costruito sulla base dei dati registrati nelle stazioni meteorologiche di Pallanza e Locarno Monti.

Ma i movimenti della massa d'acqua lacustre che rispondono alla forza innescante del vento sono condizionati da altri fenomeni fisici dei quali la limnologia non può prescindere e, in particolare, da:

1) strutture termiche che si impostano entro la massa d'acqua.

Uno degli aspetti più importanti che dimostrano il condizionamento operato dalle strutture termiche presenti nella massa d'acqua sulla dinamica lacustre è quello evidenziato dagli spostamenti verticali dei markers. Questi, nella loro stragrande maggioranza, si sono verificati nei mesi del tardo inverno, in corrispondenza cioè con la fase di massimo mescolamento verticale e di inserimento di acqua fredda in profondità che nei laghi monomittici caldi avviene durante e alla fine dell'inverno limnologico. Dette migrazioni verticali, riscontrate sia verso l'alto che verso il basso, sono state molto frequenti e rese visibili anche in alcune delle figure riportate in questo studio. Un esempio tipico di ripetute variazioni di profondità è rappresentato dalla Fig. 2.13 con il marker M 144 che, dopo circa 40 giorni dall'inizio della simulazione avventa il 1° Gennaio, ha avuto una prima risalita dalla profondità di 362 m a 200 m, seguita da una seconda che lo ha portato a -50 m dopo 390 giorni circa (Febbraio dell'anno successivo). Nell'inverno del terzo anno il marker è ridisceso fino a -200 m per poi risalire quasi subito a -100 m; un'altra doppia migrazione verticale (da -100 a -40 e viceversa) si è avuta dopo circa 1150 giorni, cioè a dire nei mesi invernali del quarto anno di simulazione.

Ma anche l'incidenza della stratificazione termica estiva, e il conseguente potenziamento verticale dello strato mescolato in autunno, determinano un forte condizionamento sul posizionamento verticale dei markers. Ne sono prove evidenti i loro progressivi sprofondamenti all'interno dello strato mescolato come quelli che, seguendo questa evoluzione termica delle acque, sono evidenti in Fig. 2.17 (marker M 148) e in Fig. 2.18 (marker M 182).

2) morfologia e morfometria della conca lacustre.

L'articolata planimetria del Lago Maggiore e la configurazione della sua batimetria sono evidentemente alla base del condizionamento dell'aspetto morfologico sull'idrodinamica delle sue acque. All'andamento uniforme della parte centrale del lago, a fondo piatto (profondo oltre 360 m) e a fianchi ripidi, si contrappongono morfologie più complesse non solo nelle sue parti estreme (Nord e a Sud) ma anche per la presenza del ramo laterale che costituisce il Golfo di Pallanza, che confluisce nella conca principale con un gradino batimetrico di 150 m circa. Molti markers, nel loro percorso in direzione della sezione di uscita dal lago sono entrati in detto golfo riducendo in tal modo i tempi ideali di percorrenza: si veda, ad esempio il marker M 95 in Fig. 2.12, ed anche il marker M 164 (Fig. 2.19) che, posto alla foce del Toce, ha compiuto più di un circuito nel golfo prima di dirigersi verso l'uscita dal lago.

All'estremità settentrionale del lago l'imponente delta del fiume Maggia contribuisce, anche con la sua parte sommersa, all'isolamento quasi completo del bacino di Locarno nel quale parte della massa d'acqua è confinata e può ristagnare a lungo. Il marker M 124 di Fig. 2.16 fa parte di un gruppo di 22 che, posizionati inizialmente nel bacino di Locarno a diverse profondità, restano praticamente fermi nel punto di partenza o se ne allontanano solo di pochissimo.

L'area di lago immediatamente a Sud del delta del Maggia costituisce inoltre una zona d'ombra ai venti settentrionali che consente pertanto anche la possibilità di lunghi periodi di ristagno delle acque (si veda M 182 in Fig. 2.18).

Al contrario, più a Sud la strettoia tra Cannobio e Maccagno, incassata tra fianchi alti e ripidi, restringe la sezione trasversale del lago ed è investita dai forti venti settentrionali che vi determinano movimenti accelerati e vorticosi (M 119 in Fig. 2.14 e M 148 in Fig. 2.17).

Come il delta del Maggia, anche quello meno pronunciato del Rio Cannero, combinato con la leggera rotazione verso occidente che l'asse del lago subisce localmente, determina una zona di relativa calma nella acque lacustri antistanti le sue rive meridionali (M 182 in Fig. 2.18).

Una struttura morfologica importante per l'idrodinamica lacustre è rappresentata dall'ampia baia di Ispra che sbarra quasi completamente la valle lacustre ed è caratterizzata nella sua parte sommersa da un progressivo innalzamento del fondo lacustre. La massa d'acqua che vi confluisce da settentrione può quindi fuoriuscirne solo attraverso la strettoia laterale sulla costa occidentale, imposta anche dalla presenza del delta del torrente Erno. Non pochi markers non sono riusciti a superare questo ostacolo e sono stati quindi bloccati nella baia stessa (M 60 in Fig. 2.8) o da essa costretti a risalire verso Nord (M 93 in Fig. 2.15).

A meridione di questa struttura la conca lacustre risulta molto ridotta in larghezza e profondità e prosegue verso l'incile, riducendo progressivamente la sua sezione e, nella sua parte estrema, deviando verso Est. I markers in questo settore hanno avuto quindi un percorso regolare e più agevole probabilmente risentendo già del richiamo del Ticino emissario;

3) spinta idraulica operata dagli afflussi dei tributari al lago.

E' noto che i tributari del lago, sopra tutto quelli con afflussi di maggior portata, sono in grado di influenzare anche la circolazione delle acque a scala di bacino. E' quanto è stato accertato anche in questo studio dai movimenti dei markers fluviali posizionati in prossimità dei loro sbocchi a lago.

Come già specificato in precedenza, quasi tutti hanno raggiunto la sezione di uscita e hanno fatto eccezione in particolare un buon numero di quelli rilasciati alle foci dei tre tributari più settentrionali (Ticino immissario, Verzasca e Maggia), per altro condizionati, oltre che dalla distanza, anche dalla stabilità del bacino di Locarno nel quale confluiscono.

Dalla possibilità di uscita dal lago sono stati esclusi anche i markers-fluviali che si sono subito infossati a profondità superiori a quella di immissione (limitata, come si è detto, ad un massimo a 9 m). Questa loro migrazione verticale è stata probabilmente dovuta ai rapporti di densità sussistenti fra le acque in ingresso e quelle lacustri. Secondo uno schema, per altro assai semplificato data la complessità del fenomeno, è possibile il prevalere delle forze di galleggiamento, che determinano correnti superficiali, oppure la presenza di spinte all'immersione, o ancora, il verificarsi di flussi

di galleggiamento neutrale a profondità intermedie. I markers sottoposti alle due ultime condizioni non hanno per tanto avuto la possibilità di fuoriuscire dal lago;

4) forza di Coriolis, conseguente alla rotazione della terra.

Per effetto della rotazione della Terra ci si deve attendere che nel Lago Maggiore la forza di Coriolis debba deviare verso la sponda occidentale tutto l'afflusso fluviale, a cominciare da quelli di Ticino immissario e Maggia e, via via, di quelli che vi confluiscono più a meridione. La limitata larghezza del Maggiore potrebbe rendere difficile l'identificazione di questo particolare aspetto idrodinamico, tuttavia i percorsi seguiti da più di un marker nel loro spostamento verso Sud sembrano proprio seguire una corsia preferenziale lungo la sponda occidentale del lago, Per esempio, ne fa testimonianza in Fig. 2.12 il marker M 95, e con esso tutti gli altri che sono entrati nel golfo di Pallanza.

Questo flusso occidentale di corrente verso Sud potrebbe essere compensato da un altro in direzione opposta che segue invece la costa orientale del lago e che potrebbe essere definito di compensazione. A ciò potrebbe aver provveduto anche lo sbarramento operato dalla morfologia della baia di Ispra e, in particolare, dal promontorio di Ranco: si veda a questo proposito il tratto finale del percorso del già citato M 93 (Fig. 2.15) in risalita lungo la sponda orientale per oltre 20 km dalla suddetta baia fino quasi al traverso di Germignaga.

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, E.A. Carrara. 2010 Mechanism of hypolimnion erosion in a deep lake (Lago Maggiore, N.Italy). *J. Limnol* (69(1): 3-14.
- Ambrosetti, V., L. Barbanti, E.A. Carrara, A. Ferrari & A. Rolla. 2010. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.):77-88
- 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.
- Castellano L., Ambrosetti V., Sala N. 2008. About the use of computational fluid dynamic (CFD) in the framework of physical limnological studies on a Great Lake. In: Reflexing interfaces. Information Science Reference, Hershey, New York, London: 257-277.
- Döös K. Engqvist A. (2007) "Assessment of Water Exchange between a Discharge Region and the Open Sea - A Comparison of Different Methodological Concepts" *Estuarine Coastal and Shelf, Science n. 74: 585-597.*
- Duwe K. et al. (2003) D24: Realistic Residence Times Studies Integrated Water Resource Management for Important Deep European Lakes and their Catchment Areas. EUROLAKES FP5 Contract No. EVK1-CT1999-00004

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

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

Le indagini sulla caratterizzazione della rete trofica pelagica lacustre mediante analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto sono proseguite nel 2010 tenendo presente quanto emerso dalle indagini dell'anno precedente, vale a dire la necessità di meglio caratterizzare il segnale isotopico del carbonio litorale e le sue variazioni nel corso dell'anno. A tal fine sono stati prelevati, in aggiunta a quelli previsti, campioni di organismi (anfipodi e larve di chironomidi) da cinque diversi siti, ubicati lungo l'asse longitudinale del lago, sulla sponda piemontese, in tre diversi mesi (marzo, giugno e settembre), sì da ricostruire le variazioni stagionali del segnale isotopico litorale. Tali campioni sono serviti a completare quanto ottenuto mediante i campionamenti nelle tre stazioni pelagiche scelte in precedenza, a suo tempo identificate come rappresentative di zone differenti, da quella profonda dell'alto lago ("Ghiffa") a quella del basso lago ("Lesa"), passando attraverso il Bacino di Pallanza ("Baveno").

Gli studi condotti in precedenza hanno mostrato una sostanziale equivalenza funzionale degli organismi zooplanctonici prelevati dalle diverse stazioni; le differenze tra esse appaiono principalmente dovute a differenti densità numeriche, generalmente maggiori a Lesa che non negli altri due siti di campionamento.

La sostanziale omogeneità nei segnali isotopici di carbonio e azoto dei diversi organismi è stata confermata dalle indagini condotte nel corso del 2010. Anche per quest'anno, dunque, i dati riguardanti le stesse sono stati messi insieme per ogni data di campionamento. Per ognuna di esse, pertanto, i valori utilizzati nei grafici riguardanti la variabilità stagionale rappresentano per ciascuno degli organismi zooplanctonici considerati il valore medio (\pm errore standard) del risultato di sei analisi (relative a due repliche per ogni stazione) del $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ‰ e dei dati ad esse associati (%C, %N; rapporto C:N).

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

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

I campioni e gli standard pesati in capsulini di stagno venivano successivamente caricati in analizzatore elementare (Vario EL III), interfacciato con uno spettrometro di massa per il rapporto isotopico (G. G. Hatch Isotope Laboratories, University of Ottawa, Faculty of Science, Ottawa, Canada). Essi sono stati combusti a circa 1800 °C (combustione di Dumas) e i prodotti gassosi risultanti trasportati in elio attraverso colonne di ossido-riduzione ottimizzate per CO₂ e N₂. I gas venivano separati mediante colonne di assorbimento a purificazione e cattura, inviate all'interfaccia (Conflo II) e all'IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer della Delta XP Plus Advantage). La precisione analitica delle analisi è stata basata su uno standard interno (C-55, acido

glutamico, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C} = 3,98, -28,53$, rispettivamente) solitamente con precisione analitica inferiore allo 0,2 ‰.

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

Le ricerche condotte nel primo anno d'indagine hanno messo in luce come nel pelago del Lago Maggiore, indipendentemente dalla stazione di campionamento, il segnale isotopico di *Daphnia* sia correlato a un livello di levata significatività statistica con quello del materiale sestonico (<50 μm) che ne costituisce la base alimentare (Manca *et al.*, 2009). Pertanto, alla pari di quanto osservato in altri laghi profondi subalpini, *Daphnia* rappresenta un buon integratore della linea di base pelagica e delle sue variazioni nel corso dell'anno. Alla luce di questo fatto, sono state investigate le relazioni tra i taxa e la linea di base rappresentata da *Daphnia*, e i valori delle prime sono stati comparati a quelli previsti per il frazionamento trofico di ^{13}C e ^{15}N . In generale, un *taxa* è stato considerato supportato dalla linea di base pelagica quando il suo $\delta^{13}\text{C}$ differiva meno dell'1-2‰ rispetto a quello misurato per *Daphnia* in quel dato momento.

Il segnale di organismi provenienti da zone diverse da quella pelagica, e in particolare di quelli prelevati in diversi punti del litorale lacustre, sono serviti a identificare l'importanza di fonti non pelagiche di supporto alla produzione secondaria.

Nel corso dell'anno 2010, oltre a *Daphnia*, sono stati analizzati i copepodi, con distinzione di diaptomidi e ciclopidi, i cladoceri di grosse dimensioni (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*) e quelli di taglia minore, appartenenti ai generi *Bosmina* e *Diaphanosoma* (*Bosmina longirostris* ed *Eubosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*).

I risultati delle analisi del segnale isotopico del carbonio nei diversi mesi dell'anno e per le diverse componenti prese in esame sono riassunti nel grafico in figura 3.1. La scala del $\delta^{13}\text{C}$ è stata scelta in modo da comprendere i valori rappresentativi dell'ambiente litorale (indicativamente meno negativi) e di quello pelagico di laghi profondi, quali il Maggiore. Generalmente, organismi di acque più profonde presentano valori di $\delta^{13}\text{C}$ più negativi rispetto a quelli di acque più superficiali. Il grafico può dunque essere letto, dall'alto verso il basso, come una graduale transizione da zone più prossime alla superficie a quelle più profonde del lago. Le variazioni nel segnale sono anche interpretabili come l'espressione delle alterazioni nella distribuzione verticale degli organismi in conseguenza della transizione dall'omeotermia invernale alla stratificazione termica estiva e del perdurare di quest'ultima nel periodo autunnale. La misura del profilo termico verticale nelle tre stazioni nei diversi momenti dell'anno, più che ad una puntuale caratterizzazione delle temperature, oggetto di dettagliate indagini di limnologia fisica, serve, nel contesto delle indagini sullo zooplancton e sulla rete trofica pelagica mediante analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto, a metter in luce le condizioni di stratificazione termica delle acque nei vari momenti.

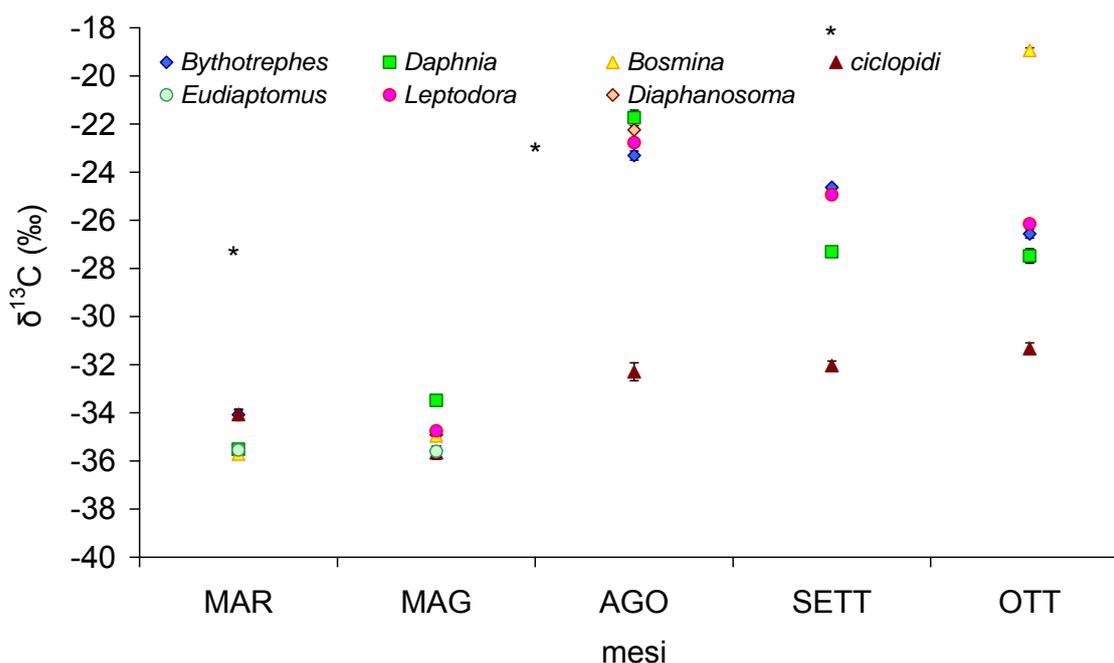


Fig. 3.1. Valori medi (\pm Errore Standard) del segnale isotopico del carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) misurati nei diversi taxa componenti lo zooplancton pelagico e in organismi prelevati lungo il litorale del Lago Maggiore (*) nel corso del 2010.

Anche dai dati del 2010 emerge chiaramente come la variabilità del segnale isotopico del carbonio nello stesso organismo e alla medesima data di campionamento sia davvero molto ridotta. Tale risultato conferma la sostanziale omogeneità di segnale sia nelle tre stazioni, sia nelle diverse repliche predisposte. Questo premesso, l'analisi dei dati rappresentati nel grafico consente di metter in luce come, con il progredire della stagione e l'instaurarsi della stratificazione termica si verifichi un generale innalzamento dei valori del $\delta^{13}\text{C}$, da valori dell'ordine di -36‰ a valori massimi intorno a -22‰ . Tale andamento altro non è se non il riflesso delle modificazioni nella linea di base del pelago e la dipendenza da essa dei diversi organismi zooplanctonici. Variazioni stagionali interessano anche il segnale litorale; il grafico in figura 3.1 mostra chiaramente come il valore relativo al segnale invernale, rilevato nella prima settimana di marzo, sia nettamente inferiore a quello misurato a settembre. Il minor dettaglio temporale dei campionamenti litorali rispetto a quelli pelagici non consente di individuare il valore massimo del delta, con tutta probabilità registrabile ad agosto. Il dato di settembre è di grande importanza, poiché sembra avvalorare l'ipotesi che, alla pari di quanto accade in ambiente pelagico, il ritorno del segnale litorale ai valori tipici del periodo invernale sia più rallentato rispetto a quello dell'aumento estivo. Il fatto poi che sussistano valori meno negativi nel mese di ottobre è ben relazionabile al perdurare della stratificazione termica nel pelago del lago. Di grande utilità sono i dati del profilo termico verticale delle acque, misurato in occasione delle pescate. Essi dimostrano come le più elevate, omogenee temperature dei primi dieci metri cedano il passo a una graduale diminuzione, con un gradiente pressoché costante, fino alla profondità di ventisei-trenta metri. La stratificazione termica, che influenza il ciclo della produzione e la stratificazione chimica ha un effetto marcato sul segnale isotopico del carbonio del fitoplancton (Zohary *et al.*, 1994). Durante la stratificazione termica, il $\delta^{13}\text{C}$ del

fitoplancton aumenta. Il crescere della produzione primaria, che porta a un graduale esaurimento della CO₂ in epilimnio, porta a un minore frazionamento del $\delta^{13}\text{C}$ del fitoplancton. In autunno e in inverno, la diminuzione del segnale isotopico del carbonio è il risultato della graduale de-stratificazione che porta a un rinnovo del carbonio inorganico disciolto dall'ipolimnio, culminante nel minimo stagionale, solitamente osservato durante il mescolamento invernale (Zohary *et al.*, 1994).

In Fig. 3.1 sono mostrati con simboli di colore differente i segnali del $\delta^{13}\text{C}$ dei diversi taxa zooplanctonici misurati alle date di campionamento, rappresentative di diversi periodi dell'anno. A marzo, in condizioni di omeotermia dello strato d'acqua campionato, il segnale isotopico del carbonio di *Daphnia*, *Bosmina* ed *Eudiaptomus* risultano del tutto sovrapposti, con un valore medio molto prossimo a $-36 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$. Sovrapposti tra loro sono anche i segnali dei ciclopidi e di *Bythotrephes*, lievemente più elevati, molto vicini al valore di $-34 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$. A maggio la situazione non cambia in modo rilevante; *Leptodora*, comparsa nel pelago, risulta prossima a *Bosmina*; entrambe sono anche pienamente sovrapponibili a *Eudiaptomus*, ai ciclopidi e a *Bythotrephes*, tutti solidali tra loro nel ricalcare il segnale pelagico. Il lieve innalzamento dei valori del segnale isotopico di *Daphnia* è con tutta probabilità legato al fatto che in questo mese è massimo lo sviluppo numerico della popolazione, con un reclutamento di giovani; questi ultimi, come dimostrano ricerche precedenti, tendono a portarsi verso strati d'acqua meno profondi rispetto a quelli solitamente occupati dalle più grosse femmine ovigere.

Ancora solidali tra loro, e con valori decisamente meno negativi (compresi tra -24 e $-22 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$), sono i segnali isotopici misurati in agosto per tutti i taxa zooplanctonici, ivi incluso *Diaphanosoma*, divenuto abbondante in acque pelagiche, ad eccezione dei ciclopidi, che tendono a mantenere un segnale di acque più profonde. Tale tendenza perdura anche nei due mesi successivi, quando il segnale isotopico di *Daphnia* tende a portarsi verso valori più negativi, come pure quello, pienamente sovrapposto, di *Leptodora* e *Bythotrephes*. Questi ultimi, a $\delta^{13}\text{C} \text{‰}$ meno negativo di *Daphnia*, potrebbero anche utilizzare, in questa fase, fonti alimentari diverse da quest'ultima, possibilmente più prossime al litorale o a strati d'acqua meno profondi di quelli nei quali si trovava *Daphnia* al momento del campionamento. I valori del $\delta^{13}\text{C}$ tendono a divenire più negativi in ottobre, quando *Daphnia*, e i due predatori *Leptodora* e *Bythotrephes* tornano ad avere segnali isotopici del carbonio sovrapposti tra loro. Ai due estremi dell'intervallo di valori misurati nello zooplancton del lago sono i ciclopidi, con valori più negativi, in media prossimi a $-32 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$, e *Bosmina*, con un valore medio di $-20 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$, registrato nella sola stazione di Lesa, tipico del litorale lacustre.

Il segnale isotopico dell'azoto, rappresentato nel grafico in figura 3.2, consente di metter in luce come si sviluppino nel corso dell'anno i rapporti trofici tra gli organismi componenti lo zooplancton del lago, consentendo anche l'individuazione di ruolo vicarianti tra essi. A marzo, a un livello più basso occupato da *Daphnia* e *Bosmina*, pienamente sovrapposte fra loro, si aggiunge quello di ciclopidi e diaptomidi. Sopra di essi si colloca *Bythotrephes* il quale, come suggerito in precedenza (Manca *et al.*, 2010; Manca 2011), potrebbe su di essi predare. A maggio, si ripete la sequenza già osservata nello stesso periodo dell'anno passato, con, in ordine di segnale crescente, *Bosmina*, *Daphnia*, *Leptodora*, *Bythotrephes*, *Eudiaptomus* e i ciclopidi. Sulla base di una sostanziale corrispondenza del segnale isotopico del carbonio, indicativa di una dipendenza da fonti alimentari comuni, e dell'arricchimento del valore del segnale isotopico dell'azoto, è possibile ipotizzare che in questo momento dell'anno *Leptodora*

tenda a predare su *Bosmina* (in questa data, *Eubosmina longispina*) e *Bythotrephes* su *Daphnia*. Poco chiaro risulta il dato relativo a *Eudiaptomus*, relazionato ai ciclopidi anche per il segnale isotopico dell'azoto. Non altrettanto può dirsi per il campione di agosto, quando la differenza nel segnale isotopico del carbonio è tale da non consentire un collegamento tra i ciclopidi e i restanti organismi che compongono il popolamento zooplanctonico pelagico del lago. In questo momento dell'anno, un ruolo equivalente svolgono *Leptodora* e *Bythotrephes*, predatori su *Daphnia-Diaphanosoma*, questi ultimi perfettamente sovrapponibili non solo per fonte alimentare (cf. Fig. 3.1), ma anche per ruolo trofico. Il rapporto *Daphnia-Leptodora/Bythotrephes* rimane pressoché invariato a settembre. Lo spostamento nel segnale isotopico dell'azoto di *Bythotrephes* in ottobre verso valori più alti, in perfetta sintonia con *Daphnia*, sembra suggerire il perdurare della preferenza per quest'ultima quale fonte di alimento, ma anche un possibile utilizzo di *Leptodora*.

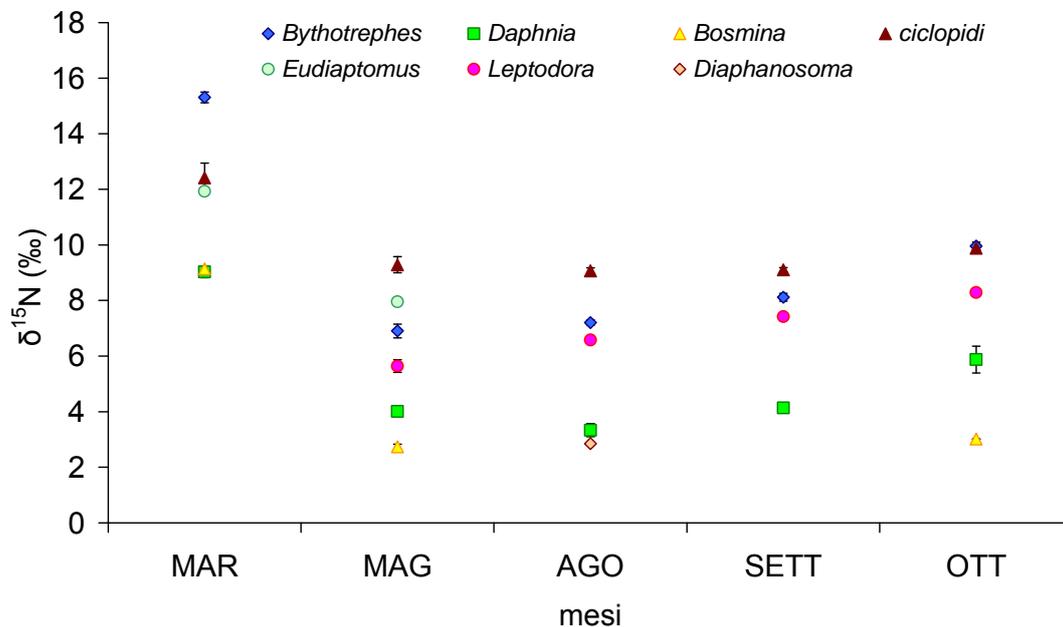


Fig. 3.2. Valori medi (\pm Errore Standard) del segnale isotopico dell'azoto ($\delta^{15}\text{N}$) misurati nei diversi taxa componenti lo zooplancton pelagico del Lago Maggiore nel corso del 2010.

Una visione d'insieme di come varino le caratteristiche trofocimiche degli organismi zooplanctonici del lago nei diversi momenti dell'anno si può ottenere dall'esame del grafico in figura 3.3. In inverno, la sovrapposizione del segnale isotopico del carbonio e l'arricchimento in quello dell'azoto suggeriscono per *Bythotrephes* un ruolo di predazione nei confronti dei copepodi ciclopidi, alla pari di quanto osservato in altri ambienti (Pangle *et al.*, 2007; Visconti & Manca 2011).

Con il procedere dell'anno, l'arricchimento nel segnale isotopico dell'azoto di *Bythotrephes* tende a mantenersi costante, non solamente rispetto alla linea di base pelagica rappresentata da *Daphnia*, ma anche in riferimento a *Leptodora* con la quale esso sembra competere nei mesi estivi. Quest'ultima potrebbe, stante la completa sovrapposizione nel segnale isotopico del carbonio, preferire in questa fase *Bosmina*, così come osservato in altri ambienti (Branstrator & Lehman 1991).

