

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2003 - 2007

Campagna 2007

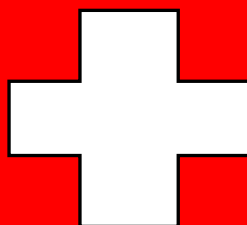
e

Rapporto quinquennale 2003 - 2007

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 2003 - 2007
Campagna 2007
e
Rapporto quinquennale 2003 - 2007

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. 2007. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007.* Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 132 pp.

RIASSUNTO

Questo volume presenta 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. Trattandosi dell'ultimo anno del sesto ciclo quinquennale di ricerche, si è anche instaurato un confronto tra le tendenze evolutive emerse nel corso del quinquennio e quanto osservato nell'ultimo trentennio.

I risultati ottenuti evidenziano che la tendenza del lago ad evolvere verso una condizione di oligotrofia, già osservata nel precedente quinquennio, è senz'altro confermata. Con il consolidamento di uno stato trofico prossimo all'oligotrofia, il fosforo non rappresenta più il solo e più importante elemento di controllo della funzionalità dell'ecosistema lacustre. In effetti i cambiamenti climatici globali in atto e le peculiarità meteorologiche che li accompagnano hanno mostrato, nell'ultimo quinquennio come già nel precedente, di esercitare una influenza importante sul lago come ambiente fisico nonché sui rapporti di distribuzione delle varie popolazioni e sull'organizzazione trofica che le lega. Tale influenza ha determinato, in alcune occasioni, uno scadimento qualitativo del lago o una riduzione della sua fruibilità, come sarà illustrato più avanti in questo volume. Questa evidenza costituisce un ulteriore sollecito a continuare lo studio dettagliato del lago per seguirne l'evoluzione e ad intensificare la ricerca sui processi biologici che in esso si attuano perchè le loro interazioni con il clima, potenzialmente di segno negativo, non sono né ovvie né di facile interpretazione.

SUMMARY

This volume reports the results obtained from the research carried out on Lago Maggiore by the CNR-ISE (Institute of Ecosystem Study), Section of Verbania Pallanza, on behalf of the Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere during the period 2003-2007. The gathered results are compared with those of the long term series and discussed to highlight the recent trends in the evolution of this important fresh water ecosystem.

It is evident that, as result of the reduced allochthonous inputs of phosphorus, the in-lake concentration of this element is also reduced and the oligotrophic status appears to be a stable feature for the lake. The phosphorus role in controlling the ecosystem functioning is now less important and in some case overtaken by that of other environmental factors, such as climatic variables and biotic interactions.

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
<i>(R. Bertoni)</i>	
1.1. Prefazione	1
1.2. Inquadramento geografico	2
1.3. Modalità di campionamento e metodi di analisi	3
1.4. Unità di misura	4
2. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO	5
2.1. Caratteristiche idrologiche	5
<i>(M. Ciampittiello e A. Rolla)</i>	
2.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u>	5
2.1.2. <u>Deflussi</u>	9
2.2. Meteorologia dell'areale lacustre	13
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti, E.A. Carrara, A. Ferrari e A. Rolla)</i>	
2.2.1. <u>Radiazione solare</u>	13
2.2.2. <u>Temperatura atmosferica</u>	14
2.2.3. <u>Evaporazione</u>	15
2.2.4. <u>Intensità e direzione del vento</u>	17
2.3. Apporti chimici dai tributari	19
2.3.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u>	19
<i>(M. Rogora, A. Calderoni, A. Pranzo e G. Tartari)</i>	
2.3.2. <u>Carichi chimici</u>	26
<i>(M. Rogora, A. Calderoni, A. Pranzo e G. Tartari)</i>	
2.3.3. <u>Carbonio Organico Totale (TOC)</u>	36
<i>(R. Bertoni, C. Callieri e M. Contesini)</i>	
3. INDAGINI SULL'AMBIENTE PELAGICO	37
3.1. Limnologia fisica	37
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti, E.A. Carrara e A. Rolla)</i>	
3.1.1. <u>Livello del lago</u>	37
3.1.2. <u>Trasparenza delle acque lacustri</u>	38
3.1.3. <u>Temperatura delle acque lacustri</u>	39
3.1.3.1. <u>Acque superficiali</u>	39
3.1.3.2. <u>Acque profonde</u>	40
3.1.4. <u>Ossigenazione delle acque profonde</u>	41
3.1.5. <u>Bilancio termico</u>	42
3.1.6. <u>Profondità del mescolamento verticale</u>	44
3.2. Chimica lacustre	45
<i>(M. Rogora, A. Calderoni, A. Pranzo e G. Tartari)</i>	
3.2.1. <u>Chimismo di base</u>	45
3.2.2. <u>Composti dell'azoto</u>	49
3.2.3. <u>Composti del fosforo</u>	51
3.2.4. <u>Ossigeno disciolto</u>	52
3.2.5. <u>Silicati reattivi</u>	54
3.3. Popolamenti planctonici	55
3.3.1. <u>Indagini sul fitoplancton</u>	55
<i>(G. Morabito, P. Panzani e A. Oggioni)</i>	
3.3.1.1. <u>Struttura dei popolamenti</u>	55
3.3.1.2. <u>Variazioni della biomassa</u>	57
3.3.2. <u>Indagini sullo zooplancton</u>	60
<i>(M. Manca, A. Visconti e R. de Bernardi)</i>	

3.4. Carbonio organico e popolamenti batterici eterotrofi	67
<i>(R. Bertoni, C. Callieri, E. Caravati, M. Contesini, G. Corno e D. Manca)</i>	
4. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE SULL’EVOLUZIONE DEL LAGO MAGGIORE ANALIZZATO ATTRAVERSO ALCUNI PARAMETRI SIGNIFICATIVI	73
<i>(R. Bertoni)</i>	
4.1. Inquadramento generale	73
4.2. Lineamenti idrologici	74
<i>(M. Ciampittiello e A. Rolla)</i>	
4.3. Caratteristiche idrodinamiche del Lago Maggiore	77
<i>(W. Ambrosetti, L. Barbanti, E.A. Carrara e A. Rolla)</i>	
4.3.1. <u>Contenuto di calore</u>	77
4.3.2. <u>Profondità del mescolamento invernale</u>	79
4.3.3. <u>Parametri meteorologici responsabili dell’idrodinamica del Lago Maggiore</u>	80
4.3.3.1. Temperatura dell’aria.....	80
4.3.3.2. Percorso del vento.....	82
4.3.3.3. Radiazione solare.....	83
4.3.4. <u>Stabilità termica</u>	85
4.3.5. <u>Ossigenazione</u>	86
4.3.6. <u>Livello del lago</u>	87
4.4. Considerazioni generali sull’evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie	89
<i>(M. Rogora)</i>	
4.5. Considerazioni generali sulla dinamica dei popolamenti planctonici	97
4.5.1. <u>Fitoplancton</u>	97
<i>(G. Morabito)</i>	
4.5.1.1. Clorofilla e biovolume.....	97
4.5.1.2. Dinamica quinquennale del popolamento a diatomee.....	98
4.5.1.3. Le fioriture delle estati 2005, 2006 e 2007.....	100
4.5.1.4. Conclusioni.....	104
4.5.2. <u>Zooplancton</u>	104
<i>(M. Manca, A. Visconti e R. de Bernardi)</i>	
4.6. Carbonio organico alloctono ed effetti dell’evoluzione trofica del lago sul carbonio organico autoctono e sui popolamenti batterici eterotrofi	115
4.6.1. <u>Il carbonio organico apportato ed esportato dai tributari</u>	115
<i>(R. Bertoni e C. Callieri)</i>	
4.6.2. <u>Effetti dell’evoluzione trofica del lago sul carbonio organico e sulle variabili ad esso associabili</u>	116
5. CONCLUSIONI	121
<i>(R. Bertoni)</i>	
BIBLIOGRAFIA	125
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	131
APPENDICE	132

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Questo volume raccoglie i risultati delle indagini limnologiche che la Sede di Verbania del CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) ha condotto durante il 2007 sull'ecosistema del Lago Maggiore per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo Svizzere. Questo testo offre anche una valutazione dell'evoluzione dell'ecosistema nel quinquennio 2003-2007, confrontata con le situazioni pregresse, emerse dalle indagini promosse dalla CIP AIS fin dai primi anni 80.

In oltre un quarto di secolo diversi fattori si sono succeduti nel determinare l'evoluzione del lago. La pressione antropica che negli anni 70 aveva innescato il processo di eutrofizzazione del Lago Maggiore, è andata progressivamente smorzandosi negli anni 80 per l'entrata in attività degli impianti di trattamento delle acque reflue e per l'attuazione delle norme di controllo della dispersione dei nutrienti algali nell'ambiente.

Il lago, ormai decisamente proiettato verso il recupero del suo originario stato di oligotrofia consolidatosi nel corso dei primi anni 90, ha in seguito mostrato la sua vulnerabilità ad altri fattori di controllo. In particolare, durante il quinquennio 1998-2002 il trend evolutivo normale del lago ha subito le sollecitazioni prodotte da eventi meteorologici importanti: c'è stata una piena circolazione nel 1999, una importante piena nel 2000 alla quale ha fatto seguito un anno particolarmente siccitoso; infine, l'anno conclusivo, il 2002, è stato caratterizzato da due eventi di piena. Si è trattato, in altre parole, di un quinquennio nel quale il clima ha modificato l'idrologia "consueta" del Lago Maggiore, determinando incrementi anche vistosi dell'apporto idrico al lago. Tali eventi non hanno però contrastato la tendenza all'oligotrofizzazione del lago, anche se certamente ne hanno influenzato i processi biologici con effetti di non facile né univoca interpretazione.

Al contrario il quinquennio 2003-2007 del quale si tratta in questo testo è stato caratterizzato da una notevole scarsità della risorsa acqua. Basta ricordare che le precipitazioni del bacino idrografico del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007 sono state mediamente inferiori rispetto a quelle dei periodi di riferimento con ovvie ripercussioni sul livello del lago che ha presentato una sola piena di breve durata (4 giorni) a fronte di periodi di magra durati complessivamente 329 giorni.

È quindi il cambiamento climatico globale ad assumere il ruolo di forzante dell'ecosistema lago. Si tratta di una forzante che, al di là degli ovvi ed immediati effetti sull'idrologia del lago e del suo bacino, sta evidenziando capacità di interagire profondamente con le componenti biotiche, anche se le modalità di tali interazioni non sono né agevolmente interpretabili né facilmente predicibili. Alcune valutazioni ed alcune ipotesi sulle interazioni tra clima e componenti biotiche ed abiotiche dell'ecosistema lago sono proposte e discusse in questo volume. Da esse emerge da un lato la necessità della ricerca limnologica a lungo termine e, dall'altro, l'opportunità di approfondire lo studio delle interazioni ambiente-clima per capire, e gestire, la possibile evoluzione del Lago Maggiore.

1.2. 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: circa 4 anni

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.

1.3. Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2007 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.

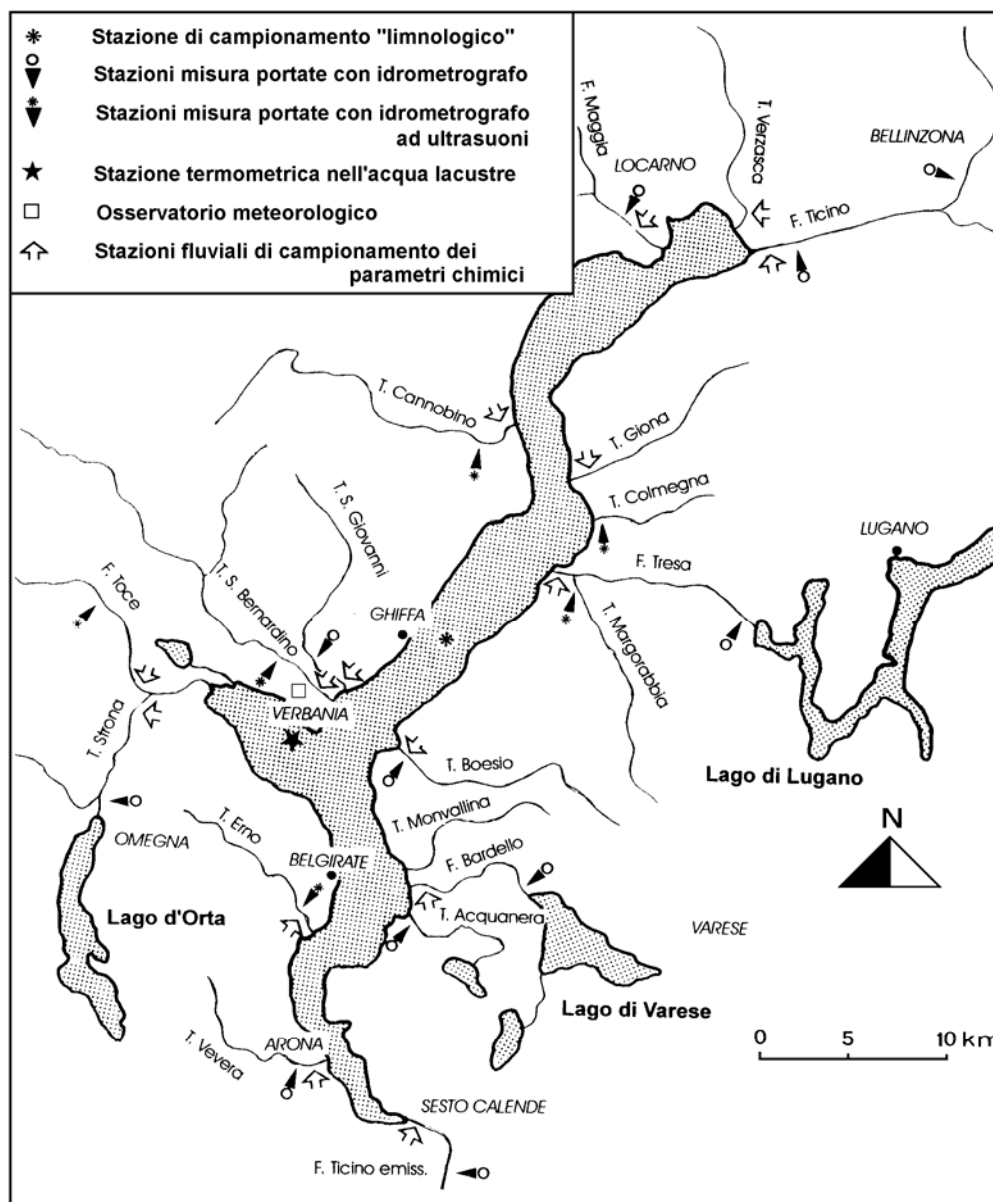


Fig. 1.3. Lago Maggiore, 2007. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

1.4. 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	Tw	[°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]

2. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO

2.1. Caratteristiche idrologiche

2.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

I dati di precipitazione, per l'anno 2007, sono stati raccolti, come di consueto, nelle 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, del Servizio Meteorologico dell'Arpa Piemonte e del Consorzio del Ticino.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in tabella 2.1.1a insieme alle medie dell'anno in studio ed ai periodi 1978-06 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2007 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 2.1.1a.

Tab. 2.1.1a. Lago Maggiore 2007. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m s.l.m.	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
AIROLO	Ticino immissario	1139	83	54	111	10	242	241	127	163	40	14	109	54	1248
PIOTTA	Ticino immissario	1007	70	36	91	8	247	292	143	230	71	13	74	38	1313
FAIDO	Ticino immissario	760	62	27	79	14	239	237	108	246	43	10	89	34	1188
COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	48	17	37	19	160	218	102	215	71	1	61	21	970
BIASCA	Ticino immissario	291	61	24	45	24	178	290	110	272	139	7	116	16	1282
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	93	36	97	21	178	314	179	243	136	14	123	26	1460
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	815	68	31	63	18	152	293	140	243	106	5	86	19	1224
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1320	62	21	33	42	175	371	159	285	107	22	101	16	1394
GRONO	Ticino imm.-Moesa	350	52	12	50	17	155	293	121	224	110	6	84	9	1133
BELLINZONA	Ticino immissario	225	63	20	73	19	178	273	158	291	144	12	106	11	1348
MAGADINO (Aeroporto)	Lago Maggiore	197	56	21	77	8	177	251	119	275	180	12	96	12	1284
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	210	55	24	74	18	257	307	121	315	156	12	99	12	1450
CIMETTA	Lago Maggiore	1672	39	26	49	10	206	315	111	324	149	13	84	13	1339
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	366	74	32	74	30	221	300	111	322	199	11	117	14	1505
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	75	40	90	12	241	310	80	284	229	11	86	14	1472
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	923	58	16	41	33	152	76	162	306	129	8	84	18	1079
LODRINO	Ticino immissario	275	61	23	34	25	130	423	129	383	202	8	113	18	1549
GNOSCA	Ticino immissario	247	61	21	38	10	107	329	143	271	139	8	77	11	1214
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	54	17	72	26	136	272	132	250	130	11	92	14	1205
ALPE PREDASCA	Ticino imm.-Brenno	1735	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	67	38	87	28	222	412	152	394	108	17	137	43	1704
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	75	21	87	8	279	255	147	327	80	11	107	41	1437
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	73	26	82	35	248	303	173	324	96	24	105	33	1522
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	905	58	25	64	27	185	251	146	266	87	12	106	28	1255
COPERA	Lago Maggiore	665	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	86	47	105	10	232	400	105	318	269	12	149	15	1748
LAGO DELIO	Lago Maggiore	835	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	27	20	59	15	255	235	120	177	47	26	19	19	1020
L. TOGGIA	Toce	2170	64	45	48	3	178	197	114	133	47	0	56	51	936
L. SABBIONE	Toce	2462	57	22	46	12	237	218	92	186	59	0	26	42	997
L. MORASCO	Toce	1820	49	15	38	9	183	237	132	151	61	0	52	21	948
L. VANNINO	Toce	2175	91	23	82	16	184	236	92	156	54	0	67	41	1042
PONTE FORMAZZA	Toce	1300	49	15	64	13	152	189	80	100	35	0	64	26	787
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	84	10	50	39	219	253	93	137	56	13	88	15	1058
CREVOLADOSSOLA	Toce	303	62	10	57	57	289	249	40	198	72	0	112	2	1148
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	54	6	53	52	257	190	51	152	65	14	94	13	1000
DOMODOSSOLA	Toce	240	55	9	57	44	243	203	52	146	63	14	100	14	1001
PALLANZENO	Toce	240	62	5	47	21	344	236	14	42	0	11	-	-	782
CODELAGO	Toce-Devero	1885	61	36	108	18	228	219	116	156	47	0	95	53	137
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	76	23	106	17	230	108	53	75	34	13	87	41	863

Tab. 2.1.1a. Continuazione.

Stazione	Bacino	m s.l.m.	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	59	20	73	16	241	219	130	179	55	0	97	32	1121
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1495	88	31	86	33	331	141	63	150	35	12	109	32	1111
LAGO D'AVINO	Toce-Diveria	2240	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	94	29	87	28	322	190	81	149	50	10	81	35	1156
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	37	10	67	48	253	268	82	163	57	10	83	15	1093
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	47	11	72	40	285	263	73	218	84	16	105	11	1225
CIPATA	Toce-Isorno	937	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PONNETTO	Toce-Isorno	348	42	11	45	54	237	184	38	159	55	11	72	13	920
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	47	7	53	37	268	220	88	237	83	14	97	10	1160
MAGLIETTO	Toce-Melezzo occ.	657	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	15	14	65	42	295	325	124	166	70	21	23	5	1165
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	73	12	69	61	412	270	94	158	60	14	97	12	1333
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	52	14	85	39	402	308	90	139	75	0	92	23	1319
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	45	19	86	62	382	282	96	148	80	20	74	18	1313
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2281	49	4	54	25	246	300	96	154	60	0	90	18	1096
L. CINGINO	Toce-Ovesca	2281	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L. CAMPLICIOLI	Toce-Ovesca	1320	64	18	104	56	386	300	124	150	71	0	96	7	1376
ROVESCA	Toce-Ovesca	760	42	14	60	80	268	263	72	121	71	15	-	-	1006
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	36	22	68	32	163	253	101	150	63	13	41	43	987
MACUGNAGA (Fomarelli)	Toce-Anza	1185	42	33	86	57	309	265	98	123	53	20	96	15	1197
CEPPO MORELLI (Battigio)	Toce-Anza	540	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BANNIO ANZINO	Toce-Anza	687	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FORNO PREIA	Toce-Strona	880	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	68	8	77	47	365	325	44	253	136	22	137	11	1491
OMEGNA	Toce-Strona	298	65	9	104	20	281	281	24	215	115	22	140	11	1287
BOLETO	Toce-L. d'Orta	695	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ORTA - Sacro Monte	Toce-L. d'Orta	380	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	67	3	98	18	211	240	21	241	99	20	118	8	1143
MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	71	11	100	26	270	320	47	241	143	32	132	8	1403
ROBIEI	Maggia	1898	168	100	155	34	354	400	200	292	91	34	176	78	2081
CEVIO	Maggia	418	64	23	62	22	290	198	118	239	101	9	108	19	1253
BOSCO GURIN	Maggia	1505	100	38	108	36	277	297	126	266	88	14	92	34	1476
MOSOGNO	Maggia	760	65	20	78	25	299	314	64	267	142	13	116	14	1417
CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	135	79	109	21	355	299	170	192	11	18	135	54	1580
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	71	27	77	11	163	308	129	309	124	12	140	30	1398
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	58	19	64	9	194	236	116	186	52	9	70	24	1035
SAMBUCO DIGA	Maggia	1471	84	36	94	33	192	313	149	250	56	35	127	40	1409
FUSIO	Maggia	1300	64	31	93	8	246	351	171	316	60	15	110	40	1503
MAGGIA	Maggia	327	82	19	70	31	283	246	95	218	90	12	87	23	1254
PALAGNEDRA	Maggia	498	60	20	82	34	298	336	62	292	154	16	116	46	1516
CAMEDO	Maggia	550	57	20	87	29	383	413	59	310	155	14	134	10	1671
SONOGNO	Verzasca	925	75	38	69	12	332	358	131	357	135	10	118	24	1659
FRASCO	Verzasca	890	70	31	55	22	256	340	137	296	124	9	83	9	1431
AROSIO	Tresa	860	66	35	60	14	70	168	99	349	182	11	106	12	1173
ISONE	Tresa	810	67	21	76	16	207	322	136	363	154	17	118	12	1508
LUGANO	Tresa	273	61	18	44	9	170	224	76	307	123	16	89	8	1145
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	82	46	84	17	227	302	101	382	212	14	113	20	1600
PONTE TRESA	Tresa	274	103	20	63	6	144	169	62	380	177	12	101	8	1245
STABIO	Tresa	353	71	23	39	10	208	163	63	260	189	20	126	11	1183
SOMAZZO	Tresa	580	68	27	35	53	128	185	60	259	196	11	105	12	1139
MENDRISIO	Tresa	290	52	28	36	20	170	173	52	295	176	23	103	11	1139
CREVA	Tresa	233	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GERMIGNAGA	Tresa	203	61	22	52	8	182	213	49	267	162	12	105	9	1140
CADERO VEDDASCA	Giona	570	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FALMENTA	Cannobino	662	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CURSOLO O. (M.te Pradini)	Cannobino	940	72	16	88	26	315	333	62	262	179	15	140	9	1517
LUNECCO	Cannobino	415	75	36	79	29	251	305	71	273	147	13	-	-	1281
CANNOBIO	Cannobino	220	64	40	62	10	197	315	107	246	186	10	120	10	1366
MOTTAC	S. Bernardino	1695	23	13	64	35	370	307	64	284	94	26	63	9	1352
IN LA PIANA	S. Bernardino	960	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CICOGNA	S. Bernardino	770	92	18	148	26	303	395	87	297	130	32	143	15	1687
MAZZINA	S. Bernardino	721	49	12	87	19	220	348	47	297	148	18	109	7	1362
UNCHIO	S. Bernardino	283	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240	77	35	73	22	201	358	72	267	212	27	146	17	1508
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	77	11	91	17	269	339	57	296	113	25	147	10	1452
CANDOGGLIA	Toce	201	48	13	57	33	305	330	53	268	99	17	98	10	1330
PIAN DI SOLE	Lago Maggiore	920	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PALLANZA	Lago Maggiore	211	79	14	80	19	190	301	29	265	167	20	147	11	1321
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 2.1.1a. Continuazione.

Stazione	Bacino	m s.l.m.	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
S. MARIA DEL MONTE	Bardello	881	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GAVIRATE	Bardello	284	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AZZATE	Bardello	320	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SOMERARO	Lago Maggiore	470	78	14	106	18	234	336	33	260	152	21	137	12	1400
ISPRA	Lago Maggiore	200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MOTTARONE VETTA	Erno	1491	71	11	100	26	270	320	47	241	143	32	132	8	1086
ARONA	Vevera	334	1	8	47	13	153	184	35	224	110	12	110	6	904
MIORINA	Ticino emissario	195	59	14	22	7	130	118	26	271	128	18	113	5	911
	2007		66	24	73	26	241	274	97	240	108	14	101	21	1265
	1978-06		73	61	97	171	205	156	133	157	186	203	133	76	1657
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Le precipitazioni registrate nel 2007, pari a 1265 mm sono state inferiori del 30 % rispetto alla media pluriennale dei due periodi di riferimento (1978-2006 e 1921-1977).

In particolare le stazioni dove si sono registrate le minori precipitazioni sono state Ponte Formazza e Devero, nel bacino del Toce, rispettivamente con 787 mm e 863 mm. Per contro si sono registrate le piogge più elevate a Robiei, in Val Maggia con 2081 mm e a Verbanò Centrale, sul Lago Maggiore, con 1748 mm.

L'andamento delle precipitazioni (Fig. 2.1.1a) è caratterizzato da due picchi principali a Giugno e ad Agosto, contrariamente al regime medio pluriennale nel quale la doppia ciclicità è solitamente situata a Maggio e Ottobre.

I mesi più piovosi sono stati, infatti, Giugno, Agosto e Maggio con rispettivamente 275 mm, 244 mm e 239 mm, superiori alla media pluriennale, valutata negli stessi mesi, del 25 % circa. Va ricordato che a Giugno 2007 sono stati registrati due eventi particolarmente intensi che hanno creato qualche problema nella misura della quantità di pioggia caduta. È possibile che le piogge totali di Giugno siano sottostimate rispetto a quelle realmente cadute. Le stazioni più piovose sono state Lodrino e Luzzone diga con 423 mm e 412 mm rispettivamente a Giugno, Pizzanco e Alpe Cavalli con 412 mm e 402 mm a Maggio, e Crana Torricella e Ponte Tresa con 382 mm e 380 mm ad Agosto. I mesi più siccitosi sono stati Ottobre e Dicembre con assenza di precipitazioni in molte stazioni soprattutto nelle valli del Toce. Anche a Febbraio e ad Aprile si sono registrate scarse precipitazioni soprattutto a Monte Mesma e ancora lungo il Toce.

Nella figura 2.1.1b è riportata la carta delle isoiete annue per l'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore.

Analizzando la distribuzione spaziale delle piogge, data dalla carta delle isoiete, si evidenziano diversi nuclei di precipitazioni che rappresentano una elevata variabilità spaziale oltre che quantitativa.

Le zone a minor precipitazione sono quelle delle valli dell'Ossola, della parte più meridionale del lago e della zona del Lago di Lugano.

Le maggiori precipitazioni, invece, si sono registrate nell'alta Valle Maggia, e nella zona compresa tra la Valle Cannobina e la Val Grande.

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (Tab. 2.1.1b) si sono registrate piogge superiori alla media in estate (30 %), inferiori in inverno e in primavera (circa il 30 %) e molto inferiori in autunno (60 %). La stagione, quindi, che sta registrando i maggiori cambiamenti climatici, per quanto riguarda le piogge, in termini quantitativi, è l'autunno.

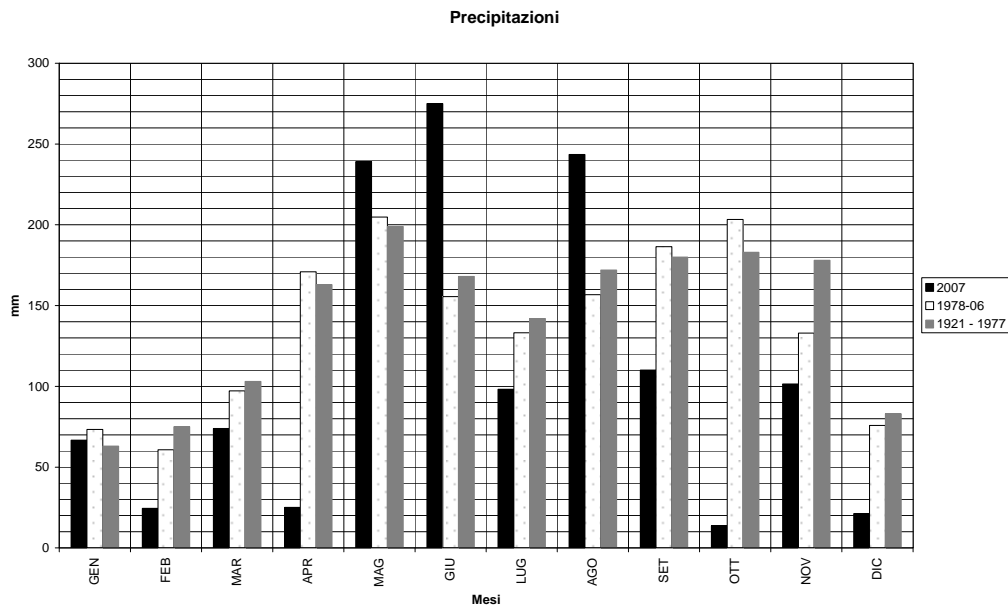


Fig. 2.1.1a. Lago Maggiore 2007. Regime delle precipitazioni dell'intero bacino.

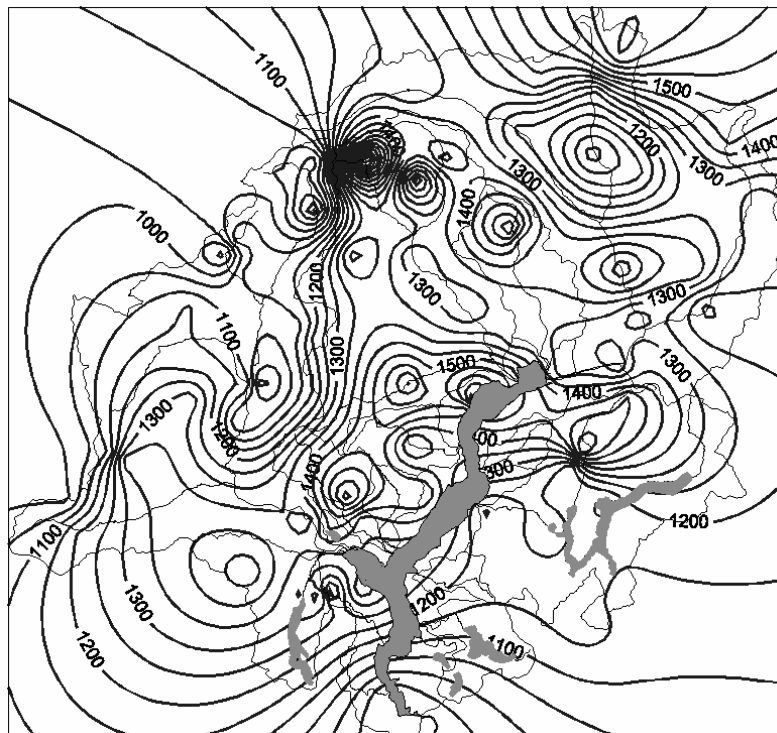


Fig. 2.1.1b. Lago Maggiore 2007. Carta delle isoiete annue (mm).

Tab. 2.1.1b. Piogge stagionali del 2007 e per i periodi di riferimento.

Periodo	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
2007	141	338	617	225
1978-06	207	473	445	523
1921-77	221	465	482	541

2.1.2. Deflussi

Nella tabella 2.1.2a, 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 2007, 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 2.1.2b.

Tab. 2.1.2a. Lago Maggiore 2007. 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

Anche l'anno 2007, complessivamente è stato caratterizzato da scarse portate, mediamente durante l'anno. Solo il Torrente Cannobino ha fatto registrare una portata media annuale superiore a quella del periodo di riferimento, e ha mantenuto il suo livello al di sopra della media pluriennale per quasi tutto l'anno. L'andamento dei livelli e delle portate del Cannobino, in controtendenza rispetto a quello degli altri immissari del Lago Maggiore non trova spiegazioni immediate e di facile lettura. Sono necessari studi più approfonditi e mirati, per una definizione di dettaglio del suo regime pluviometrico e idrologico.

Non è stato possibile ripristinare il funzionamento dello strumento sul Torrente San Giovanni, non sono quindi presenti i dati di portata relativi ad esso.

Durante dei lavori di risistemazione dell'alveo del Torrente Erno, è stato rotto l'idrometro del CNR: non è quindi possibile avere i dati completi per tutto l'anno 2007.

Anche lo strumento di misura dei livelli del Torrente Boesio ha avuto dei malfunzionamenti, e non si hanno, quindi, dati annuali completi.

In tabella 2.1.2b si riportano le medie mensili per il 2007 dei principali affluenti del Lago Maggiore.

Tab. 2.1.2b. Portate medie mensili e annue del 2007 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.	2007	*	31,27	23,95	24,11	37,72	60,03	127,62	81,55	78,53	52,95	43,98	29,98	23,46	51,37
	1978-06		33,31	31,60	36,75	53,12	109,05	118,70	93,39	63,93	68,94	79,99	58,76	36,16	65,51
	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	2007	*	6,66	6,31	7,93	6,54	9,52	14,31	6,83	7,54	9,38	9,02	9,49	8,92	8,54
	1978-06		2,40	2,36	4,25	8,14	9,27	6,50	4,48	3,53	6,37	8,56	5,61	2,95	5,38
S. GIOVANNI	2007	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-06		1,20	1,00	1,79	3,55	3,86	2,85	1,97	1,23	2,78	4,02	2,86	1,31	2,37
S. BERNARDINO	2007	*	1,56	1,08	2,71	2,29	9,48	15,76	1,99	3,84	1,73	0,75	2,27	0,73	3,68
	1978-06		2,19	2,17	4,98	11,85	15,24	8,29	4,90	3,65	9,22	12,47	7,15	2,97	7,08
	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	2007	*	21,28	21,08	18,65	25,91	83,77	153,44	48,98	39,17	24,91	20,01	17,73	11,84	40,56
	1978-06		27,89	27,21	35,40	61,28	114,52	115,68	85,06	62,46	69,03	88,62	61,24	34,01	65,28
	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	2007	*	2,23	1,81	1,79	1,54	1,72	5,71	2,40	1,71	0,79	1,42	1,48	2,04	2,05
	1979-06		2,83	2,25	3,19	5,96	8,11	6,74	3,95	2,59	3,62	8,14	5,95	3,81	4,67
	1941-60		3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2007	*	0,6	0,49	0,61	0,41	0,49	1,13	0,52	-	-	-	-	-	0,61
	1978-06		0,70	0,58	0,94	1,46	1,54	1,08	0,67	0,52	0,87	1,59	1,03	0,66	0,97
VEVERA	2007	*	0,18	0,1	0,1	0,04	0,09	0,36	0,07	0,16	0,05	0,02	0,07	0,03	0,11
	1978-06		0,60	0,50	0,60	0,81	0,94	0,72	0,42	0,31	0,41	0,93	0,68	0,50	0,62
BARDELLO	2007	*	2,28	2,33	1,58	1,48	1,62	2,41	1,84	0,85	1,87	1,88	1,55	1,60	1,83
	1978-06		2,70	2,53	2,91	3,29	4,33	3,95	2,68	1,39	2,35	3,16	2,98	2,50	2,91
	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	2007	*	0,69	0,60	0,53	0,47	0,48	-	-	0,58	0,77	0,55	0,62	0,54	0,57
	1978-04		1,49	1,13	1,62	2,44	2,81	2,09	1,41	0,88	1,43	2,49	2,06	1,30	1,77
MARGORABBIA	2007	*	1,18	0,94	0,66	0,49	0,43	1,73	0,73	1,18	0,94	0,86	0,94	1,09	1,05
	1978-06		2,63	2,30	3,45	4,74	5,51	4,16	2,33	1,57	2,54	5,54	4,64	2,40	3,51
TRESA	2007	*	11,52	10,31	8,24	7,48	6,28	25,95	12,96	22,05	12,13	11,64	8,70	10,56	12,32
	1978-06		14,42	11,69	17,40	30,25	39,86	33,52	21,77	15,32	21,78	32,28	25,80	15,60	23,33
	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.	2007	*	154,20	150,60	144,90	181,00	162,00	513,20	300,70	227,00	197,5	156,10	140,00	144,20	205,80
	1978-06		151,69	145,78	184,59	293,52	463,16	430,08	344,36	252,44	263,79	406,60	254,78	174,24	282,22
	1921-77		145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

Dati ricostruiti

(*) Dati in attesa di validazione

Dati parziali

- Dati mancanti

I massimi valori registrati si sono avuti nel mese di giugno, per tutti i corsi d'acqua. In particolare per il Cannobino, il San Bernardino, il Toce ed il Ticino Immissario questo valore ha superato quelli dei periodi di riferimento relativi allo stesso mese. Per il Ticino Immissario il valore massimo di Giugno è stato superiore alla media

pluriennale del periodo 1978-2006, ma non di quella del periodo 1921-1974. Il secondo massimo, è stato registrato tra Luglio ed Agosto per quasi tutti i corsi d'acqua, a testimonianza dell'elevata piovosità dell'estate 2007. Fanno eccezione il Cannobino, il San Bernardino ed il Toce che hanno avuto portate abbastanza elevate a Maggio; la Vevera e il Bardello tra Gennaio e Febbraio.

Per quanto riguarda i valori minimi di portata non è stato individuato un periodo particolare dell'anno che accomuni tutti o quasi, i corsi d'acqua. Per il Ticino Immissario, il San Bernardino ed il Toce si sono registrati valori molto al disotto della media pluriennale a Dicembre; per il Cannobino e Febbraio, per la Vevera a Ottobre, per il Bardello ad Agosto, per il Boesio ad Aprile, per la Margorabbia e il Tresa a Maggio, per il Ticino Emissario a Novembre.

Un discorso a parte merita il Niguglia, in quanto i minimi registrati sono nel mese di Settembre, quando, per lavori di manutenzione, sono state chiuse le paratoie del Lago d'Orta; sono comunque rimasti bassi i valori di portata ad Ottobre e Novembre.

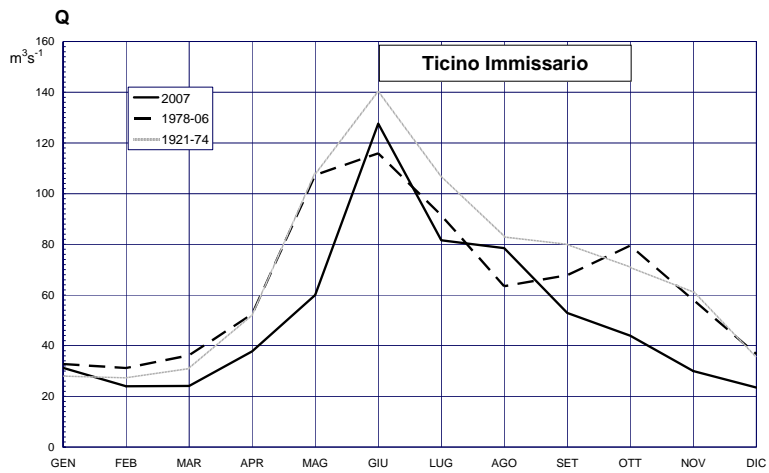
L'elevata variabilità delle portate minime è un indice di un'elevata variabilità nel regime delle piogge, sia in termini di quantità che di distribuzione; va aggiunto anche che, la diversa tipologia dei corsi d'acqua afferenti al lago, in relazione alla loro risposta agli eventi pluviometrici, pone nuovi problemi alle reali modalità di gestione della risorsa idrica, presente e futura. Sarà necessario prevedere dei piani di gestione e sfruttamento ad hoc per ciascun corpo idrico, che tengano conto dell'estensione del bacino imbrifero, del regime dei deflussi, della globalità degli utilizzi, allo scopo di mantenere o ricostituire un equilibrio ecologico nei diversi corsi d'acqua, che li aiuti a fronteggiare i cambiamenti climatici e le sempre maggiori richieste da parte delle attività umane. Tali piani di gestione non potranno prescindere da una continua verifica ed un sostanziale aggiornamento dei dati di portata e di precipitazione, proprie di ciascun sottobacino.

Nella figura 2.1.2a, b, c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino, Immissario ed Emissario e del Toce.