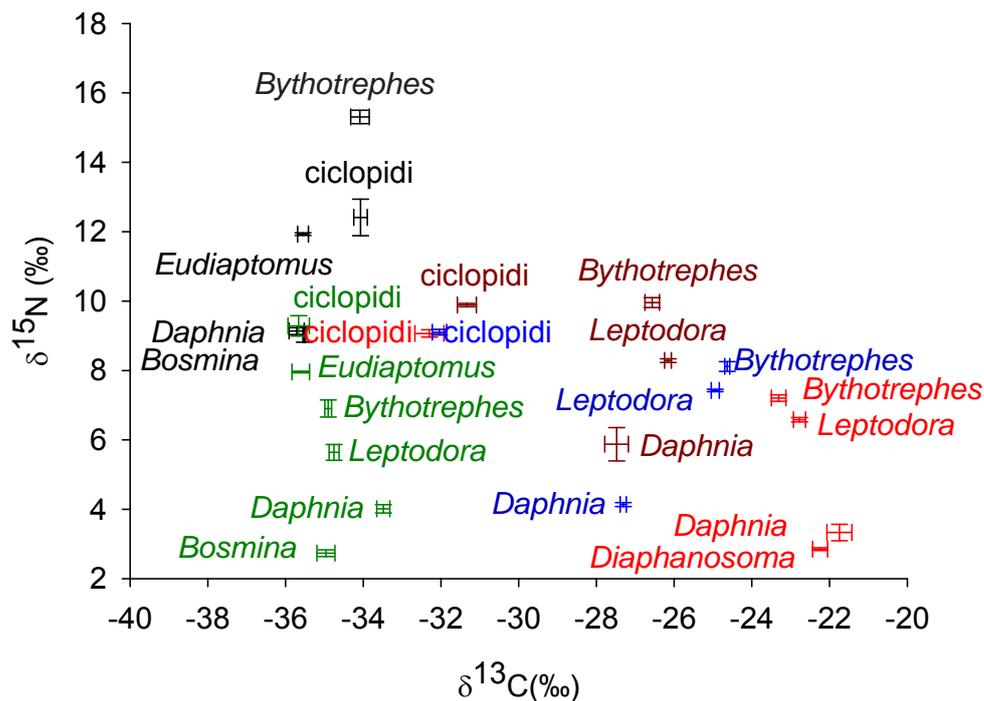


Fig. 3.3. Grafico trofochimico dei segnali isotopici degli organismi zooplanctonici campionati nelle tre diverse stazioni del pelago lacustre nel corso del 2010. I colori consentono di identificare i diversi campionamenti eseguiti nei quattro momenti stagionali. In particolare, il nero si riferisce al campionamento di marzo (invernale), il verde a quello di maggio (primaverile), il rosso e il marrone a quelli di agosto e settembre, rispettivamente, l'azzurro al campionamento di ottobre.

Il grafico mostra molto chiaramente come il binomio *Daphnia-Bosmina* del semestre invernale- primaverile sia sostituito da quello di *Diaphanosoma-Daphnia* in agosto. In questo periodo, e fino a ottobre, il ruolo di *Bythotrephes* e quello di *Leptodora* sembrano essere tra loro equivalenti. La permanenza del primo nel pelago lacustre durante tutto l'anno permette anche di osservare come il notevole abbassamento del livello di arricchimento di *Bythotrephes* dall'inverno alla primavera possa riflettere variazioni nella taglia degli organismi costituenti la popolazione, anche in conseguenza dell'impatto su di essi esercitato dalla predazione da parte dei pesci zooplanctivori (Manca *et al.*, 2008).

3.2 Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali

Come di consueto, campioni quantitativi di zooplancton del Lago Maggiore sono stati raccolti nelle tre stazioni di Ghiffa, Baveno e Lesa durante il 2010, al fine di mantenere una continuità con l'attività di monitoraggio e nel contempo, affiancare alle analisi del segnale isotopico di carbonio e azoto, quella delle variazioni stagionali in densità di popolazione e biomassa dello zooplancton, utili ai fini di un'analisi quantitativa della rete alimentare nel pelago.

I campioni zooplanctonici sono stati raccolti in tutte e tre le stazioni con la consueta attrezzatura (plankton sampler di Clarke-Bumpus armati di rete a maglie da 76 e 126 μ m) e le consolidate metodologie di monitoraggio del lago (sinusoidale 0-50-0 m; vedi

relazioni precedenti). I risultati del conteggio dei 24 campioni sono riportati nelle figure 3.4, 3.5, 3.6 e 3.7.

I dati consentono di metter in luce come le massime densità di popolazione, soprattutto per effetto della crescita numerica dei rotiferi, siano registrate nel mese di maggio (Fig. 3.4).

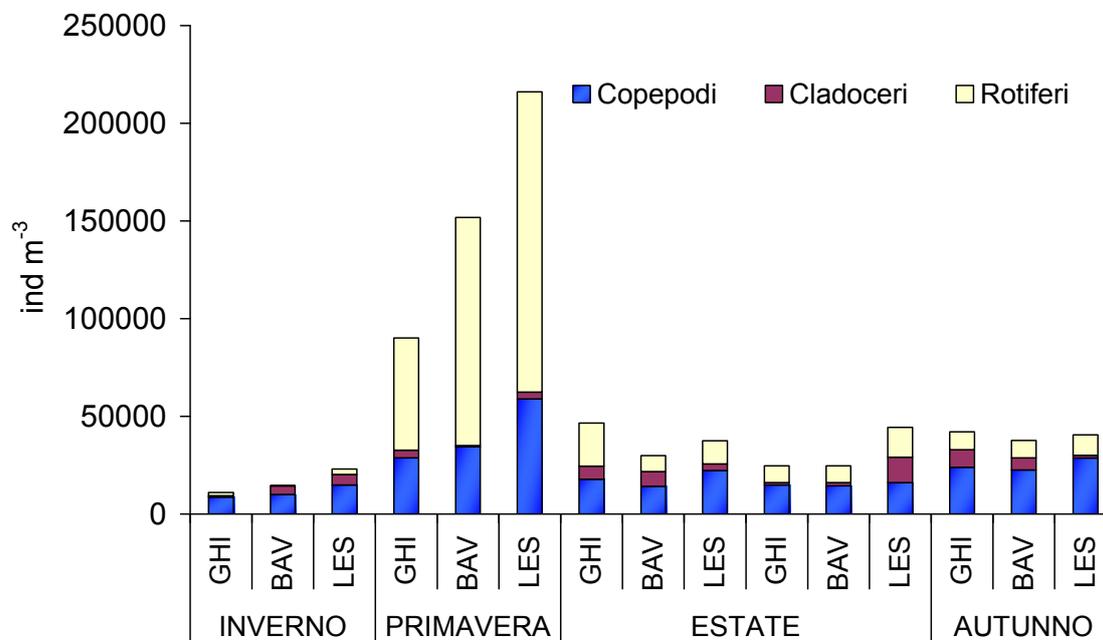


Fig. 3.4. Densità di popolazione dei tre gruppi costituenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2010.

I valori raggiunti sono ragguardevoli, soprattutto nella stazione ubicata nel basso lago ("Lesa"). La componente più stabile del popolamento risulta essere quella dei copepodi, con le popolazioni delle due specie del genere *Eudiaptomus* (Visconti & Manca 2010a) nettamente prevalenti su quelle dei ciclopidi (Fig. 3.5).

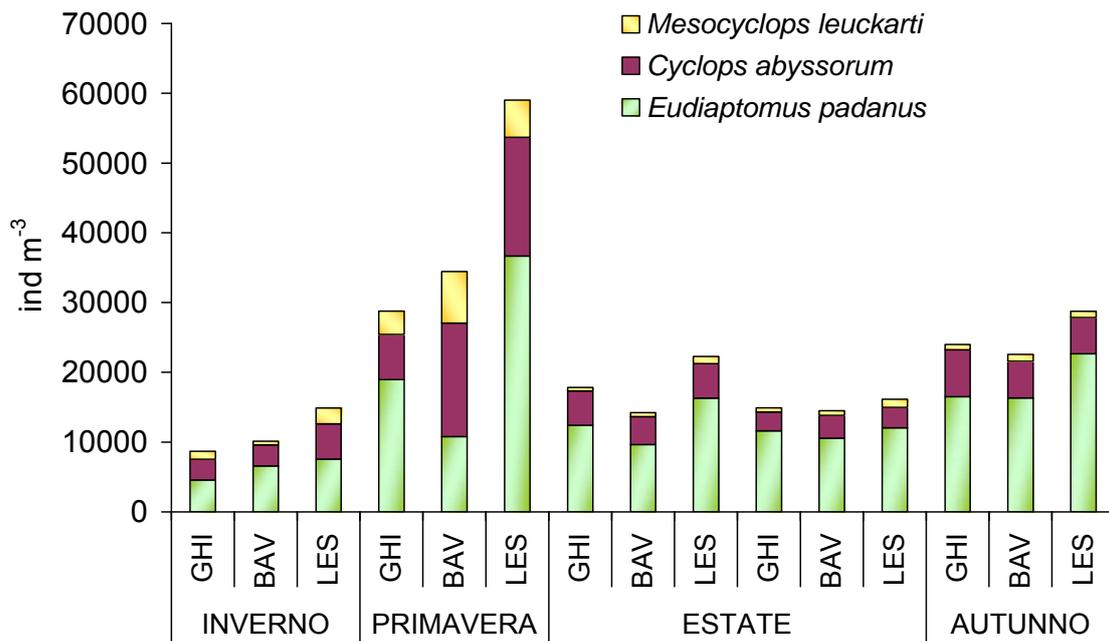


Fig. 3.5. Densità di popolazione dei copepodi del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2010.

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

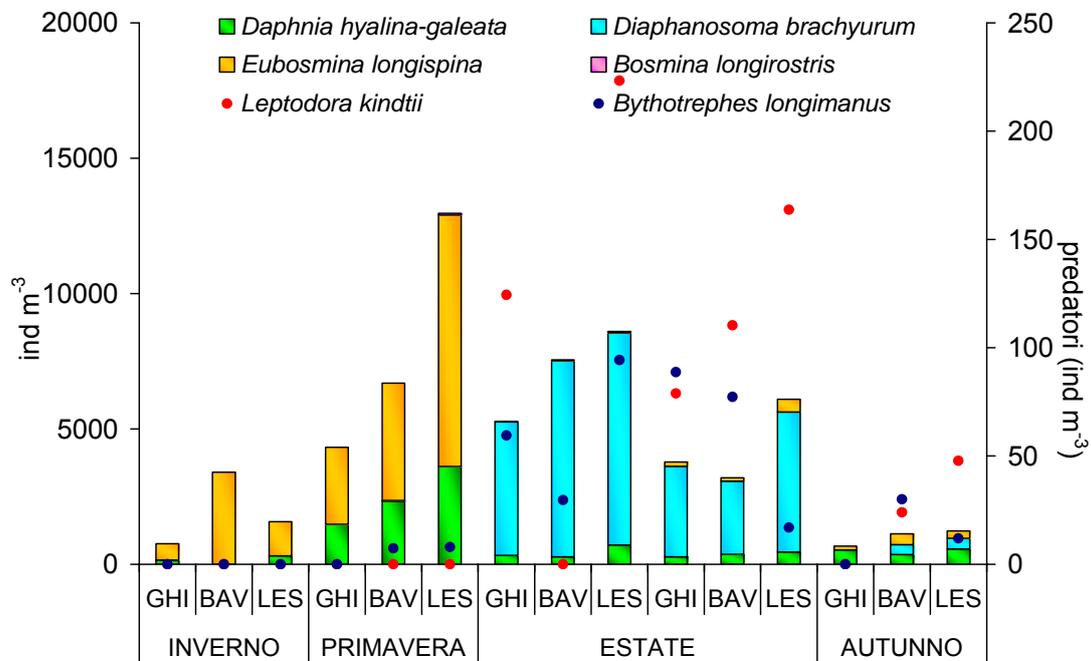


Fig. 3.6. Densità di popolazione dei cladoceri con distinzione dei predatori (asse secondario), del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2010.

La densità media annuale dei Cladoceri nell'anno 2010 conferma come valori prossimi a quelli registrati a metà degli anni ottanta possano verificarsi per effetto della riaffermazione numerica di cladoceri “*particle feeders*” quali *Bosmina* (Fig. 3.6). Come più volte osservato nel corso delle nostre indagini, la stazione di Lesa sembra quella nella quale l'aumento in densità numerica è più pronunciato (Manca *et al.* 2010), nel 2010 come risultato delle specie del genere *Bosmina*. Parimenti, elevati sono risultati anche i livelli di abbondanza dei due predatori *Leptodora* e *Bythotrephes*, con la differenza sostanziale che i due si equivalgono in termini di densità numerica e che la crescita della popolazione del secondo è più precoce rispetto a quella del primo (Manca & DeMott 2009; Visconti & Manca 2011). Anche in questo caso, l'immagine del popolamento derivante da raccolte con le reti da zooplankton utilizzate per il monitoraggio non sempre rispecchia quanto osservabile nei campioni raccolti per le analisi del segnale isotopico di carbonio e azoto, basate sulla raccolta di campioni effettuata con rete ad apertura maggiore della bocca e a maglia più larga, e dunque adatti a caratterizzare lo zooplankton come risorsa alimentare (cf. Galassi *et al.*, 2010).

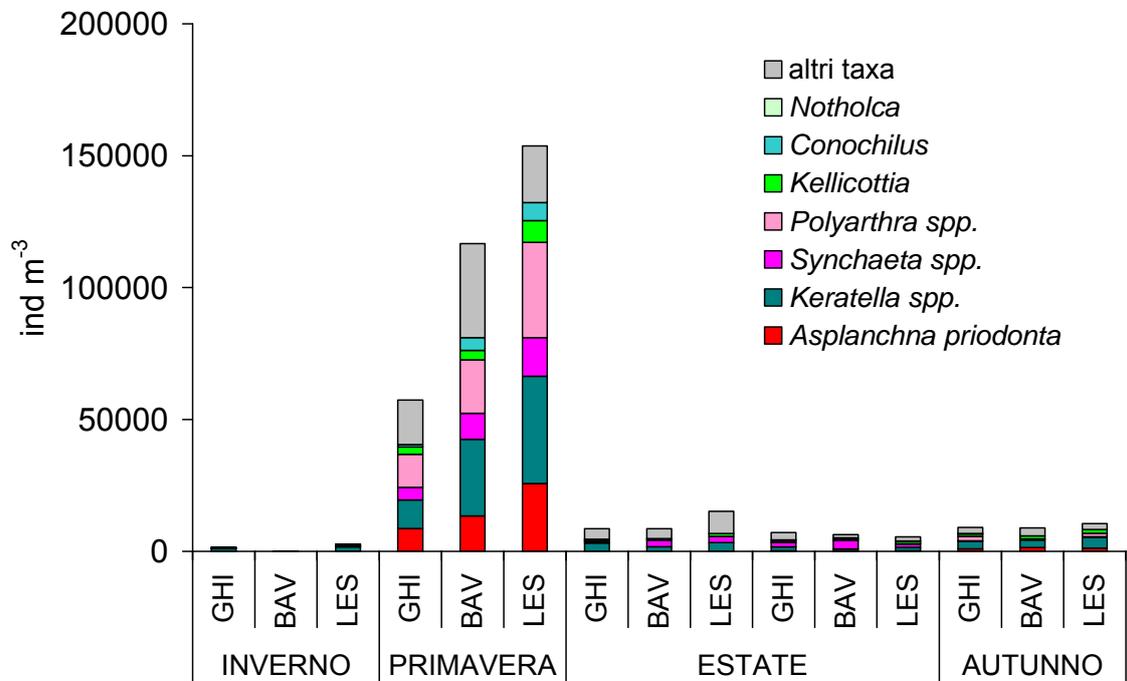


Fig. 3.7. Densità di popolazione dei rotiferi zooplanktonici rinvenuti nei campioni di rete (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2010.

Anche i dati di abbondanza del popolamento a rotiferi confermano quanto osservato per gli altri gruppi relativamente alla stazione ubicata nel basso lago (Fig. 3.7). La struttura del popolamento, tuttavia, non risulta differire in modo significativo nelle diverse stazioni. Si nota la dominanza di organismi coloniali del genere *Conochilus*, che risultano rappresentare la gran parte dei micro filtratori (rappresentati in figura con diversi toni di verde). Tra le specie classificate dal punto di vista funzionale come “*raptorial*” (vale a dire predatori; Obertegger & Manca 2011) nella fase di crescita primaverile, maggiore è la ricchezza in taxa, con cinque diverse specie principali, appartenenti ai generi rappresentati in figura nei diversi toni di rosso e rosa.

BIBLIOGRAFIA

- Branstrator D. K. & J. T. Lehman. 1991. Invertebrate predation on Lake Michigan: regulation of *Bosmina longirostris* by *Leptodora kindtii*. *Limnol. Oceanogr.* 36:483-495.
- Galassi S., S. Quadroni, M. Manca, R. Bettinetti, R. Piscia. 2010. Contaminanti nello zooplancton. In: Indagini su ddt e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Programma 2008-2012. Rapporto annuale 2009: 4-9.
- Manca, M. & W.R. DeMott. 2009. Response of the invertebrate predator *Bythotrephes* to a climate-linked increase in the duration of a refuge from fish predation. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6, part 2): 2506-2512.
- Manca, M., T. Spagnuolo & P. Comoli. 1994. Variations in carbon and nitrogen content with body length of *Daphnia hyalina-galeata* s.l. from laboratory and field observations. *J. Plankton Res.*, 16(10): 1303-1314.
- Manca, M., P. Comoli & T. Spagnuolo. 1997. Length-specific carbon content of the *Daphnia* population in a large Italian subalpine lake, Lago Maggiore (Northern Italy): the importance of seasonality. *Aquat. Sci.*, 59: 48-56.
- Manca, M., J. Vijverberg, L.V. Polishchuk & D.A. Voronov. 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *J. Limnol.*, 67(1): 15-21.
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008. Lo zooplancton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia Ambientale*, 22: 64-72.
- Manca, M., A. Visconti, A. Fadda, R. Caroni, I. Cerutti & P. Volta. 2009. Indagini sullo zooplancton e sulla rete trofica pelagica attraverso analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 34-52.
- Manca M., A. Fadda e A. Visconti. 2010. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2010. 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. 2011. Invasions and re-emergences: an analysis of the success of *Bythotrephes* in Lago Maggiore (Italy). *J. Limnol.*, 70(1): 76-82.
- Moss, B., D. Hering, A.J. Green, A. Aidoud, E. Becares, M. Beklioglu, H. Bennion, D. Boix, S. Brucet, L. Carvalho, B. Clement, T. Davidson, S. Declerck, M. Dobson, E. van Donk, B. Dudley, H. Feuchtmayr, N. Friberg, G. Grenouillet, H. Hillebran, A. Hobaek, K. Irvine, E. Jeppesen, R. Johnson, I. Jones, M. Kernan, T.L. Lauridsen, M. Manca, M. Meerhoff, J. Olafsson, S. Ormerod, E. Papastergiadou, W.E. Penning, R. Ptacnik, X. Quintana, L. Sandin, M. Seferlis, G. Simpson, C. Trigal, P. Verdonschot, A.M. Verschoor & G.A. Weyhenmeyer. 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews*: 2: 103-130.
- Pangle, K.L, S.D. Peacor & O.E. Johannsson. 2007. Large non lethal effects of an invasive invertebrate predator on zooplankton population growth rate. *Ecology*, 88: 402-412.

- Perga, M.E. & 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 Oecologica*, 30: 69-77.
- Visconti, A. & M. Manca. 2010a. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars 1863) in Lago Maggiore. *J. Limnol.*, 69(2):353-357.
- Visconti A. e M. Manca. 2010b. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2010. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 40-43.
- Visconti, A., & M. Manca. 2011. Seasonal changes in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures of the Lake Maggiore pelagic food web. *J. Limnol.* 70: in press.
- Zohary, T., J. Erez, M. Gophen, I. Bermanfrank & M. Stiller. 1994. Seasonality of stable carbon isotopes within the pelagic food web of Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.*, 39: 1030-1043.

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

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2010, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 14 Gennaio ed il 12 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.

Il numero totale dei *taxa* censiti durante il 2010 è stato di 103 unità, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2010 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 50, valore massimo assoluto dal 1981. A questo risultato hanno contribuito, in particolare, i 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 identico al valore del 2009 (39 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 diatomee, presenti con 28 unità tassonomiche, seguita dai cianobatteri (25) e dalle cloroficee (22): da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 12 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 10 e 6 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore.

La successione stagionale si è svolta, nel 2010, con una dinamica sostanzialmente simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici (Fig. 4.1). Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. Al ridotto sviluppo primaverile delle diatomee nel 2009, si contrappone il dato osservato nel 2010, con un picco che ha superato di poco i 4 cm³ m⁻³ tra Aprile e Maggio, che riporta questo gruppo sui valori osservati nel 2007 e nel 2008.

Lo sviluppo primaverile dei popolamenti algali ha inizio in Marzo, come di consueto, e fin da questo mese si assiste ad una crescita significativa di diatomee, il cui biovolume complessivo si incrementa ulteriormente tra Aprile e Maggio. Tra Maggio e Giugno si assiste ad una riduzione, sebbene relativamente modesta (minimo di biomassa

intorno a $0,7 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$), delle diatomee, che vanno poi incontro ad una seconda fase di crescita estiva, che si protrae fino a tutto il mese di Agosto. I mesi di Settembre ed Ottobre sono segnati dai minimi di questo gruppo, ma in autunno si assiste ad una nuova ripresa, con un picco che si avvicina ai $2,5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$. La dominanza quasi totale delle diatomee all'interno della biocenosi fitoplanctonica si era già verificata nel 2009, sebbene con una dinamica differente nell'ultima fase, poiché nel 2009 il declino si era verificato nei mesi autunnali e non nella tarda estate.

Analogamente a quanto osservato nel 2009, la crescita dei cianobatteri si è concentrata prevalentemente nel periodo tardo-estivo (Fig. 4.1): la tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni si è leggermente invertita nel 2010, come si deduce dalla ricomparsa di specie appartenenti a questo ordine tra le dominanti. Al contrario, scompare dal gruppo dominante *Aphanizomenon flos-aquae*, mentre mantengono una certa importanza *Tychonema bourrellyi*, e le Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore. *Anabaena lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è presentata anche nel 2010, con una fioritura che, sia pur con abbondanze non relevantissime, ha interessato tra fine agosto ed inizio settembre la parte centro-meridionale del lago.

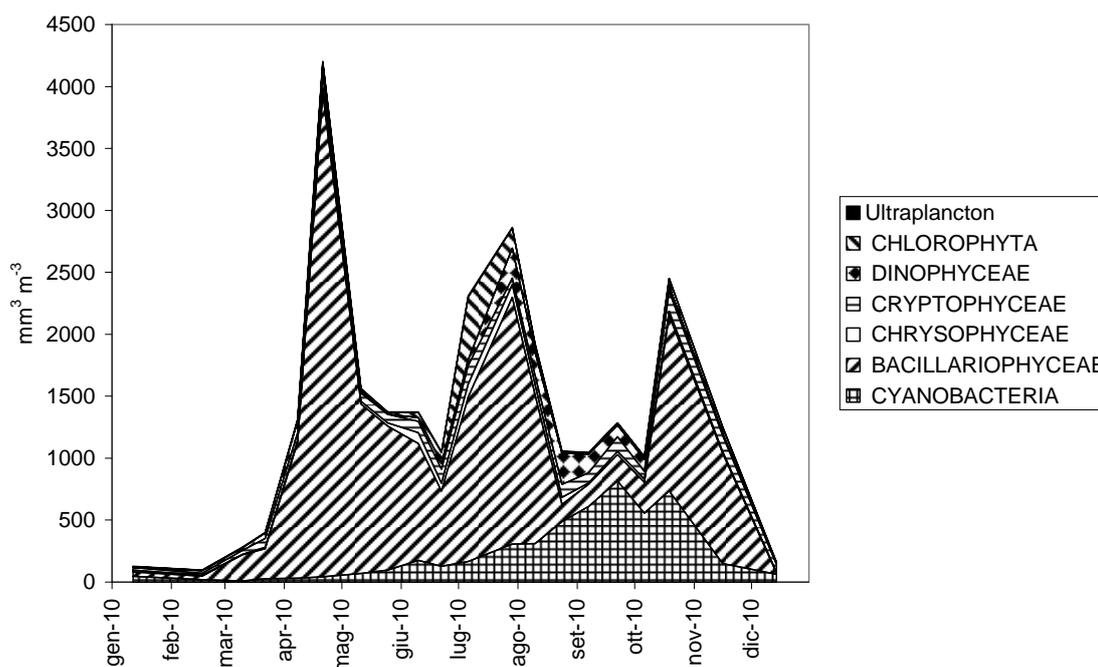


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2010.

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 2010 il biovolume medio annuo è stato di $1,2 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, con una concentrazione media annua della clorofilla *a* pari a $3,31 \text{ mg m}^{-3}$.

Nel 2010 la composizione del fitoplancton mostra la netta dominanza delle diatomee, come evidenziato in precedenza. In questo gruppo si distinguono *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis* nel periodo primaverile: la prima delle due specie esaurisce la sua fase di sviluppo con la fine di Aprile, mentre la seconda si ritrova con biomasse elevate anche nel periodo estivo. La fase tardo-primaverile della successione è, però dominata da *Tabellaria flocculosa*, che raggiunge nuovamente una biomassa consistente, dopo la fase di declino osservata nel 2009 (Fig. 4.2).

Come osservato in rapporti precedenti, primavere caratterizzate da forte ventosità in Marzo e temperature abbastanza elevate possono favorire *Tabellaria*, specie di grandi dimensioni, che necessita di acque ben rimescolate per crescere (Reynolds *et al.*, 2002). E' probabile, quindi, che nell'inverno 2009-2010 si siano ripetute condizioni climatiche favorevoli per la crescita di questa diatomea.

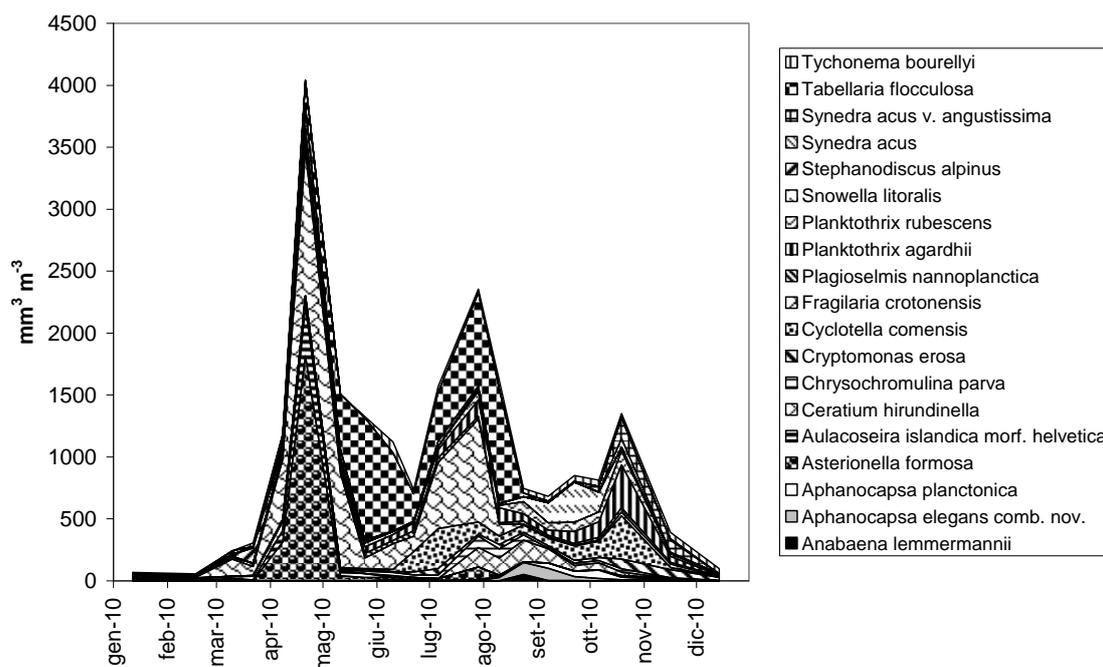


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

Modesta, nella primavera 2010, la presenza di *Aulacoseira islandica morf. helvetica*. Tra le diatomee centriche si osserva, come nel 2009, lo sviluppo di *Stephanodiscus alpinus*, che caratterizza la fase iniziale della successione, con valori simili a quelli misurati l'anno precedente. 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 biomassa raggiunta da *Stephanodiscus* si mantiene su valori relativamente bassi e la specie non mostra una fase di sviluppo prolungata: è dunque

premature trarre delle indicazioni significative sulla qualità delle acque a partire dai dati fino ad ora disponibili.

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

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

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Luglio e si è protratto fino a Dicembre (Fig. 4.2), quindi con una stagione vegetativa lunga, come osservato nel 2009.

Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplanctica*, presente lungo l'arco dell'intero anno, *Cryptomonas erosa* in estate ed autunno (Fig. 4.2).

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

L'importanza delle Chlorophyta risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le 22 specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili e nessuna di esse rientra nel gruppo delle specie dominanti.

Infine, nel 2010, si osserva una modesta ripresa delle Chroococcales (cianobatteri di piccole dimensioni), con un'inversione di tendenza rispetto agli ultimi anni. Ricordiamo che l'aumento delle piccole chroococcali coincide con gli anni di minor trofia del lago (Kamenir & Morabito, 2009), quindi questo potrebbe indicare l'inizio di una nuova fase evolutiva.

Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

4.1.2. Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici

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

Nel Lago Maggiore, la variabilità nella distribuzione spaziale dei popolamenti algali è stata studiata direttamente in campo, in data 27 Luglio 2010, effettuando una serie di misure in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.3).

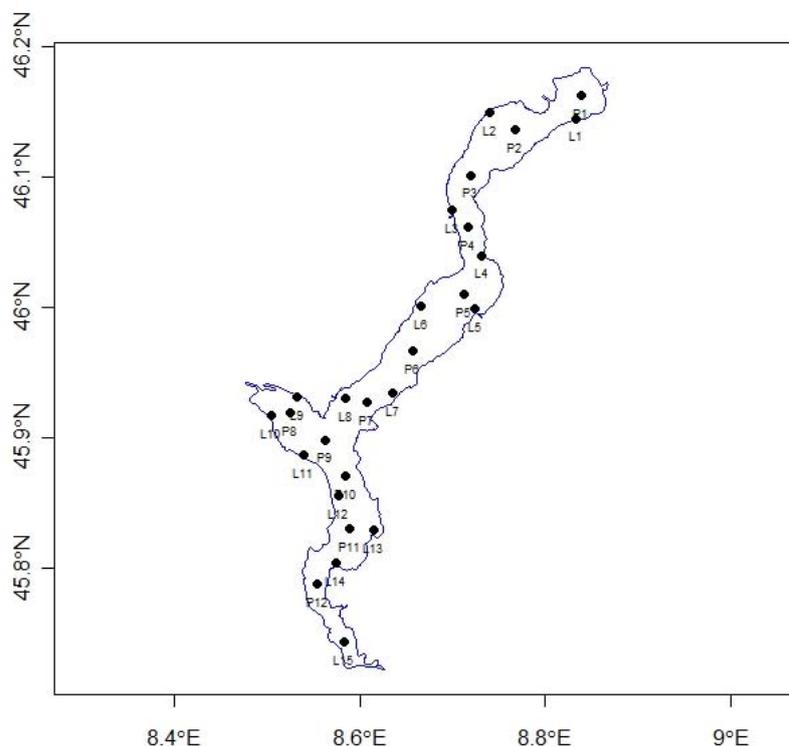


Fig. 4.3. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

Come negli anni passati, avevamo in programma di effettuare i profili con una sonda fluorimetrica Fluoroprobe (bbe Moldanke, Kiel), le cui caratteristiche sono state descritte in rapporti precedenti: purtroppo, durante la campagna di misura condotta nel 2010 si è verificato un guasto a questo fluorimetro, in conseguenza del quale è stato possibile acquisire dati solamente in 4 stazioni. Quindi, per la stesura del presente rapporto sono stati elaborati i dati raccolti con sonda IDRONAUT, che forniscono l'informazione sulla distribuzione spaziale della sola clorofilla totale. Non sarà quindi possibile presentare informazioni sulla distribuzione di gruppi algali specifici, come fatto in anni 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. 4.4). Il gradiente nord-sud è qui meno marcato, così come le differenze areali nella distribuzione degli organismi: tuttavia la mappa di distribuzione evidenzia un aumento della clorofilla nella parte centrale del bacino (Fig. 4.5).

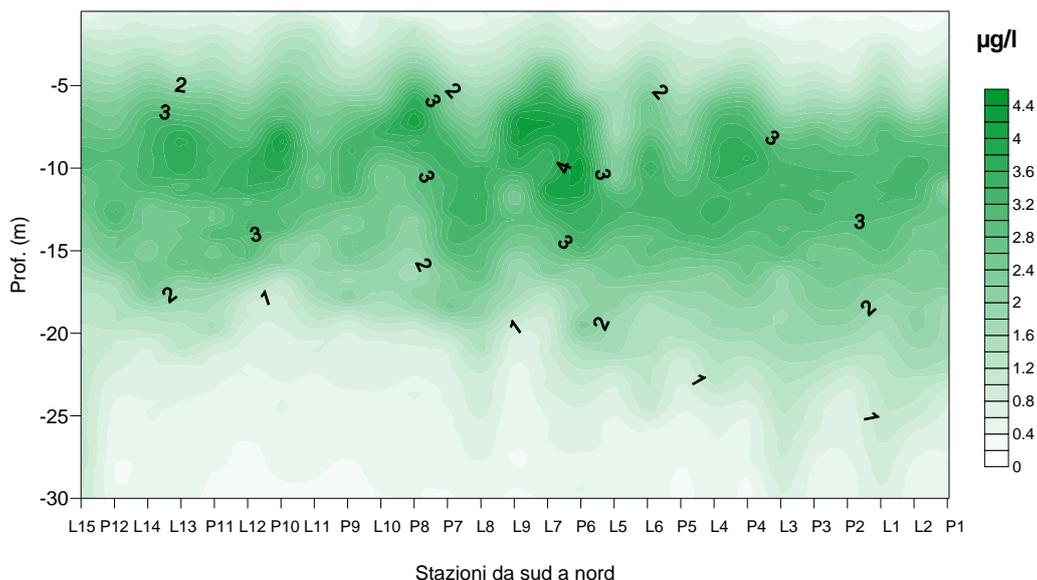


Fig. 4.4. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in data 27 Luglio 2010. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.3.

Invece, spostandosi verso la parte settentrionale del bacino, si osserva un leggero aumento della clorofilla negli strati più profondi. La stazione di Ghiffa (P6) presenta una distribuzione simile a quella osservata in tutte le stazioni della parte centrale del bacino, caratterizzate da massimi di clorofilla stratificati tra 10 e 15 metri di profondità. I profili di questa zona sono differenti rispetto alle situazioni riscontrate sia a nord che a sud, sebbene la stazione di Ghiffa presenti una distribuzione più simile a quelle della parte nord del bacino.

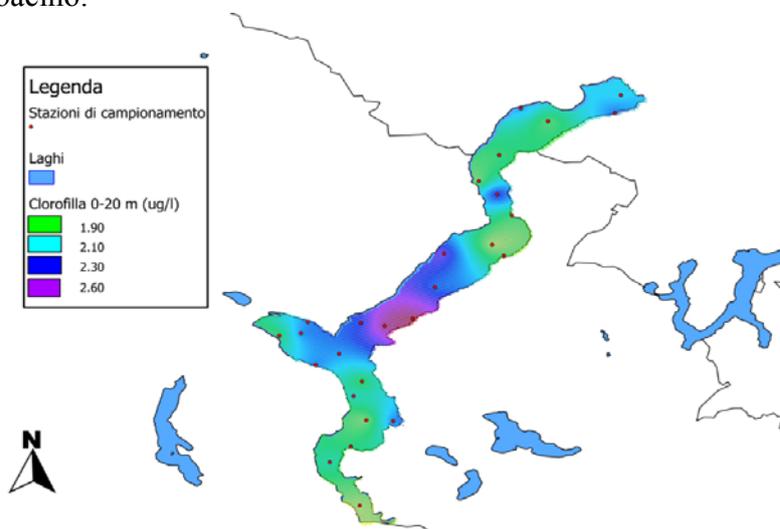


Fig. 4.5. Distribuzione della clorofilla totale nello strato 0-20 m in data 27 Luglio 2010.

Un leggero aumento della clorofilla superficiale è visibile nelle stazioni L7 ed L8, in un'area che potrebbe risentire degli apporti del torrente Tresa, mettendo in evidenza, ancora una volta, un possibile effetto di alterazione locale della qualità delle acque dovuto ai tributari. Per quanto riguarda la distribuzione della temperatura, si conferma

l'esistenza di un deciso gradiente termico nord-sud, con valori superficiali inferiori di quasi 2°C nelle stazioni settentrionali (Fig. 4.7).

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale ha confermato l'esistenza di disomogeneità nella distribuzione del fitoplancton e nelle caratteristiche fisiche del bacino del Lago Maggiore, sia per quanto riguarda le proprietà termiche della colonna d'acqua, con una temperatura epilimnetica media maggiore di quasi due gradi nelle stazioni meridionali, che differenze areali nella concentrazione di clorofilla.

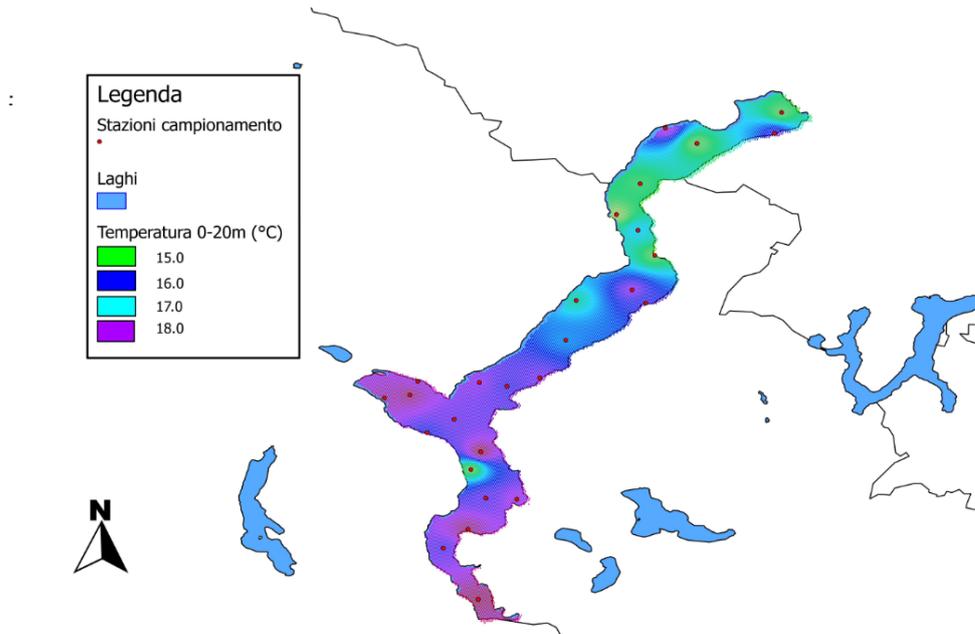


Fig. 4.7. Distribuzione della temperatura nello strato 0-20 metri il 27 Luglio 2010.

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.

- Kamenir, Y. & G. Morabito. 2009. Lago Maggiore oligotrophication as seen from the long-term evolution of its phytoplankton taxonomic size structure. *J. Limnol.*, 68: 146-161.
- 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.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- 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 concentrazioni di Carbonio Organico Totale (TOC) misurate lungo la colonna d'acqua nel corso dell'anno 2010 sono presentate nella tabella 4.2.1. insieme ai valori medi relativi allo strato 0-20 m, pressochè coincidente, nel Lago Maggiore, con la zona fotica (epilimnio a lago stratificato) ed allo strato 20-370 m, che costituisce la zona afotica (ipolimnio a lago stratificato). Nella stessa tabella sono pure sintetizzati i valori relativi al particolato totale organico ed inorganico, vivo e morto, (seston) ed alla frazione particellata del carbonio e azoto organici (POC, PON).

I dati della tabella sono graficamente sintetizzati nelle figure, 4.2.1., 4.2.2., 4.2.3. e 4.2.4., rispettivamente relative a seston, Carbonio Organico Totale (TOC), Carbonio Organico Particellato (POC) ed Azoto Organico Particellato (PON). Come già in passato, tutti i parametri relativi al ciclo del carbonio organico presentano un gradiente verticale di concentrazione più marcato per la componente particellata. La variabilità stagionale di tutti i parametri considerati è molto marcata negli strati superficiali e tende a smorzarsi negli strati profondi della colonna d'acqua, dove i picchi sono generalmente di entità minore (Tabella 4.2.1.). Le concentrazioni di TOC variano da un minimo di 0.31 mgC l^{-1} in gennaio ai 200 m ad un massimo di 1.24 mgC l^{-1} in marzo ai 20 m. I picchi di abbondanza di POC nella zona 0-20 m sono in aprile e settembre e sono intorno ai $450 \text{ } \mu\text{gC l}^{-1}$, mentre nella zona 20-370 m non superano gli $80 \text{ } \mu\text{gC l}^{-1}$. Il seston varia da 0.1 a 1.7 mg l^{-1} .

Il confronto dei dati del 2010 relativi alla concentrazione dei diversi parametri sopra elencati con quelli del primo triennio di indagine permette di constatare che nessuna variabile ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni del comparto della sostanza organica nel periodo di studio. Tuttavia le concentrazioni di seston e POC sono risultate, soprattutto nello strato 0-20 m, lievemente superiori rispetto al 2009 mentre il TOC è diminuito a valori prossimi a quelli del 2007 (Figure 4.2.1., 4.2.2., 4.2.3. e 4.2.4).

Date però le concentrazioni non eccessivamente elevate di POC reperite nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi), si tratta di una situazione che non inficia la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. In effetti, la concentrazione di sostanza organica disciolta e particellata costituisce un valido proxy dello stato trofico di un lago perchè un eventuale incremento della produttività lacustre o una importante immissione di sostanza organica alloctona non può che esitare in un incremento della concentrazione di sostanza organica.

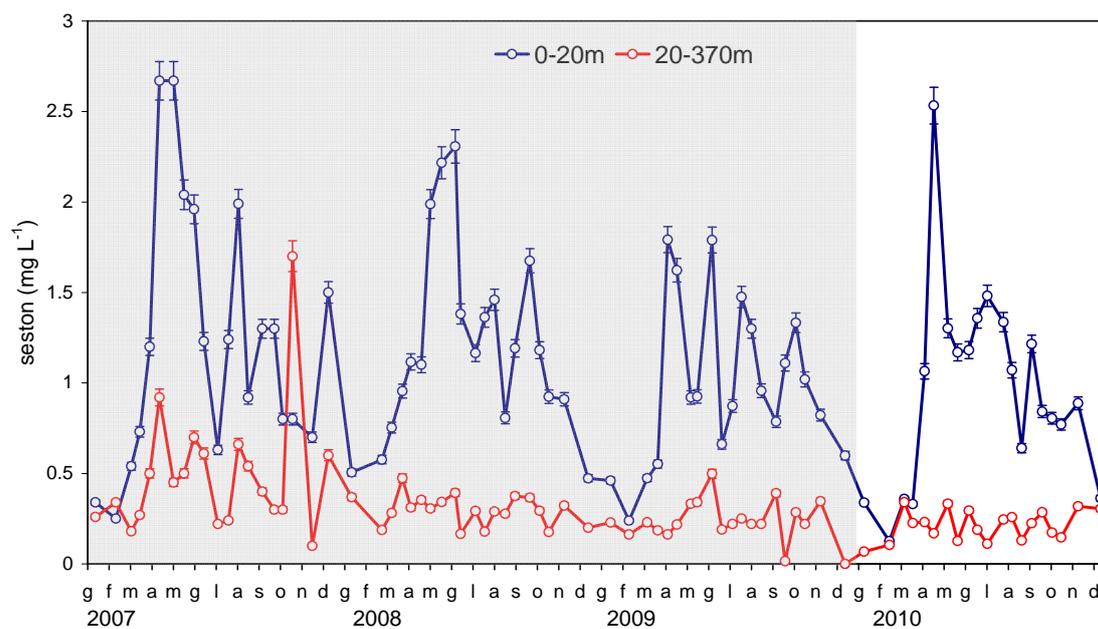


Fig. 4.2.1. Concentrazione di sestion nel Lago Maggiore nel corso del 2010, a confronto con la concentrazione del 2007-2009. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

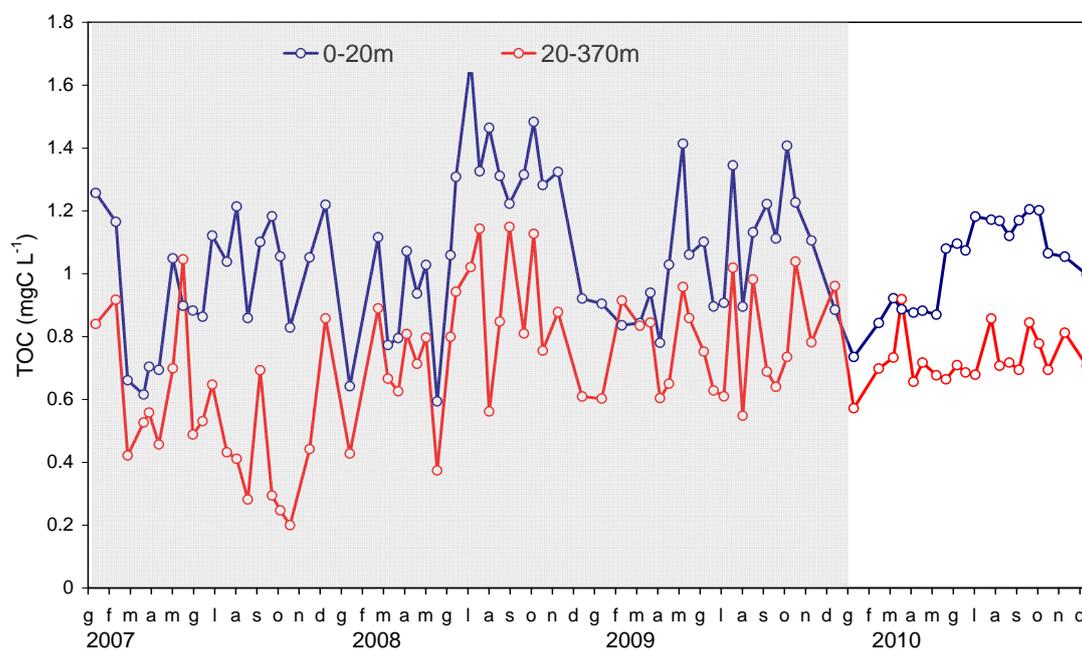


Fig. 4.2.2. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nel Lago Maggiore nel corso del 2010, a confronto con la concentrazione del 2007-2009. Errore analitico: CV= 2 %.

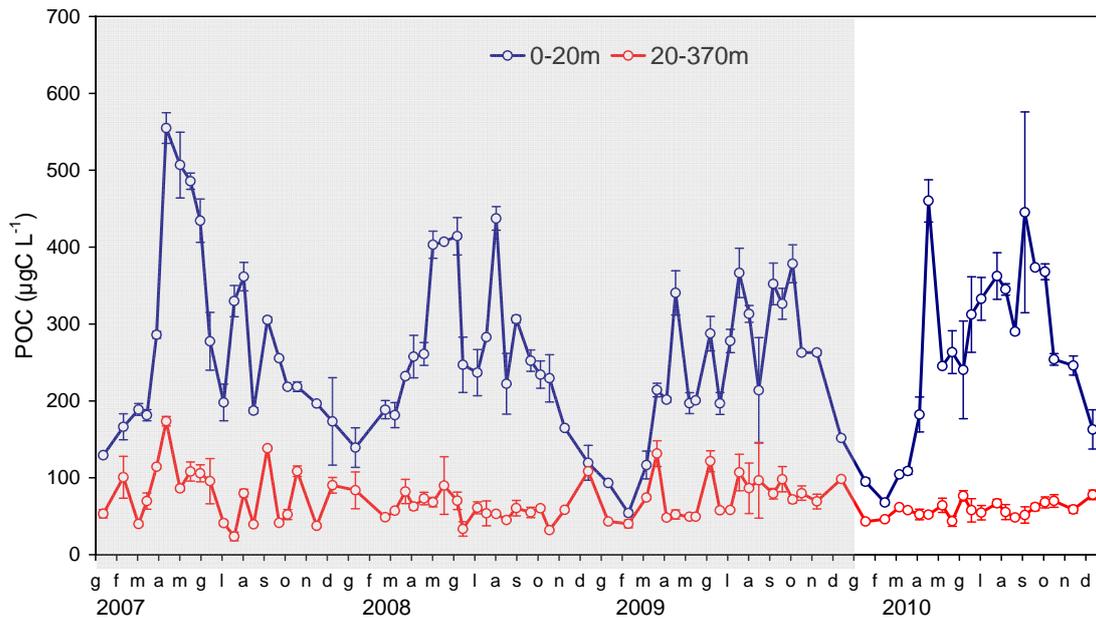


Fig. 4.2.3. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nel Lago Maggiore nel corso del 2010, a confronto con la concentrazione del 2007-2009. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

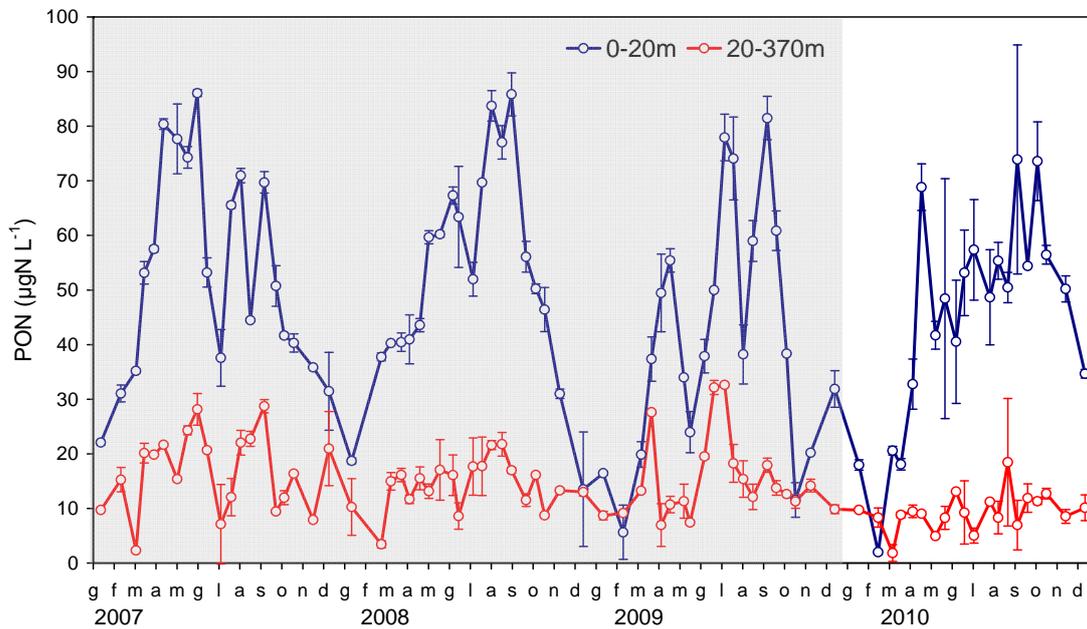


Fig. 4.2.4. Concentrazione di Azoto Organico Particellato (PON) nel Lago Maggiore nel corso del 2010, a confronto con la concentrazione del 2007-2009. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

2010	12/1	17/2	10/3	22/3	8/4	21/4	11/5	25/5	10/6	22/6	6/7	29/7	10/8	24/8	7/9	22/9	6/10	19/10	12/11	14/12	
Seston mg l⁻¹																					
0-20m	0.460	0.239	0.474	0.552	1.792	1.623	0.920	0.925	1.790	0.661	0.872	1.475	1.300	0.957	0.786	1.110	1.333	1.020	0.822	0.599	
0-370m	0.228	0.162	0.230	0.185	0.163	0.217	0.333	0.341	0.499	0.190	0.220	0.250	0.220	0.220	0.390	0.150	0.285	0.220	0.347	0.150	
POC µg l⁻¹																					
0-20m	95	68	104	109	182	460	245	263	241	312	333	362	345	290	445	374	368	254	246	163	
0-370m	43	46	62	58	52	52	64	44	77	58	55	67	55	49	52	62	68	70	59	78	
PON µg l⁻¹																					
0-20m	18	2	21	18	33	69	42	48	41	53	57	49	55	50	74	54	74	56	50	35	
0-370m	10	8	2	9	9	9	5	8	13	9	5	11	8	18	7	12	11	13	9	10	
TOC mg l⁻¹																					
20 m	0.655	0.734	0.77	1.243	0.69	0.761	0.757	0.817	0.895	0.806	0.803	0.951	0.858	0.897	0.858	0.983	0.999	0.899	0.990	0.893	
50 m	0.532	0.735	0.773	1.131	0.715	0.686	0.687	0.793	0.737	0.706	0.758	0.978	0.708	0.742	0.771	0.826	0.737	0.738	0.780	0.82	
100 m	0.325	0.686	0.685	0.862	0.651	0.669	0.704	0.691	0.657	0.64	0.669	0.834	0.666	0.651	0.725	0.785	0.699	0.635	0.652	0.67	
200 m	0.309	0.632	0.644	1.025	0.479	0.623	0.617	0.696	0.631	0.684	0.678	0.825	0.632	0.672	0.696	0.89	0.607	0.692	0.638	0.663	
300 m	0.506	0.631	0.805	0.69	0.582	0.609	0.582	0.683	0.623	0.625	0.630	0.855	0.656	0.646	0.774	0.876	0.725	0.696	0.908	0.635	
350 m	0.563	0.697	0.654	0.678	0.493	0.639	0.596	0.599	0.616	0.651	0.657	0.897	0.614	0.630	0.669	0.736	0.637	0.687	0.723	0.704	
0-20m	0.735	0.843	0.922	0.887	0.876	0.882	0.870	1.08	1.096	1.074	1.182	1.172	1.168	1.120	1.17	1.205	1.202	1.065	1.054	0.997	
0-370m	0.572	0.698	0.733	0.919	0.656	0.717	0.677	0.664	0.709	0.686	0.679	0.857	0.707	0.717	0.694	0.845	0.778	0.694	0.812	0.706	

Tab. 4.2.1. Concentrazioni di seston, Carbonio Organico Particellato (POC), Azoto Organico Particellato (PON), Carbonio Organico Totale (TOC) misurate nel Lago Maggiore nel corso del 2010.

4.2.2 Distribuzione orizzontale

Nel 2010 si è proseguito lo studio sistematico della distribuzione spaziale dei parametri di base del ciclo del carbonio organico. Scopo di questa parte della ricerca è di pervenire ad una valutazione, per il Lago Maggiore, dell'eterogeneità spaziale delle variabili che hanno un ruolo rilevante nella catena alimentare microbica. Questa informazione ha un elevato valore diagnostico perché consente, in un ambiente sottoposto a forte pressione antropica lungo tutto il suo perimetro, di evidenziare precocemente la collocazione areale di eventuali fenomeni degenerativi della qualità del lago e, quindi, di avviare indagini mirate alla localizzazione territoriale delle cause del fenomeno degenerativo.

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

La variabilità nella distribuzione spaziale di seston TOC, POC e PON è stata studiata nel luglio 2010, 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 distribuzione del seston (Fig. 4.2.5) mostra chiaramente l'importanza dell'apporto alloctono di materiale particellato, che quest'anno ha presentato concentrazioni più elevate non solo, come in passato, in prossimità dell'immissione a lago dei tributari più importanti (Ticino Toce) ma anche a centro lago, a valle dell'immissione del Tresa, e poco più a sud in prossimità dell'immissione del San Giovanni. L'assenza di fenomeni meteorici di particolare rilievo nel periodo immediatamente antecedente il campionamento non consente di spiegare il fenomeno invocando un nesso causale tra eventi meteorologici e localizzazione in lago di seston e sostanza organica alle concentrazioni misurate. Nel 2010 non c'è stata, come in passato, un'evidente differenza di concentrazione di seston tra la porzione settentrionale e meridionale del lago.

La distribuzione del TOC, presentata in Fig. 4.2.6, rispecchia l'eterogeneità spaziale del seston, con una concentrazione in centro lago (Ghiffa) di 1.26 mgC l^{-1} e valori vicini a questo in tutta la porzione sud del lago.

In accordo con quanto emerso dall'esame del seston, anche la distribuzione spaziale del POC (Fig. 4.2.7) è risultata nel 2010 caratterizzata da valori elevati nelle porzioni centrali e meridionali del lago, presentando un gradiente di concentrazione crescente lungo l'asse nord-sud del lago di circa $100 \mu\text{g l}^{-1}$. Il POC è risultato, come in passato (Bertoni et al. 1992), di origine prevalentemente autoctona essendo sempre correlato ai popolamenti fitoplanctonici.

Anche la frazione proteica del particolato, descritta dalla distribuzione spaziale del PON (Fig. 4.2.8) ha rispecchiato l'eterogeneità spaziale del POC.

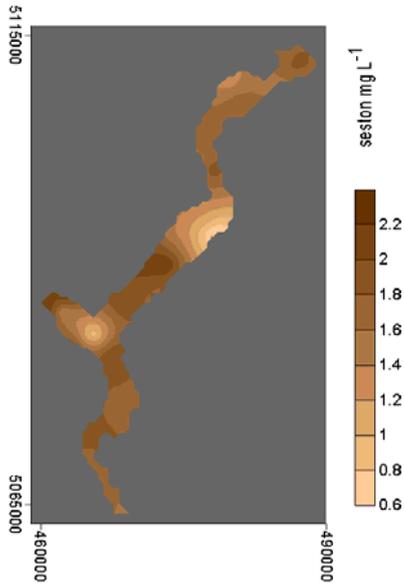


Fig. 4.2.5. Distribuzione spaziale del seston, luglio 2010.

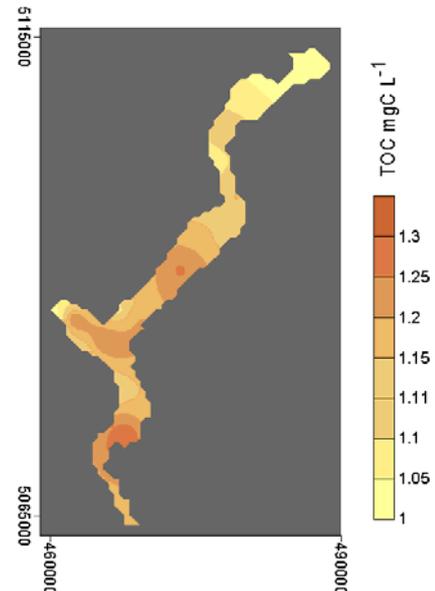


Fig. 4.2.6. Distribuzione spaziale del TOC, luglio 2010.