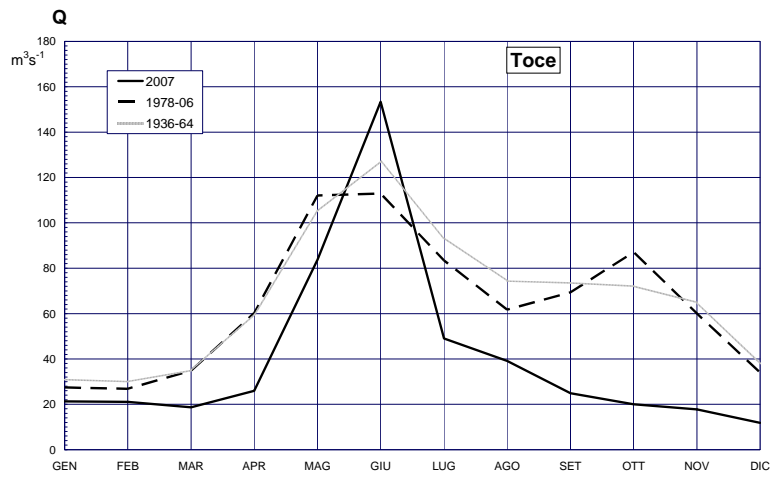
I tre corsi d'acqua hanno un andamento molto simile, sia per quanto riguarda il massimo, che per quanto riguarda gli innalzamenti e gli abbassamenti registrati nell'anno. Si differenzia il Ticino Immissario ad Agosto, con valori simili a quelli di Luglio e il Ticino Emissario ad Aprile, quando ha fatto registrare un piccolo innalzamento.

* I dati relativi a questo corso d'acqua saranno soggetti ad ulteriori verifiche

A



B



C

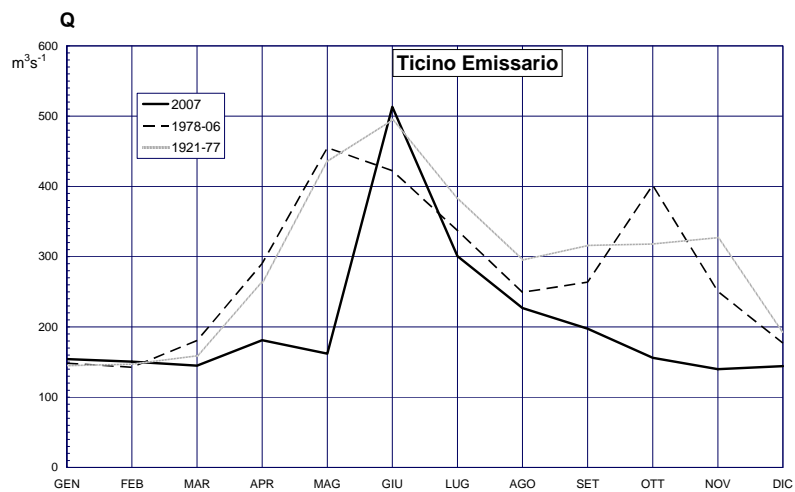


Fig. 2.1.2a, b, c. Lago Maggiore 2007. Regime delle portate.

2.2. Meteorologia dell'areale lacustre

Il quadro sintetico attinente alle caratteristiche meteorologiche rilevate durante il 2007 alla stazione meteorologica di Pallanza (C.N.R - I.S.E.) che qui viene presentato, ha lo scopo di fornire i dati di base per l'interpretazione dei fenomeni fisici, chimici e biologici che interessano l'ecosistema lago. A tal fine saranno presentati quei parametri, quali radiazione solare incidente, temperatura atmosferica, evaporazione e intensità del vento, che più direttamente intervengono nel controllo dell'idrodinamica lacustre; gli stessi concorrono a definire le quantità energetiche in grado di attivare i processi di stratificazione e destratificazione termica nel corpo d'acqua, nonché quelli relativi al mescolamento verticale tardo invernale e alla circolazione innescata dagli apporti advettivi.

Gli eventi meteorologici che maggiormente hanno caratterizzato il 2007 nell'areale del Lago Maggiore possono essere sintetizzati con la conferma della tendenza all'incremento termico dell'atmosfera. Questa è stata favorita da una quantità di radiazione solare sopra la media e da un percorso del vento, in media per quanto riguarda la quantità annua, ma con regime scarso sopra tutto in Febbraio, il che non ha favorito la circolazione delle acque del lago nel momento cruciale per il suo verificarsi.

2.2.1. Radiazione solare

	2007 (cal cm ⁻²)	1951-2006 (cal cm ⁻²)	
totale annuo	117483	105255	
totale invernale	12029	12180	
totale primaverile	36216	32488	
totale estivo	45870	42204	
totale autunnale	22285	18383	
mese con rad. minima	3788	Gen	1978 Dic 1951
mese con rad. massima	18427	Lug	18034 Lug 1984
giorno con rad. minima	0,0	23 Nov	0,0 g.d m.d. a.d.
giorno con rad. massima	720,1	05 Lug	840,0 22 Giu 1956

La quantità di radiazione solare globale registrata a Pallanza nel corso del 2007 (117.483 cal cm⁻²) è risultata molto superiore a quella del periodo di confronto 1951-2006 (105.255 cal cm⁻²) ed inferiore solo a quelle verificatesi nel 2003 (118.970 cal cm⁻²) e nel 1962 (118.402 cal cm⁻²).

L'analisi del relativo ciclo stagionale evidenzia notevoli incrementi in primavera (11,5 %), estate (8 %) ed in autunno (18 %) mentre in inverno risulta in linea con la media degli anni precedenti. Particolarmente elevata la radiazione globale registrata in autunno (22.285 cal cm⁻²), inferiore solo a quella del 1983 (22.981 cal cm⁻²), ed in estate, collocatasi tra i valori più elevati dei ultimi 56 anni.

La sua distribuzione a livello mensile (Fig. 2.2.1) mostra valori al di sotto della media, oltre che nel già citato Febbraio, anche in Giugno, mentre un nuovo massimo assoluto si è avuto in Luglio quando con 18.427 cal cm⁻² si è superato il precedente del 1951 (17.790 cal cm⁻²). Altri mesi con radiazione elevata sono stati Settembre con

10.913 cal cm⁻², valore che si colloca appena sotto le 11.052 cal cm⁻² del 1951, Aprile e Dicembre, anche questi ultimi tra i più elevati del periodo 1951-2006.

Quanto ai dati giornalieri di radiazione solare del 2007 essi sono compresi tra il valore nullo del 23 Novembre e 720,1 cal cm⁻² del 5 Luglio.

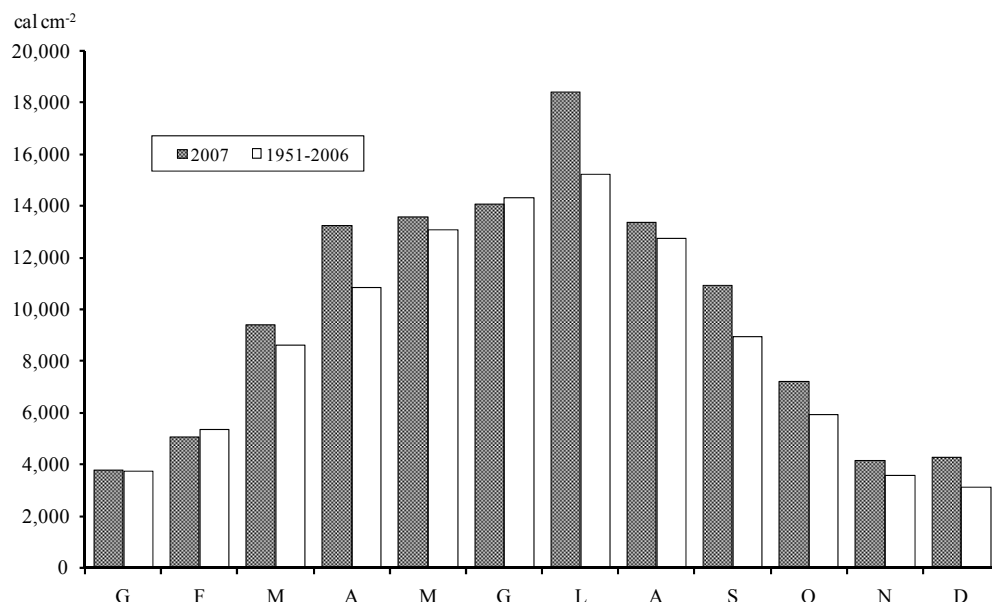


Fig. 2.2.1. Confronto tra i regimi della radiazione solare registrati a Pallanza nel 2007 e nel periodo di confronto 1951-2006.

2.2.2. Temperatura atmosferica

	2007 (°C)		1951-2006 (°C)		
media annua	14,00		12,41		
media invernale	5,86		3,61		
media primaverile	15,17		11,91		
media estiva	22,10		21,40		
media autunnale	13,08		12,72		
minima invernale	-2,4	27 Gen	-8,2	6 Gen	1985
minima primaverile	1,6	22 Mar	-7,1	6 Mar	1971
minima estiva	11,4	2 Giu	7,0	18 Giu	1978
minima autunnale	-1,7	17 Nov	-3,6	23 Nov	1998
massima invernale	25,1	19 Gen	21,0	22 Feb	2001
massima primaverile	32,4	22 Mag	32,7	29 Mag	2001
massima estiva	35,8	19 Lug	38,1	11 Ago	2003
massima autunnale	28,8	7 Set	32,6	13 Set	1962

Dal punto di vista della termica atmosferica il 2007 è stato molto caldo con la media annua di 14,0 °C, valore che negli ultimi 56 anni è stato inferiore solo a quello del 2003 (14,27 °C). Si conferma quindi la tendenza all'aumento della temperatura atmosferica da tempo in atto nella nostra regione, come in altre della superficie terrestre.

L'incremento termico ha interessato soprattutto le stagioni invernale e primaverile, durante le quali si sono verificati i nuovi massimi assoluti: nella prima con 5,86 °C si è

superato di ben 0,95 °C il massimo precedente del 1955 (4,92 °C), mentre in primavera l'incremento rispetto al valore più alto è stato di 1,23 °C (15,27 °C contro 14,04 °C del 1953). Elevati i valori termici che hanno caratterizzato anche le altre due stagioni ma entro i limiti già registrati in precedenza.

Quanto al regime mensile (Fig. 2.2.2) solo in Agosto (21,64 °C) e Settembre (17,89 °C) si riscontrano valori di temperatura leggermente al di sotto della norma mentre i restanti mesi hanno abbondantemente superato i rispettivi valori medi. In particolare, sono da segnalare i due nuovi massimi assoluti di Gennaio con 5,67 °C (precedente 4,55 °C nel 1955) e di Aprile con 17,10 °C (precedente 14,12 °C nel 1953). In Febbraio (7,0 °C) e in Maggio (18,26 °C) le temperature sono tra le più alte degli ultimi 56 anni; elevate, ma non eccezionali le temperature negli altri mesi.

Nel corso del 2007 il massimo giornaliero è stato rilevato il 19 Luglio con 35,8 °C mentre quello minimo di -2,4 °C è relativo al 27 Gennaio: ne consegue un'escursione annua di 38,2 °C.

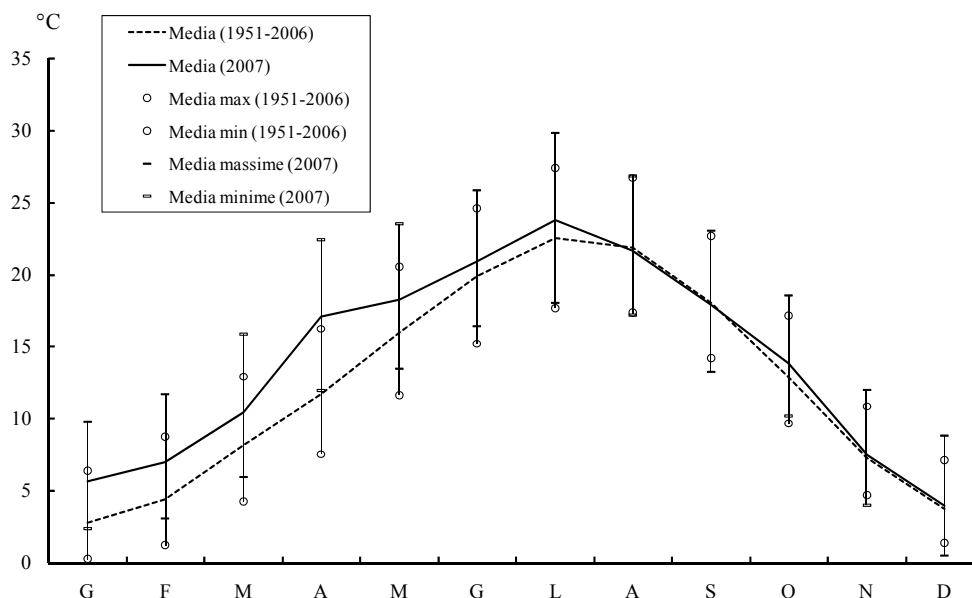


Fig. 2.2.2. Confronto tra i regimi mensili della temperatura atmosferica a Pallanza nel 2007 e nel periodo 1951-2006.

2.2.3. Evaporazione

	2007 (mm)		1951-2006 (mm)	
totale annuo	1163,8		1101,5	
totale invernale	90,4		107,0	
totale primaverile	367,5		324,3	
totale estivo	470,5		489,3	
totale autunnale	219,8		180,9	
mese con evap. minima	34,6	Dic	9,9	Gen 1996
mese con evap. massima	215,5	Lug	258,0	Lug 1959
giorno con evap. massima	13,4	30 Lug	18,7	16 Lug 1984

Una delle principali conseguenze dell'elevata temperatura media che ha caratterizzato il 2007 è stato, senza alcun dubbio l'incremento, rispetto ai valori medi pluriennali, dell'evaporazione: è infatti dal 1992 che non si registravano valori superiori alla media del periodo di confronto.

All'evaporigrafo di Pallanza nel 2007 è stato misurato un totale annuo di 1163,8 mm, valore che si colloca tra quelli più alti della serie (settimo in ordine decrescente), che è leggermente inferiore alle precipitazioni riscontrate nello stesso sito (1321,4 mm) e che supera nettamente la media della serie pluriennale di confronto (1101,5 mm). A questo risultato hanno contribuito soprattutto la primavera, con 367,5 mm, e l'autunno con 219,8 mm, entrambi con valori fra i più elevati del periodo, mentre l'inverno (90,4 mm) e l'estate (470,5 mm) si sono mantenuti leggermente al di sotto della media pluriennale.

Dalla figura 2.2.3, nella quale sono rappresentati in forma istogrammetrica i regimi evaporimetrici mensili del 2007 e del periodo 1957-2006, è possibile constatare come nell'ultimo anno solo in Febbraio, Giugno e Agosto non siano stati superati i valori medi pluriennali mentre scostamenti in senso positivo sono riscontrabili in tutti gli altri mesi. In particolare sono da segnalare le elevate quantità di acqua evaporate in Aprile (137,5 mm), Luglio (215,5 mm) e Novembre (52,0 mm).

Quanto all'evaporazione giornaliera, nel 2007 solamente 9 sono stati i giorni dell'anno nei quali non è stata superata la soglia limite inferiore della sensibilità strumentale per questo parametro, cioè il valore nullo; viceversa il giorno ad evaporazione massima è risultato il 30 Luglio con 13,4 mm.

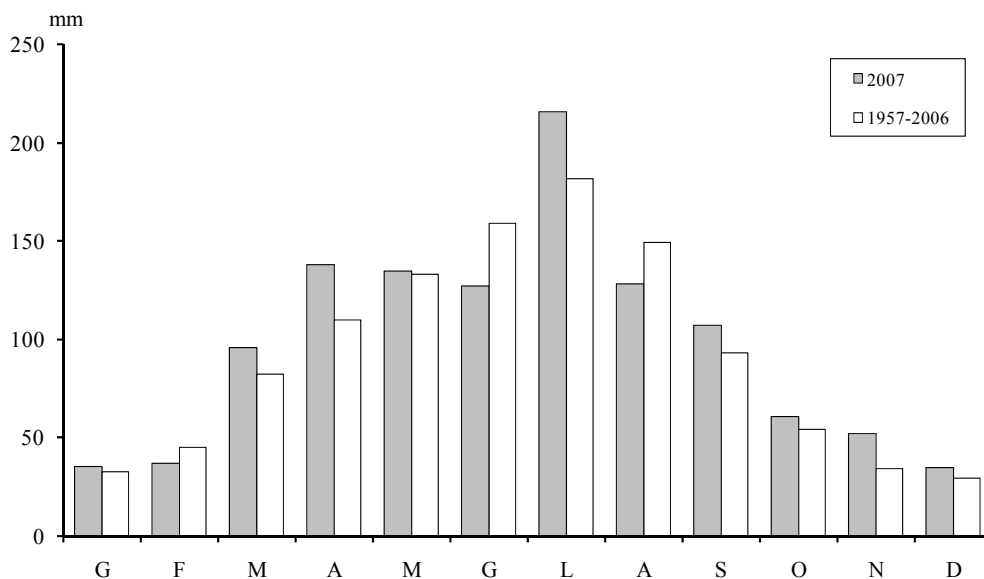


Fig. 2.2.3. Confronto tra i regimi mensili dell'evaporazione a Pallanza nel 2007 e nel periodo 1957-2006.

2.2.4. Intensità e direzione del vento

	2007 (km)		1997-2006 (km)	
percorso annuo	48216,5		47610,8	
percorso invernale	10925,0		10656,9	
percorso primaverile	13059,3		12846,1	
percorso estivo	13618,9		12848,5	
percorso autunnale	10723,6		11259,4	
velocità media (km h ⁻¹)	5,5		5,4	
direzione prevalente	W		SSE	
mese più ventoso	5190,1	Mag	5578,6	Apr 2004
giorno più ventoso	484,4	2 Mag	633,2	2 Dic 2004
raffica massima (km h ⁻¹)	58	15 Mag	101	17 Ago 2000
	82		101	

Nel 1997 la dotazione strumentale della stazione meteorologica di Pallanza ha visto la sostituzione dell'anemometro autogeneratore, che aveva operato sino ad allora, con un apparecchio più sensibile ai venti deboli: le differenze tecniche tra i due strumenti non consentono pertanto il confronto con l'intera serie storica iniziata nel 1955, confronto che deve essere invece limitato agli ultimi 10 anni.

Il percorso del vento nel 2007 è stato di 48.216,5 km, poco oltre la media degli anni 1997-2006 (47.610,8 km) e con una distribuzione stagionale che ha visto valori inferiori alla norma in autunno e superiore in estate (13.618,9 km), quest'ultimo superato solo dai 14.401 km del 2006.

Il confronto fra i regimi mensili di vento filato nell'ultimo anno e nel periodo precedente (Fig. 2.2.4a), evidenzia nuovi valori assoluti in Marzo (4.969,5 km contro 4.451 km del 2006), in Maggio (5.190,1 km contro 4.910 km del 1997), Luglio (4.920,9 km contro 4.629 km del 2002) e Aprile (2.899,7 km contro 4.055 del 2002). Negli altri mesi dell'anno sono invece presenti solo leggeri scostamenti, rispetto alla media, sia in senso negativo sia positivo.

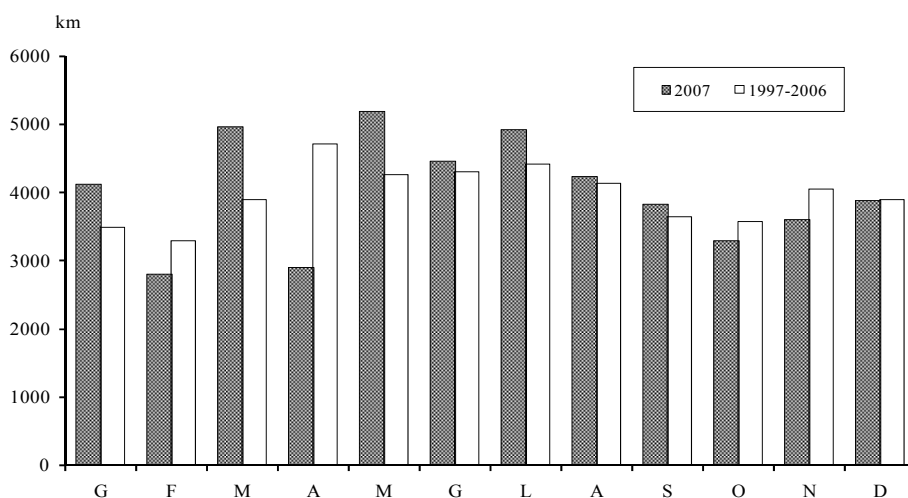


Fig. 2.2.4a. Regime mensile della quantità di vento filato a Pallanza nel 2007 e nel periodo 1997-2006.

Quanto alla direzione del vento la figura 2.2.4b, indica come nel 2007 la sua provenienza prevalente sia stata da W, seguita da quella da NNE, mentre in passato vi era una significativa presenza anche della direzione da ESE.

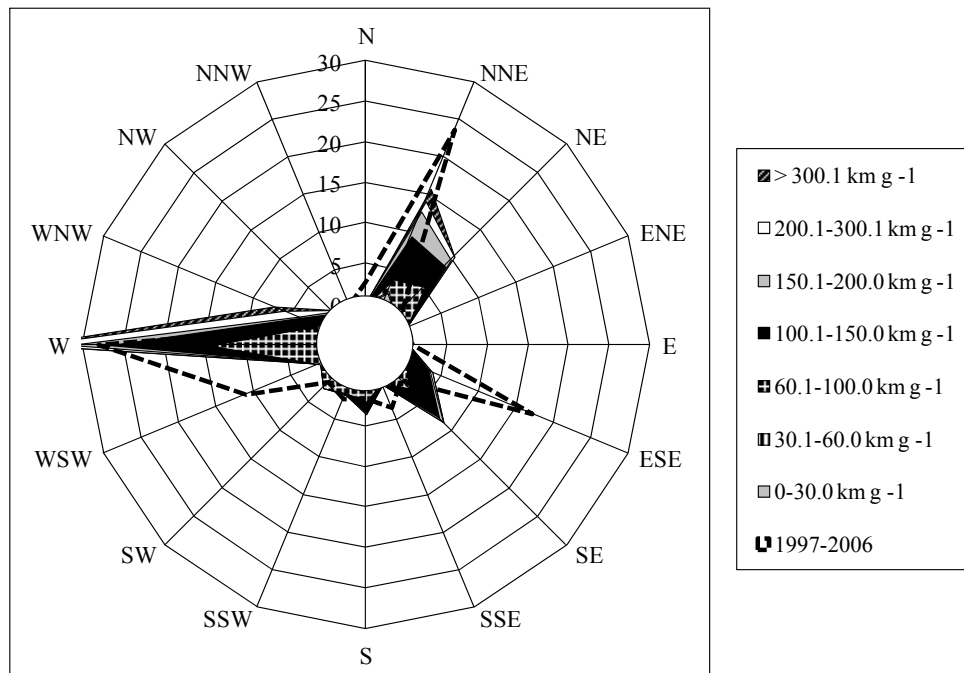


Fig. 2.2.4b. Confronto fra le rose dei venti a Pallanza nel 2007 e nel periodo 1997-2006.

2.3. Apporti chimici dai tributari

2.3.1. Caratteristiche chimiche e chimico fisiche

Lo studio delle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario sono state effettuate nel 2007 con frequenza mensile. I valori medi annui delle variabili principali sono riportati in tabella 2.3.1 e confermano quanto già evidenziato nelle indagini degli anni precedenti per quanto riguarda il chimismo di base dei corsi d'acqua (pH, conducibilità, alcalinità). La maggior parte di essi sono infatti impostati in bacini composti prevalentemente da rocce ignee (Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona) e sono di conseguenza caratterizzati da bassi valori medi di pH, alcalinità totale e conducibilità: i valori nel 2007 sono risultati compresi tra 6,9 e 7,7 unità di pH, 0,2 e 0,5 meq l⁻¹ e 47 e 152 μS cm⁻¹ a 20 °C rispettivamente. I tributari che drenano invece areali in gran parte costituiti da rocce sedimentarie (Vevera, Tresa) mostrano valori più elevati delle stesse variabili (7,8-8,1 unità di pH, 1,8-1,9 meq l⁻¹ e 215-250 μS cm⁻¹). Il Toce (bacino Ossola) ed il Ticino immissario sono caratterizzati da valori intermedi sia di pH (7,5 e 7,8) che di alcalinità (0,9 e 1,0 meq l⁻¹). I valori massimi di alcalinità e conducibilità caratterizzano le acque di Boesio e Bardello (5,8 e 3,4 meq l⁻¹ e 780 e 440 μS cm⁻¹ rispettivamente), a causa di scarichi ad alto tenore di bicarbonati e di sali che interessano i due corsi d'acqua.

Tab. 2.3.1. Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2007.

	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)	7,97	5,82	776	0,37	3,13	1,17	4,67	407	3,1
Bardello	(BAR)	8,04	3,39	437	0,28	2,06	0,82	3,16	488	2,0
Tresa (a)	(TRE)	8,13	1,84	214	0,14	1,06	0,25	1,45	36	0,7
Giona	(GIO)	7,59	0,46	101	0,02	1,06	0,10	1,18	31	4,4
Tributari piemontesi										
Vevera	(VEV)	7,78	1,87	247	0,15	2,93	0,17	3,25	53	5,4
Strona	(STR)	7,60	0,49	118	0,04	1,50	0,10	1,64	30	3,3
Toce Ossola	(TOC)	7,50	0,90	193	0,06	0,74	0,06	0,87	23	2,6
San Giovanni	(SGI)	7,45	0,29	65	0,01	1,23	0,10	1,34	10	4,7
Erno	(ERN)	7,49	0,41	145	0,03	1,63	0,16	1,83	35	4,5
San Bernardino	(SBE)	7,60	0,46	61	0,01	1,11	0,07	1,18	4	3,4
Cannobino	(CAN)	7,35	0,26	47	0,01	0,67	0,09	0,77	7	3,7
Tributari svizzeri										
Maggia	(MAG)	7,71	0,46	69	0,01	0,83	0,09	0,94	6	3,0
Ticino immissario	(TIM)	7,78	1,06	263	0,02	0,84	0,09	0,95	7	2,4
Verzasca	(VER)	6,91	0,25	46	0,01	0,81	0,12	0,94	7	2,7
Emissario										
Ticino emissario	(TEM)	8,19	0,82	147	0,01	0,70	0,15	0,86	10	0,6

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

Nel caso di acque emissarie, come per Ticino (Lago Maggiore), Tresa (Lago di Lugano) e Bardello (Lago di Varese), i valori di pH e le loro variazioni interannuali, oltre che dalle caratteristiche litologiche dei bacini, dipendono dai processi a lago. Come si può osservare in figura 2.3.1a che riporta l'andamento dei valori mensili di pH nei tre corsi d'acqua menzionati durante l'ultimo quinquennio, le oscillazioni appaiono molto più marcate nel caso del Ticino emissario, con massimi estivi e minimi invernali accentuati, analoghi a quelli registrati nelle acque epilimniche del Lago Maggiore. Le acque del Tresa presentano oscillazioni meno marcate, anche se più evidenti nel 2006 e nel 2007 rispetto agli anni precedenti. Infine nel Bardello i valori di pH, che, come già accennato, sono influenzati anche dalla presenza di scarichi non sufficientemente depurati, i valori di pH si mantengono stabilmente compresi tra 7,7 e 8,2 (Fig. 2.3.1a).

I dati raccolti nel 2007, considerati unitamente a quelli pregressi disponibili per gli stessi corsi d'acqua, confermano una sostanziale stabilità del loro chimismo di base, come dimostra il confronto tra i valori medi annui di pH e alcalinità dell'anno 2007 e quelli del quinquennio precedente (Fig. 2.3.1b). Quasi tutti i corsi d'acqua hanno mostrato un aumento dei valori di alcalinità nel 2007, rispetto al periodo 2002-2006, evidente soprattutto nei torrenti con concentrazioni elevate quali Bardello e Boesio. Questo risultato conferma quanto già osservato negli anni precedenti, cioè una progressiva tendenza all'aumento dei valori di alcalinità, che potrebbe essere attribuita ad una maggior concentrazione di soluti dovuta alle scarse precipitazioni e quindi alle portate ridotte. I valori medi annui di pH nel 2007 sono stati pressoché identici a quelli del quinquennio 2002-2006, ad eccezione di alcuni corsi d'acqua piemontesi (Erno, S. Bernardino, S. Giovanni) che hanno fatto rilevare valori leggermente più elevati nell'anno di studio (Fig. 2.3.1b).

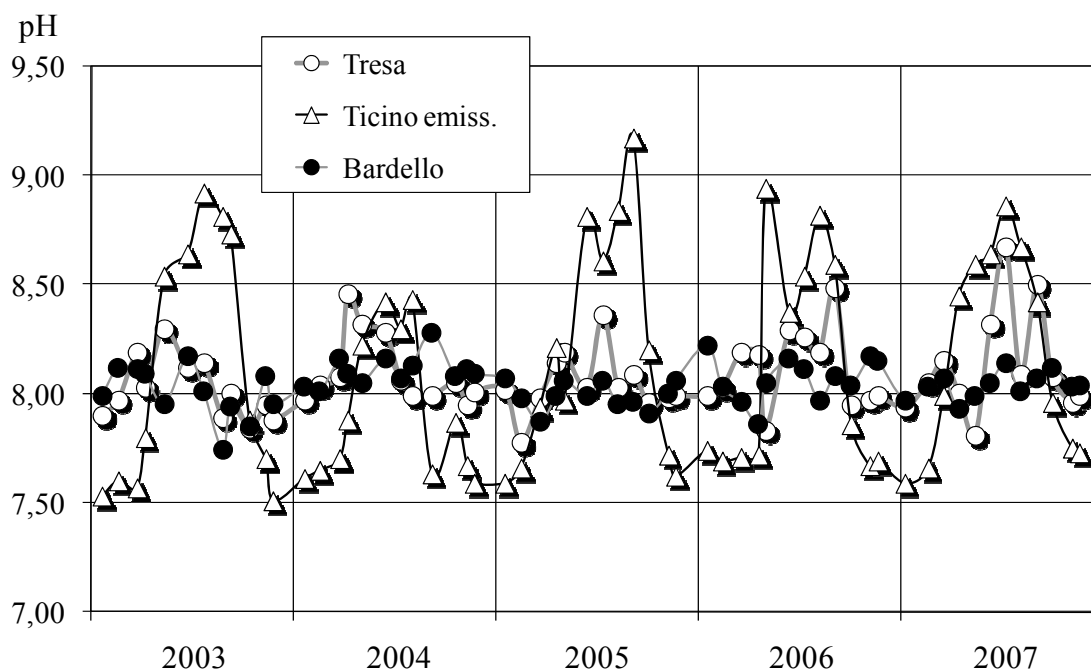


Fig. 2.3.1a. Valori di pH riscontrati nel quinquennio 2003-2007 nelle acque emissarie dei laghi di Lugano (Tresa), Varese (Bardello) e Maggiore (Ticino emissario).

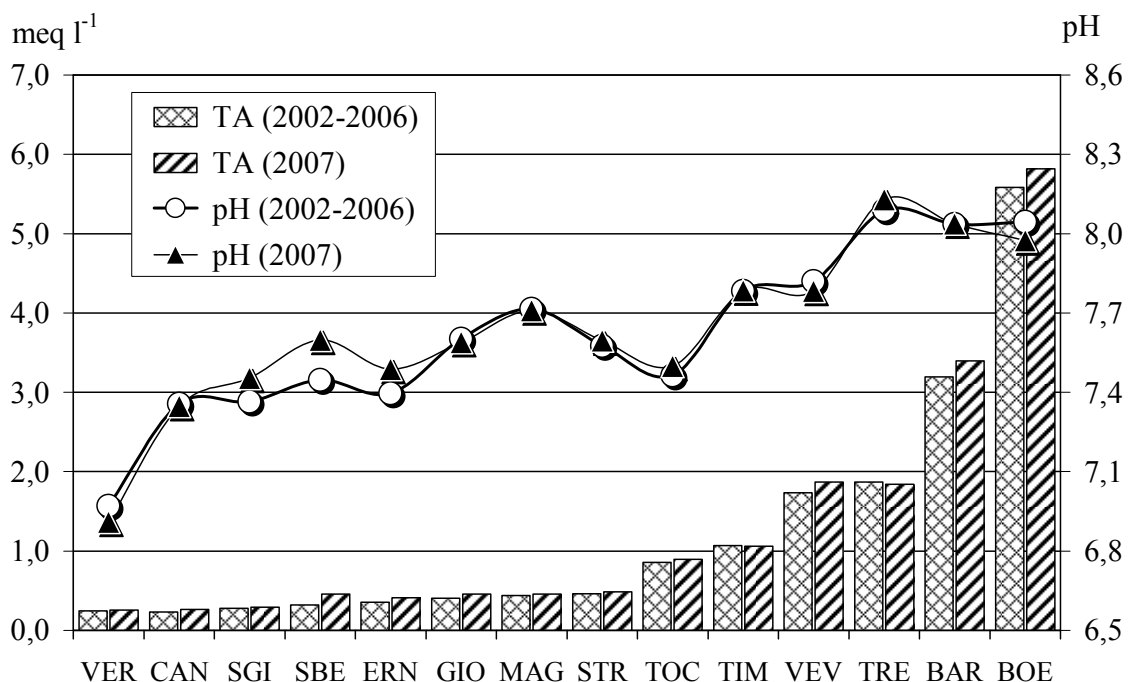


Fig. 2.3.1b. Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2007 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2002-2006).

Dal punto di vista della qualità delle acque, i torrenti Boesio e Bardello presentano sicuramente la situazione di maggior compromissione, in particolare per quanto riguarda le concentrazioni di fosforo totale (rispettivamente 407 e 488 $\mu\text{g P l}^{-1}$ come valori medi annui). Anche i livelli di azoto ammoniacale (0,37 e 0,28 mg N l^{-1}), organico (1,17 e 0,82 mg N l^{-1}) e totale (4,67 e 3,13 mg N l^{-1}) confermano l'elevato livello di inquinamento di questi immissari (Tab. 2.3.1 e Fig. 2.3.1c). Inoltre tutti i nutrienti considerati hanno presentato nel 2007 concentrazioni maggiori di quelle dell'anno precedente, con l'eccezione dell'azoto ammoniacale che è rimasto pressoché invariato.

I livelli di fosforo totale del Torrente Bardello nel 2007 sono risultati simili a quelli del 2003, cioè ai valori massimi dell'ultimo decennio (Fig. 2.3.1d). Poiché gli interventi di prelievo ipolimnico dal Lago di Varese sono cessati, la situazione del Torrente Bardello non è più imputabile alle sole condizioni idrologiche, ma è da ritenersi indicativa di un incremento negli apporti di reflui civili e/o industriali scarsamente depurati.

Per quanto riguarda gli altri tributari, le concentrazioni di fosforo totale nel 2007 sono risultate inferiori a 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in 6 corsi d'acqua (S. Giovanni, Ticino immissario, Cannobino, San Bernardino, Maggia, Verzasca), comprese tra 11 e 36 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in 4 corsi d'acqua (Tresa, Erno, Toce, Strona) e infine superiori a 50 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nei rimanenti 2 tributari (Giona e Vevera) (Fig. 2.3.1e). A differenza di quanto rilevato per Boesio e Bardello, il livello qualitativo dei tributari non ha subito un peggioramento nel 2007 rispetto all'anno precedente, al contrario, i torrenti Giona e Vevera hanno visto una riduzione delle concentrazioni medie di fosforo totale, passate da 71 a 54 e da 62 a 53 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente. Nel complesso la maggior parte dei corsi d'acqua presenta quindi livelli di fosforo compresi nell'obiettivo di qualità da rispettare per il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque lacustri. Una conferma dello stato

qualitativo delle acque viene anche dai livelli medi di azoto ammoniacale (0,14-0,15 per Vevera e Tresa e inferiore a 0,06 mg N l⁻¹ negli altri corsi d'acqua) ed organico (tra 0,16 e 0,25 per Vevera, Tresa e Erno e inferiore a 0,12 mg N l⁻¹ in tutti gli altri; Tab. 2.3.1 e Fig. 2.3.1c).

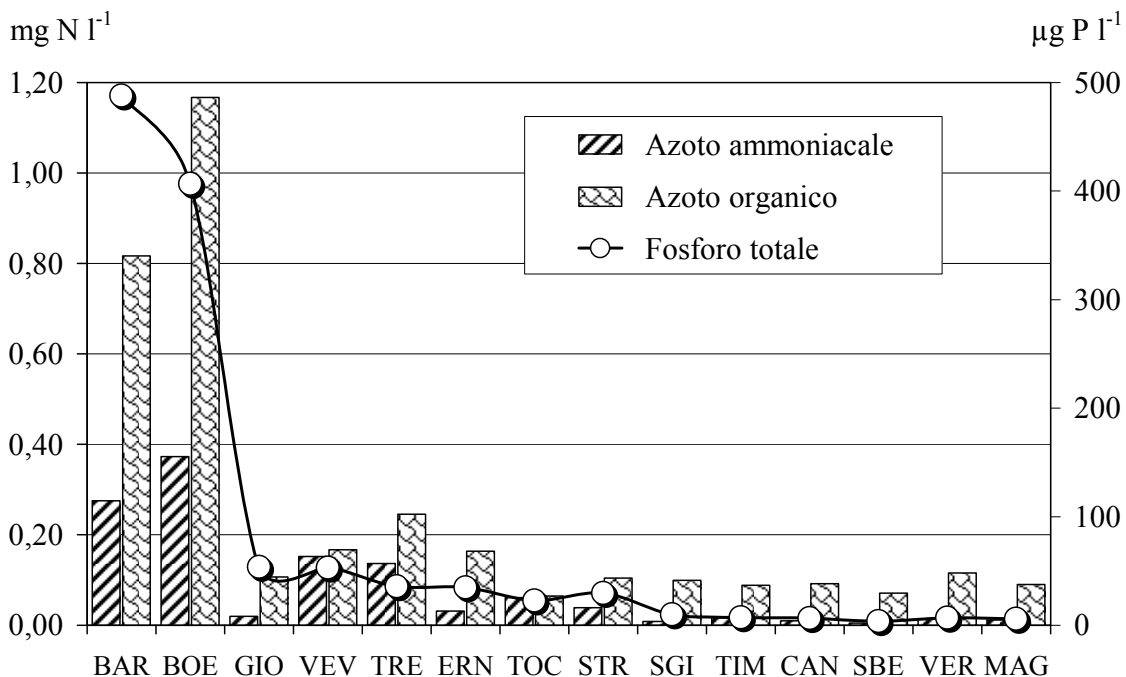


Fig. 2.3.1c. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e d'azoto ammoniacale ed organico misurate nel 2007 sui principali tributari del Lago Maggiore.

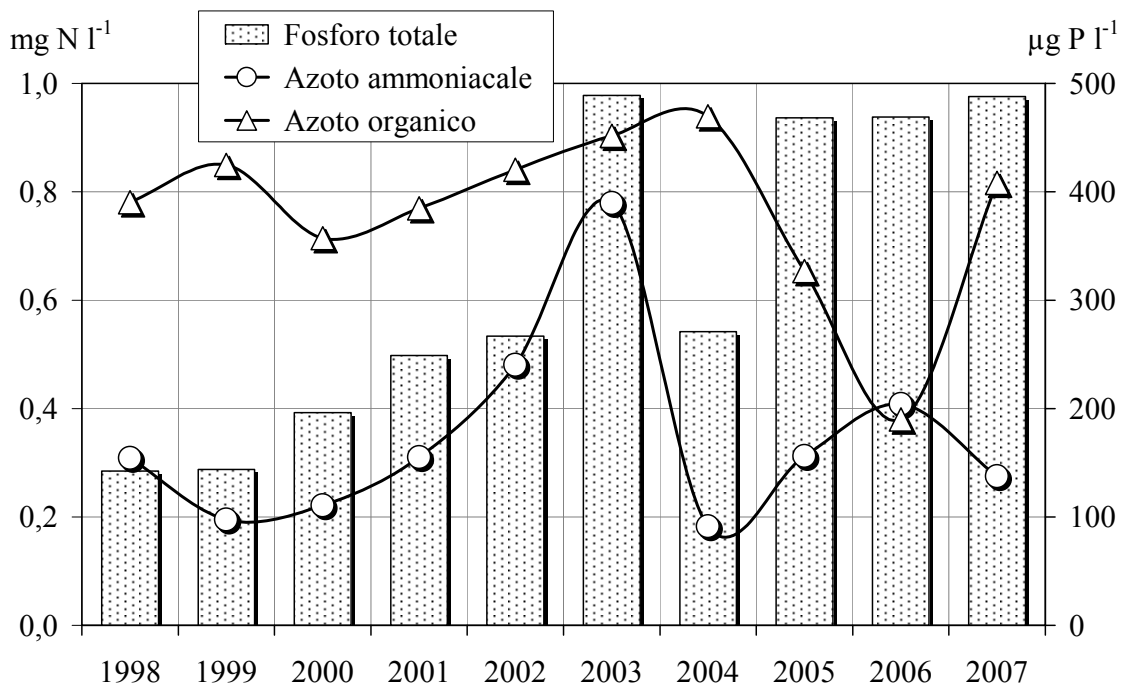


Fig. 2.3.1d. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e d'azoto ammoniacale ed organico misurate dal 1998 al 2007 alla foce del Torrente Bardello.