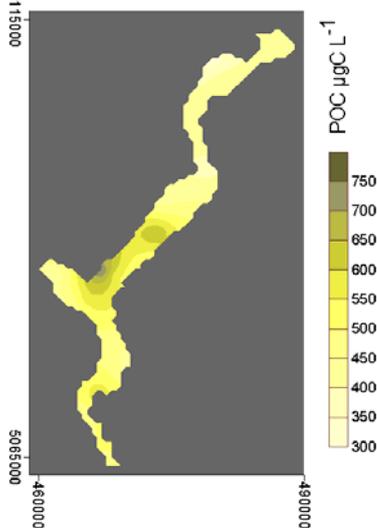


Fig. 4.2.7. Distribuzione spaziale del POC, luglio 2010.

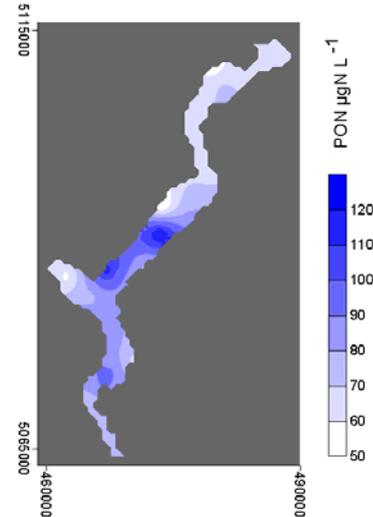


Fig. 4.2.8. Distribuzione spaziale del PON, luglio 2010.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2010, una eterogeneità della loro distribuzione più pronunciata rispetto al precedente anno e, pur mantenendosi il gradiente di concentrazione crescente da nord a sud che supporta l'ipotesi di una maggior produttività della porzione meridionale del Lago Maggiore, si sono avute concentrazioni relativamente elevate di seston e di sostanza organica anche nella porzione centrosettentrionale del lago.

Metodologie: il materiale particolato è concentrato per filtrazione di un volume noto di campione su filtri in fibra di vetro con porosità nominale di 1µm, precombusti a

450°C, previa rimozione con rete da 126 µm del particolato 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).

BIBLIOGRAFIA

Bertoni, R. & C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. In: R. de Bernardi, R. Pagnotta and A. Pignetti (Eds). *Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 52: 191-205.

Bertoni, R., R. Piscia & C. Callieri. 2004. Horizontal heterogeneity of seston, organic carbon and picoplankton in the photic zone of Lago Maggiore, Northern Italy. *J.Limnol.*, 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 2010 i popolamenti batterici eterotrofi presenti dello strato 0-20m (Fig. 4.3.1) hanno presentato una evoluzione stagionale dell'abbondanza con minimi inferiori e massimi superiori a quelli raggiunti nel triennio precedente. Considerando gli ultimi 4 anni si nota un trend di diminuzione delle abbondanze batteriche nello strato 20-370m corrispondente alla zona afotica dell'ipolimnio, mentre nello strato 0-20m tale trend non è visibile. Il numero massimo di batteri nello strato 0-20m ($6.9 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$) è stato raggiunto il 20 luglio 2010 ed il minimo ($1.3 \times 10^6 \text{ cell ml}^{-1}$) il 17 febbraio 2010. Il numero di batteri nello strato 20-370m è di quasi 6 volte inferiore a quello della zona 0-20m corrispondente alla zona eufotica del lago.

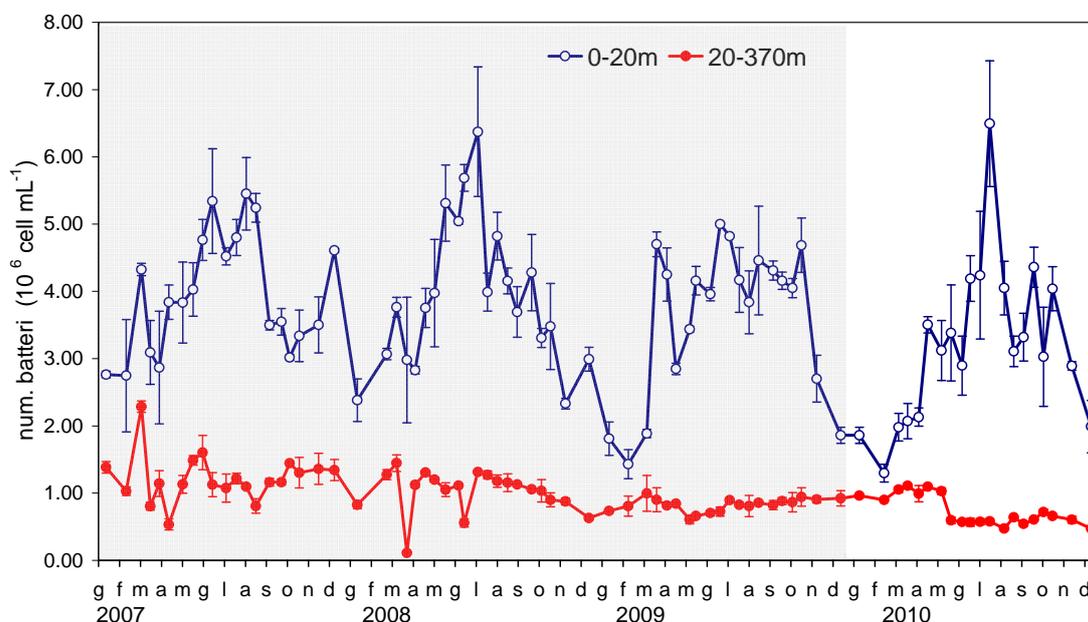


Fig. 4.3.1. Variazione del numero totale di batteri nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore nel 2010 a confronto con l'abbondanza rilevata nel 2007-2009 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Anche nel 2010 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 2007-2009 per facilitare il confronto. Dall'esame della figura emerge che il 2010 è stato caratterizzato da volumi cellulari diversi nella zona fotica (0-20m) ed afotica (20-350m) confermando una situazione già descritta negli altri anni. Il biovolume cellulare medio più elevato è stato misurato nei campioni della zona afotica (media dell'anno: $0,165 \mu\text{m}^3 \text{ cell}^{-1}$) mentre i biovolumi dei batteri della zona fotica sono significativamente più piccoli (media annuale: $0,120 \mu\text{m}^3 \text{ cell}^{-1}$). L'analisi statistica effettuata sui dati del 2010 ha

infatti confermato l'esistenza di una differenza dimensionale significativa ($P < 0.05$) tra i popolamenti batterici delle due zone. Il carbonio batterico, valutato con il fattore di conversione di Norland (1993) dal biovolume arriva ad essere una frazione importante di tutta la sostanza organica particellata (POC) presente nelle acque del Lago Maggiore. Il carbonio batterico risulta essere, nel 2010, il 32% ed il 41% del POC nella zona 0-20m e 20-370m rispettivamente. Il carbonio organico particellato della zona ipolimnetica risulterebbe essere composto per un 60% da detrito e per un 40% da batteri (picoprocariti). Inoltre la differenza dimensionale dei batteri tra la zona 0-20m e 20-370m evidenziata fornisce, quale che ne sia la causa, l'indicazione di un persistente elemento di biodiversità tra i popolamenti batterici superficiali e profondi del Lago Maggiore che merita di essere ulteriormente valutato ed indagato per le sue possibili implicanze ecologiche e per gli effetti che su di esso possono avere le modificazioni climatiche in atto. Le condizioni fisico-chimiche dell'ipolimnio profondo del Lago Maggiore si sono rivelate elementi strutturanti le nicchie di biodiversità microbica (Bertoni et al. 2010).

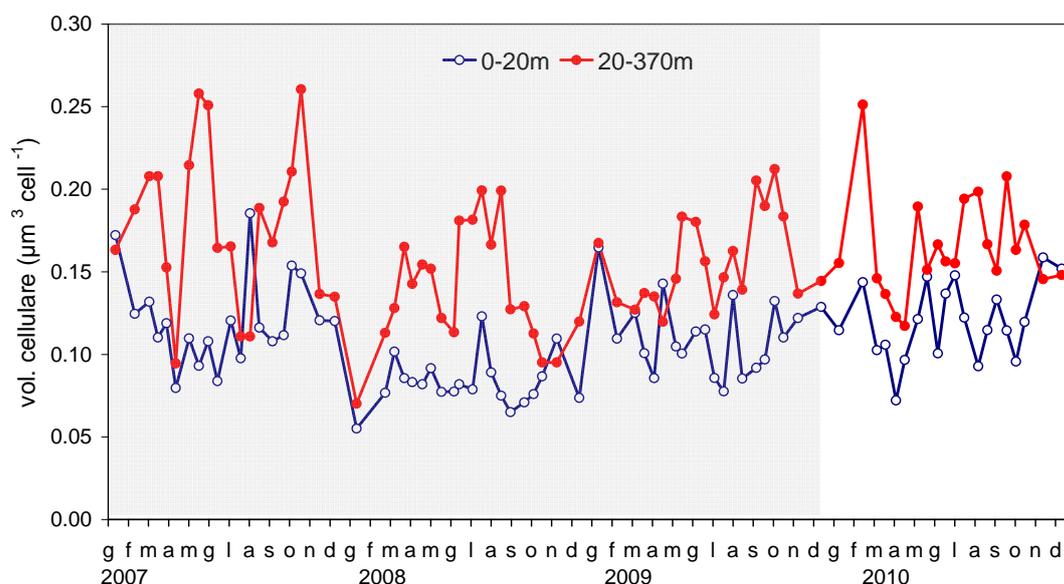


Fig. 4.3.2. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nelle zone 0-20m e 20-370m del Lago Maggiore nel 2010 a confronto con il biovolume medio rilevato dal 2007 al 2009.

4.3.2. Distribuzione orizzontale

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton, la sua abbondanza cresce secondo un gradiente nord-sud (Fig. 4.24) come già è emerso nell'anno precedente. Il numero di batteri, facendo una media delle stazioni più a nord (P1, P2, P3, P4, L1, L2, L3, L4) e di quelle più a sud (P11, P12, L13, L14, L15), è di 3.1 e 4.5×10^6 batt ml^{-1} , rispettivamente. In particolare le abbondanze batteriche più elevate tra le stazioni litorali si sono registrate alla stazione L13 (di fronte al fiume

Bardello) dove si sono raggiunti i 5.3×10^6 batt mL^{-1} e tra quelle pelagiche alla stazione P8 nel Bacino Borromeo con 4.7×10^6 batt mL^{-1} .

Anche il carbonio delle cellule batteriche (Fig. 4.25) 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 del Lago Maggiore arrivando ad essere il 20% ed il 26% del POC nelle stazioni pelagiche e litorali rispettivamente.

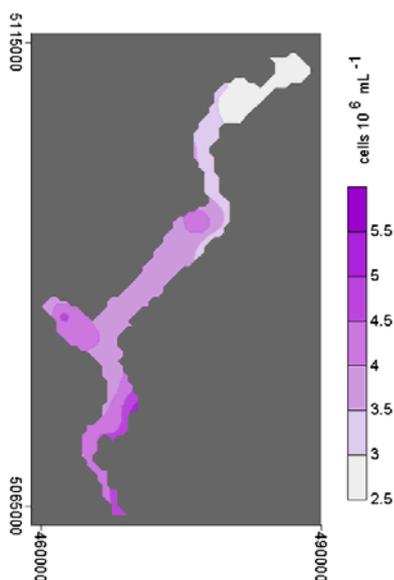


Fig. 4.24. Distribuzione spaziale del numero di batteri eterotrofi (10^6 cellule mL^{-1}).

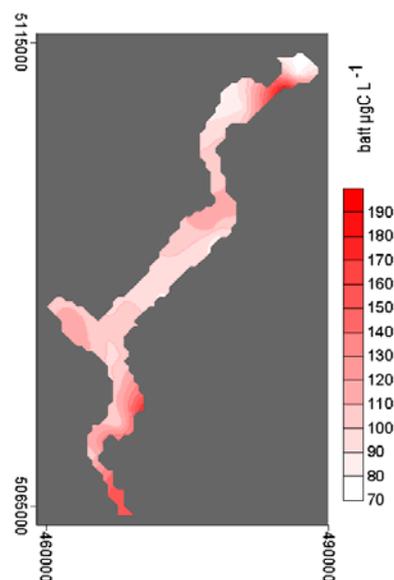


Fig. 4.25. Distribuzione spaziale del carbonio organico batterico ($\mu\text{gC L}^{-1}$).

E' interessante notare che in una stazione litorale svizzera della parte nord del lago (L1) il carbonio batterico rappresenta il 50% del POC totale, proprio in una zona del lago con minore concentrazione di POC e di batteri. Infatti in questa zona del lago si sono misurati i biovolumi cellulari più elevati ($0.47 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$ rispetto ad una media di $0.16 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$). E' estremamente importante a questo punto della ricerca studiare la composizione del popolamento batterico per individuare anomalie nella diversità lungo un gradiente orizzontale e verticale del lago. Questo permetterebbe di capire la diversa funzione della comunità batterica delle zone del lago che da queste ricerche sono risultate rappresentare nicchie estremamente diverse e particolari.

In conclusione, si possono individuare nel Lago Maggiore una zona più settentrionale con un più modesto popolamento batterico. Questa va gradatamente sfumando in una zona meridionale ove i parametri caratterizzanti la catena alimentare microbica assumono valori più elevati. Allo stato attuale questo gradiente non va visto tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come un gradiente di vulnerabilità dell'ecosistema. È quindi importante continuare questo monitoraggio per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

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

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

BIBLIOGRAFIA

- Norland, S. 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria. In Kemp, P., Sherr, B., Sherr, E. and Cole J. (eds), *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology* Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 303-308.
- Porter, K.G. & Y.S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25: 943-948.
- Bertoni, R., W. Ambrosetti & C. Callieri. 2010. Physical constraints in the deep hypolimnion of a subalpine lake driving planktonic *Bacteria* and *Archaea* distribution. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1: 85-96.

5.0 IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI

5.1 Chimica lacustre

5.1.1. Chimismo di base

I campionamenti nel punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) nel 2010 sono stati eseguiti con frequenza mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I prelievi hanno riguardato le profondità 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. In data 15 Marzo e 15 Settembre si sono effettuati inoltre dei prelievi (superficie, -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 Ghiffa.

I valori di pH, conducibilità ed il bilancio ionico delle due stazioni sono riportati in tabella 5.1, dove vengono messi a confronto i dati relativi all'ultimo quinquennio. Tutti i dati fanno riferimento al campionamento di marzo, in corrispondenza della massima estensione verticale del mescolamento tardo invernale, e si riferiscono a valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo.

Tab. 5.1 Bilancio ionico (meq l⁻¹), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; μS cm⁻¹) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa nel quinquennio 2006-2010.

	GHIFFA					LESA				
	13.03.06	12.03.07	10.03.08	16.03.09	16.03.10	14.03.06	13.03.07	11.03.08	17.03.09	15.03.10
HCO ₃ ⁻	0,82	0,83	0,83	0,82	0,84	0,82	0,82	0,83	0,82	0,83
SO ₄ ⁼	0,63	0,61	0,61	0,61	0,62	0,63	0,61	0,64	0,61	0,61
Cl ⁻	0,07	0,08	0,07	0,08	0,08	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09
NO ₃ ⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Σ anioni	1,58	1,58	1,57	1,57	1,60	1,58	1,58	1,61	1,57	1,58
Ca ⁺⁺	1,13	1,16	1,15	1,14	1,12	1,16	1,17	1,15	1,13	1,13
Mg ⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30
Na ⁺	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,12	0,13	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	1,60	1,63	1,63	1,62	1,60	1,63	1,65	1,64	1,61	1,61
Σ ioni	3,18	3,21	3,20	3,19	3,20	3,21	3,23	3,25	3,19	3,19
pH	7,45	7,49	7,38	7,41	7,40	7,42	7,56	7,54	7,56	7,52
Cond.	148	150	153	152	152	150	150	154	151	153

Entrambe le stazioni mostrano una composizione chimica di base sostanzialmente stabile nel tempo. Sia le concentrazioni ioniche che i valori di pH e conducibilità non variano infatti in modo significativo da un anno all'altro. Anche il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale è rimasto pressoché invariato nel 2010 rispetto agli anni precedenti, con calcio e bicarbonati a rappresentare più del 60%, seguiti da solfati, magnesio e sodio (rispettivamente 19, 10 e 4%), mentre il contributo di nitrati, cloruri e potassio è attorno all'1-2% del totale. Una variazione, seppur contenuta, riguarda sia le concentrazioni che il contributo percentuale dei cloruri, che

mostrano una lieve tendenza all'aumento negli ultimi anni (da 0,06 a 0,08 meq L⁻¹ come concentrazioni medie alla circolazione).

I dati della tabella 5.1 evidenziano inoltre un chimismo del tutto simile nelle due stazioni considerate, quella di centro lago, a Ghiffa, e quella nella zona meridionale, a Lesa. Anche considerando i dati del campionamento di settembre, in condizioni di stratificazione, si può osservare come i profili delle principali variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m di profondità siano pressoché corrispondenti nelle due stazioni. Si riscontra una lieve differenza solo per i valori di fosforo totale, leggermente più elevati a Lesa, sia in superficie (9 µg P l⁻¹ rispetto a 7 µg P l⁻¹ a centro lago) che a 100 m di profondità (11 µg P l⁻¹ rispetto a 9 µg P l⁻¹) (Fig. 5.1).

Il confronto tra queste due stazioni sembra quindi dimostrare una scarsa variabilità spaziale nel chimismo delle acque lacustri. Questo tema viene ripreso nel paragrafo sulla distribuzione orizzontale (5.1.4), dove la stazione di centro lago è messa a confronto con più punti di campionamento.

La figura 5.2 mostra i valori medi di pH ed ossigeno misurati nello strato epilimnico (0-25 m) della stazione di Ghiffa nel periodo 2001-2010. Gli andamenti stagionali di queste variabili sono fortemente influenzati dai processi biologici che avvengono nelle acque superficiali (fotosintesi e respirazione da parte delle alghe fitoplanctoniche) così come delle dinamiche di mescolamento delle acque: i massimi vengono sempre rilevati nei mesi estivi, quando predomina la produzione da parte del fitoplancton, mentre i minimi caratterizzano i mesi invernali (Fig. 5.2).

Rispetto agli ultimi anni (2008-2009), caratterizzati da valori leggermente inferiori alla media sia di pH che di ossigeno nei mesi estivi, nel 2010 i valori sono risultati in linea con quelli del periodo 2001-2007, raggiungendo in luglio i massimi di 8,33 unità di pH e 113% di saturazione di ossigeno. Anche i minimi invernali (7,44 e 82% rispettivamente per pH e ossigeno nel mese di febbraio) sono stati del tutto simili a quelli registrati nell'ultimo decennio (Fig. 5.2). Nel complesso la variabilità interannuale di entrambe le variabili è stata più accentuata nel 2010 rispetto a 2008 e 2009, anni che erano stati caratterizzati da basse temperature primaverili e quindi da un probabile ridotto sviluppo del fitoplancton.

Nelle figure 5.3 e 5.4 sono riportati gli andamenti di alcalinità e conducibilità, in epilimnio e nell'intero lago, nel periodo 2001-2010. I valori epilimnici mostrano un'accentuata variabilità stagionale, con massimi primaverili seguiti da minimi estivi sia per alcalinità che conducibilità. Questo andamento dipende dal fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio: l'aumento della temperatura, che riduce la solubilità dei carbonati, e delle concentrazioni di soluti nei mesi estivi (giugno-luglio) determina una precipitazione e quindi un brusco calo delle concentrazioni di diversi soluti, principalmente calcio, carbonati e bicarbonati; trattandosi degli ioni che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale, si osserva anche una riduzione del valore di conducibilità (Figg 5.3 e 5.4). I valori medi sulla colonna d'acqua, rappresentando un integrale di quanto succede dalla superficie al fondo, non sono influenzati da questo fenomeno e presentano quindi una scarsa variabilità stagionale. Di conseguenza, permettono di osservare meglio eventuali tendenze a lungo termine.

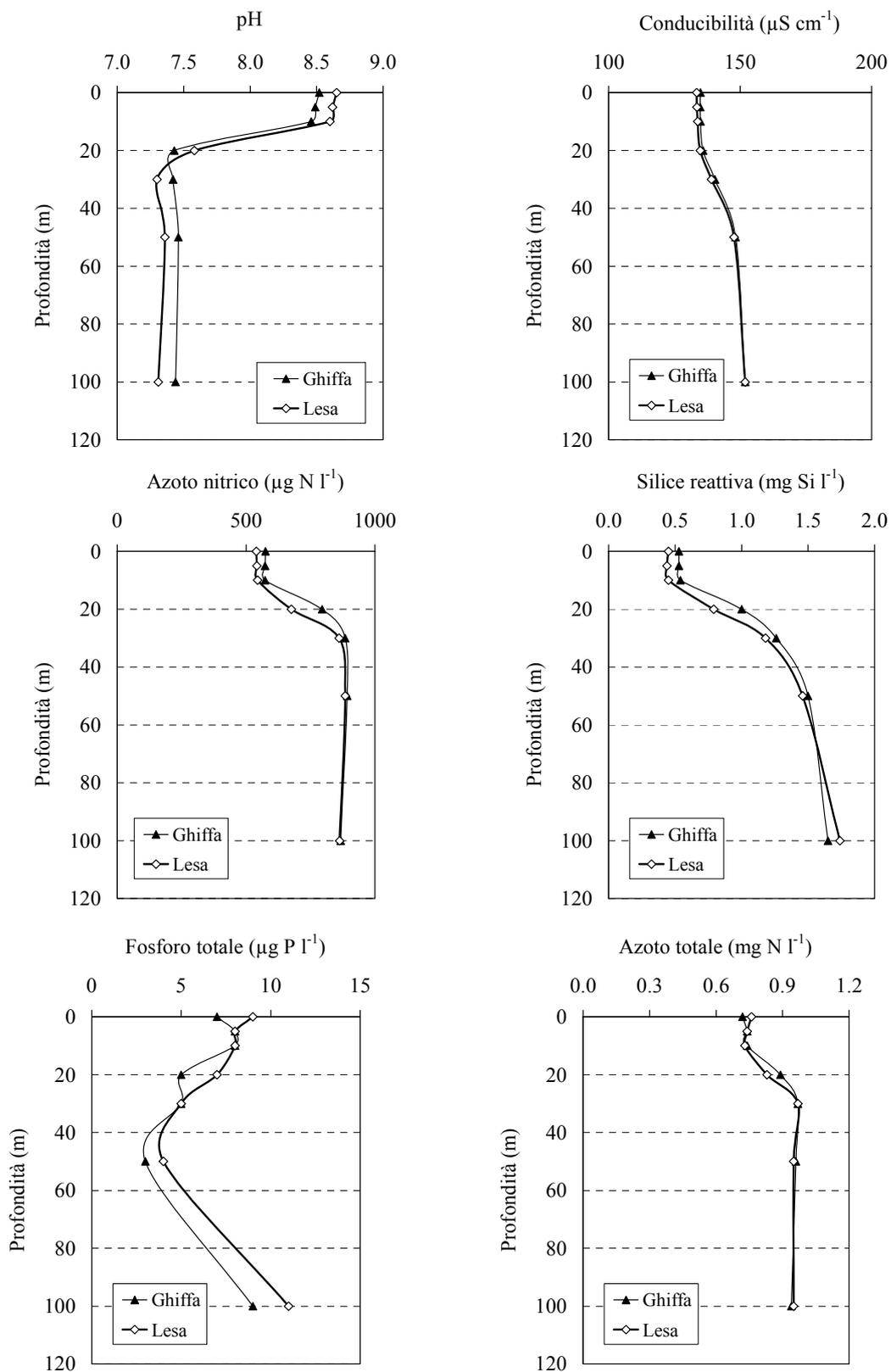


Fig. 5.1 Profili di alcune variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m nelle stazioni di Ghiffa e Lesa rilevati nei campionamenti del 15 settembre 2010.

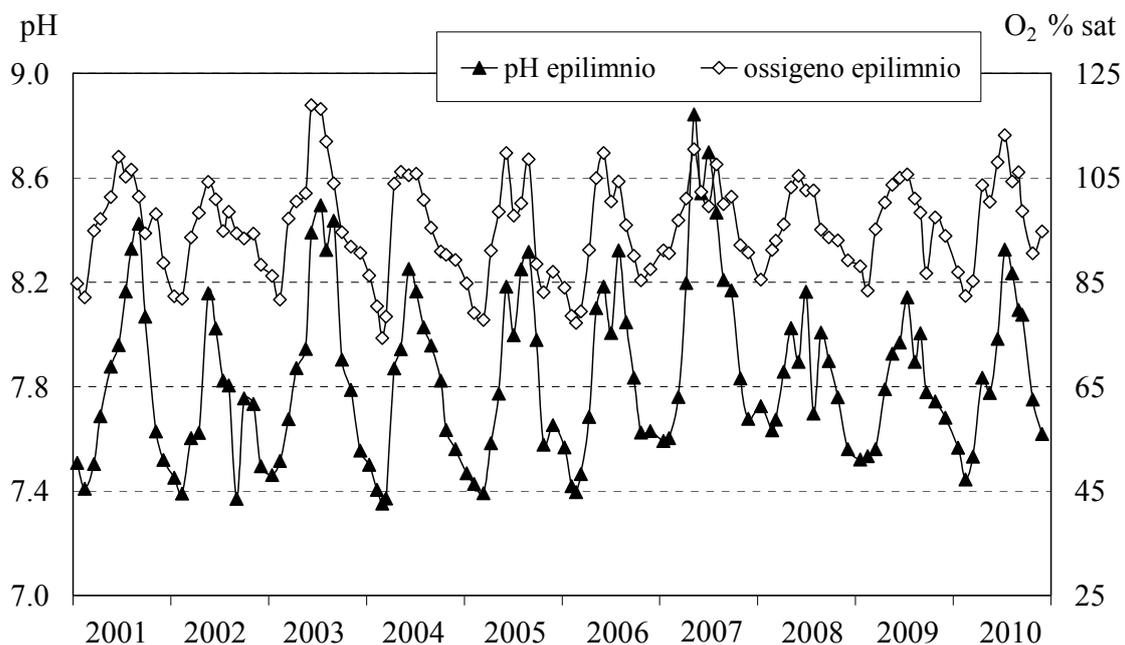


Fig. 5.2 Lago Maggiore nel periodo 2001-2010: pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnio (0-25 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nel 2010 i massimi primaverili in epilimnio hanno raggiunto rispettivamente i valori di $0,83 \text{ meq l}^{-1}$ e $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ per alcalinità e conducibilità; i minimi, registrati a luglio, sono stati pari a $0,73 \text{ meq l}^{-1}$ e $129 \mu\text{S cm}^{-1}$ rispettivamente. L'escursione interannuale dei valori nel complesso è stata più contenuta rispetto al 2009, quando i minimi estivi erano stati particolarmente accentuati, probabilmente a causa delle abbondanti precipitazioni.

La tendenza evolutiva, ben evidenziata dai valori medi sulla colonna, mostra un aumento per i valori di conducibilità, particolarmente evidente nel periodo 2001-2008 (da $140\text{-}145$ a $150\text{-}152 \mu\text{S cm}^{-1}$); nell'ultimo biennio questa tendenza sembra essersi in parte arrestata, con valori stabilmente attorno a $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig. 5.4); per valutare correttamente i trend in atto sarà comunque necessario proseguire l'aggiornamento delle serie storiche di dati, non limitandosi a pochi anni che potrebbero aver risentito in misura maggiore di particolari condizioni meteorologiche.

L'aumento dei valori di conducibilità potrebbe dipendere da una maggior concentrazione di soluti nelle acque, tra cui sodio e cloruri (vedi Tab. 5.1). La tendenza all'aumento delle concentrazioni di questi soluti interessa anche le acque di alcuni dei maggiori torrenti tributari del Lago Maggiore, e potrebbe derivare dall'utilizzo di sale utilizzato come antigelo nei mesi invernali, successivamente dilavato dalle precipitazioni e convogliato alle acque superficiali.

Nel caso dell'alcalinità, nell'ultimo decennio non si osserva alcuna tendenza all'aumento dei valori, che sono rimasti compresi tra $0,78$ e $0,83 \text{ meq l}^{-1}$ (Fig. 5.3).