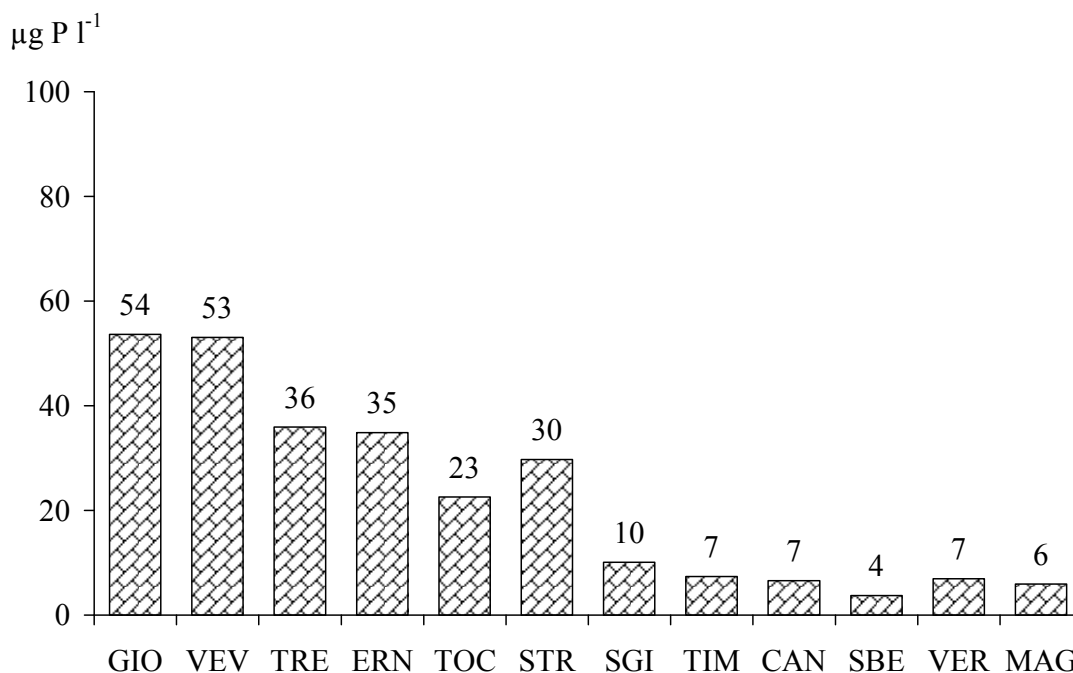


Fig. 2.3.1e. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate nel 2007 sui corsi d'acqua campionati ad esclusione di Boesio e Bardello.

La situazione di compromissione media che caratterizza alcuni corsi d'acqua (Giona, Vevera, Tresa ed Erno) deriva dalla presenza nei bacini drenanti di scarichi non sufficientemente depurati.

Le figure 2.3.1f, 2.3.1g e 2.3.1h riportano rispettivamente le concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale. Dall'analisi di tali dati emerge come il livello qualitativo degli apporti di nutrienti a lago dalle acque tributarie possa essere definito ottimale per l'areale ticinese, medio per quello piemontese, ed infine inaccettabile per quanto riguarda la zona lombarda. I valori delle concentrazioni medie areali annuali registrati nelle tre aree si sono mantenuti su livelli nettamente diversi per tutto il periodo 1998-2007. È da segnalare come i valori relativi all'azoto organico siano andati progressivamente diminuendo nell'areale piemontese, raggiungendo nel 2006-2007 livelli pari o inferiori a quelli del Canton Ticino. I rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia sono risultati mediamente 1,0:4,0:10,8 per l'azoto ammoniacale (Fig. 2.3.1f); 1,0:1,3:3,4 per l'azoto organico (Fig. 2.3.1g); 1,0:3,1:11,4 per il fosforo totale (Fig. 2.3.1h).

Le concentrazioni medie di fosforo totale e di azoto ammoniacale negli afflussi complessivi al lago dai tributari nel 2007 sono state pressoché identiche a quelle dell'anno precedente, e in generale in linea con quelle dell'ultimo decennio (Figg 2.3.1f, h), mentre hanno mostrato una tendenza alla diminuzione le concentrazioni dell'azoto organico (Fig. 2.3.1g). Considerando invece l'andamento di tutto il periodo 1978-2007, si osserva chiaramente la diminuzione delle concentrazioni medie, sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale, negli afflussi totali a lago (Fig. 2.3.1i). Con l'eccezione del massimo registrato nel 2003 (0,09 mg N l⁻¹), gli afflussi medi di azoto ammoniacale si sono mantenuti negli ultimi anni su valori medi di 0,05 mg N l⁻¹. Quelli di fosforo totale

sono invece leggermente aumentati nell'ultimo triennio (circa $30 \mu\text{g P l}^{-1}$), riportandosi ai livelli dell'inizio degli anni '90 (Fig. 2.3.1i).

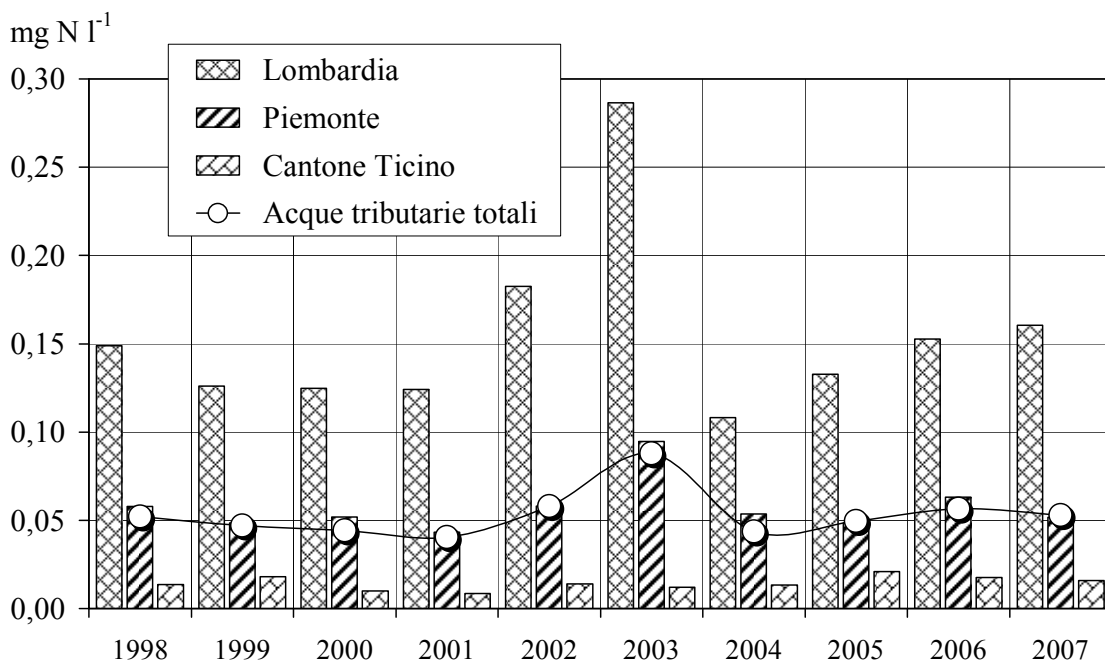


Fig. 2.3.1f. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 1998-2007 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

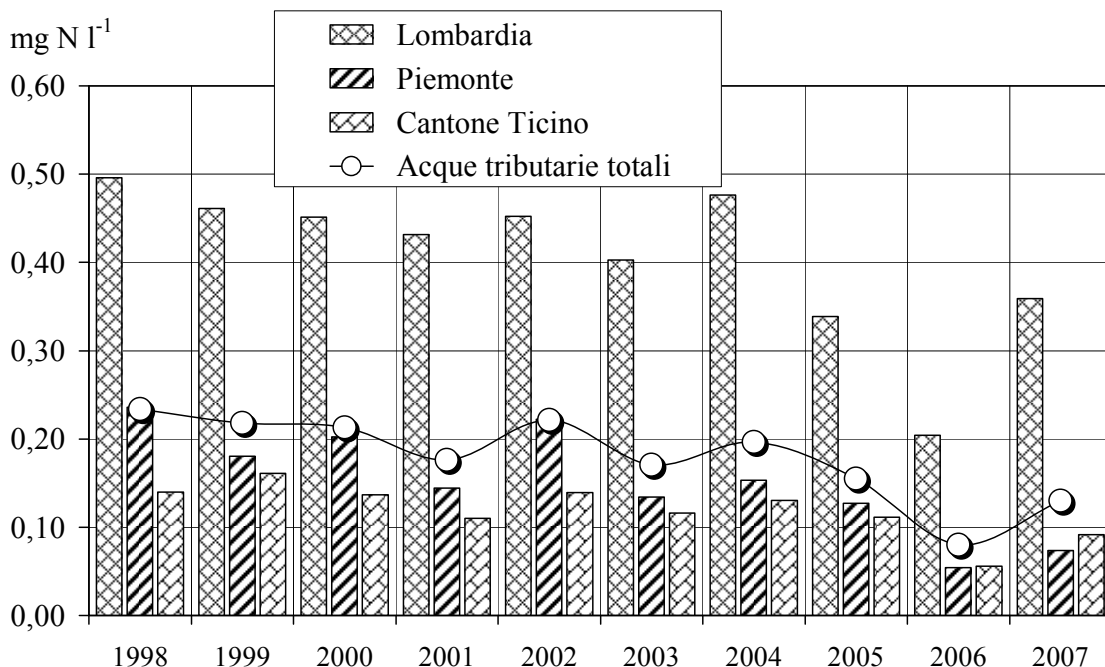


Fig. 2.3.1g. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 1998-2007 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

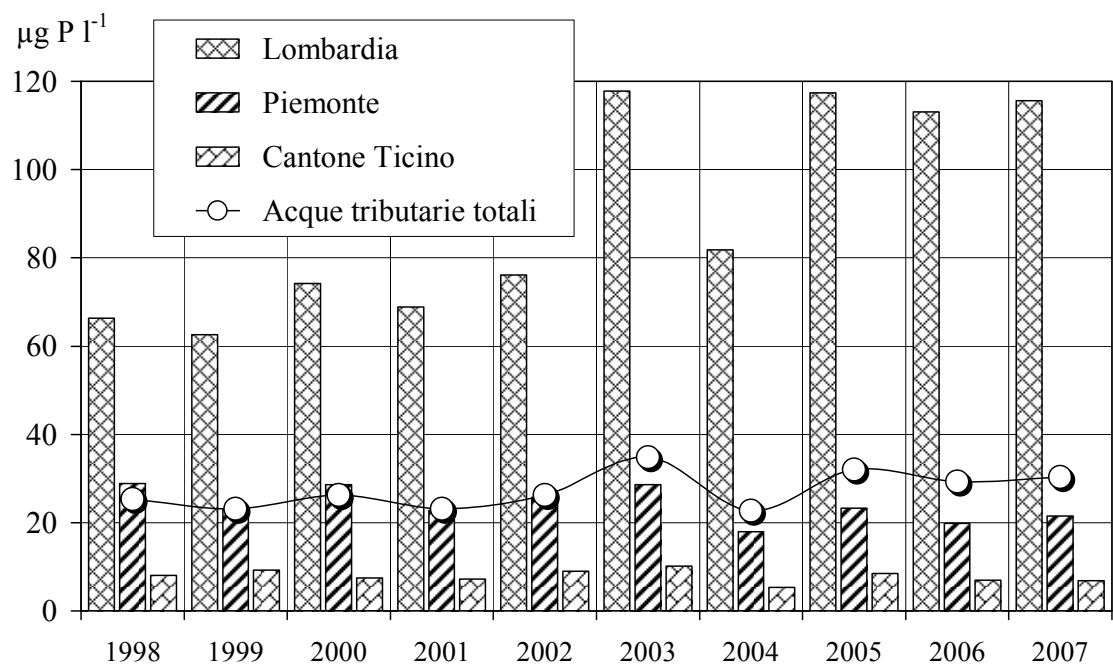


Fig. 2.3.1h. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 1997-2007 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

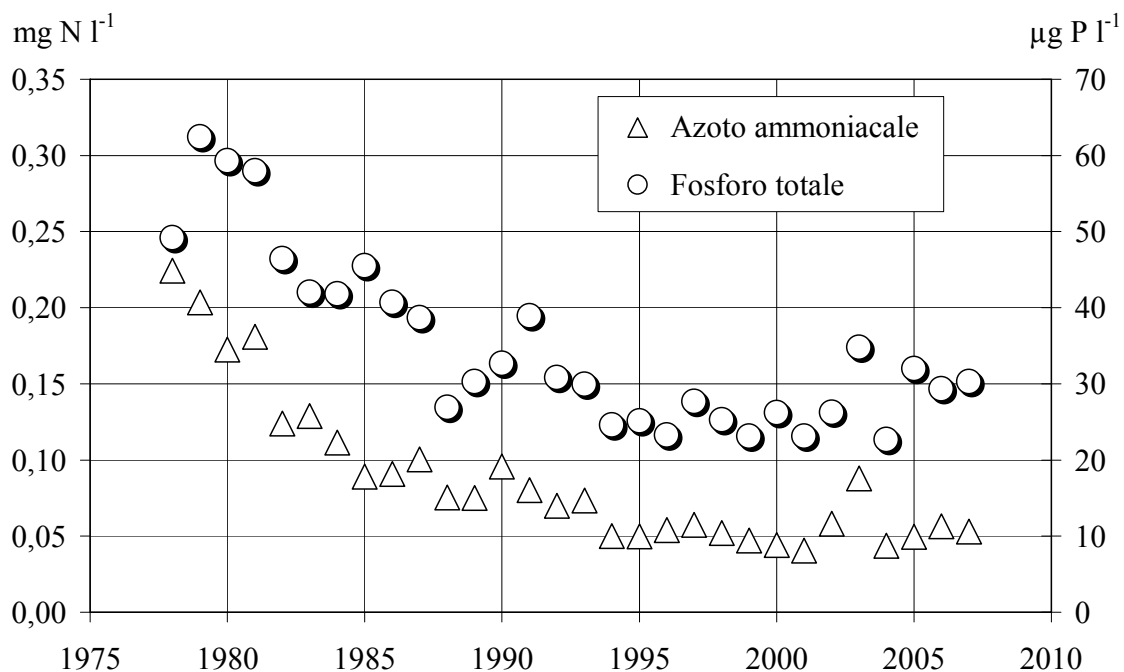


Fig. 2.3.1i. Lago Maggiore. Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al lago (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

2.3.2. Carichi chimici

Gli apporti al Lago Maggiore dei principali nutrienti algali dai tributari e in uscita attraverso il Ticino emissario sono stati misurati nel corso del 2007 con le stesse metodologie di calcolo già impiegate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 11 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 71 % del bacino imbrifero (Ticino immissario, Cannobino, San Giovanni, San Bernardino, Toce alla chiusura del bacino della Val d'Ossola, Strona, Erno, Vevera, Bardello, Boesio, Tresa) i carichi sono stati calcolati dai valori di concentrazione e dai deflussi giornalieri. Le portate dei torrenti Boesio, Erno e S. Giovanni, non essendo disponibili dati per il 2007 a causa del mancato funzionamento degli strumenti di misura, sono state ricostruite sulla base della serie storica (1978-2006) e dei dati di portata disponibili per altri corsi d'acqua che presentassero un andamento stagionale simile.

Per i rimanenti 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. Come per gli anni passati, i carichi riportati nel presente rapporto potranno essere successivamente rivisti se venissero corrette le portate di alcuni tributari sulla base dei controlli delle sezioni di misura e della taratura delle curve di livello/portata.

Nella tabella 2.3.2a sono riportati i carichi di azoto ammoniacale, nitrico, organico e totale e di fosforo totale veicolati dai tributari ed in uscita dall'emissario nel biennio 2006-2007.

Tab. 2.3.2a. Lago Maggiore. Apporti annuali ($t a^{-1}$) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2006-2007.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
Ticino Immissario ^(a)	45	28	1178	1412	41	217	1263	1658	10	12
Maggia ^(b)	22	13	795	903	38	60	855	976	6,9	4,3
Verzasca ^(b)	5,9	3,5	207	231	12	16	224	250	1,8	1,2
Cannobino ^(a)	9,5	2,9	181	182	16	26	206	211	2,1	1,8
San Giovanni ^(a)	0,2	0,4	31	47	1,7	5,1	33	52	0,2	0,4
San Bernardino ^(a)	1,7	0,5	174	118	12	10	188	128	0,7	0,4
Toce Ossola ^(a)	81	68	824	878	44	119	948	1066	23	26
Strona ^(a)	5,1	6,8	317	281	18	24	340	311	2,8	5,0
Erno ^(a)	0,2	0,6	32	28	1,6	3,0	34	31	0,5	0,6
Vevera ^(a)	0,7	0,7	14	10	1,1	0,4	16	11	0,3	0,2
Bardello ^(a)	15	25	85	168	17	70	117	263	19	40
Boesio ^(a)	12	7,2	128	61	18	25	158	93	15	8,2
Tresa ^(a)	53	57	567	493	101	117	721	667	19	16
Giona ^(b)	1,9	0,9	52	49	3	7	57	57	2,0	1,5
Totale campionati	252	214	4584	4862	324	699	5160	5775	102	117
Ticino emissario ^(a)	128	90	3565	4419	530	1023	4223	5533	62	66

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

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

Gli afflussi meteorici sull'intero bacino imbrifero sono stati pari a 1342 mm nel 2006 a 1199 mm nel 2007. Nonostante ciò, con l'eccezione dell'azoto ammoniacale, gli apporti totali sono risultati più elevati nel 2007 rispetto al 2006. I carichi complessivi

veicolati dalle acque tributarie di azoto ammoniacale, nitrico e totale sono passati rispettivamente da 252 a 214 t N a⁻¹, da 4584 a 4862 t N a⁻¹ e da 5160 a 5755 t N a⁻¹, con variazioni percentuali corrispondenti di -15 %, +6 % e +11 %. L'aumento maggiore ha riguardato i carichi di azoto organico, passati da 324 a 699 t N a⁻¹ (+115 %). Infine, gli apporti complessivi di fosforo sono aumentati da 102 t P a⁻¹ a 117 t P a⁻¹, con un aumento percentuale del 15 %.

Anche i carichi in uscita dal Ticino emissario, per il quale il deflusso medio annuale è stato di 205,8 m³ s⁻¹, rispetto a 168,1 del 2006, sono aumentati nel 2007 rispetto al 2006, con l'eccezione di quelli dell'azoto ammoniacale. L'aumento dei carichi in uscita è stato proporzionalmente maggiore rispetto a quello dei carichi totali in entrata per l'azoto nitrico e totale (+23 % e +31 %), mentre le uscite per il fosforo totale nel 2007 sono aumentate solo del 6 % rispetto al 2006 (Tab. 2.3.2a).

Il bilancio annuale dell'azoto totale calcolato per il 2007 è riportato in tabella 2.3.2b, a confronto con gli stessi bilanci relativi al periodo 1998-2006. La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (5800 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (497 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (380 t N a⁻¹) nel 2007 è stata pari a 7400 t N a⁻¹, un valore più alto rispetto a quelli degli anni 2005 e 2006, ma inferiore a quelli del periodo 1998-2004. La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata pari al 43 % delle entrate, valore massimo tra quelli dell'ultimo decennio (Tab. 2.3.2b).

Tab. 2.3.2b. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 1998-2007 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

<i>Tributari campionati</i>	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07
Ticino Immissario	2088	2658	2704	2216	2359	1356	2205	1160	1263	1658
Maggia	1267	1203	1568	1143	1704	953	1429	878	855	976
Verzasca	300	293	435	291	449	230	362	223	224	250
Cannobino	134	134	138	117	137	229	202	229	206	211
San Giovanni	137	88	100	82	179	31	91	38	33	52
San Bernardino	273	257	416	278	359	186	405	123	188	128
Toce (Ossola + Strona)	2212	2422	3692	1718	3070	1492	2621	1383	1288	1377
Erno	64	50	86	45	80	48	56	27	34	31
Vevera	71	43	107	50	61	75	43	15	16	11
Bardello	291	250	281	240	322	332	256	222	117	263
Boesio	221	237	233	134	196	110	238	99	158	93
Tresa	1344	1369	2141	1308	1904	697	920	479	721	667
Giona	82	78	112	75	111	64	100	54	57	57
Tributari campionati	8500	9100	12000	7700	10900	5800	8900	4900	5200	5800
Areale non campionato	728	780	1028	660	934	500	760	420	446	497
Totale bacino emerso	9200	9900	13000	8400	11800	6300	9700	5300	5600	6300
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	600	600	800	700	840	400	500	500	400	380
Totale apporti	10500	11200	14500	9800	13300	7400	10900	6500	6700	7400
Uscite da emissario	8200	9000	12900	8600	11800	4600	8000	4500	4200	4200
Ritenzione in lago	22%	20%	11%	12%	11%	38%	27%	31%	37%	43%

Le scarse precipitazioni che hanno caratterizzato l'ultimo quinquennio spiegano in larga parte i ridotti apporti di azoto calcolati per lo stesso periodo. La serie storica dei dati disponibili dimostra infatti l'esistenza di una correlazione tra queste due variabili, a conferma di come l'azoto derivi principalmente da sorgenti diffuse quali le deposizioni atmosferiche e il dilavamento (Fig. 2.3.2a). Per il bacino imbrifero del Lago Maggiore è stato calcolato che le deposizioni atmosferiche rappresentano il veicolo principale di azoto alle acque dei tributari e contribuiscono in maniera variabile tra il 65 % ed il 75 % agli apporti complessivi di azoto al lago [1]. Il 2006 ed il 2007 rappresentano in parte eccezione all'andamento correlato di volumi di precipitazione e carichi veicolati: l'anno di studio è stato infatti caratterizzato da un volume di precipitazione inferiore rispetto all'anno precedente, ma da un apporto complessivo di azoto più elevato (Fig. 2.3.2a).

In generale la variabilità idrologica interannuale ha avuto un ruolo importante nell'ultimo periodo, in cui si sono susseguiti anni molto piovosi come il 2002 (2330 mm come afflusso totale sul bacino), ed anni con precipitazioni estremamente scarse come il 2003 ed il 2005 (1043 e 991 mm rispettivamente). Anche nel 2007 l'afflusso totale sul bacino è stato sensibilmente inferiore alla media del periodo 1978-2005 (1668 mm). In generale precipitazioni ridotte determinano una situazione favorevole all'aumento delle concentrazioni nelle acque tributarie, e contemporaneamente ad una riduzione dei carichi veicolati a lago a causa della riduzione nelle portate. In realtà l'afflusso totale sul bacino del Lago Maggiore non è necessariamente indicativo della situazione dei singoli bacini versanti: a causa della distribuzione geografica delle precipitazioni, ad anni con un afflusso complessivo elevato non sempre corrispondono portate superiori alla media per tutti i corsi d'acqua, e viceversa. La variabilità idrologica si ripercuote ovviamente sui carichi veicolati a lago, soprattutto per l'azoto totale, spiegano larga parte della variabilità interannuale degli apporti che ha caratterizzato gli ultimi anni (Fig. 2.3.2a).

Per quanto riguarda i contributi dai singoli tributari, gli apporti di maggior rilievo di azoto totale derivano dal Toce, comprensivo dello Strona (24,7 %), e dal Ticino immissario (24,2 %), seguiti da Maggia (16,4 %) e Tresa con Margorabbia (13,8 %). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il 21,0 % circa (Fig. 2.3.2b). Queste percentuali sono rimaste pressoché invariate rispetto al 2006.

Per la maggior parte dei tributari gli apporti di fosforo totale calcolati per il 2007 non si sono differenziati in maniera significativa da quelli dell'anno precedente, ad eccezione del Bardello, per il quale i carichi veicolati sono più che raddoppiati (da 19 a 40 t P a⁻¹), e del Boesio, per il quale si è verificata invece una diminuzione da 15 a 8 t P a⁻¹ (Tab. 2.3.2a). Poiché per entrambi i corsi d'acqua le concentrazioni medie di fosforo totale non sono variate in modo significativo, la variazione nei carichi è da imputare principalmente alle portate.

Dopo il minimo storico del 2006, pari a 169 t P a⁻¹, gli apporti di fosforo totale a lago nel 2007 sono risaliti a 185 t P a⁻¹ (Tab. 2.3.2c e Fig. 2.3.2c). I contributi dai tributari campionati, dall'areale non campionato e dalla zona rivierasca sono stati pari a 117, 10 e 58 t P a⁻¹ rispettivamente.

Il Bardello contribuisce a quasi il 34 % degli apporti, seguito dal Toce, comprensivo dello Strona (26,6 %), e da Tresa e Margorabbia (13,5 %). I contributi degli altri tributari sono compresi tra il 3,7 % della Maggia ed il 10 % del Ticino immissario (Fig. 2.3.2d). Questa situazione ricalca quella del 2005, anno nel quale il contributo maggiore al carico totale di fosforo era stato quello del Bardello (31,8 %), mentre nel 2006 tale contributo era sceso al 18,4 %. Come già osservato relativamente ai carichi, rispetto al

2006 è diminuito significativamente il contributo del Boesio (da 14,3 a 7,0 %), così come quello di Tresa e Margorabbia (da 18,8 a 13,5 %; Fig. 2.3.2d).

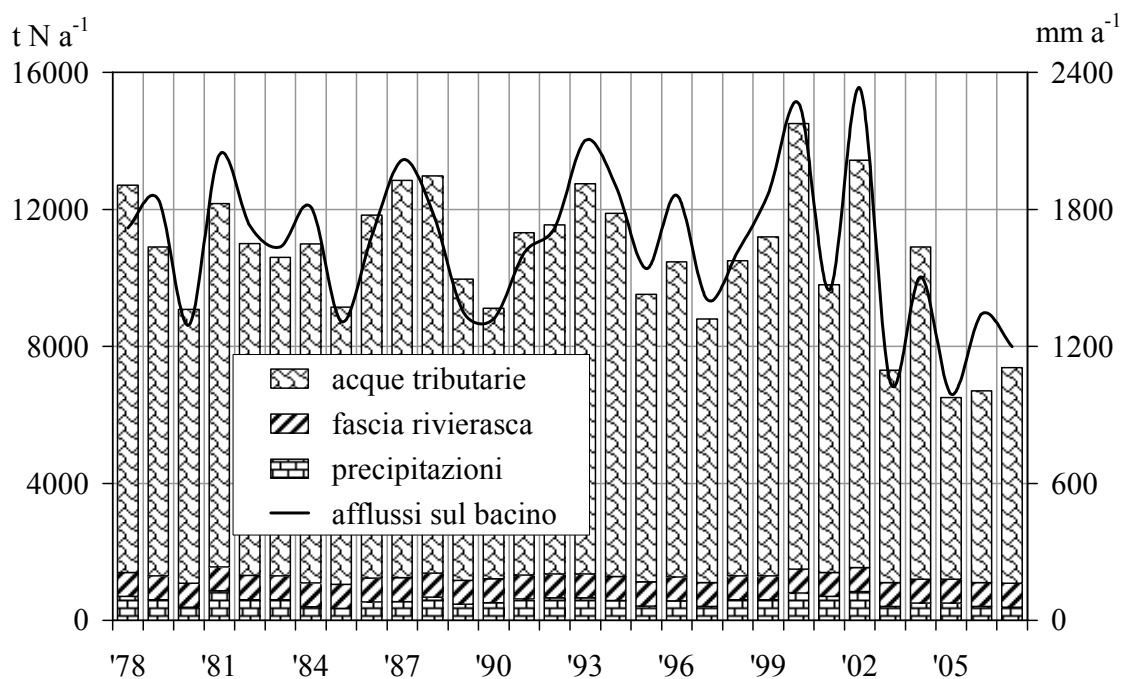


Fig. 2.3.2a. Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

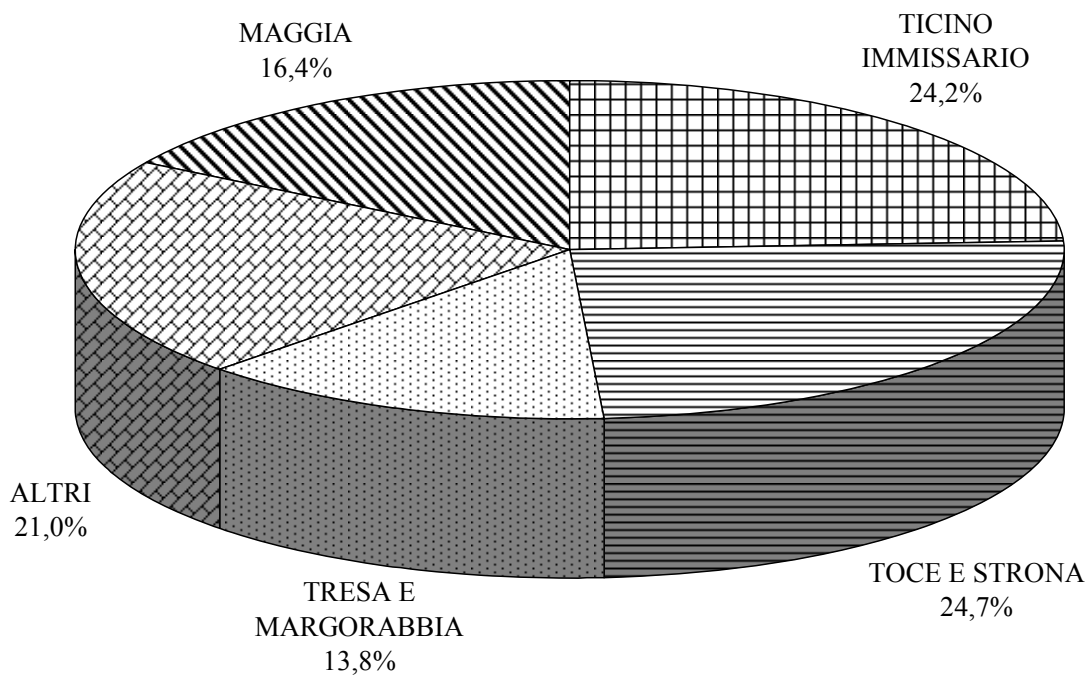


Fig. 2.3.2b. Lago Maggiore. Ripartizione degli apporti di azoto totale dai diversi tributari campionati. Valori percentuali relativi al 2007.

Tab. 2.3.2c. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 1998-2007 del fosforo totale (t P a⁻¹).

<i>Tributari campionati</i>	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07
Ticino Immissario	21	30	22	27	22	19	12	10	10	12
Maggia	9	6	11	12	20	8	5	7	7	4
Verzasca	1,7	1,2	4	2,6	5,8	2,5	1,4	1,6	2	1,2
Cannobino	0,8	1,2	1	1,0	1,7	1,6	1,6	2,3	2	1,8
San Giovanni	0,9	0,7	1	0,9	3,1	0,6	0,6	0,4	0	0,4
San Bernardino	0,8	1,0	2	1,4	3,4	2,0	1,2	2,5	1	0,4
Toce (Ossola + Strona)	65	65	99	51	57	42	43	27	26	31
Erno	0,6	0,4	1	0,5	0,8	0,4	0,5	0,6	0	0,6
Vevera	1,2	0,6	1	0,7	0,8	1,4	0,4	0,2	0	0,2
Bardello	16	15	20	23	27	42	27	34	19	40
Boesio	12	13	9	6,3	7,8	6,0	14,9	9	15	8
Tresa	35	33	59	26	40	20	22	12	19	16
Giona	1,5	1,4	2	1,3	2,0	1,3	2,4	1,5	2	1,5
<i>Tributari campionati</i>	165	169	231	153	191	148	132	108	102	117
Areale non campionato	15	14	20	13	16	13	11	9	9	10
<i>Totale bacino emerso</i>	180	183	251	166	207	160	143	118	111	127
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
<i>Totale apporti</i>	238	241	309	224	265	218	201	176	169	185
Uscite da emissario	93	109	171	114	115	84	116	65	62	66
Ritenzione in lago	61%	55%	45%	49%	57%	61%	42%	63%	63%	64%

Le differenze tra 2006 e 2007 descritte per i carichi trovano conferma nei contributi areali annuali dei composti dell'azoto e del fosforo totale (Tab. 2.3.2d). Con l'eccezione dell'ammonio, per il quale i contributi totali da tutto l'areale campionato sono passati da 0,043 a 0,036 g N m⁻² a⁻¹, per tutti gli altri composti si è verificato un aumento dei contributi areali nel 2007: l'incremento per l'azoto totale (da 0,877 a 0,982 g N m⁻² a⁻¹) è dovuto principalmente all'aumento dei carichi areali di azoto organico (da 0,055 a 0,123 g N m⁻² a⁻¹), mentre più contenuta è stata la variazione per l'azoto nitrico (da 0,779 a 0,827 g N m⁻² a⁻¹). Per il fosforo totale il contributo medio per unità di superficie è passato da 0,017 g P m⁻² a⁻¹ nel 2006 a 0,020 g P m⁻² a⁻¹ nel 2007 (Tab. 2.3.2d). Questo aumento dei contributi totali da tutto l'areale trova riscontro dal confronto dei dati 2006-2007 per i singoli tributari: i carichi areali, sia dell'azoto che del fosforo totale, sono infatti aumentati in quasi tutti i corsi d'acqua, con l'eccezione di S. Bernardino, Vevera, Boesio e Tresa. Il Torrente Boesio ha mostrato un miglioramento per quanto riguarda azoto ammoniacale e fosforo totale, i cui contributi areali si sono pressoché dimezzati; al contrario per il Bardello si è verificato un aumento consistente dei carichi areali di tutte le variabili (Tab. 2.3.2d e Figg 2.3.2e, f). Per entrambi i corsi d'acqua, lo stato qualitativo delle acque ed i conseguenti effetti sulle acque lacustri dei carichi da essi veicolati rimangono ad oggi inaccettabili.

Per quanto riguarda gli altri tributari, assumendo come obiettivo un contributo areale massimo di fosforo pari a 0,02 g P m⁻² a⁻¹, e tenendo conto dei suoi andamenti medi nell'ultimo triennio (Fig. 2.3.2g), si può concludere come i corsi d'acqua Maggia, Verzasca, Ticino immissario e S. Giovanni presentino condizioni da buone a ottime. Il Torrente S. Bernardino, dopo i valori piuttosto elevati registrati nel 2005, ha visto il recupero di condizioni ottimali nel biennio seguente. Anche lo stato del Torrente Vevera

può essere considerato ad oggi accettabile per quanto riguarda il fosforo totale. La stessa conclusione può essere tratta considerando gli andamenti dell'azoto ammoniacale (Fig. 2.3.2h) ed organico (Fig. 2.3.2i). I rimanenti corsi d'acqua presentano un certo grado di alterazione, di entità più modesta per Toce Ossola e Strona, e più preoccupante invece per Erno, Giona e Tresa. Infine il Torrente Cannobino presenta uno stato di alterazione discontinuo, principalmente a carico dell'azoto ammoniacale, ed ha mostrato chiari segni di miglioramento nel 2007 rispetto agli anni precedenti (Figg. 2.3.2g, h, i).

A scala regionale i contributi areali confermano quanto già evidenziato per i carichi: le acque tributarie ticinesi presentano una condizione ottimale, quelle piemontesi moderatamente accettabile, mentre le acque lombarde continuano a essere caratterizzate da uno stato di compromissione elevato, soprattutto per quanto riguarda i contributi di fosforo totale e di azoto ammoniacale (Tab. 2.3.2e). Nel 2007 inoltre questa condizione ha visto un peggioramento marcato, da attribuire in larga parte all'aumento dei carichi veicolati dal Torrente Bardello.

Nel complesso i carichi areali di fosforo veicolati dalle acque tributarie nell'ultimo triennio (rispettivamente 0,018, 0,017 e 0,020 g P m⁻² a⁻¹) possono essere considerati compatibili con il mantenimento di uno stato oligotrofo delle acque lacustri. Nonostante ciò si rende necessario un controllo regolare dei singoli tributari per valutare la loro evoluzione temporale, soprattutto ai fini degli effetti sulla fascia rivierasca.

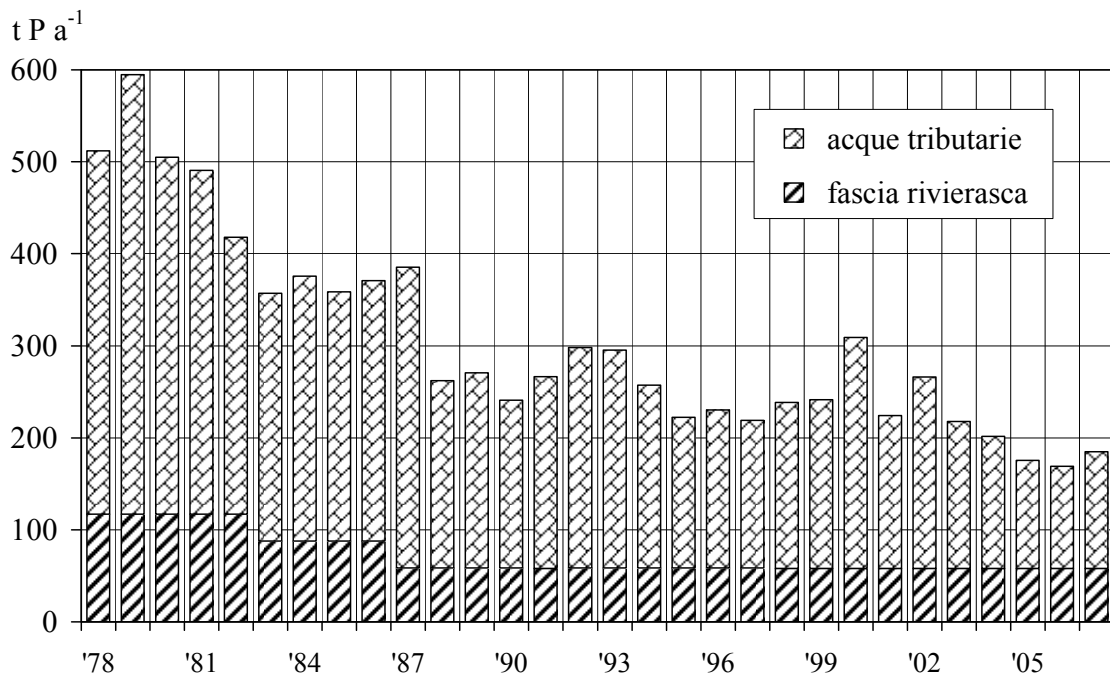


Fig. 2.3.2c. Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2007.

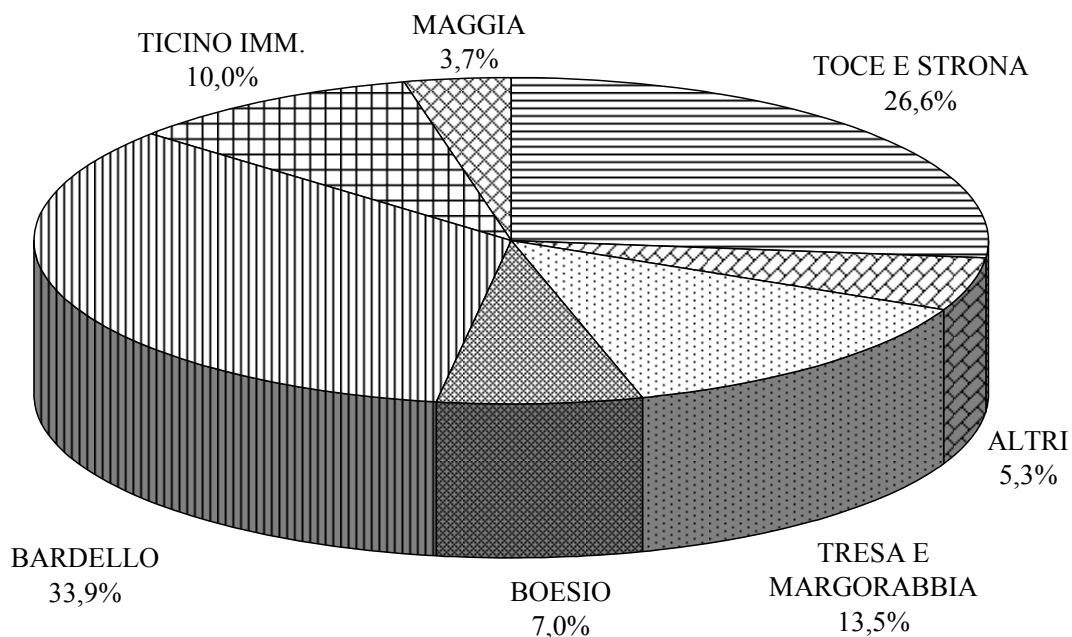


Fig. 2.3.2d. Lago Maggiore. Ripartizione degli apporti di fosforo totale dai tributari campionati. Valori percentuali relativi al 2007.