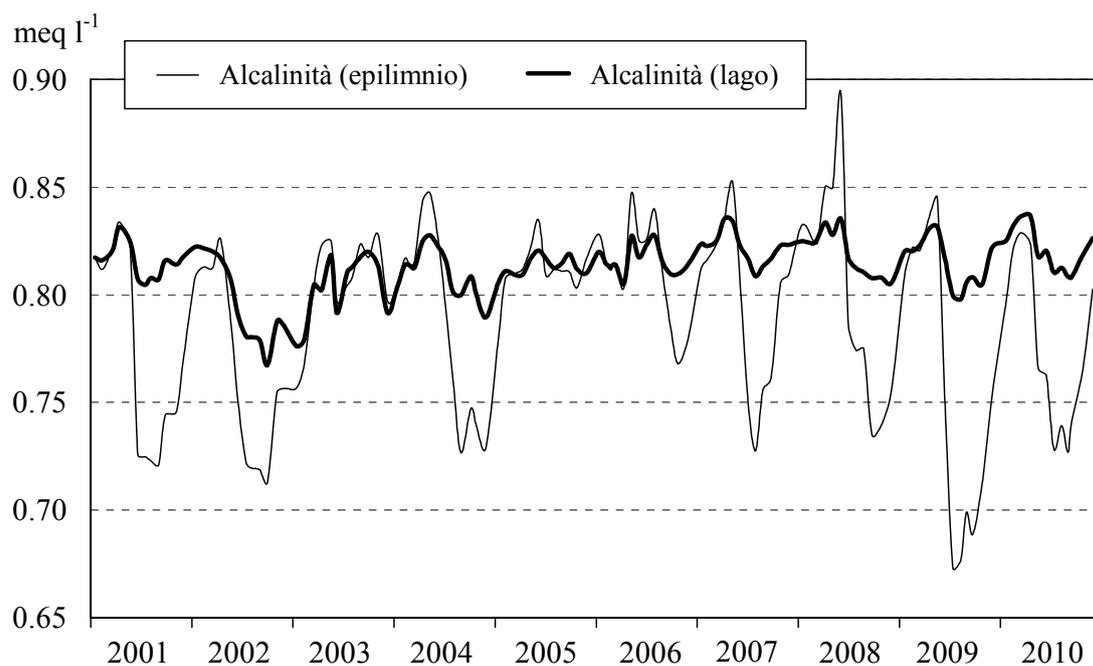


Fig. 5.3 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2001–2010 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

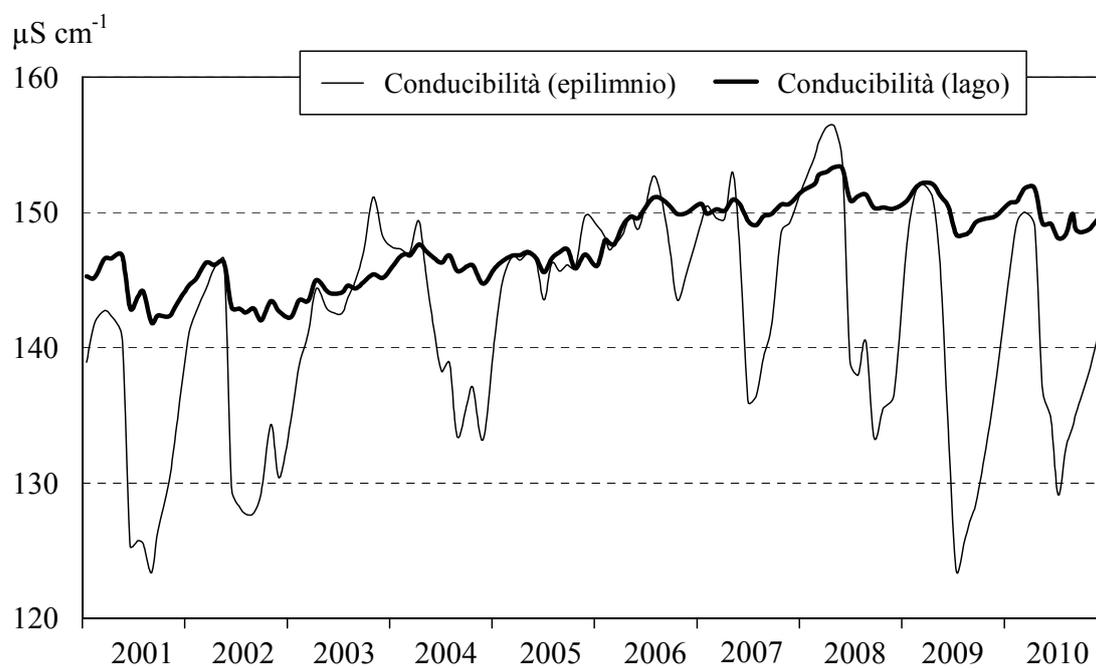


Fig. 5.4 Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2001–2010 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Considerando però tutta la serie di dati disponibili (dal 1978), riportata in figura 5.5, si può osservare come entrambe le variabili abbiano visto un aumento dei valori medi annui nelle acque lacustri, passando da circa 0,75 a 0,82 meq l⁻¹ e da 140 a 150 μS cm⁻¹ per alcalinità e conducibilità rispettivamente (Fig. 5.5).

I valori medi di sodio e cloruri nelle acque lacustri sono passati rispettivamente da 2,1-2,2 mg Na l⁻¹ e 1,8-2,0 mg Cl l⁻¹ nella metà degli anni '80 agli attuali valori di circa 3,0 mg Na l⁻¹ e 2,8 mg Cl l⁻¹. Considerando la conducibilità specifica a diluizione infinita dei due ioni (46 e 68 S cm² eq⁻¹ a 20 °C) ed il loro aumento di concentrazione in un periodo di 25 anni, pari per entrambi a circa 1 mg l⁻¹, l'aumento di conducibilità attribuibile a questi due ioni risulta pari a circa 4 μS cm⁻¹, rispetto ad un aumento complessivo di 10 μS cm⁻¹ (Fig. 5.5). La parte restante dell'aumento di conducibilità è attribuibile a calcio e alcalinità, aumentati rispettivamente di circa 1mg Ca l⁻¹ e 0,07 meq l⁻¹; per entrambi il contributo all'incremento di conducibilità risulta pari a circa 2,7-2,8 μS cm⁻¹.

Come già discusso nei precedenti rapporti, diverse ipotesi possono essere avanzate per spiegare l'aumento di soluti, tra cui calcio e alcalinità, e quindi della conducibilità delle acque dagli anni '80 ad oggi. Tra queste, una maggior concentrazione dei soluti, in particolare nei mesi estivi, per effetto del riscaldamento degli strati d'acqua superficiali; un maggior apporto di soluti dal bacino a causa di una maggior frequenza ed intensità di eventi di precipitazioni brevi e intense (Ambrosetti et al., 2006); un dilavamento più accentuato di rocce e suoli nei bacini versanti, nelle parti in quota, a causa di una riduzione del periodo di copertura nevosa (Rogora et al., 2003). Tutte le ipotesi necessitano però di un approfondimento, che potrà venire solo dal proseguimento regolare nella raccolta di dati, sia idrochimici che meteorologici ed idrologici, e da una loro analisi congiunta.

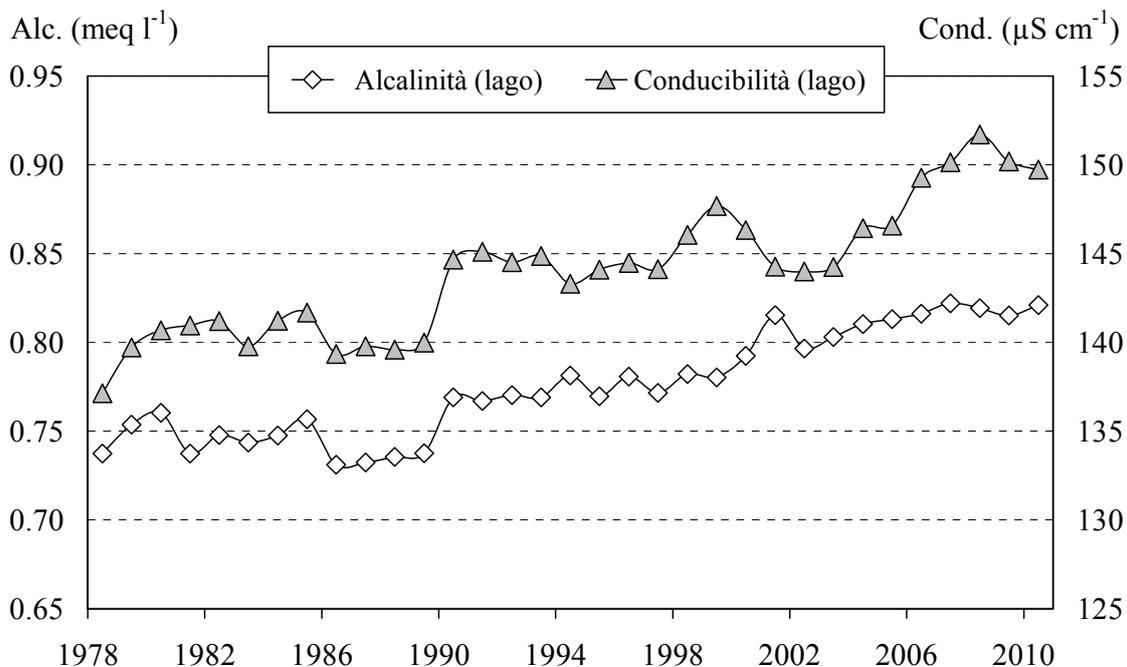


Fig. 5.5 Lago Maggiore: andamento dal 1978 al 2010 dei valori medi annui di conducibilità e alcalinità (valori medi ponderati dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

5.1.2. Composti dell'azoto e del fosforo e silicati

La figura 5.6 riporta i valori medi ponderati sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale nella stazione di Ghiffa nel periodo 2001-2010. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 5.7. Il contenuto di azoto totale delle acque del Lago Maggiore è rappresentato per il 90% dall'azoto nitrico; la parte restante (circa il 10%) è in forma organica, mentre l'azoto nitroso è presente in concentrazioni pressoché trascurabili.

I nitrati nel 2009, come media sulla colonna d'acqua, sono risultati compresi tra 0,86-0,87 mg N l⁻¹ nei mesi invernali e 0,84 mg N l⁻¹ nel periodo estivo. Anche l'azoto totale, rappresentato, come si è detto, prevalentemente dai nitrati, segue un andamento analogo, con massimi invernali (0,96 mg N l⁻¹ a novembre) e minimi in primavera-estate (0,88 mg N l⁻¹). Questo andamento stagionale appare più evidente considerando i dati rilevati in epilimnio (Fig. 5.7), a causa del consumo dei nitrati nei mesi primaverili ed estivi da parte delle alghe fitoplanctoniche.

Nel 2010 si è riscontrato un massimo di azoto totale, pari a 1,0 mg N l⁻¹ come valore medio sulla colonna, nel campionamento di giugno (Fig. 5.6). Un aumento temporaneo dei valori di azoto totale in giugno emerge anche dai dati epilimnici, che evidenziano anche come tale massimo sia da attribuire all'azoto organico (0,19 mg N l⁻¹ a giugno). Si tratta comunque di variazioni contenute, che rientrano nella normale variabilità stagionale dei composti dell'azoto. Osservando i dati dell'intero decennio, si osserva infatti come la variabilità interannuale delle diverse forme di azoto nel 2010 sia stata del tutto simile a quella degli altri anni (Fig. 5.7).

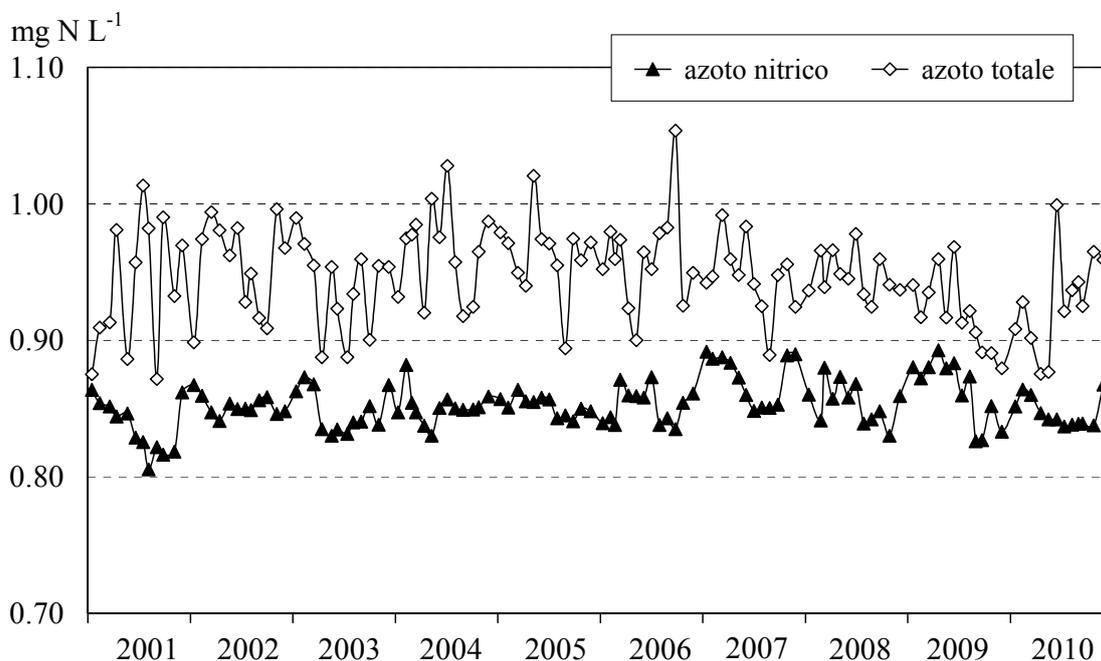


Fig. 5.6. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2001-2010 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

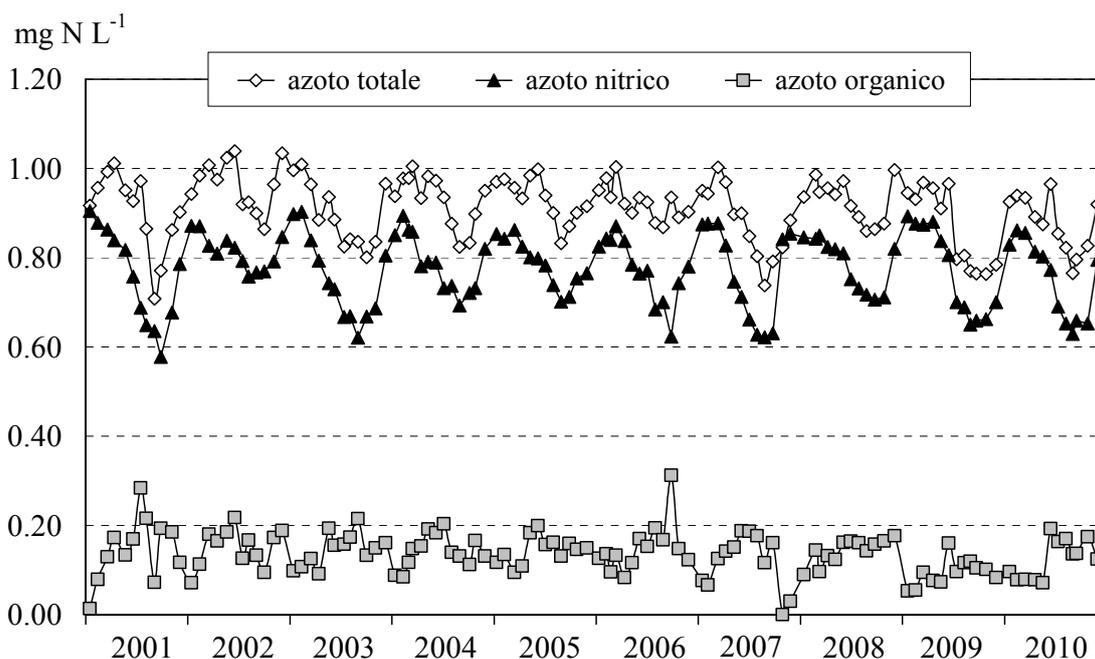


Fig. 5.7 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2001-2010.

Le concentrazioni di azoto nitrico rilevate nella stazione di Lesa sono risultate leggermente inferiori a quelle della stazione di massima profondità nel mese di settembre ($0,54-55 \text{ mg N l}^{-1}$ rispetto a $0,66 \text{ mg N l}^{-1}$ negli strati superficiali), mentre quelle di azoto totale sono risultate simili nelle due stazioni. Anche in marzo non si sono riscontrate differenze sostanziali nei due punti di campionamento.

Le concentrazioni di azoto nitroso, determinato solo nei campionamenti di marzo e settembre, sono state pari rispettivamente a 1 e $5 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ nelle acque epilimniche, risultando pressoché assenti se si considera la media sull'intera colonna d'acqua. Le concentrazioni epilimniche e medie di azoto ammoniacale nel 2010 si sono mantenute al di sotto di 12 e $4 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ rispettivamente. Anche a Lesa si sono misurate basse concentrazioni di azoto nitroso e ammoniacale, con 1 e $3 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ rispettivamente come valori medi sulla colonna in marzo, e valori compresi tra 1 e $7 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ e tra 2 e $6 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$ in settembre.

La figura 5.8 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel decennio 2001-2010. I dati del 2010 confermano quanto evidenziato negli ultimi anni, e cioè una sostanziale stabilità dei livelli di fosforo tra 6 e $8 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ per la forma reattiva e tra 8 e $11 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ per il totale. Le concentrazioni medie annue, che concorrono a definire il livello trofico del lago, nel 2010 sono risultate pari a 7 e $10 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua, 3 e $7 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ nelle acque epilimniche e 8 e $10 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ in ipolimnio, valori pressoché identici a quelli degli ultimi anni.

Anche nella stazione di Lesa si sono misurati livelli di fosforo reattivo e totale sempre al di sotto di 8 e $11 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente, e l'andamento verticale del fosforo totale è risultato del tutto simile a quello della stazione di massima profondità (Fig. 5.1).

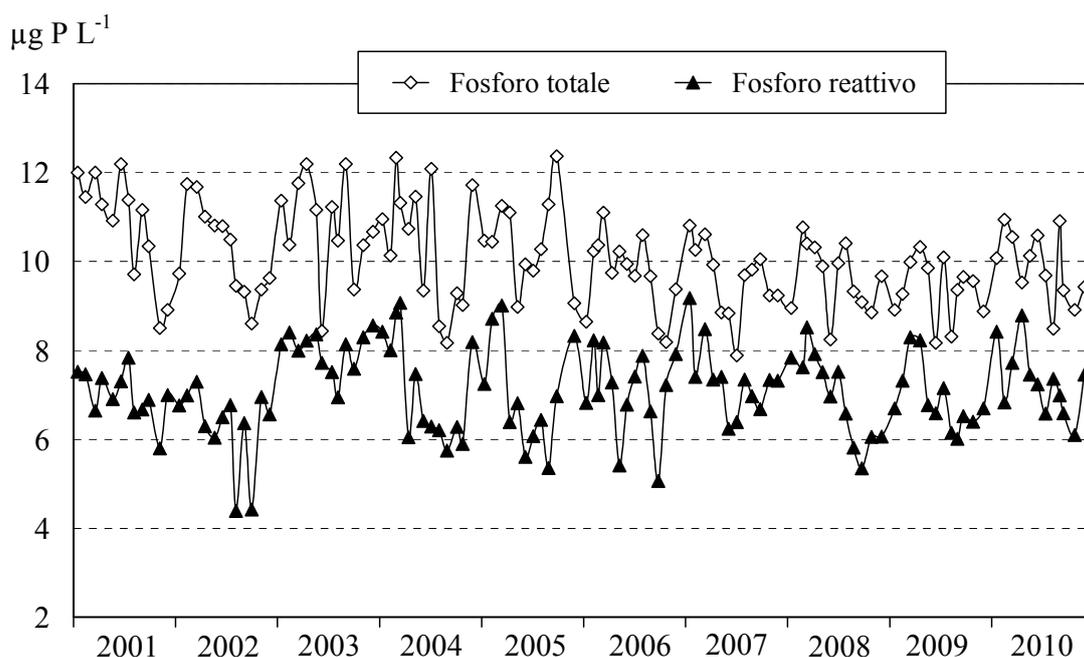


Fig. 5.8 Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2001-2010 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Dopo il raggiungimento di una condizione di oligotrofia già dagli anni '90, i dati degli ultimi anni (2006-2010) evidenziano un ulteriore miglioramento per quanto riguarda i livelli di fosforo, con livelli di fosforo totale al di sotto di $11 \mu\text{g P l}^{-1}$ in tutti i mesi dell'anno. Come discusso nel capitolo 5.2 i carichi di fosforo veicolati a lago nel 2010 sono risultati pressoché identici a quelli del 2009, e comunque al di sotto delle 200 t a^{-1} , soglia che si può ritenere compatibile con il mantenimento di uno stato di oligotrofia delle acque lacustri.

La figura 5.9 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati reattivi. Le concentrazioni medie annue di questa variabile in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2010 sono state pari rispettivamente a $0,96$, $1,66$ e $1,56 \text{ mg Si l}^{-1}$. I silicati presentano un'accentuata variabilità stagionale, con massimi invernali e minimi in estate, a causa del consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche appartenenti al gruppo delle diatomee. Rispetto al 2009, in cui la diminuzione estiva dei valori era stata poco accentuata, nel 2010 l'andamento stagionale è risultato nella norma, con valori epilimnici compresi tra $1,43$ - $1,49 \text{ mg Si l}^{-1}$ in febbraio-marzo e $0,50 \text{ mg Si l}^{-1}$ in luglio-agosto (Fig. 5.9).

Nel complesso i valori medi a lago di silicati nell'ultimo decennio sono rimasti stabili o sono leggermente diminuiti a partire dal 2003-2004 (Fig. 5.9). Le concentrazioni erano temporaneamente aumentate negli anni tra il 2000 ed il 2002, a causa probabilmente di una mobilitazione della riserva lacustre di materiali silicei a seguito delle piene. Nel valutare la variabilità sia stagionale che interannuale dei silicati bisogna ad ogni modo tenere in considerazione le condizioni meteo-climatiche, che a loro volta condizionano lo sviluppo delle alghe fitoplanctoniche.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nel campionamento di marzo sono state pari rispettivamente a $1,43 \text{ mg Si l}^{-1}$, leggermente inferiori quindi a quelle della stazione di Ghiffa ($1,60 \text{ mg Si l}^{-1}$ nello stesso periodo). In

settembre a Lesa si sono misurati valori compresi tra 0,45 mg Si l⁻¹ in superficie e 1,70 mg Si l⁻¹ alla profondità di 100 m, del tutto simili a quelli della stazione di centro lago, come evidenziato anche dal confronto dei profili (Fig. 5.1). Per una discussione più approfondita sulla variabilità spaziale dei silicati si rimanda al paragrafo 5.1.4.

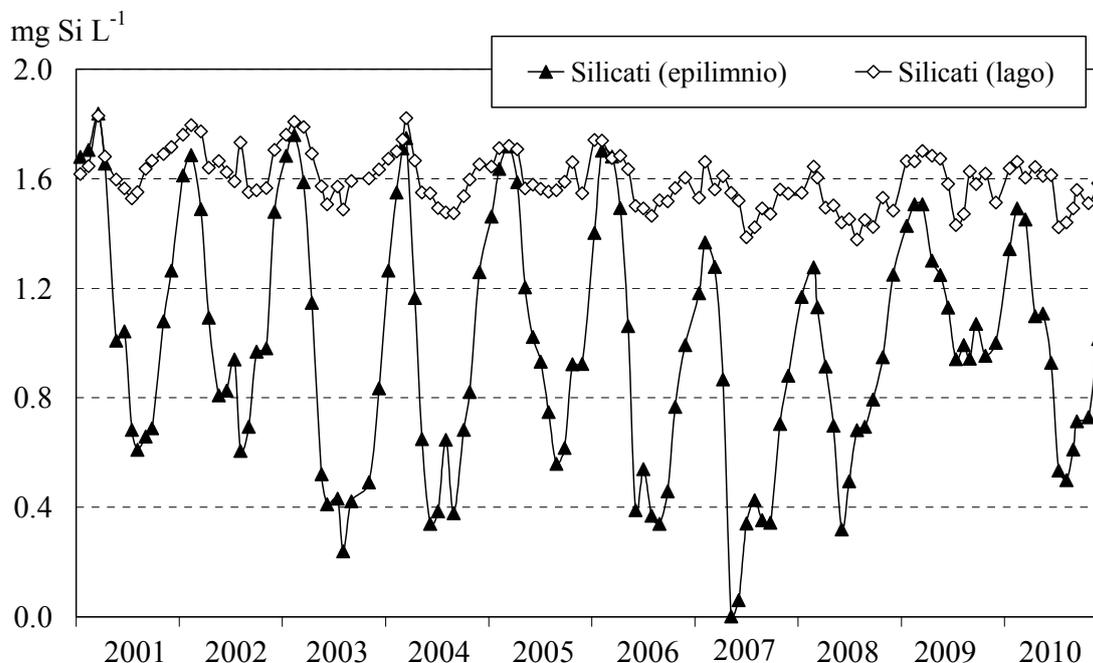


Fig. 5.9 Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2001-2010.

5.1.3 Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2001-2010 è riportato nelle Figure 5.10 e 5.11, che si riferiscono rispettivamente allo strato al di sotto dei 200 m di profondità ed all'intero ipolimnio (25-370 m).

I dati relativi al 2010 sono risultati in linea con quelli del biennio precedente. Dopo un temporaneo aumento dei valori nel periodo tra il 2004 ed il 2007, le concentrazioni di ossigeno si sono infatti riportate su valori simili a quelli del 2002-2003. Nel 2010 il contenuto medio nelle acque al di sotto dei 200 m, che rimangono generalmente segregate dalla massa d'acqua sovrastante, è stato compreso tra 7,1 e 7,9 mg O₂ l⁻¹, con una percentuale di saturazione corrispondente del 59-66% (Fig. 5.10). I valori corrispondenti per l'intero ipolimnio sono stati 8,1-8,8 mg O₂ l⁻¹ e 69-74% (Fig. 5.11).

Si tratta nel complesso di valori abbastanza elevati, che confermano il buon livello di ossigenazione delle acque profonde. Questo giudizio positivo si può estendere a tutto il periodo 2001-2010, in quanto i livelli di ossigeno si sono sempre mantenuti al di sopra di 7,0 mg O₂ l⁻¹ (60% di saturazione) nello strato 200-370 m (Fig. 5.10) e di 8,0 mg O₂ l⁻¹ (65% di saturazione) nell'intero ipolimnio (Fig. 5.11).

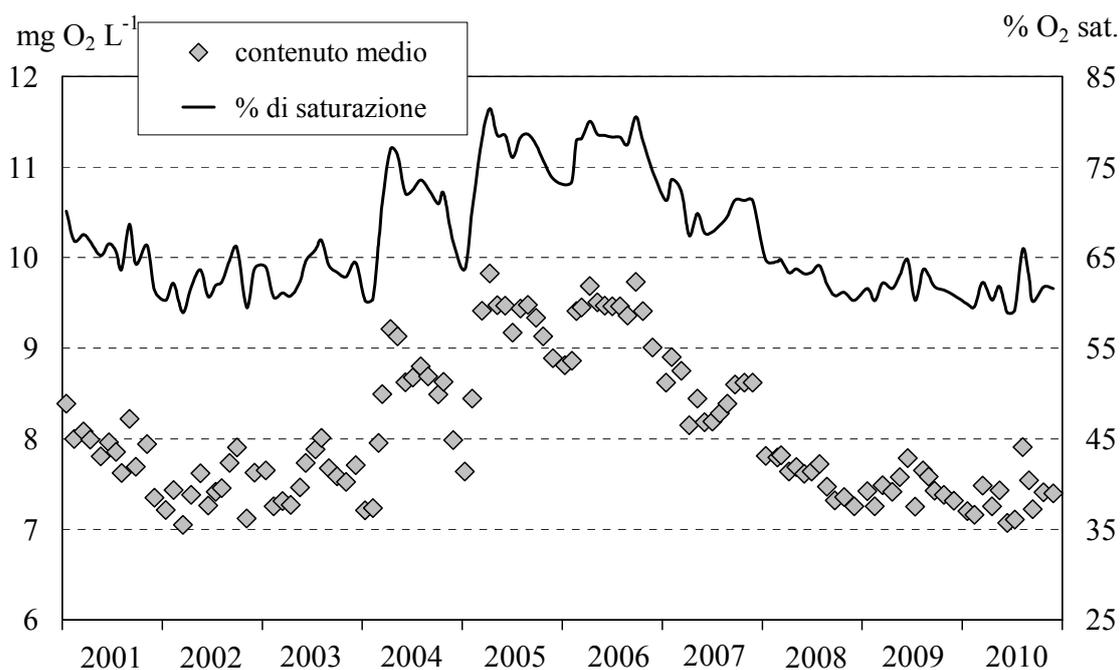


Fig. 5.10 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2001-2010 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

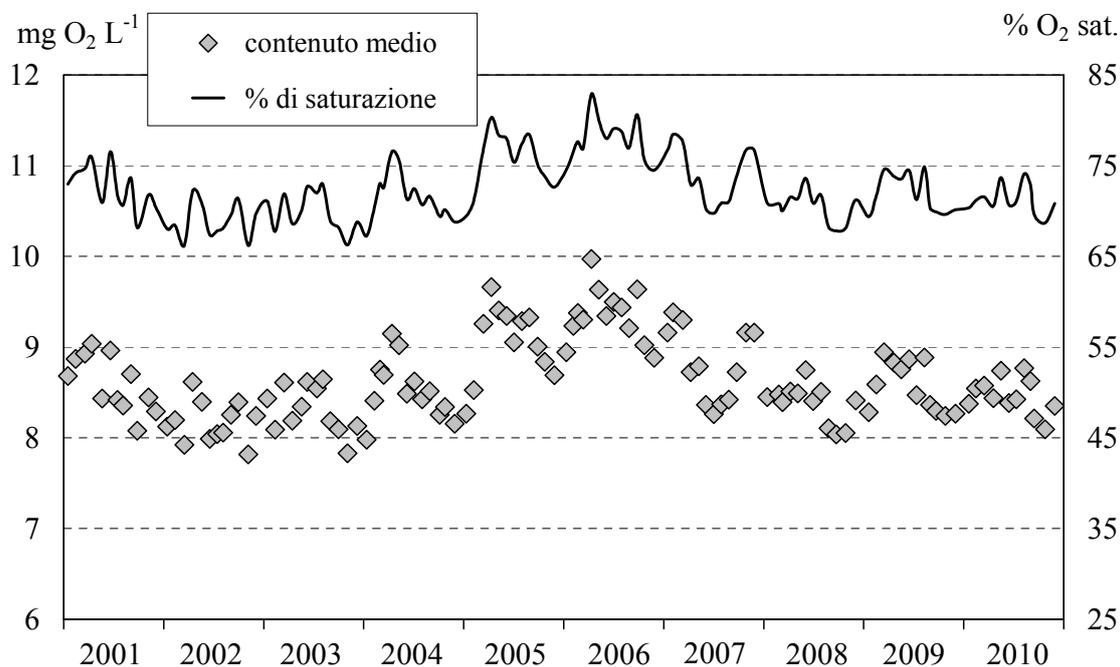


Fig. 5.11 Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2001-2010 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-370 m).