Tab. 2.3.2d. Lago Maggiore. Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2006-2007 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
		2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
Ticino Immissario	TIM	0,028	0,017	0,729	0,874	0,025	0,134	0,781	1,026	0,006	0,007
Maggia	MAG	0,024	0,013	0,858	0,976	0,041	0,101	0,923	1,054	0,007	0,005
Verzasca	VER	0,025	0,015	0,872	0,975	0,049	0,113	0,946	1,055	0,007	0,005
Cannobino	CAN	0,086	0,026	1,640	1,652	0,144	0,231	1,870	1,909	0,019	0,017
San Giovanni	SGI	0,003	0,007	0,518	0,769	0,028	0,084	0,549	0,861	0,004	0,007
San Bernardino	SBE	0,013	0,004	1,327	0,901	0,094	0,074	1,434	0,980	0,006	0,003
Toce Ossola	TOC	0,052	0,044	0,533	0,568	0,028	0,077	0,613	0,689	0,015	0,017
Strona	STR	0,023	0,030	1,419	1,257	0,079	0,107	1,521	1,394	0,013	0,022
Erno	ERN	0,006	0,023	1,259	1,090	0,062	0,115	1,327	1,228	0,019	0,024
Vevera	VEV	0,033	0,031	0,672	0,478	0,054	0,021	0,758	0,529	0,015	0,009
Bardello	BAR	0,112	0,183	0,632	1,249	0,128	0,525	0,872	1,956	0,140	0,295
Boesio	BOE	0,266	0,159	2,817	1,352	0,398	0,547	3,481	2,059	0,323	0,180
Tresa	TRE	0,070	0,076	0,752	0,654	0,134	0,155	0,956	0,885	0,025	0,021
Giona	GIO	0,039	0,017	1,041	0,983	0,069	0,108	1,149	1,145	0,040	0,030
Totale campionati		0,043	0,036	0,779	0,827	0,055	0,123	0,877	0,982	0,017	0,020
Ticino emissario	TEM	0,019	0,020	0,540	0,540	0,080	0,080	0,640	0,640	0,009	0,010

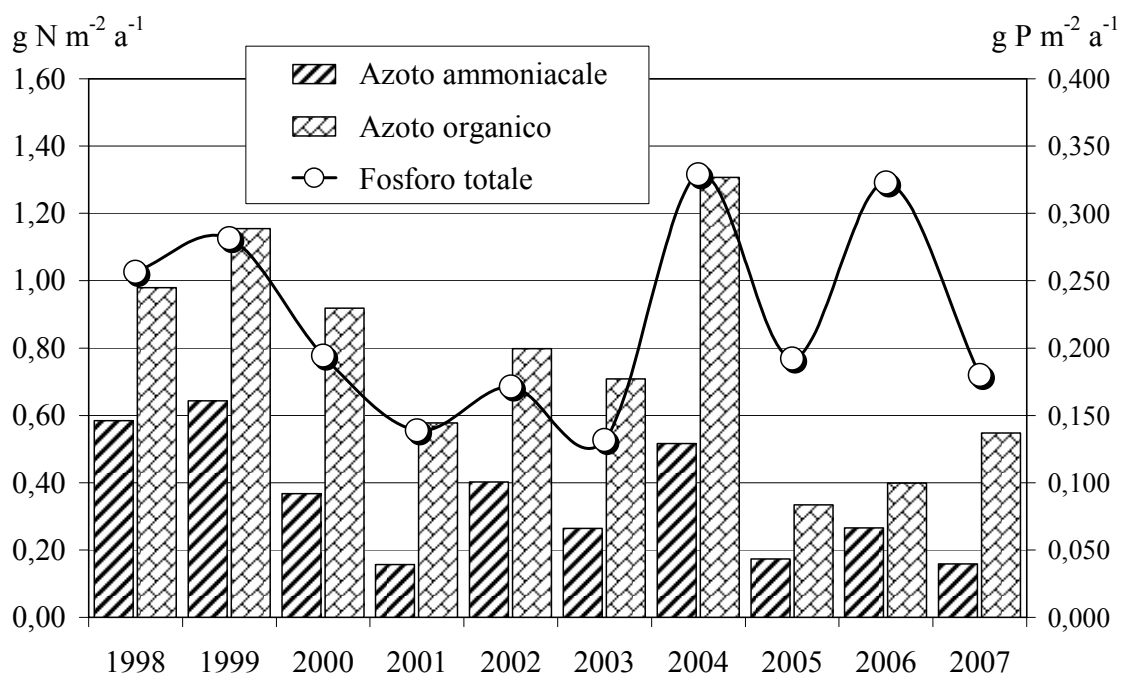


Fig. 2.3.2e. Lago Maggiore. Contributi areali annuali di fosforo totale, azoto ammoniacale e azoto organico dal Boesio dal 1998 al 2007.

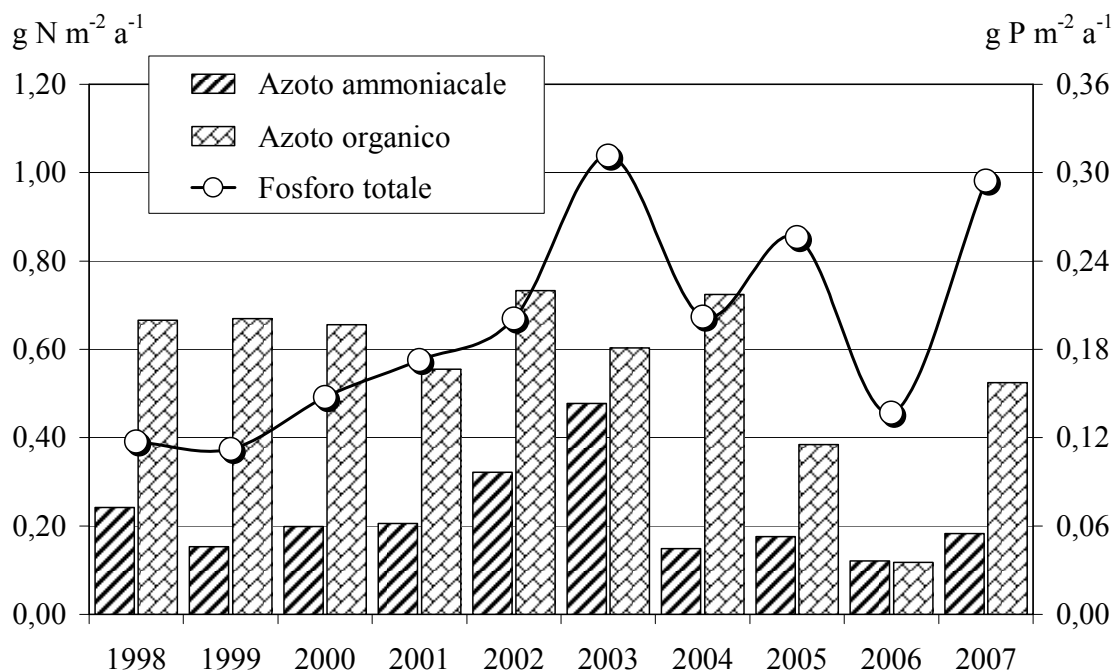


Fig. 2.3.2f. Lago Maggiore. Contributi areali annuali di fosforo totale, azoto ammoniacale e azoto organico dal Bardello dal 1998 al 2007.

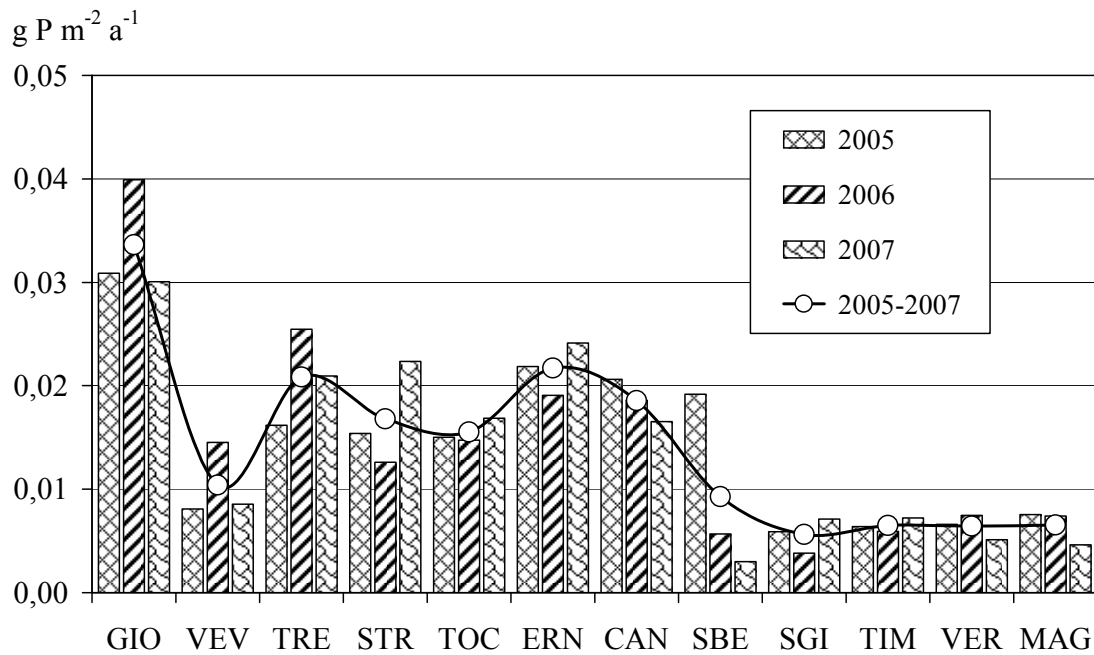


Fig. 2.3.2g. Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2005-2007.

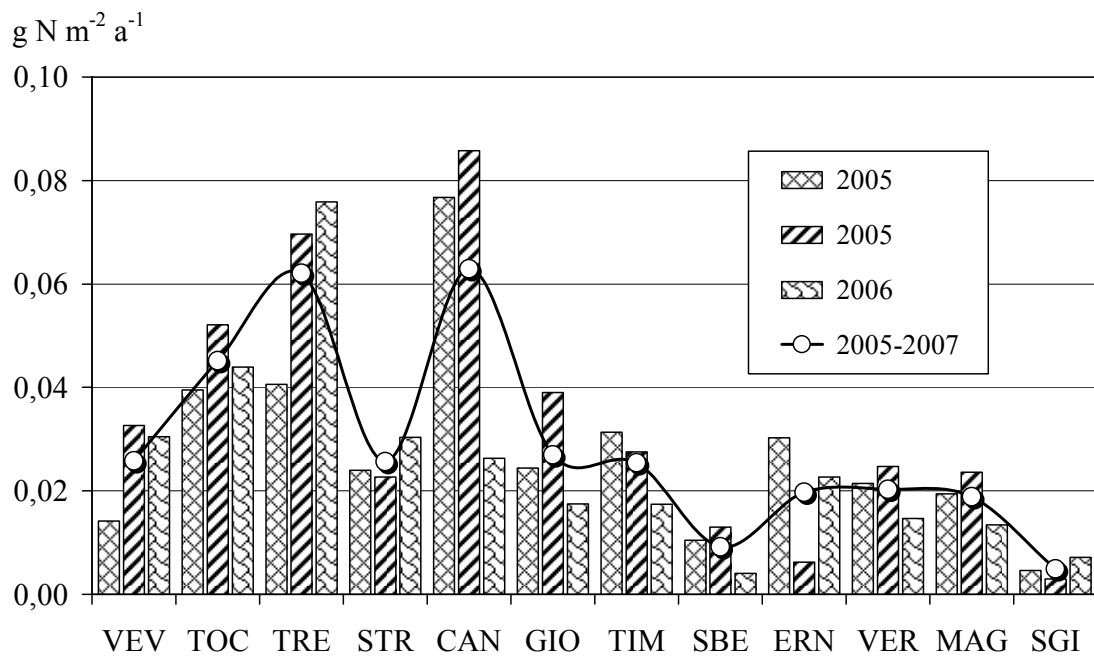


Fig. 2.3.2h. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2005-2007.

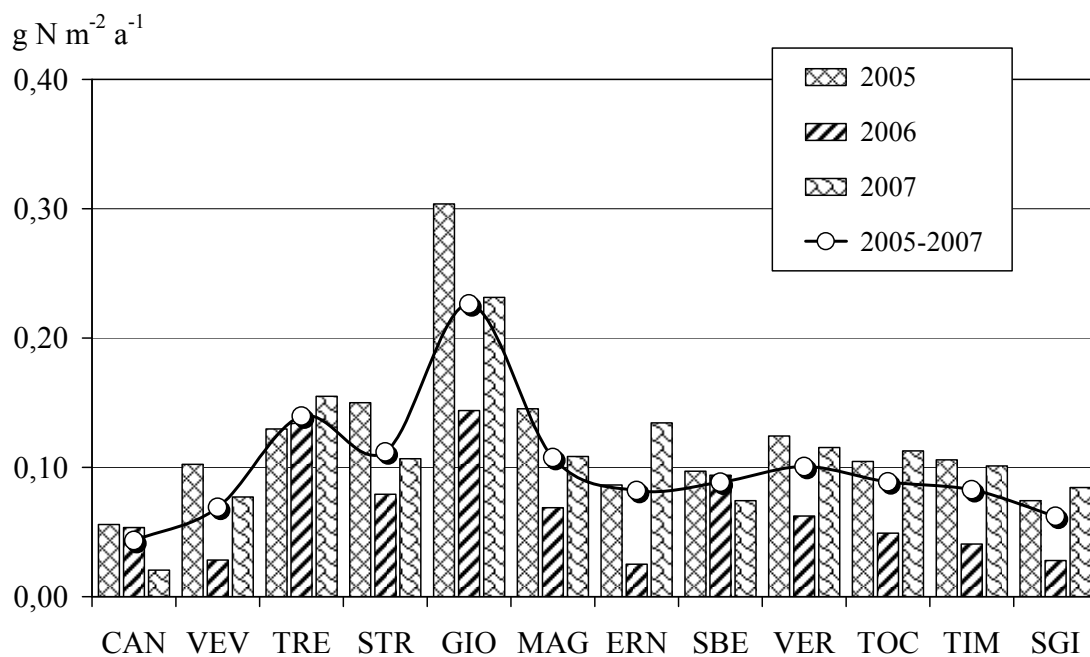


Fig. 2.3.2i. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2005–2007.

Tab. 2.3.2e. Contributi areali di fosforo totale ($\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) ed azoto ammoniacale ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) e organico ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) derivanti dalle acque tributarie ticinesi, piemontesi, lombarde e totali nel triennio 2005-2007.

	2005			2006			2007		
	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>
Cantone Ticino	0,007	0,027	0,094	0,007	0,026	0,032	0,006	0,016	0,121
Piemonte	0,015	0,037	0,116	0,014	0,046	0,044	0,016	0,038	0,088
Lombardia	0,058	0,064	0,175	0,056	0,083	0,142	0,066	0,091	0,221
Acque tributarie	0,018	0,037	0,116	0,017	0,043	0,055	0,020	0,036	0,126

2.3.3. Carbonio Organico Totale (TOC)

Gli apporti di sostanza organica alloctona al Lago Maggiore sono stati misurati come carbonio organico totale (TOC) presente nelle acque degli stessi corsi d'acqua già presi in considerazione per la stima degli apporti inorganici.

Le concentrazioni di TOC, in mg C l⁻¹, misurate in ciascun campionamento sono presentate nella tabella 2.3.3. Le concentrazioni di TOC nelle acque dei fiumi Tresa e, in particolare, Boesio e Bardello hanno presentato, come in passato, valori più elevati rispetto a quelli delle acque pelagiche del Lago Maggiore. Nel Boesio e nel Bardello le concentrazioni di TOC misurate nel corso del 2007 sono risultate, come si può vedere dalla tabella, come media annua ben superiori a quelle del 2006. La concentrazione del TOC nel Boesio nel 2007 è, mediamente, più che raddoppiata rispetto all'anno precedente. L'immissione di acque ad elevato contenuto di carbonio organico da parte dei fiumi Boesio, Bardello e Tresa andrebbe indagata, come già sottolineato in passato, più in dettaglio per individuare se il carico organico trasportato da tali fiumi sia costituito da sostanze organiche mineralizzabili, bioattive o tossiche. Anche se il carico organico veicolato da tali fiumi non è di per sé sufficiente ad influenzare negativamente lo stato trofico del lago, esiste però il rischio che, a formare le elevate concentrazioni di TOC misurate, concorrano sostanze organiche di natura tale che, pur se non si tratta di sostanze tossiche per la catena alimentare lacustre, non possano essere mineralizzate dai popolamenti microbici eterotrofi come le sostanze organiche autoctone normalmente presenti nel lago.

Tab. 2.3.3. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC: mg C l⁻¹) nei fiumi tributari del Lago Maggiore.

2007	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	Av 07	Av 06
Verzasca	0,64	0,51	0,63	0,50	0,73	1,11	1,32	0,23	0,48	0,58	0,20	0,20	0,59	0,73
Cannobino	0,67	0,48	1,10	0,54	1,14	1,05	0,99	0,38	0,57	0,87	0,35	0,62	0,73	0,92
Erno	1,20	0,61	0,62	0,82	5,03	2,51	2,94	0,88	0,81	1,62	1,05	0,87	1,58	0,99
Ticino E.	1,14	0,83	0,74	0,81	0,95	1,06	1,36	1,38	1,41	1,39	1,03	1,23	1,11	0,95
Giona	0,88	0,48	0,45	0,43	1,22	1,07	1,59	0,58	0,80	0,65	0,38	0,20	0,73	0,75
Maggia	0,80	0,41	0,46	0,43	0,84	0,74	1,01	0,37	0,69	0,75	0,20	0,26	0,58	0,64
Ticino I.	0,92	0,52	0,45	0,36	0,73	0,37	1,17	0,25	0,23	0,51	0,20	0,68	0,53	0,55
S. Giovanni	1,01	0,51	0,58	0,80	0,76	1,05	1,55	0,97	0,69	0,98	1,00	0,61	0,88	0,93
S. Bernardino	1,15	0,57	0,55	0,66	0,79	0,70	1,07	0,40	0,56	0,94	0,86	0,46	0,73	0,72
Toce	1,07	0,48	0,55	0,64	0,86	0,60	1,60	0,33	0,21	0,96	0,58	0,44	0,69	0,62
Strona	1,06	0,41	0,56	0,67	0,50	0,89	1,10	0,69	0,49	1,01	0,91	0,82	0,76	0,73
Tresa	1,74	1,30	1,55	1,89	2,19	1,80	3,49	3,23	3,56	2,83	2,51	2,59	2,39	1,54
Boesio	4,01	5,07	6,08	4,44	6,12	5,38	5,87	12,29	18,53	13,19	19,49	22,57	10,25	4,4
Bardello	4,07	3,95	4,03	4,11	4,93	4,21	1,09	7,93	6,19	6,23	5,70	7,34	4,98	3,74
Vevera	1,19	0,65	0,61	0,73	8,11	1,55	1,66	0,87	0,89	1,35	1,30	1,26	1,68	1,04

3. INDAGINI SULL'AMBIENTE PELAGICO

3.1. Limnologia fisica

Le caratteristiche fisiche dell'ecosistema Lago Maggiore nel corso del 2007 sono state analizzate, in prosecuzione e in continuità con quanto svolto negli anni precedenti, attraverso l'esame dei principali parametri fisici delle sue acque. Ciò consentirà di verificare gli aspetti più importanti dell'idrodinamica lacustre e, in particolare: 1) sarà possibile accertare la profondità raggiunta dalla circolazione tardo-invernale, 2) definire i meccanismi della stratificazione e della destratificazione termica e 3) valutare la dinamica del riscaldamento delle acque superficiali e profonde.

Infatti, come già rilevato nei precedenti Rapporti CIPAS, l'aspetto idrodinamico più importante dei grandi laghi della fascia temperata come il Maggiore è il mescolamento verticale delle loro acque alla fine dell'inverno limnologico. Questo mescolamento è attivato in primis dai moti convettivi a cui si affiancano sempre più frequentemente anche eventi idrometeorologici particolari: tutto il complesso di questi moti circolatori contribuisce all'ossigenazione delle acque ipolimnetiche profonde.

Lo studio di queste problematiche è stato possibile grazie alla disponibilità di serie complete di misure ambientali, distribuite cioè nei cicli stagionali, riguardanti in particolare le caratteristiche fisiche e chimico-fisiche delle acque lacustri lungo l'intera colonna d'acqua.