Anche i dati della stazione di Lesa confermano il buon livello di ossigenazione delle acque: nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, infatti, il contenuto di ossigeno è risultato compreso tra 9,5 e 10,6 mg O₂ l⁻¹ (79-89% come percentuale di saturazione) e tra 8,2 e 9,2 mg O₂ l⁻¹ (70-79%), rispettivamente a marzo e settembre.

La massima profondità di mescolamento nel 2010 è stata di circa 100 m, così come nel 2009. Nel biennio precedente (2007-2008) erano stati raggiunti valori di 50 m, mentre il mescolamento si era spinto più in profondità negli anni 2004-2005 (200-250 m), spiegando così l'andamento dei tenori di ossigeno (Figg 5.10 e 5.11). La scarsa ventosità dei mesi tardo invernali che ha caratterizzato gli ultimi anni, accanto a valori di temperatura e radiazione solare superiori alla media, sono stati probabilmente i principali fattori sfavorevoli alla circolazione verticale e quindi alla riossigenazione degli strati profondi.

5.1.4. Variazioni spaziali delle variabili chimiche

Il 27 e 28 luglio 2010 sono stati eseguiti dei campionamenti in 27 stazioni, 12 pelagiche e 15 litorali, queste ultime disposte in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri. Lo scopo era quello di valutare la variabilità spaziale delle principali variabili chimiche nelle acque del Lago Maggiore. Le variabili considerate sono state le seguenti: pH, conducibilità, alcalinità, fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati reattivi, determinate su un campione integrato rappresentativo dello strato 0-20 m. I risultati sono riportati in figura 5.12, mediante delle mappe del lago ottenute con il Software Surfer 7.2 (Golden Software) e utilizzando il *kriging* come tecnica di interpolazione dei dati.

Le variabili chimiche considerate non hanno mostrato una variabilità spaziale particolarmente accentuata, a conferma del fatto che i dati raccolti a centro lago sono adatti sia ad una valutazione complessiva dello stato delle acque che delle tendenze evolutive del chimismo. Mentre però nel 2009 pH, conducibilità e alcalinità avevano presentato un andamento spaziale abbastanza simile, con i valori più elevati nella parte centrale e meridionale del lago, nel 2010 non si osserva alcun gradiente comune: la conducibilità presenta valori massimi nella zona settentrionale, in corrispondenza dell'entrata a lago del Ticino immissario (140 μS cm⁻¹ rispetto a 125-130 μS cm⁻¹ nelle altre zone), mentre pH e alcalinità risultano leggermente più elevate nelle porzioni centro-meridionali del lago (8,4-8,5 e 0,75 meq l⁻¹ rispettivamente, rispetto a 7,8-7,9 e 0,70 meq l⁻¹ nella zona settentrionale). Si tratta comunque di una variabilità contenuta, inferiore ad 1 unità per i valori di pH e attorno a 0,08 meq l⁻¹ per l'alcalinità (Fig. 5.12).

Per quanto riguarda i nutrienti, il fosforo totale ha presentato valori bassi in tutte le stazioni, sempre inferiori a 9 μg P l⁻¹, con l'eccezione del bacino di Lesa dove si sono registrate concentrazioni appena più elevate, comunque non superiori a 11 μg P l⁻¹. La silice ha presentato una distribuzione opposta, con valori più elevati a nord (0,80-0,90 mg Si l⁻¹) e minimi di circa 0,30 mg Si l⁻¹ nelle stazioni, sia litorali che pelagiche, della zona centro-settentrionale. L'accumulo di silice nella parte settentrionale del lago potrebbe derivare dagli apporti elevati di materiali silicei da tributari come Ticino immissario e Maggia.

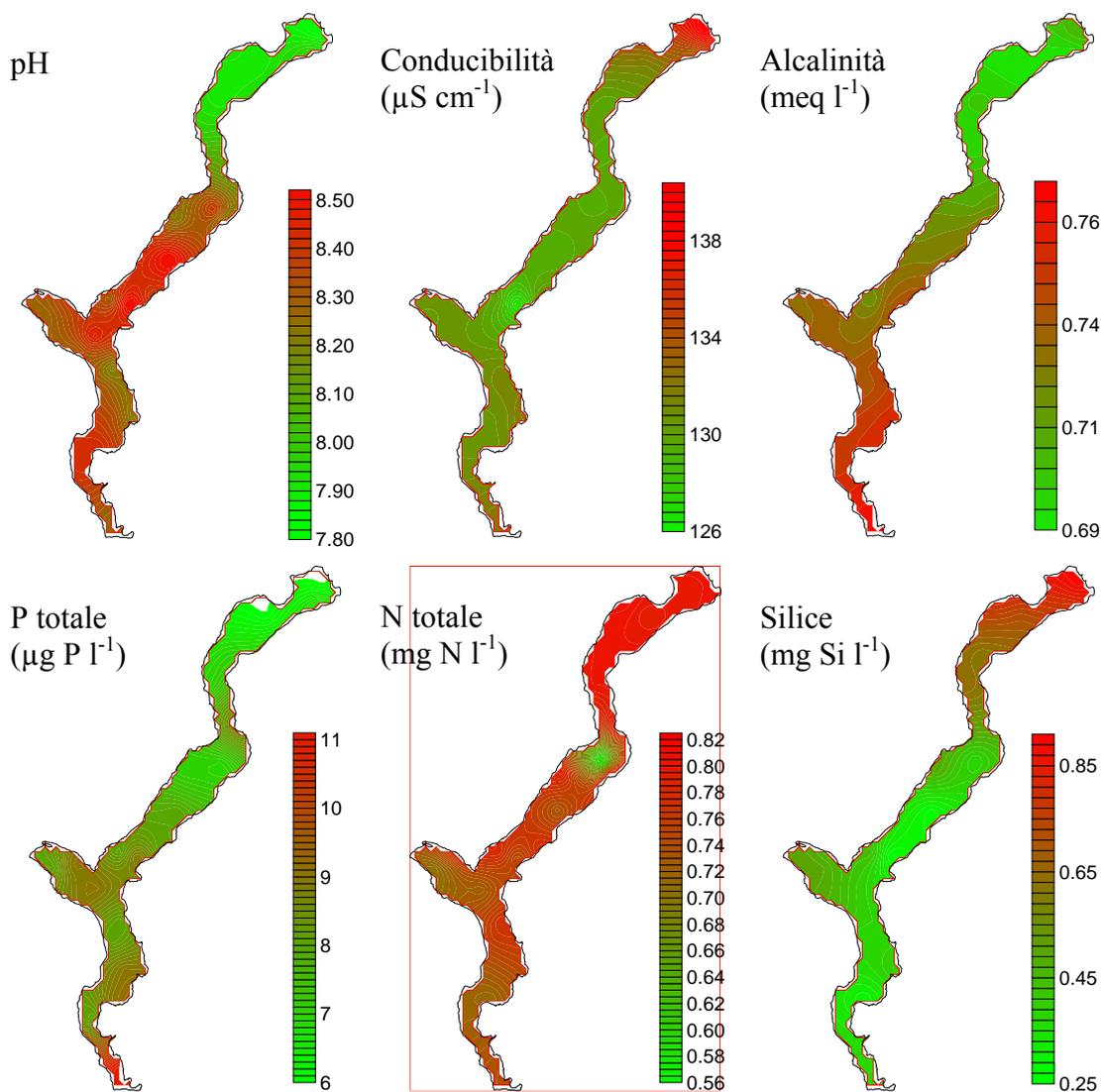


Fig. 5.12 Lago Maggiore, distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche in base ai rilievi eseguiti in 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali il 27-28 luglio 2010 (campioni integrati relativi allo strato 0-20 m).

L'azoto totale infine ha presentato un valore inferiore alla norma in un solo punto ($0,56 \text{ mg N l}^{-1}$ in una delle stazioni pelagiche), mentre le concentrazioni sono risultate pressoché uniformi in tutte le altre stazioni ($0,70\text{-}0,80 \text{ mg N l}^{-1}$) (Fig. 5.12).

Le concentrazioni sia di silice che di fosforo totale nel complesso sono risultate inferiori nel 2010 rispetto all'anno precedente pressoché in tutte le stazioni, probabilmente a causa del fatto che i processi di produzione algale e quindi di consumo dei nutrienti erano ad uno stadio più avanzato nel 2010, quando il campionamento è stato eseguito a fine luglio.

Nell'interpretazione di questi dati bisogna tener conto del fatto che essi si riferiscono ad un unico campionamento eseguito in un preciso momento stagionale, quello della stratificazione estiva, e risentono quindi inevitabilmente della variabilità spaziale dei popolamenti fitoplanctonici, in particolare da fenomeni di fioriture algali a livello locale, oltre che, soprattutto nel caso delle stazioni litorali, dagli apporti a lago dai tributari.

5.2 Apporti chimici dai tributari

5.2.1 Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche

Nel 2010 sono proseguite le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario, con cadenza mensile e con le stesse modalità utilizzate nelle precedenti campagne di campionamento. I risultati, come valori medi annui delle variabili principali, sono riportati in Tabella 5.2.

Tab. 5.2 Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2010.

	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)	8,09	4,73	554	0,10	3,32	0,35	3,77	189	2,8
Bardello	(BAR)	8,06	2,78	316	0,19	1,52	0,12	1,83	139	1,5
Tresa (a)	(TRE)	8,09	1,88	212	0,07	1,13	0,09	1,29	28	0,9
Giona	(GIO)	7,47	0,37	77	0,01	1,10	0,04	1,15	33	3,9
Tributari piemontesi										
Veveva	(VEV)	7,73	1,29	191	0,06	2,58	0,09	2,73	37	5,0
Strona	(STR)	7,53	0,42	98	0,04	1,29	0,09	1,43	14	2,9
Toce Ossola	(TOC)	7,49	0,76	164	0,08	0,59	0,03	0,70	20	2,3
San Giovanni	(SGI)	7,39	0,26	60	0,04	1,32	0,09	1,45	24	4,3
Erno	(ERN)	7,36	0,31	121	0,02	1,66	0,06	1,74	24	3,9
San Bernardino	(SBE)	7,46	0,29	53	0,01	0,94	0,04	1,00	6	3,0
Cannobino	(CAN)	7,27	0,22	42	0,01	0,57	0,06	0,64	7	3,4
Tributari svizzeri										
Maggia	(MAG)	7,51	0,40	60	0,01	0,73	0,04	0,77	5	2,8
Ticino immissario	(TIM)	7,73	0,96	230	0,02	0,76	0,05	0,83	8	2,3
Verzasca	(VER)	6,95	0,29	51	0,01	0,79	0,05	0,86	7	2,6
Emissario										
Ticino emissario	(TEM)	7,96	0,80	141	0,02	0,72	0,09	0,83	10	0,7

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

I valori di pH, conducibilità, alcalinità e, parzialmente, dei silicati reattivi, dipendono in larga parte dalle caratteristiche litologiche dei bacini; di conseguenza non variano significativamente da un anno all'altro, e permettono di distinguere tra corsi d'acqua impostati in bacini prevalentemente a base di rocce ignee (Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona), oppure con presenza di rocce sedimentarie più solubili (Veveva, Tresa). I primi si caratterizzano per bassi valori medi di pH, alcalinità e conducibilità, che nel 2010 sono risultati compresi tra 6,95 e 7,53 unità di pH, 0,22 e 0,42 meq l⁻¹ e 42 e 121 μS cm⁻¹ a 20°C rispettivamente. I tributari del secondo gruppo presentano valori più elevati delle stesse variabili (7,73-8,09 unità di pH, 1,29-1,88 meq l⁻¹ e 191-212 μS cm⁻¹). Il Toce (bacino Ossola) ed il Ticino immissario si collocano in una situazione intermedia, con pH rispettivamente di 7,49 e 7,96, alcalinità pari a 0,76 e 0,96 meq l⁻¹ e conducibilità di 164 e 230 μS cm⁻¹.

Infine i valori più elevati di alcalinità e conducibilità sono quelli riscontrati nelle acque dei Torrenti Boesio e Bardello (4,73 e 2,78 meq l⁻¹ e 554 e 316 μS cm⁻¹

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

Le variazioni stagionali dell'idrochimica nei corsi d'acqua considerati sono principalmente legate all'idrologia. Nel caso di Ticino, Tresa e Bardello, trattandosi di acque emissarie rispettivamente dei laghi Maggiore, Lugano e Varese, i valori di pH e di altre variabili chimiche risentono fortemente anche dei processi a lago.

Per quanto riguarda invece le tendenze evolutive a lungo termine, così come riscontrato per le acque lacustri, anche nel caso dei tributari si assiste ad un aumento delle concentrazioni di alcuni soluti, tra cui sodio e cloruri. A titolo di esempio, in figura 5.13 è riportato il trend delle concentrazioni medie annue di queste due variabili nelle acque dei tributari che maggiormente contribuiscono ai carichi di soluti veicolati a lago (Tresa, Ticino Immissario, Maggia, Toce). L'aumento è più accentuato nel caso del Tresa, dove si è passati da concentrazioni medie di sodio e cloruri rispettivamente di 3,5-4,0 e 4,5-5,0 mg l^{-1} negli anni '80 agli attuali valori di circa 6,3 e 7,8 mg l^{-1} (Fig. 5.2). La tendenza è meno evidente per gli altri tributari, dove comunque si riscontra un aumento nel periodo più recente, a partire dal 2002. Come già ipotizzato nel paragrafo 5.1.1, l'aumento di questi ioni nelle acque potrebbe derivare dall'utilizzo di sale come antigelo nei mesi invernali. Un maggior carico di sodio e cloruri veicolato dai tributari negli anni più recenti potrebbe a sua volta giustificare l'aumento delle concentrazioni di questi ioni nelle acque lacustri.

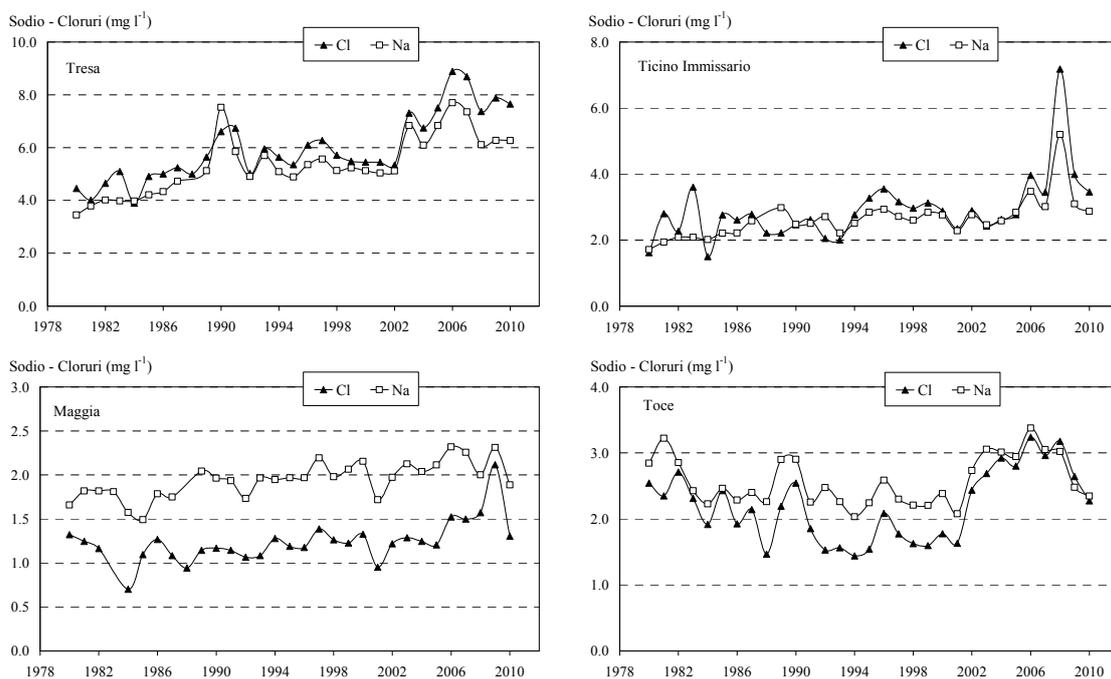


Fig. 5.13 Trend a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di sodio e cloruri nelle acque dei principali immissari del Lago Maggiore.

In figura 5.14 è riportato un confronto tra il 2010 ed il quinquennio immediatamente precedente (2004-2009) relativamente ai valori di pH e alcalinità. Entrambe le variabili hanno presentato nel 2010 valori leggermente inferiori a quelli medi del quinquennio pressoché in tutti i corsi d'acqua. Il motivo è da ricercarsi nel volume di precipitazione,

che nel 2010 è stato superiore alla media (1750 mm rispetto ad una media di 1475 mm per il periodo 2005-2009) ed ha quindi comportato una maggior diluizione dei soluti. Le differenze riscontrate sono comunque minime, non superiori a 0,1 unità di pH (Erno, Giona, Maggia). Nel caso dell'alcalinità, le differenze più accentuate che hanno interessato Vevera, Bardello e Boesio (-0,50-0,80 meq l⁻¹ tra il 2010 e il quinquennio precedente) sono da imputare non tanto a fattori idrologici, quanto ad un miglioramento generale della qualità dei corsi d'acqua, come descritto nei paragrafi successivi.

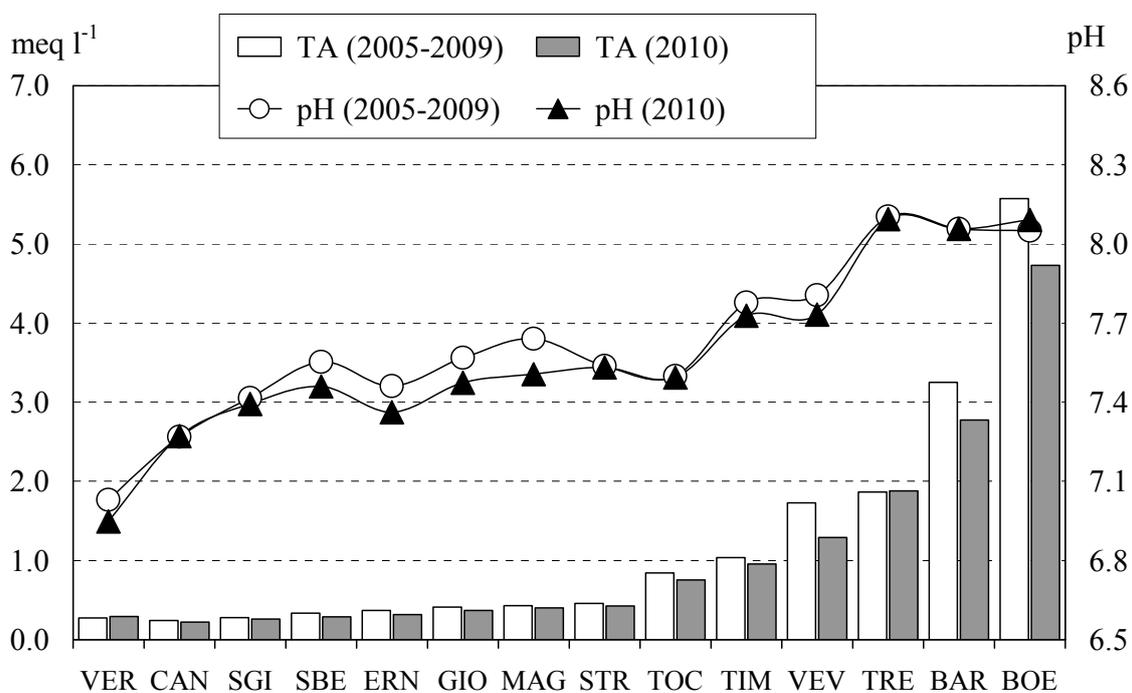


Fig. 5.14 Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2010 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2005-2009).

Le concentrazioni medie sia di fosforo totale che dei composti dell'azoto dimostrano ancora una volta la netta differenza esistente tra il livello qualitativo dei Torrenti Boesio e Bardello e gli altri tributari (Tab. 5.2). I livelli di fosforo totale ad esempio si mantengono al di sotto di 40 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in tutti i corsi d'acqua, mentre raggiungono valori di 139 e 189 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nel Bardello e nel Boesio rispettivamente. I livelli di azoto ammoniacale (0,19 e 0,10 mg N l^{-1}), organico (0,12 e 0,35 mg N l^{-1}) e totale (1,83 e 3,77 mg N l^{-1}) si discostano in modo meno evidente da quelli degli altri corsi d'acqua, grazie al fatto che i valori di tutte queste variabili sono diminuiti nel 2010 rispetto agli anni precedenti (Figg 5.15 e 5.16). Considerando infatti l'andamento temporale delle concentrazioni di fosforo totale ed azoto ammoniacale ed organico nell'ultimo decennio, si evidenzia per entrambi i corsi d'acqua una tendenza al miglioramento negli anni più recenti. Nel Bardello in particolare le concentrazioni appaiono in diminuzione dopo il 2007 e, sia nel caso del fosforo che dell'azoto, il 2010 è stato caratterizzato dai valori più bassi dell'ultimo decennio. Particolarmente significativa appare la diminuzione dell'azoto organico, che ha raggiunto valori prossimi a 0,10 mg N l^{-1} (Fig. 5.15).

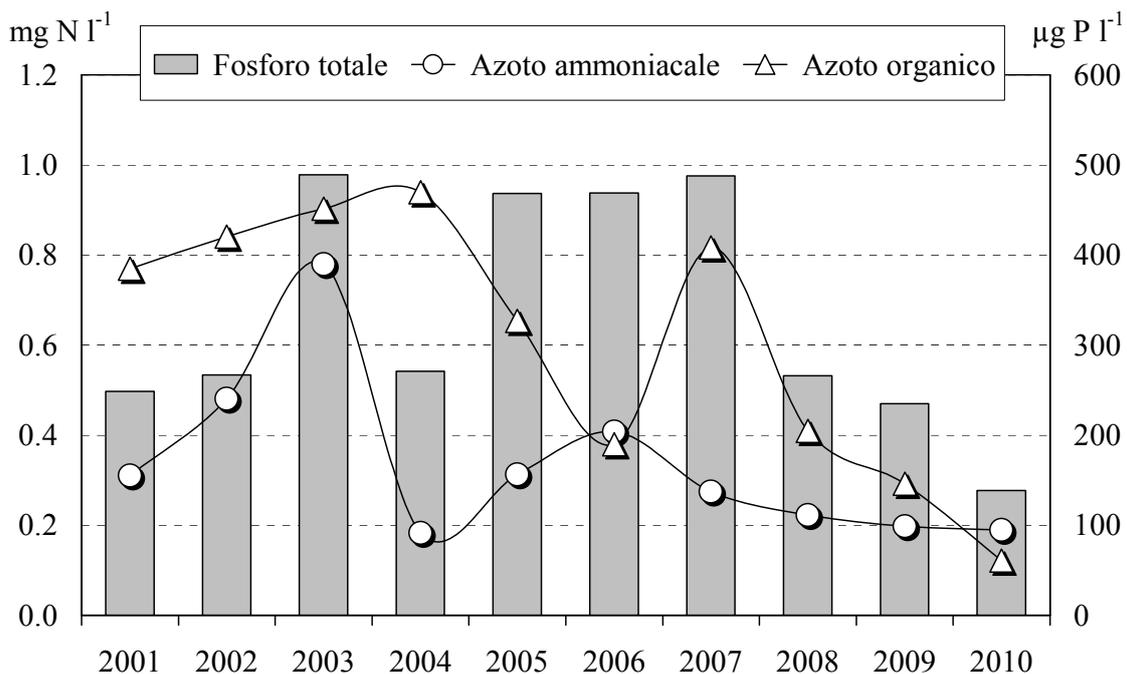


Fig. 5.15 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2001 al 2010 alla foce del Torrente Bardello.

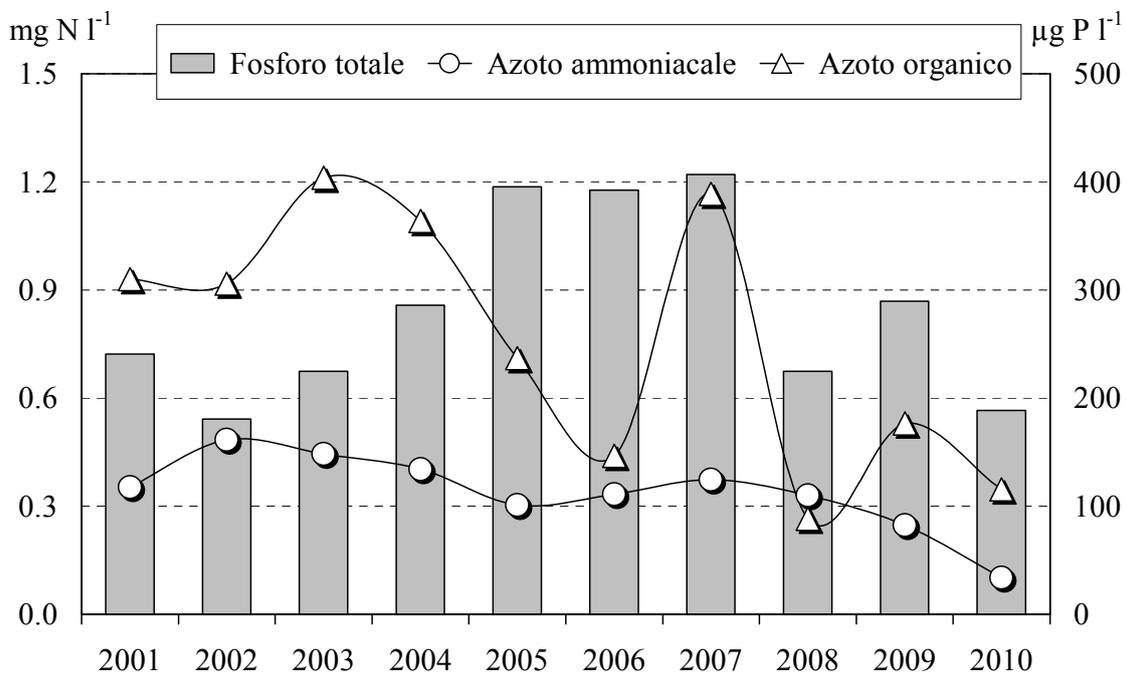


Fig. 5.16 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2001 al 2010 alla foce del Torrente Boesio.

Anche nel caso del Boesio, il 2010 è stato caratterizzato da minimi di concentrazione sia per quanto riguarda il fosforo totale che l'azoto ammoniacale; l'azoto organico nel periodo 2008-2010 è stato attorno a 0,25-0,50 mg N l⁻¹, valori decisamente inferiori a quelli del periodo 2001-2004 (0,9-1,2 mg N l⁻¹) (Fig. 5.16). Per entrambi i corsi d'acqua bisogna però tener conto dell'elevata variabilità interannuale delle concentrazioni, strettamente dipendente dall'idrologia. Per verificare se sia in corso un effettivo miglioramento dello stato qualitativo dei due immissari è quindi necessario proseguire il monitoraggio e la sorveglianza, soprattutto in merito alle possibili ripercussioni sullo stato delle acque litorali interessate dai loro apporti.

Per quanto riguarda gli altri tributari le concentrazioni medie di fosforo totale nel 2010 sono risultate inferiori a 10 µg P l⁻¹ in 5 corsi d'acqua (Ticino Immissario, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia), comprese tra 20 e 25 µg P l⁻¹ in 4 corsi d'acqua (Erno, Toce, Strona, S. Giovanni), e tra 28 e 37 µg P l⁻¹ in 3 corsi d'acqua (Giona, Vevera, Tresa). I valori rispetto al 2009 sono diminuiti nella maggior parte dei corsi d'acqua; dove si sono verificati degli aumenti (Giona, Strona, Toce, Erno), si è trattato comunque di variazioni limitate a 4-5 µg P l⁻¹. Un miglioramento significativo ha interessato il S. Bernardino, in cui le concentrazioni medie di fosforo totale sono passate dai 17 µg P l⁻¹ del 2009 a 6 µg P l⁻¹ nel 2010.

Anche per quanto riguarda i composti dell'azoto, solo alcuni tributari presentano un lieve stato di compromissione, raggiungendo concentrazioni medie di 0,07-0,08 mg N l⁻¹ per l'azoto ammoniacale (Tresa e Toce) e 0,09 mg N l⁻¹ per l'azoto organico (Tresa, Vevera, Strona, S. Giovanni). In tutti gli altri corsi d'acqua le concentrazioni delle due forme di azoto nel 2010 si sono mantenute per lo più attorno a 0,01-0,02 mg N l⁻¹ e 0,04-0,06 mg N l⁻¹ rispettivamente, a conferma di un buon livello qualitativo delle acque (Tab. 5.2).

5.2.2. Medie areali

Per analizzare il livello qualitativo delle acque tributarie degli areali ticinese, lombardo e piemontese, sono state considerate le concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale, riportate rispettivamente nelle figure 5.17, 5.18 e 5.19. Gli apporti di questi nutrienti nel 2010 sono stati molto simili o inferiori a quelli dell'anno precedente; in particolare sono diminuiti i valori medi relativi a tutto l'areale di azoto organico (da 0,08 a 0,05 mg N l⁻¹) e fosforo totale (da 21 a 18 µg P l⁻¹), grazie soprattutto alla diminuzione che ha interessato le acque tributarie lombarde (Figg 5.18 e 5.19).

La situazione migliore è quella che caratterizza il Canton Ticino, le cui acque tributarie presentano costantemente bassi livelli di azoto ammoniacale (0,01-0,02 mg N l⁻¹), azoto organico in diminuzione (da 0,10-0,12 mg N l⁻¹ nella prima parte del decennio agli attuali valori di 0,02-0,06 mg N l⁻¹) e fosforo totale sempre al di sotto di 10 µg P l⁻¹. Una buona qualità delle acque caratterizza anche l'areale piemontese, con valori medi di azoto ammoniacale ed organico prossimi a 0,05 mg N l⁻¹ e fosforo totale attorno a 20 µg P l⁻¹. Infine la situazione delle acque tributarie lombarde, pur in miglioramento, necessita di ulteriori riduzioni dei nutrienti, in quanto azoto ammoniacale ed organico superano gli 0,10 mg N l⁻¹ ed il fosforo totale anche nel 2010 è risultato superiore a 50 µg P l⁻¹ come valore medio areale (Figg 5.17-5.19).

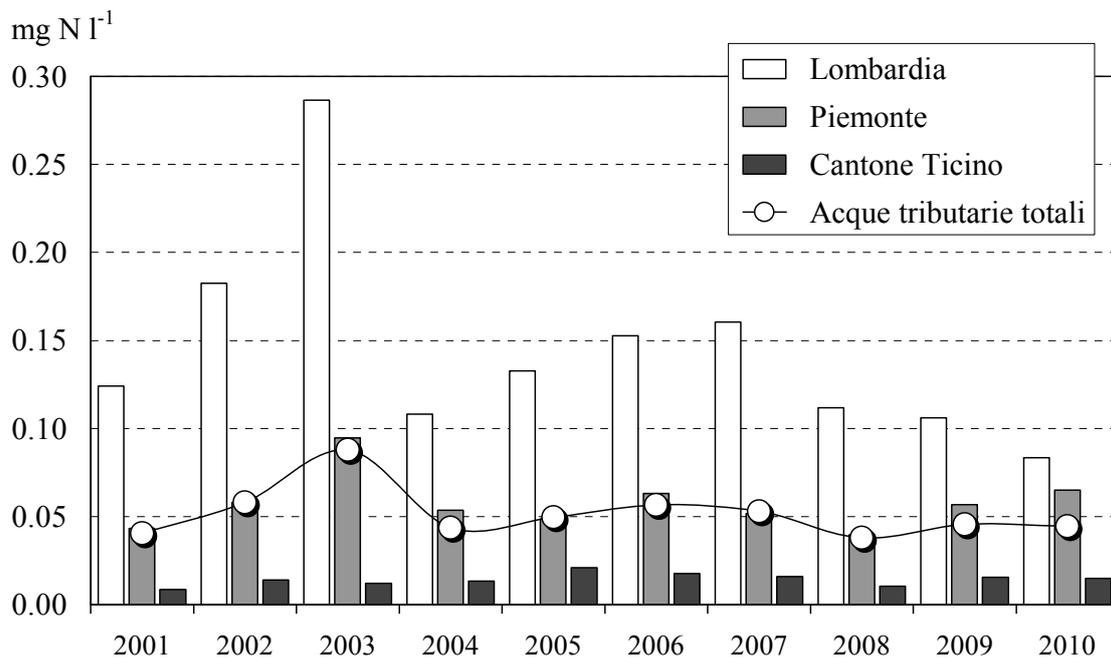


Fig. 5.17 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2001-2010 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

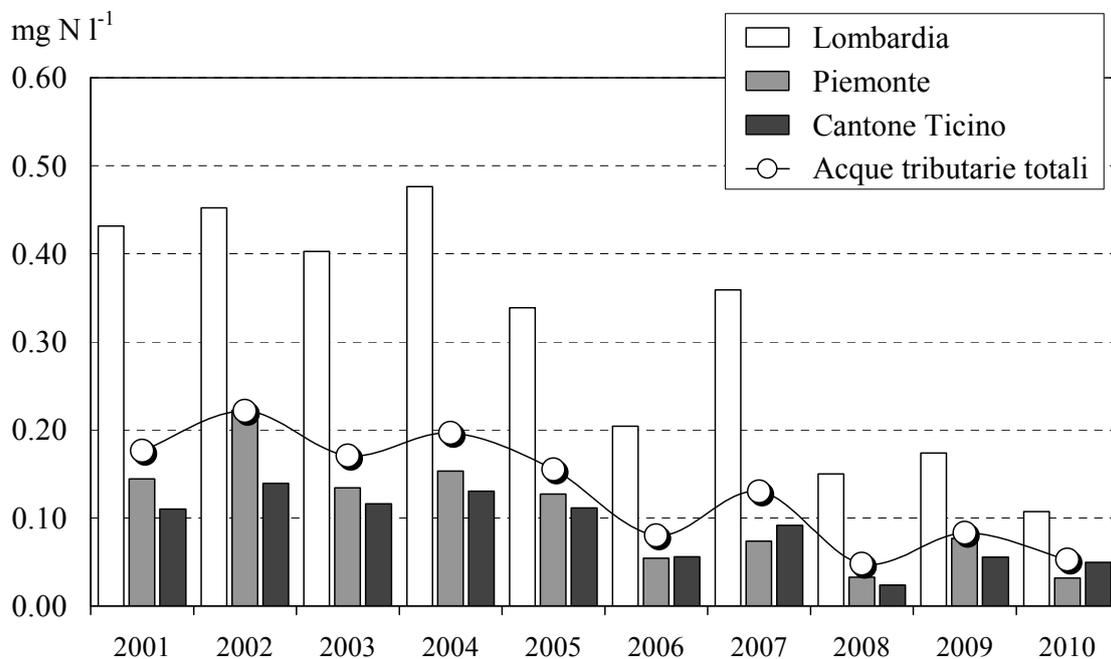


Fig. 5.18 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2001-2010 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

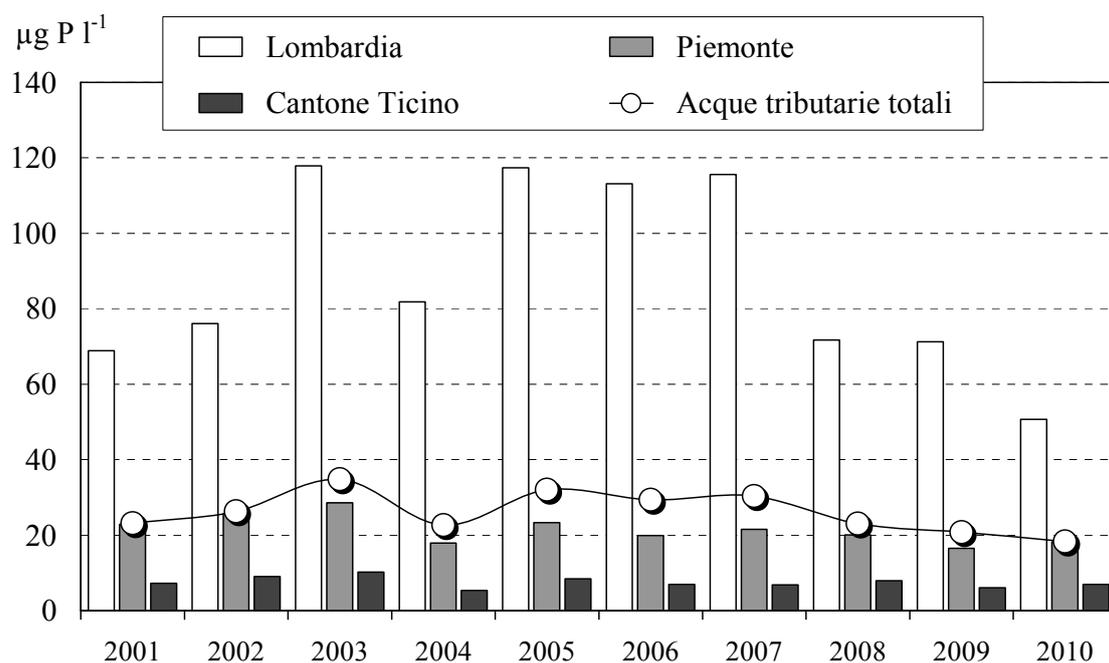


Fig. 5.19 Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2001-2010 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

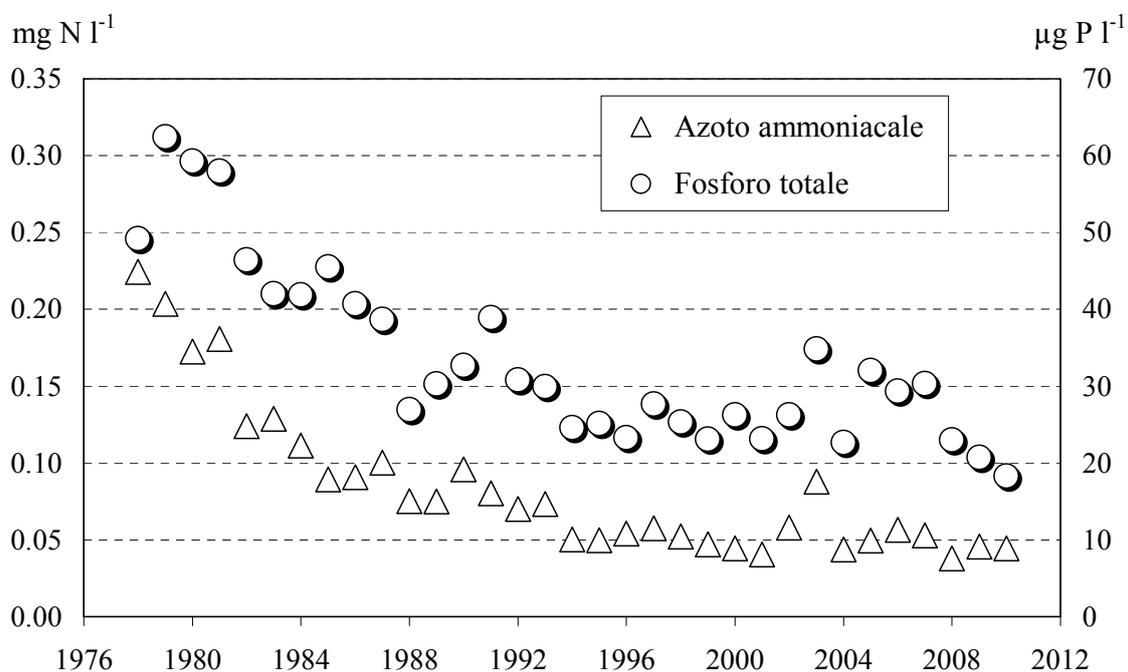


Fig. 5.20 Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al Lago Maggiore (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

La differenza tra le tre aree è rimasta pressoché invariata nell'ultimo decennio, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari 1,0:4,0:10,1 per l'azoto ammoniacale; 1,0:1,2:3,5 per l'azoto organico; 1,0:2,9:11,8 per il fosforo totale.

Prendendo in considerazione anche i dati antecedenti al 2000, e più precisamente tutto il periodo 1978-2010 (Fig. 5.20), si può osservare come nel tempo si sia verificata una netta riduzione delle concentrazioni medie, sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale, negli afflussi totali a lago. La diminuzione è stata particolarmente accentuata nel periodo 1978-1992, dopodiché le concentrazioni medie si sono stabilizzate attorno a 0,05 mg N l⁻¹ per l'azoto ammoniacale e tra 20 e 30 µg P l⁻¹ per il fosforo totale (Fig. 5.20). Per quest'ultima variabile, si può osservare come il 2010 sia stato caratterizzato da un minimo assoluto nel periodo considerato (18 µg P l⁻¹), a seguito soprattutto del miglioramento che ha interessato alcuni tributari lombardi.

5.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi chimici dei principali nutrienti algali veicolati al Lago Maggiore dai tributari e in uscita attraverso il Ticino emissario sono stati calcolati per l'anno 2010 con le stesse metodologie utilizzate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 8 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 65% 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 2010 non erano disponibili dati per i Torrenti Erno, Cannobino e S. Giovanni. Le portate sono state ricostruite nei primi due casi sulla base della serie storica dei dati disponibili per altri corsi d'acqua con caratteristiche del bacino e andamento stagionale simile; per il S. Giovanni le portate sono state invece ricavate da una regressione con i volumi di precipitazione misurati in stazioni collocate all'interno del bacino.

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 2010, unitamente a quelli in uscita dall'emissario, sono riportati in Tab. 5.3, a confronto con i dati dell'anno precedente. I carichi di fosforo totale sono rimasti pressoché invariati, mentre sono diminuiti significativamente quelli di azoto totale (del 7% circa, da 8260 a 7680 t a⁻¹). Tale riduzione è da attribuire prevalentemente all'azoto organico, passato da 866 t a⁻¹ nel 2009 a 479 t a⁻¹ nel 2010 (-44%), ed in parte all'azoto ammoniacale, diminuito del 16% circa. I carichi di azoto nitrico non sono invece variati in modo significativo, rimanendo attorno a 7000 t a⁻¹ come apporto totale (Tab. 5.3).

Gli andamenti dei carichi veicolati a lago riflettono quelli delle concentrazioni medie (paragrafo 5.2.2), in particolare per quanto riguarda la diminuzione dell'azoto organico (Fig 5-18). Nonostante la riduzione delle concentrazioni medie di fosforo totale, soprattutto a carico dei tributari lombardi, i carichi veicolati a lago sono rimasti invece invariati, a causa di un corrispondente aumento degli apporti di fosforo da Ticino immissario e Toce (Tab. 5.3).

Tab. 5.3 Lago Maggiore. Apporti annuali ($t a^{-1}$) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2009-2010.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
Ticino Immissario ^(a)	41	40	1697	1704	169	126	1907	1870	14	19
Maggia ^(b)	24,4	8,0	1322	1247	142	106	1489	1361	12	12
Verzasca ^(b)	6,7	3,4	312	320	34	27	353	350	3,3	3,3
Cannobino ^(a)	3,8	2,8	259	141	22	18	285	162	2,3	1,8
San Giovanni ^(a)	3,3	1,1	91	109	8,5	4,4	103	115	1,7	1,3
San Bernardino ^(a)	5,2	2,4	231	214	16	10	252	226	2,0	1,7
Toce Ossola ^(a)	126	112	1304	1198	252	33	1683	1342	24	31
Strona ^(a)	15,3	12,4	431	352	45	12	491	377	4,9	3,3
Erno ^(a)	0,2	0,6	43	46	2,1	1,9	45	48	0,6	0,7
Vevera ^(a)	0,9	0,3	42	13	1,0	0,6	44	14	0,6	0,2
Bardello ^(a)	20,9	26,7	169	205	31	17	221	248	23	18
Boesio ^(a)	8,3	3,3	107	84	17	8	133	96	8,5	4,3
Tresa ^(a)	67,1	58,1	957	1226	113	109	1138	1394	28	28
Giona ^(b)	1,3	0,6	72	69	7	6	81	75	1,3	1,5
Totale campionati	325	272	7068	6929	866	479	8259	7680	127	125
Ticino emissario ^(a)	194	245	7930	7298	1184	859	9309	8403	103	108

(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.

Per tutti gli altri corsi d'acqua i carichi di fosforo sono risultati simili nel biennio considerato; la diminuzione più significativa ha riguardato Bardello e Boesio (-5 e -4 $t P a^{-1}$ passando dal 2009 al 2010). Più disomogenea appare la situazione per i composti dell'azoto. Da evidenziare soprattutto la diminuzione dei carichi di azoto organico che ha interessato tutti i tributari. Gli apporti di azoto nitrico sono rimasti abbastanza stabili, con una tendenza prevalente alla diminuzione. Una riduzione ha caratterizzato anche gli apporti di azoto ammoniacale dalla maggior parte dei tributari, con l'eccezione del Bardello (da 21 a 27 $t a^{-1}$). Nonostante quest'ultimo dato, i carichi calcolati confermano la tendenza al miglioramento dei tributari lombardi, in particolare del Torrente Boesio, per il quale si sono pressoché dimezzati i carichi dei nutrienti veicolati a lago (Tab. 5.3).

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario, il cui deflusso medio annuo nel 2010 è stato inferiore a quello del 2009 (319,7 $m^3 s^{-1}$ rispetto a 331,3 $m^3 s^{-1}$), sono diminuiti per nitrati e azoto organico, e aumentati per l'azoto ammoniacale, con un effetto complessivo di diminuzione delle uscite di azoto totale (del 10% circa). Non sono invece variati significativamente per il fosforo totale (Tab. 5.3).

Anche per l'anno 2010 sono stati calcolati i bilanci per azoto e fosforo totale, riportati rispettivamente nelle tabelle 5.4 e 5.5, a confronto con i bilanci degli anni dal 2001 al 2009.

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (7700 $t N a^{-1}$), dall'areale non campionato (660 $t N a^{-1}$), dalla popolazione rivierasca (700 $t N a^{-1}$) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (560 $t N a^{-1}$) nel 2010 è stata

pari a 9700 t N a⁻¹, valore di poco inferiore a quello del 2009 e molto vicino alla media dell'intero decennio (9200 t N a⁻¹). La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata pari al 13% delle entrate, valore che si colloca tra ai più bassi del decennio considerato (Tab. 5.4).

La Figura 5.21 evidenzia come in generale gli apporti totali di azoto a lago abbiano un andamento corrispondente a quello degli afflussi meteorici, come conseguenza del fatto che le deposizioni atmosferiche rappresentano il veicolo principale di azoto per il bacino imbrifero del Lago Maggiore (Rogora et al., 2006). Fanno eccezione alcuni anni (ne è un esempio il 2008) in cui a precipitazioni abbondanti non corrisponde un maggior carico di azoto veicolato a lago. Anche la ritenzione a lago, che dovrebbe rispecchiare la variabilità degli afflussi, risultando in genere minore negli anni più piovosi (es. 2000 e 2002) e viceversa, risente anche del regime, della tipologia e della distribuzione delle precipitazioni sul bacino. La capacità di ritenzione dell'azoto da parte di suoli e vegetazione ad esempio, dipende fortemente dalla tipologia dell'evento piovoso. Come già rilevato nei precedenti rapporti, alcuni bacini versanti nell'areale del Lago Maggiore presentano una situazione prossima alla saturazione di azoto, come evidenziato dalle alte concentrazioni di nitrati nelle acque, anche in assenza di sorgenti di contaminazione diretta quali scarichi o attività di agricoltura e allevamento (Rogora et al., 2007). Per questi tributari il regime idrologico diventa un fattore importante nel determinare gli effettivi apporti di azoto veicolati a lago.

Tab. 5.4 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2001-2010 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10
Ticino Immissario	2216	2359	1356	2205	1160	1263	1658	2227	1907	1870
Maggia	1143	1704	953	1429	878	855	976	1390	1489	1361
Verzasca	291	449	230	362	223	224	250	352	353	350
Cannobino	117	137	229	202	229	206	211	210	285	162
San Giovanni	82	179	31	91	38	33	52	98	103	115
San Bernardino	278	359	186	405	123	188	128	216	252	226
Toce (Ossola + Strona)	1718	3070	1492	2621	1383	1288	1377	1926	2174	1719
Erno	45	80	48	56	27	34	31	35	45	48
Vevera	50	61	75	43	15	16	11	45	44	14
Bardello	240	322	332	256	222	117	263	258	221	248
Boesio	134	196	110	238	99	158	93	131	133	96
Tresa	1308	1904	697	920	479	721	667	1357	1138	1394
Giona	75	111	64	100	54	57	57	80	81	75
Tributari campionati	7700	10900	5800	8900	4900	5200	5800	8300	8200	7700
Areale non campionato	660	934	500	760	420	446	497	711	703	660
Totale bacino emerso	8400	11800	6300	9700	5300	5600	6300	9000	8900	8400
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	700	840	400	500	500	400	380	540	569	560
Totale apporti	9800	13300	7400	10900	6500	6700	7400	10200	10200	9700
Uscite da emissario	8600	11800	4600	8000	4500	4200	5500	8200	9300	8403
Ritenzione in lago	12%	11%	38%	27%	31%	37%	26%	20%	9%	13.4

Per quanto riguarda il contributo dei singoli tributari al carico complessivo di azoto totale, gli apporti più consistenti, anche nel 2010, sono stati quelli derivanti dal Ticino immissario (24,4%), dal Toce, comprensivo dello Strona (22,4%) e da Tresa (18,1%) e Maggia (17,7%). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il 17% circa.

Gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in Tabella 5.5, hanno presentato nel 2010 una sostanziale stabilità di valori rispetto al 2009 ed in generale a tutto il decennio considerato (valore medio degli apporti totali: 206 t P a⁻¹). Come già evidenziato, la maggior parte dei tributari non ha mostrato variazioni significative degli apporti; un miglioramento sostanziale ha interessato invece Boesio e Bardello, per i quali il valore registrato nel 2010 è stato il minimo assoluto dell'ultimo decennio (Tab. 5.5).

Considerando tutta la serie di dati disponibili dal 1978, riportati in Figura 5.22, si può osservare come gli apporti totali di fosforo dalle acque tributarie siano nettamente diminuiti dalla seconda metà degli anni '80, pur con una notevole variabilità interannuale (Fig. 5.22).

Tab. 5.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2000-2009 del fosforo totale (t P a⁻¹).

<i>Tributari campionati</i>	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10
Ticino Immissario	27	22	19	12	10	10	12	21	14	19
Maggia	12	20	8	5	7	7	4	18	12	12
Verzasca	2,6	5,8	2,5	1,4	1,6	2	1,2	4,1	3,5	3,3
Cannobino	1,0	1,7	1,6	1,6	2,3	2	1,8	2,7	2,3	1,8
San Giovanni	0,9	3,1	0,6	0,6	0,4	0	0,4	2,2	1,7	1,3
San Bernardino	1,4	3,4	2,0	1,2	2,5	1	0,4	2,2	2,0	1,7
Toce (Ossola + Strona)	51	57	42	43	27	26	31	44	29	34
Erno	0,5	0,8	0,4	0,5	0,6	0	0,6	0,5	0,6	0,7
Vevera	0,7	0,8	1,4	0,4	0,2	0	0,2	0,5	0,6	0,2
Bardello	23	27	42	27	34	19	40	27	23	18
Boesio	6,3	7,8	6,0	14,9	9	15	8	8	9	4
Tresa	26	40	20	22	12	19	16	30	28	28
Giona	1,3	2,0	1,3	2,4	1,5	2	1,5	1,6	1,3	1,5
Tributari campionati	153	191	148	132	108	102	117	161	127	125
Areale non campionato	13	16	13	11	9	9	10	14	11	11
Totale bacino emerso	166	207	160	143	118	111	127	175	138	136
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	224	265	218	201	176	169	185	233	196	194
Uscite da emissario	114	115	84	116	65	62	66	116	103	108
Ritenzione in lago	49%	57%	61%	42%	63%	63%	64%	50%	47%	44%

Nel complesso la serie storica dei dati, disponibili dal 1978, conferma una tendenza alla diminuzione degli apporti totali di fosforo dal bacino a partire dalla seconda metà degli anni '80, pur con una notevole variabilità interannuale. Gli anni più recenti (2005-2010) sembrerebbero indicare un'ulteriore tendenza alla diminuzione, che dovrà però essere verificata con un costante aggiornamento delle serie storiche (Fig. 5.22).

In termini di contributi percentuali dai singoli tributari, i valori più elevati sono quelli imputabili al Toce, comprensivo dello Strona (27,2%) e al Tresa (22,1%). Seguono Ticino Immissario (15,0%) e Bardello (14,5%), il cui contributo è comunque in diminuzione rispetto a quello degli altri tributari.

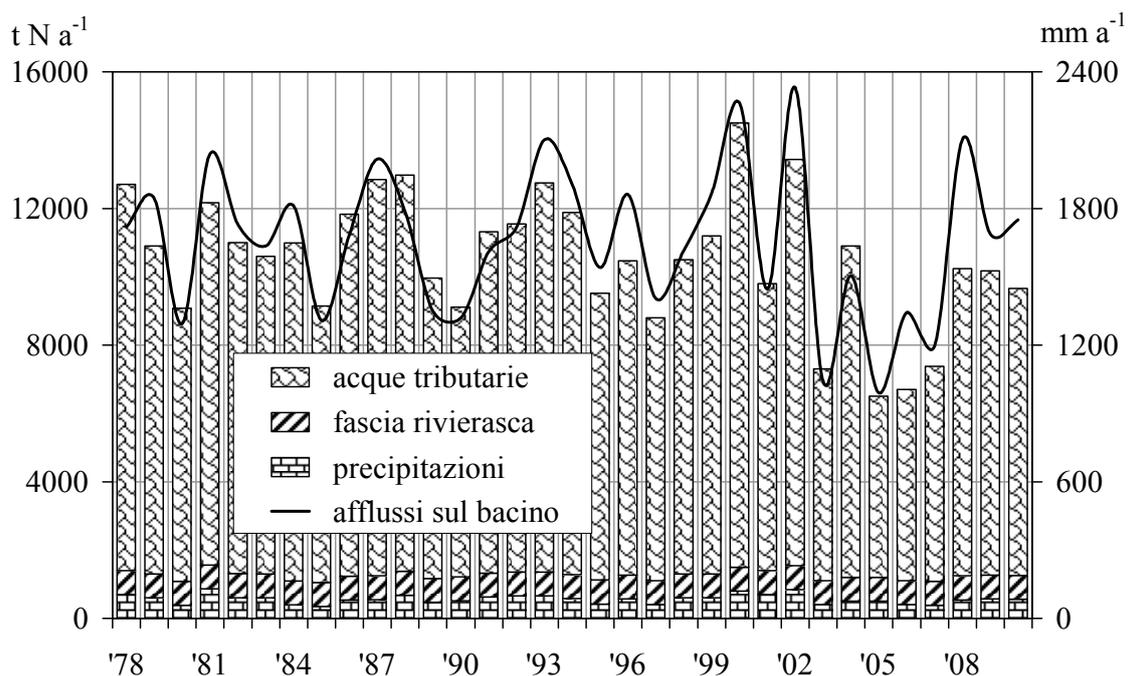


Fig. 5.21 Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

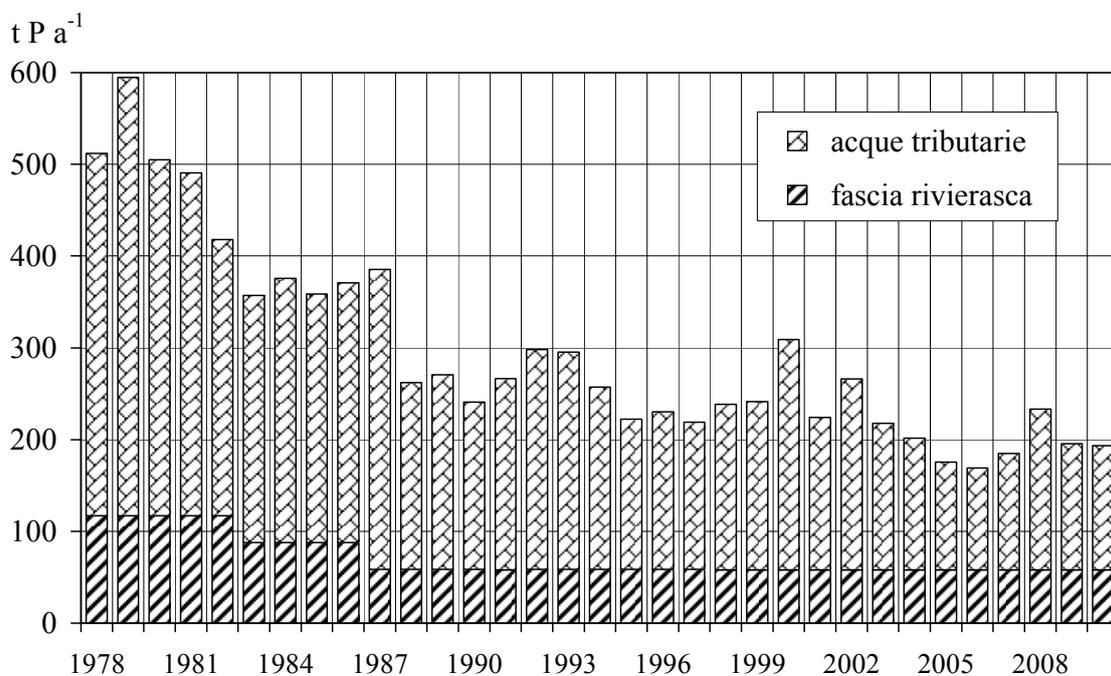


Fig. 5.22 Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2010.

In tabella 5.6 sono riportati i contributi areali annuali dei composti dell'azoto e del fosforo totale calcolati nel 2010 per i tributari e per il Ticino emissario, a confronto con gli stessi dati del 2009.

I dati confermano quanto già descritto sia per le concentrazioni che per i carichi, e cioè una sostanziale stabilità dei valori per quanto riguarda il fosforo totale. Il contributo areale per tutto l'areale campionato è rimasto infatti praticamente invariato rispetto al 2009. Boesio, Bardello e Vevera si sono però distaccati da questa tendenza facendo registrare una significativa riduzione dei contributi areali (dell'ordine rispettivamente del 50, 22 e 60%).

Tab. 5.6 Lago Maggiore. Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2009-2010 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
		2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
Ticino Immissario	TIM	0,025	0,025	1,050	1,054	0,105	0,078	1,180	1,157	0,008	0,012
Maggia	MAG	0,026	0,009	1,428	1,347	0,154	0,114	1,608	1,470	0,013	0,013
Verzasca	VER	0,031	0,015	1,428	1,353	0,158	0,112	1,616	1,480	0,015	0,014
Cannobino	CAN	0,034	0,026	2,343	1,278	0,201	0,167	2,579	1,471	0,021	0,017
San Giovanni	SGI	0,054	0,018	1,500	1,798	0,140	0,072	1,695	1,888	0,029	0,021
San Bernardino	SBE	0,040	0,018	1,762	1,634	0,125	0,077	1,927	1,729	0,015	0,013
Toce Ossola	TOC	0,081	0,072	0,843	0,774	0,163	0,021	1,088	0,868	0,016	0,020
Strona	STR	0,069	0,055	1,929	1,577	0,202	0,055	2,199	1,688	0,022	0,015
Erno	ERN	0,007	0,023	1,660	1,795	0,084	0,074	1,751	1,891	0,022	0,026
Vevera	VEV	0,042	0,015	1,974	0,628	0,049	0,030	2,065	0,672	0,026	0,010
Bardello	BAR	0,156	0,199	1,258	1,526	0,233	0,124	1,647	1,849	0,173	0,135
Boesio	BOE	0,182	0,073	2,369	1,861	0,373	0,173	2,925	2,107	0,187	0,095
Tresa	TRE	0,089	0,077	1,269	1,626	0,150	0,145	1,508	1,848	0,038	0,037
Giona	GIO	0,028	0,012	1,539	1,383	0,156	0,118	1,722	1,513	0,027	0,029
Totale campionati		0,055	0,046	1,202	1,178	0,147	0,081	1,404	1,306	0,022	0,021
Ticino emissario	TEM	0,029	0,037	1,202	1,106	0,179	0,130	1,411	1,273	0,018	0,016

Anche i contributi per quanto riguarda l'azoto totale non sono variati di molto rispetto al 2009 (-7%). La diminuzione più consistente è stata quella del Torrente Vevera (-67%), seguito da Cannobino (-43%) e Boesio (-28%). Nel caso del Cannobino, la diminuzione è imputabile soprattutto ai nitrati, che si sono praticamente dimezzati dal 2009 al 2010. Per la maggior parte dei corsi d'acqua invece, la diminuzione dei contributi areali di azoto totale dipende per lo più dalla riduzione dell'azoto organico, diminuito in misura variabile pressoché in tutti i tributari (Tab. 5.6).

Anche i contributi di azoto ammoniacale e nitrico sono diminuiti per la maggior parte dei corsi d'acqua, confermando quindi una generale riduzione dei carichi di azoto veicolati dai tributari che necessita però di essere confermata. Potrebbe infatti trattarsi di una diminuzione limitata a livello temporale ad uno o pochi anni, a causa soprattutto di fattori legati all'idrologia.

I dati per azoto ammoniacale ed organico confermano la tendenza al miglioramento qualitativo delle acque dei Torrenti Boesio e Bardello. È necessario però evidenziare come i carichi areali dei composti dell'azoto e del fosforo per questi due tributari

rimangono tuttora troppo elevati, in particolare se messi a confronto con quelli degli altri immissari.

Escludendo Boesio e Bardello, ed assumendo come obiettivo un contributo areale massimo di fosforo pari a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, dai dati dell'ultimo triennio per i restanti 12 tributari (Fig. 5.23) si evidenzia come i contributi accettabili siano solo quelli di Maggia, Verzasca, Ticino immissario e S. Bernardino. È da rilevare però come diversi tributari (Veveva, Strona, Toce, Cannobino, Erno) presentano ormai valori vicini al limite prefissato, mentre i restanti corsi d'acqua (Tresa, Giona e S. Giovanni) sono ancora lontani dalla soglia di accettabilità (Fig. 5.23).

Nel caso dell'azoto ammoniacale solo pochi tributari (Tresa, Strona, Toce) presentano una situazione di compromissione con contributi areali superiori a $0,05 \text{ mg N m}^{-2}$ considerando la media del triennio. I valori medi per S. Giovanni e S. Bernardino sono significativamente diminuiti grazie al miglioramento che ha caratterizzato il 2010 ($0,02 \text{ mg N m}^{-2}$ rispetto a valori di $0,04\text{-}0,05 \text{ mg N m}^{-2}$ negli anni 2008-2009). In diminuzione anche i contributi medi areali per Giona e Vevera, mentre sia Toce che Erno hanno visto un aumento dei contributi areali nel 2009 e 2010 rispetto al dato del 2008 (Fig. 5.24). Per l'azoto organico la situazione si presenta più omogenea, grazie alla sensibile diminuzione dei carichi areali che ha caratterizzato diversi tributari nel 2010. Considerando i valori medi del triennio, la maggior parte dei corsi d'acqua presenta valori compresi tra $0,10$ e $0,15 \text{ mg N m}^{-2}$ (Fig. 5.25).

Questi dati nel complesso evidenziano l'elevata variabilità interannuale dei carichi areali, e quindi la necessità di un monitoraggio continuo della qualità dei corsi d'acqua per seguirne l'evoluzione.

Un confronto tra le diverse aree (Ticino, Piemonte e Lombardia) i cui apporti interessano il Lago Maggiore è mostrato in tabella 5.7, dove sono riportati i contributi areali totali di fosforo totale, azoto ammoniacale ed organico calcolati per gli ultimi 3 anni (2008-2010). Ancora una volta emerge chiaramente la differenza tra le tre aree in termini di contributi: le acque tributarie ticinesi sono caratterizzate infatti da un livello qualitativo ottimale, anche se i contributi di azoto organico sono aumentati rispetto al 2008 e nel 2010 sono stati più elevati rispetto a quelli provenienti dal Piemonte ($0,101$ rispetto a $0,038 \text{ mg N m}^{-2}$). Per quanto riguarda il fosforo totale, i contributi dall'areale piemontese non si discostano di molto da quelli Ticinesi ($0,019 \text{ g P m}^{-2}$ rispetto a $0,013 \text{ g P m}^{-2}$ nel 2010), mentre decisamente più elevati appaiono quelli provenienti dalla Lombardia ($0,052 \text{ g P m}^{-2}$). I contributi areali da quest'ultima area permangono troppo alti anche per quanto riguarda l'azoto ammoniacale ($0,090 \text{ mg N m}^{-2}$) ed organico ($0,143 \text{ mg N m}^{-2}$) (Tab. 5.7).

Come già messo in evidenza nel paragrafo relativo ai carichi, data l'elevata variabilità interannuale che caratterizza gli apporti dai tributari, è necessario mantenere attivo il loro monitoraggio, in considerazione anche del possibile effetto di acque immissarie ad elevato contenuto di nutrienti sulle acque lacustri del litorale.

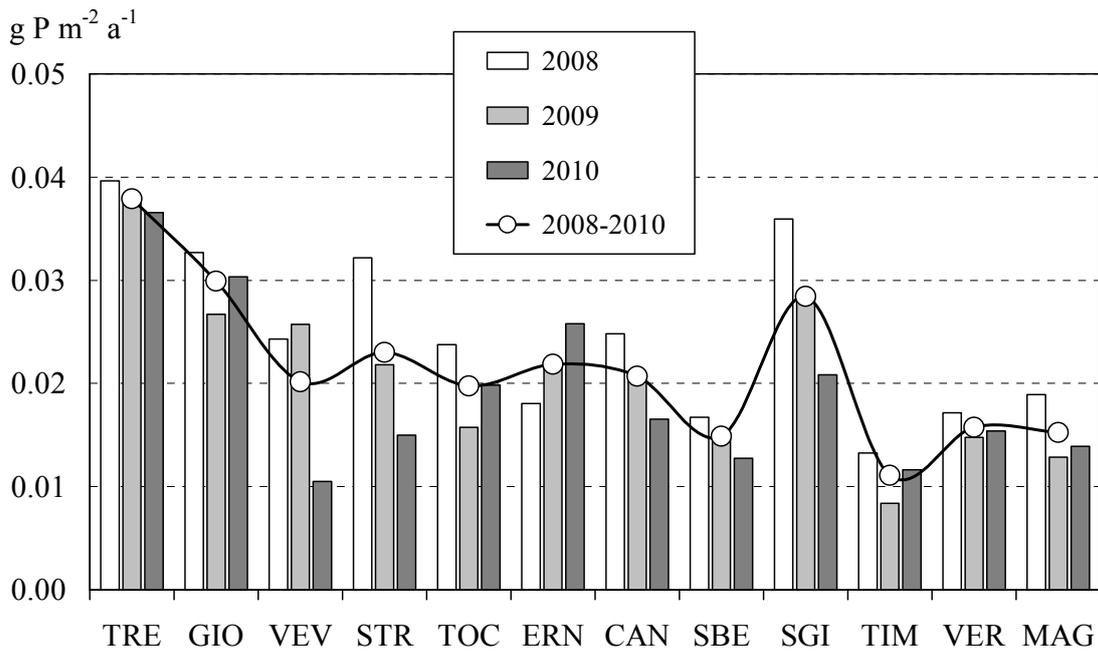


Fig. 5.23 Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2008-2010.

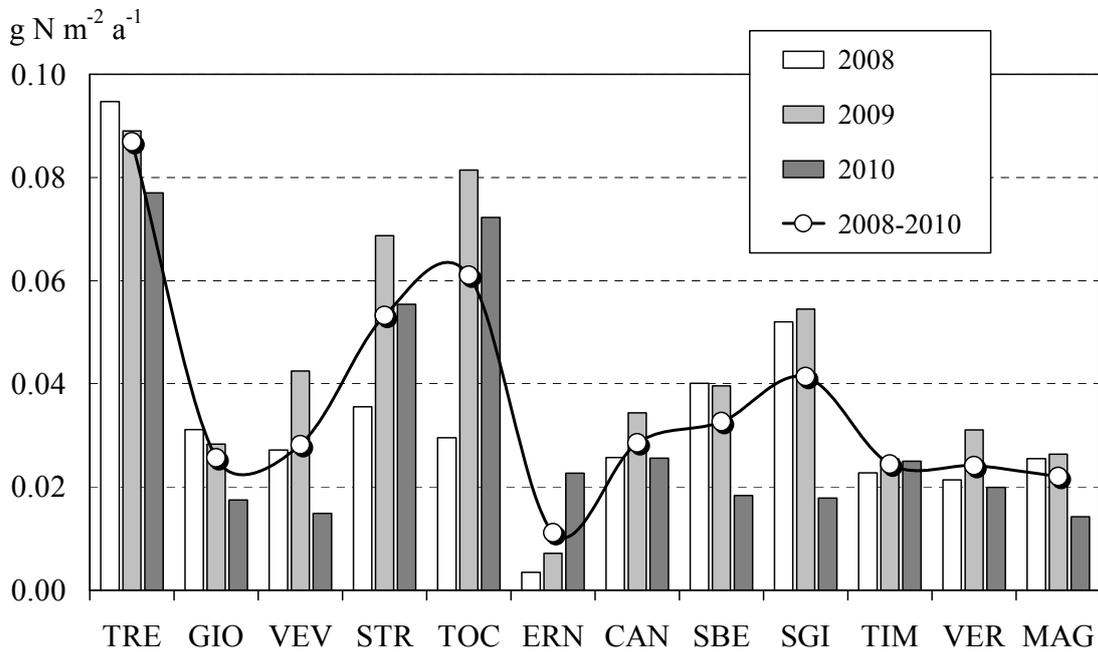


Fig. 5.24 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2008-2010.

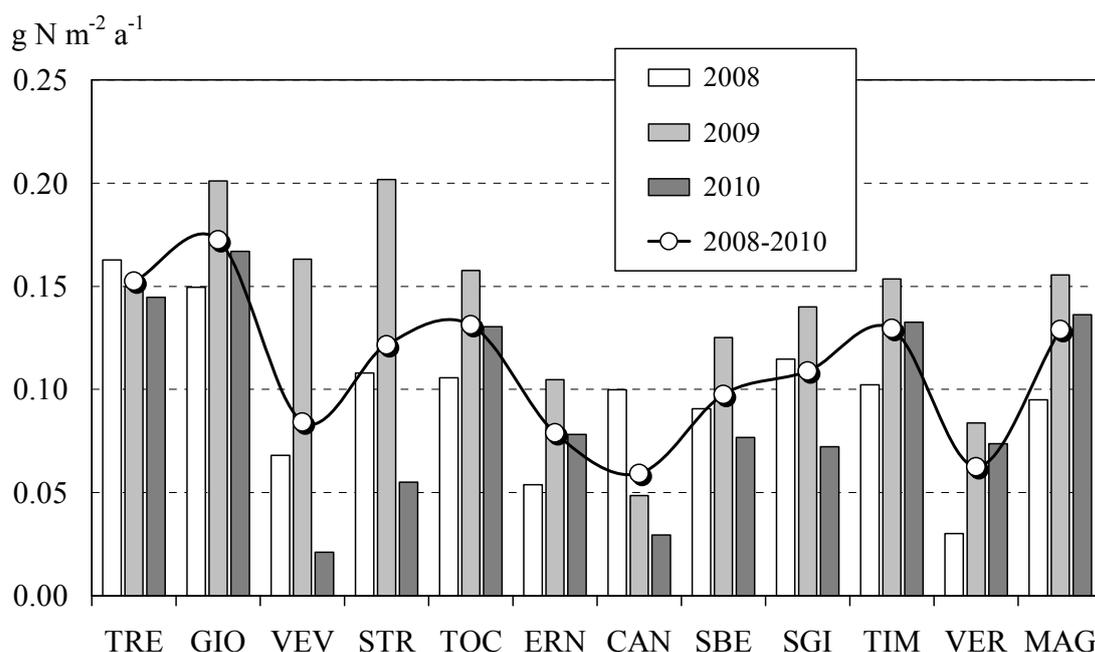


Fig. 5.25 Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2008–2010.

Tab. 5.7 Contributi areali di fosforo totale ($\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) ed azoto ammoniacale e organico ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) derivanti dalle acque tributarie ticinesi, piemontesi, lombarde e totali nel triennio 2008-2010.

	2008			2009			2010		
	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg	TP	NH ₄	Norg
Cantone Ticino	0,015	0,024	0,074	0,010	0,026	0,126	0,013	0,021	0,101
Piemonte	0,025	0,031	0,079	0,017	0,073	0,164	0,019	0,062	0,038
Lombardia	0,067	0,109	0,184	0,062	0,099	0,172	0,052	0,090	0,143
Acque tributarie	0,027	0,041	0,094	0,022	0,055	0,147	0,022	0,047	0,085

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 2006. Il clima dell'areale del Lago Maggiore durante gli ultimi cinquant'anni. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *J. Limnol.*, 65(Suppl. 1): 62 pp.
- Rogora, M., R. Mosello & S. Arisci. 2003. The effect of climate warming on the hydrochemistry of alpine lakes. *Water Air Soil Poll.*, 148: 347-361.
- Rogora, M., R. Mosello, A. Calderoni, & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.
- Rogora, M. Synchronous trends in N-NO₃ export from N-saturated river catchments in relation to climate. 2007. *Biogeochemistry* 86: 251–268.

7. CONCLUSIONI

Il 2010 è stato caratterizzato da una piovosità prossima ai valori medi di riferimento. Si sono infatti registrati, all'interno del bacino del Lago Maggiore, mediamente 1753 mm, valore molto prossimo al valore medio dei periodi 1978-2009 e 1921-1977.

Si sono avute precipitazioni di molto superiori alla media nel mese di maggio e in misura minore nel mese di novembre. A marzo, giugno, agosto e dicembre si sono registrate precipitazioni di poco superiori alla media pluriennale dei periodi di riferimento. I mesi meno piovosi sono stati gennaio, aprile, luglio e settembre. Complessivamente, all'interno del bacino del Lago Maggiore in 25 stazioni si sono registrate piogge superiori ai 2000 mm, in 21 si sono registrate piogge inferiori ai 1500 mm e in 41, cioè nelle restanti stazioni, si sono registrate piogge variabili tra i 1500 mm e i 2000 mm.

Per quanto riguarda l'andamento delle portate dei principali affluenti del Lago Maggiore, confrontando il contributo totale dei principali immissari per il 2010 con quello per il periodo 1978-2009, si nota che i contributi a lago durante il 2010 sono risultati superiori rispetto a quelli del periodo di riferimento tra aprile e giugno e tra novembre e dicembre. Sono stati leggermente inferiori tra gennaio e aprile e particolarmente minori tra luglio e ottobre, con l'eccezione di agosto, quando complessivamente le portate entranti a lago sono risultate molto prossime a quelle pluriennali del periodo di riferimento.

Anche nell'inverno 2009-2010 le condizioni meteorologiche instauratesi sull'areale del Lago Maggiore non sono state tali da determinare una omogeneizzazione completa delle sue acque, che ha raggiunto invece la profondità di 100 m. Questa situazione idrologica è confermata anche dai valori di stabilità presenti lungo la colonna. Non si è verificata, a differenza dello scorso anno, una ossigenazione nella parte più profonda del lago in quanto sono venuti a mancare gli infossamenti di acque fredde dal bacino versante e i scivolamenti di acque litorali raffreddate differenzialmente rispetto a quelle pelagiche.

Si è proseguita la valutazione del tempo reale di rinnovo delle acque del Lago Maggiore ed i risultati ottenuti attraverso i 242 markers langrangiani possono essere così sintetizzati:

1. la massa d'acqua che occupa gli strati compresi nei primi 100 m di profondità ha tempi di residenza compresi tra un minimo di 1 anno ed un massimo di 4-5 anni;
2. le acque degli affluenti hanno tempi di residenza tra i 250 e 1000 giorni, in considerazione dalla loro distanza dalla sezione di chiusura del lago;
3. le acque lacustri che occupano livelli inferiori a 100 m hanno tempi di residenza ancora non esattamente quantificabili ma certamente valutabili in un numero di anni a 2 cifre.

I dati relativi al popolamento zooplanctonico nel corso del 2010 consentono di mettere in luce un ridimensionamento dell'abbondanza numerica dei rotiferi ed un incremento in quella della componente a dimensioni maggiori. Si è osservato inoltre, all'interno del popolamento a copepodi, mantenutosi abbastanza costante rispetto agli anni precedenti, un ulteriore ridimensionamento numerico della presenza media annuale dei ciclopidi.

Il complesso dei dati relativi alle analisi delle variazioni stagionali nel segnale isotopico di carbonio e azoto nei diversi taxa hanno inoltre consentito di confermare

alcuni elementi già emersi nell'anno 2009. In particolare, i dati del 2010, completando il quadro finora emerso, hanno consentito di identificare, attraverso i risultati di analisi condotte su organismi litorali lungo l'asse longitudinale del lago, e mettere in luce come la tendenza verso valori del $\delta^{13}\text{C}$ meno negativi non sia prerogativa esclusiva del pelago. I valori ottenuti rappresentano un riferimento importante che può servire a spiegare l'eventuale contributo di fonti non pelagiche di supporto alla produzione secondaria del pelago. I risultati emersi durante il 2010 consentono di ribadire come l'approccio di tipo funzionale, alla base delle analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto, sia di fondamentale importanza per la definizione di quella *operational diversity* sulla quale si fonda una gestione sostenibile dell'ambiente, finalizzata al mantenimento e, ove necessario, alla riabilitazione delle strutture ecologiche.

Per quanto riguarda il popolamento fitoplanctonico, confrontando le medie mensili del 2010 della concentrazione della clorofilla *a*, descrittore sintetico dell'evoluzione stagionale del fitoplancton, con quelle del periodo 2003-2009, emerge un'evoluzione stagionale simile del parametro, con due picchi localizzati, rispettivamente, all'inizio della primavera ed in estate. Nel 2010 il picco estivo è risultato particolarmente elevato, per la ripresa consistente del popolamento a diatomee. Peraltro, lo sviluppo primaverile è risultato comparabile alla media degli anni precedenti il 2009, quando, a causa di temperature atmosferiche più basse, si era avuta un'inibizione della crescita algale. La media annua del 2010, pari a $2,89 \text{ mg m}^{-3}$, si può considerare in linea con quelle degli ultimi anni. La dinamica dei popolamenti algali è risultata sostanzialmente simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici. Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. Al ridotto sviluppo primaverile delle diatomee nel 2009, si contrappone il dato osservato nel 2010, con un picco che ha superato di poco i $4 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ tra Aprile e Maggio, che riporta questo gruppo sui valori osservati nel 2007 e nel 2008. Nel 2010 si è mantenuta elevata la biodiversità, con 103 unità tassonomiche rinvenute in totale ed un numero medio di 50 unità per campione. L'analisi della distribuzione orizzontale ha evidenziato, ancora una volta, disomogeneità nella distribuzione spaziale del fitoplancton lungo l'asse principale del Lago Maggiore. Molto evidente anche il gradiente termico nord-sud, già messo in evidenza in anni passati. Purtroppo, la sonda IDRONAUT, usata nel 2010 in sostituzione della sonda Fluoroprobe, guastatasi durante la campagna di misure, non ha permesso, a causa di una minore sensibilità del sensore fluorimetrico, di mettere in evidenze chiare differenze tra stazioni legate all'effetto locale dei tributari.

A proposito del comparto della sostanza organica c'è da osservare che nessuna variabile ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni in atto. Tuttavia le concentrazioni di seston e POC sono risultate, soprattutto nello strato 0-20 m, lievemente superiori rispetto al 2009 mentre il TOC è diminuito a valori prossimi a quelli del 2007. Le concentrazioni relativamente modeste di TOC e di POC reperite anche nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi) consolidano la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore, visto che un eventuale incremento della produttività lacustre non può che esitare in un incremento di sostanza organica. Lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2010, una eterogeneità della loro distribuzione più pronunciata rispetto al precedente anno e, pur mantenendosi il gradiente di

concentrazione crescente da nord a sud che supporta l'ipotesi di una maggior produttività della porzione meridionale del Lago Maggiore, si sono avute concentrazioni relativamente elevate di seston e di sostanza organica anche nella porzione centrosettentrionale del lago.

Analizzando la componente microbica della catena alimentare, è emerso che i popolamenti batterici eterotrofi presenti dello strato 0-20m hanno presentato nel 2010 una evoluzione stagionale dell'abbondanza con minimi inferiori e massimi superiori a quelli raggiunti nel triennio precedente. Considerando gli ultimi 4 anni si nota un trend di diminuzione delle abbondanze batteriche nello strato 20-370m corrispondente alla zona afotica dell'ipolimnio, mentre nello strato 0-20m tale trend non è visibile. Complessivamente, l'abbondanza batterica media nell'intera colonna d'acqua è stata per la maggior parte dell'anno inferiore rispetto al periodo di confronto. È verosimile che questo cambiamento quantitativo sia affiancato da una modificazione della struttura tassonomica del batterioplancton e/o del suo ruolo metabolico nella catena alimentare.

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton, si possono individuare nel Lago Maggiore una zona più settentrionale con un più modesto popolamento batterico. Questa va gradatamente sfumando in una zona meridionale ove i parametri caratterizzanti la catena alimentare microbica assumono valori più elevati. Allo stato attuale questo gradiente così come la diminuzione di abbondanza del popolamento batterico non vanno visti tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come una condizione di vulnerabilità dell'ecosistema ove si evidenziano modificazioni delle quali si ignorano le cause. È quindi importante continuare questo monitoraggio, implementandolo con una valutazione dell'evoluzione del popolamento batterico anche dal punto di vista tassonomico, per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

Esaminando la situazione del chimismo del lago, nel 2010 le concentrazioni medie annue di fosforo reattivo e totale (valori medi sull'intera colonna d'acqua) sono state di 7 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente, pressoché identiche a quelle del 2009. Negli anni più recenti (2006-2010) i massimi di fosforo totale non hanno mai superato gli 11 $\mu\text{g P l}^{-1}$, evidenziando un'ulteriore riduzione dei livelli di fosforo, e quindi un miglioramento qualitativo delle acque, rispetto al quinquennio precedente (2001-2005). Gli andamenti stagionali delle altre variabili chimiche nel 2010 non hanno presentato particolarità rispetto agli anni precedenti. Il confronto tra la stazione di centro lago e quella di Lesa, nella parte meridionale, così come i dati raccolti in luglio su 27 stazioni, litorali e pelagiche, collocate su tutto l'areale lacustre, non hanno evidenziato differenze marcate in termini di chimismo delle acque. Le lievi differenze spaziali riscontrate per alcuni nutrienti, silice in particolar modo, sono imputabili a fioriture algali localizzate o all'effetto delle immissioni a lago da alcuni tributari. Un utile approccio per valutare e confrontare lo stato qualitativo dei diversi tributari è quello di calcolarne gli apporti annui di azoto e fosforo a lago in funzione però dell'areale drenato (carichi medi areali). I carichi areali di fosforo nel 2010, a confronto con i valori medi del triennio precedente (2007-09), mostrano un miglioramento sostanziale per i Torrenti Bardello e Boesio, con diminuzione dell'ordine del 40-45%. Gli apporti sono diminuiti anche nel caso dei tributari piemontesi Vevera e Strona, mentre sono rimasti sostanzialmente stabili per gli altri immissari. I dati del 2010 confermano comunque la differenza in termini qualitativi tra le acque tributarie degli areali ticinese, piemontese e lombardo, queste ultime

caratterizzate dai contributi areali più elevati sia di fosforo che di azoto ammoniacale ed organico.

In sintesi, i dati meteorologici mostrano come il 2010 sia stato un anno climaticamente "nella media". I dati relativi agli apporti chimici dal bacino hanno mostrato un miglioramento sostanziale dei tributari che in passato avevano destato preoccupazione. I popolamenti planctonici autotrofi ed eterotrofi che il Lago Maggiore ospita hanno mantenuto la struttura qualitativa che si è andata costituendo negli ultimi anni pur con qualche variazione quantitativa per la quale, tuttavia, non è per ora possibile proporre alcuna ipotesi causale. Da segnalare una fioritura del cianobattere *Anabaena lemmermanni* che ha interessato tra fine agosto ed inizio settembre la parte centro-meridionale del lago. Il ripetersi di questo fenomeno che, dal 2005, interessa con diversa intensità il Lago Maggiore nel periodo estivo, è motivo di preoccupazione per la potenziale tossicità di cianobatteri e per il negativo impatto delle fioriture sulla fruibilità turistica delle acque lacustri. E' comunque attiva una ricerca nell'ambito del progetto Interreg STRADA volta a valutare il possibile nesso causale tra variazioni di livello e sviluppo eccessivo di cianobatteri.

Nonostante questi episodi di fioriture cianobatteriche, il Lago Maggiore si è comunque mantenuto nel 2010 nella condizione prossima all'oligotrofia che ne ha caratterizzato l'evoluzione recente. Questa situazione è frutto dell'equilibrio instauratosi tra situazione meteorologica, pressione antropica e stato dell'ecosistema lago. E' evidente che se uno stressor climatico (ad esempio episodi di siccità) o antropogenico (ad esempio introduzione di una sostanza o di un organismo capace di alterare la rete trofica) dovesse perturbare il delicato equilibrio instauratosi, si andrebbe incontro, com'è successo in passato, ad una variazione dell'attuale tendenza evolutiva del lago. Per la diagnosi precoce degli effetti di un tale stressor, spesso non conclamati almeno nelle fasi iniziali, e per il loro controllo è indispensabile poter disporre della serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici che il monitoraggio di base minimo non può offrire ma che l'attività di ricerca limnologica sostenuta dalla CIP AIS senz'altro garantisce.

L'importanza, a fini gestionali, di disporre di una serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici è evidenziata dall'interesse che l'Unione Europea manifesta per l'attività di ricerca ecologica a lungo termine, interesse che si concreta da un lato nel riconoscimento delle reti di ricerca a lungo termine (LTER) nazionali e, dall'altro, nel finanziamento di programmi, come il Life + EnvEurope, per la gestione e la strutturazione integrata dei database di dati di lungo termine. Il Lago Maggiore è presente nella rete LTER Italia (www.lteritalia.it) e LTER Europe (www.lter-europe.net) nonché nel programma Life + EnvEurope (www.enveurope.eu) grazie alla serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici ad esso relativi.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE DELLA RICERCA

Dr. Rosario Mosello Direttore Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

COORDINATORE DELLA RICERCA

Dr. Roberto Bertoni

ELENCO DEGLI AUTORI

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

ELENCO DEI COLLABORATORI

Sig. Andrea Ferrari	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