I dati raccolti nel 2007 saranno confrontati con quelli pregressi e riguardano:

- le fluttuazioni del livello del lago;
- la trasparenza delle acque, quale indice fisico del grado di produttività algale;
- l'andamento nel ciclo annuale della temperatura delle acque lacustri superficiali e profonde;
- la distribuzione lungo tutta la colonna d'acqua dell'ossigeno disciolto;
- il bilancio calorico della massa d'acqua e i flussi di calore tra i diversi strati del lago;
- la profondità raggiunta dal mescolamento tardo-invernale.

3.1.1. Livello del lago

	2007 (m s.l.m.)		1952-2006 (m s.l.m.)	
livello medio annuo	193,69		193,87	
livello minimo	192,68	31 Dic	192,38	18 Mar 1956
livello massimo	194,92	16 Giu	197,86	17 Ott 2000
livello medio invernale	194,17		193,90	
livello medio primaverile	193,33		193,85	
livello medio estivo	194,03		193,87	
livello medio autunnale	193,67		193,83	
escursione massima giornaliera	193,35	13-14 Nov	194,11	31 Ott 1 Nov 2006
escursione massima mensile	1,24	Mag	4,04	Set 1981
escursione massima annua	2,25		5,14	2000

Nel corso del 2007 l'altezza idrometrica media del Lago Maggiore è stata di 193,69 m s.l.m. cioè 18 cm al di sotto del valore medio pluriennale (193,87 m s.l.m.), tale valore si colloca su valori medio bassi di livello del lago. La diminuzione rispetto al

periodo 1952-2006 è risultata: in primavera di 52 cm e in autunno di 16 cm, solo in parte compensata dal valore positivo invernale (27 cm) ed estivo (16 cm).

Quanto alla regimazione mensile del parametro, la figura 3.1.1 evidenzia per il 2007 rispetto al periodo di riferimento, scostamenti negativi da Marzo a Maggio e negli ultimi tre mesi dell'anno: particolarmente consistenti sono stati gli scarti negativi in Dicembre (-97cm), Maggio (-81 cm), Aprile (-70 cm) e Novembre (-65 cm). Per contro valori al di sopra della media di una certa rilevanza hanno riguardato Giugno (+35 cm), Gennaio (+27 cm) e Settembre (+26 cm).

Il livello medio del lago nel corso del 2007 che, come si è detto, si è mantenuto su livelli medio bassi ha evidenziato la presenza di due periodi di magra, avendo considerato come limite la quota idrometrica di 193,0 m s.l.m. Il primo evento si è verificato dal 22 Aprile al 4 Maggio ed ha toccato il livello minimo il 2 Maggio con 192,87 m s.l.m., mentre il secondo, dal 19 al 31 Dicembre, ha visto la quota idrometrica scendere a 192,68 m s.l.m. nell'ultimo giorno dell'anno e proseguire anche nella fase iniziale del 2008.

Il livello più elevato dell'anno si è verificato il 16 Giugno con 194,92 segnando così un'escursione annua di 2,24 m, un valore per altro molto più basso di quelli registrati in passato.

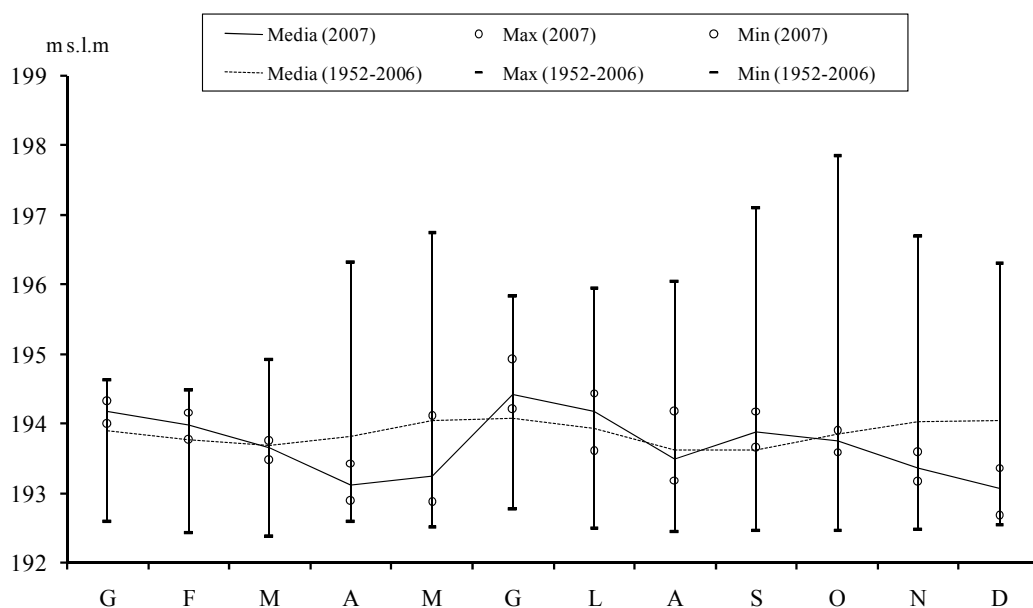


Fig. 3.1.1. Regimi mensili dei livelli del Lago Maggiore: valori medi ed estremi del 2007 e del periodo 1952-2006.

3.1.2. Trasparenza delle acque lacustri

Il quadro annuale riguardante la trasparenza delle acque del Lago Maggiore è stato definito, come di consueto, sulla base dei dati rilevati dalla scomparsa del disco di Secchi, misure eseguite nel punto centrale del lago con cadenza all'incirca decadica (Fig. 3.1.2).

La variazione di detto parametro nell'arco annuale segue abbastanza fedelmente quello che è il suo andamento normale che, com'è noto, è essenzialmente legato al ciclo

di produzione algale. I massimi valori di profondità della scomparsa del disco si sono raggiunti a Gennaio (11 m), e tra la fine di Febbraio e l'inizio di Marzo (9 m). Le profondità di questo periodo di fine inverno-inizio primavera sono per altro inferiori al valore massimo del 2006 (17,0 m): se ne deduce una maggiore produzione algale nell'ultimo anno rispetto al precedente, anche a causa dell'aumento di radiazione solare riscontrato in questi mesi.

I valori minimi, compresi tra 5 e 5,5 m, si sono avuti in estate e sono evidentemente indicativi dell'aumento dell'intensità produttiva del lago in questo periodo.



Fig. 3.1.2. Andamento della trasparenza (disco di Secchi) nel Lago Maggiore durante il 2007.

3.1.3. Temperatura delle acque lacustri

3.1.3.1. Acque superficiali

Le isoterme tracciate in figura 3.1.3.1 si riferiscono alla situazione riscontrata nelle acque del Lago Maggiore nel corso del 2007 nel suo strato più superficiale (0-20 m). Rispetto all'anno precedente si deve rilevare come la massa d'acqua abbia subito, nel periodo invernale e d'inizio della primavera, un generale riscaldamento quantizzabile mediamente in 1,5-2,0 °C. Nel mese di Febbraio, infatti, le isolinee indicano un'omogeneizzazione termica dello strato 0-20 m a 7,7 °C temperatura che è più elevata di oltre 1,0 °C anche rispetto alla media storica 1952-2006.

Nei mesi successivi, fino a Settembre, in confronto con il 2006, si è notata una graduale diminuzione termica in tutto lo strato; in particolare, in Agosto a -10 m si sono riscontrati 18 °C contro i 22 °C dell'anno precedente e l'isoterma 15 °C si è collocata a -15 m, mentre nel 2006 alla stessa profondità era visibile quella quotata 16,5 °C. Durante Ottobre tutto lo strato ha mostrato una fase di riscaldamento protrattasi sino alla fine dell'anno, in questi mesi il raffreddamento è evidenziato dal passaggio dall'isoterma 14 °C a quella di 12 °C, mentre nello stesso periodo nel 2006 erano presenti rispettivamente le isolinee 12 °C e 10 °C.

La temperatura massima del 2007 è stata raggiunta in superficie in Agosto (23,0 °C) con la conseguente formazione di un epilimnio nei primi cinque metri di profondità: la

suddetta temperatura è più bassa rispetto agli anni precedenti quando si erano superati anche 25 °C.

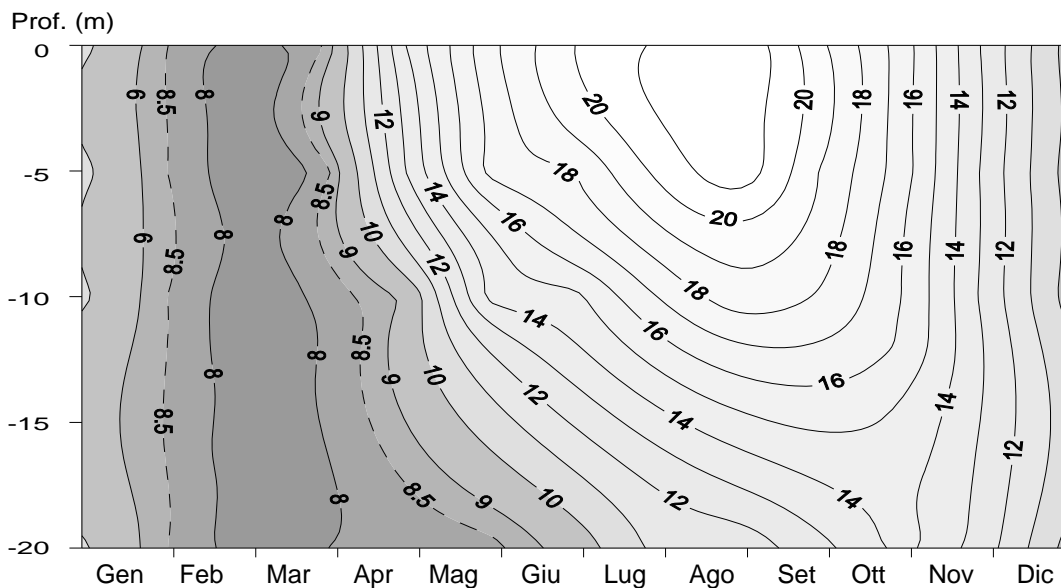


Fig. 3.1.3.1. Andamento delle isoterme nello strato superficiale del Lago Maggiore nel 2007 (°C).

3.1.3.2. Acque profonde

In figura 3.1.3.2 è rappresentata l'elaborazione grafica dei dati di termica lacustre profonda raccolti nel 2007 nel corso dei sopralluoghi effettuati con frequenza all'incirca decadica nella porzione centrale del lago, in località Griffa, dove il fondale raggiunge 370 m.

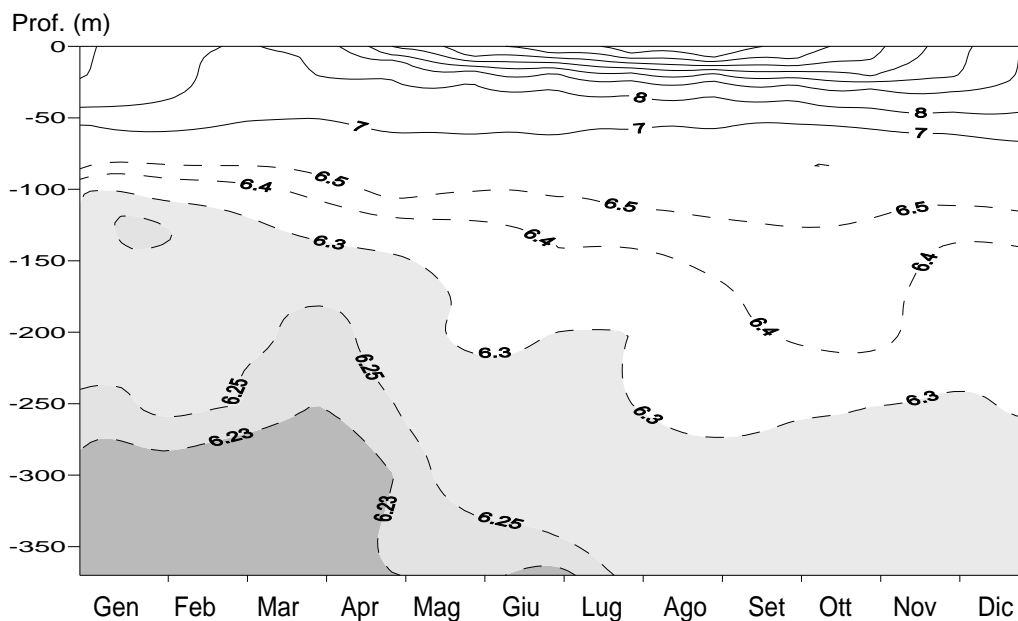


Fig. 3.1.3.2. Andamento delle isoterme lungo l'intera colonna d'acqua del Lago Maggiore nel 2007 (°C).

La considerazione più importante che si ricava dal suo esame riguarda il netto riscaldamento, rispetto al 2006, di tutta la massa d'acqua che, iniziando nel periodo invernale è proseguito poi nello strato ipolimnico per gran parte dell'anno. L'isolinea 7,0 °C è già presente a Gennaio alla profondità di 50 m mentre nell'anno precedente compariva solamente a Marzo; quella quotata 6,4 °C scende a -200 (nel 2006 non superava i 120 m). L'isolinea 6,3 °C, mentre nel Febbraio dell'anno precedente non superava i -100 m, nel Gennaio del 2007 si spinge sino a -250 metri, a profondità maggiori la 6,25 °C scompare a Luglio e la 6,23 è presente fino a Maggio.

La situazione dei mesi tardo invernali pone anche in evidenza (come si vedrà con maggior dettaglio in seguito) come la profondità di mescolamento verticale sia stata quest'anno piuttosto modesta, di poco superiore ai 50 m di profondità, bloccata dallo scarso raffreddamento superficiale che ha determinato la presenza di un seppur modesto gradiente termico, del tutto inusuale per questo periodo, tra 50 e 100 metri di profondità.

3.1.4. Ossigenazione delle acque profonde

Nel corso delle operazioni di campagna condotte sul Maggiore al largo di Ghiffa, si è provveduto anche alla raccolta di campioni d'acqua lungo tutto il profilo verticale per la determinazione delle concentrazioni di ossigeno disciolto: questi dati sono qui utilizzati esclusivamente come indicatori dei processi di idrodinamica lacustre e, in particolare, per quanto attiene al mescolamento verticale tardo invernale.

Le linee di ugual concentrazione di O₂ tracciate per il 2007 (Fig. 3.1.4) pongono in evidenza una buona ossigenazione dell'acqua ipolimnica con valori solo raramente inferiori a 8 mg l⁻¹, un'eredità evidentemente lasciata dalla precedente situazione invernale.

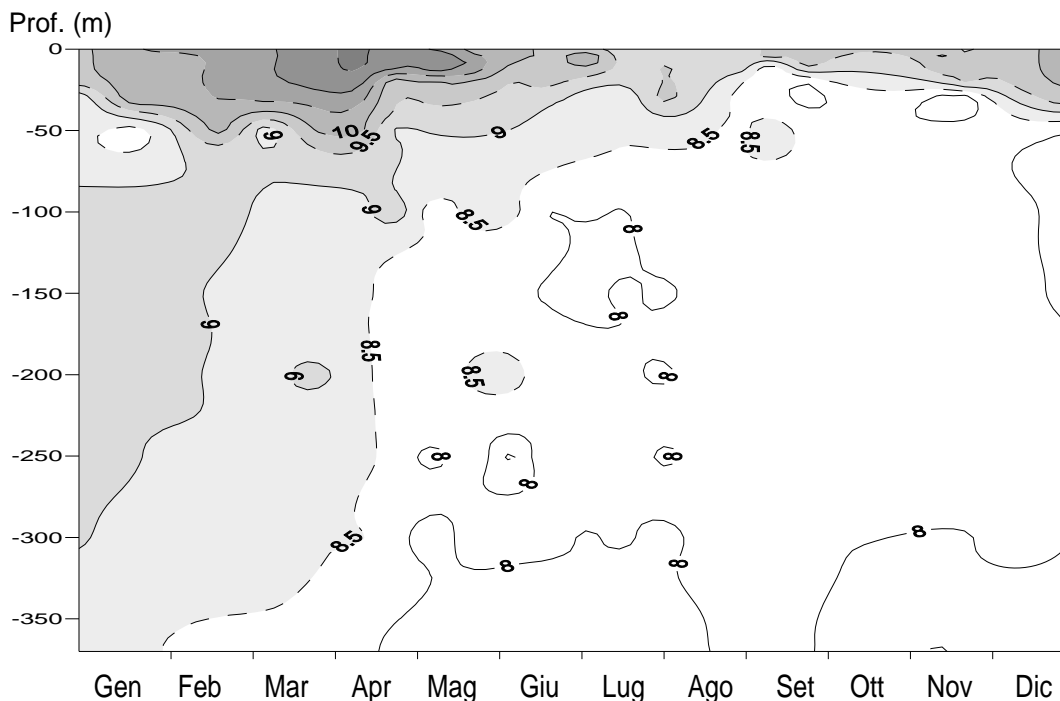


Fig. 3.1.4. Andamento delle concentrazioni di ossigeno disciolto lungo l'intera colonna d'acqua nel Lago Maggiore nel 2007 (mg l⁻¹).

Prescindendo dagli strati più superficiali, ove le fluttuazioni sono legate alle produzioni algali, nei livelli più profondi l'ossigeno ha mostrato comunque una consistente diminuzione rispetto al 2006, dovuta alla limitata circolazione verticale che nell'anno in corso non ha interessato gli strati ipolimnici. Infatti, da valori che nel recente passato erano sempre stati superiori a 9,0 mg l⁻¹ in tutta la massa d'acqua profonda, le concentrazioni di ossigeno si sono gradualmente ridotte e da Marzo si sono misurati valori stabilmente inferiori a 8,0 mg l⁻¹ di Dicembre.

3.1.5. Bilancio termico

Come negli anni precedenti il bilancio termico 2007 del Lago Maggiore è stato valutato su base mensile con la metodica già adottata in passato [2] e con le singole componenti espresse in unità energetiche per unità di superficie (cal cm⁻² d⁻¹).

L'equazione adottata è la seguente:

$$Q_s - Q_r - Q_b - Q_e - Q_h \pm Q_t = 0$$

dove:

Q_s = radiazione solare globale;

Q_r = radiazione solare riflessa;

Q_b = netto dello scambio energetico ad onda lunga;

Q_e = calore utilizzato nei processi evaporativi;

Q_h = calore sensibile di conduzione;

Q_t = calore immagazzinato o perso dal lago.

I valori mensili di questi parametri per il 2007, unitamente a quelli relativi alla radiazione solare effettiva ($Q_{se} = Q_s - Q_r$), alla radiazione netta ($Q_N = Q_s - Q_r - Q_b$) e al Rapporto di Bowen ($R = Q_h/Q_e$), sono riportati nella tabella che segue (Tab. 3.1.5).

Tab. 3.1.5. Lago Maggiore 2007. Quantità energetiche del bilancio calorico (cal cm⁻² d⁻¹).

	Q_s	Q_r	Q_{se}	Q_b	Q_N	Q_t	Q_e	Q_h	R
Gen	122	14	105	156	-51	-148	67	30	0,44
Feb	180	11	161	148	12	-112	109	15	0,13
Mar	304	9	276	116	160	40	172	-51	-0,30
Apr	442	8	406	114	292	190	167	-65	-0,39
Mag	437	7	407	102	305	215	95	-4	-0,05
Giu	469	7	436	54	382	93	314	-25	-0,08
Lug	594	7	553	113	440	171	322	-53	-0,17
Ago	431	7	401	82	319	85	230	4	0,02
Set	364	9	331	121	210	-37	222	25	0,11
Ott	233	10	210	169	41	-31	59	13	0,22
Nov	138	13	120	170	-50	-191	101	41	0,40
Dic	138	15	117	197	-80	-215	88	48	0,55

Rispetto ai valori corrispondenti degli anni precedenti si costata come nei mesi di Luglio e Dicembre del 2007 Q_{se} abbia raggiunto i nuovi massimi mensili del periodo 1963-2006, rispettivamente con 553 cal cm⁻² d⁻¹ (contro 540 cal cm⁻² d⁻¹ del 1984) e 117

cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ (contro 116 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 2001); ma anche negli altri mesi si riscontrano valori vicini ai massimi assoluti.

Per quanto riguarda Q_b sono da segnalare i minimi assoluti di Giugno (50 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ contro 77 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 1986) e di Agosto (82 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ contro 102 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 1966) mentre tra i valori più alti si colloca quello di Dicembre (197 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) che si avvicina al massimo assoluto del 1991 (208 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$).

La radiazione netta assorbita dalla massa d'acqua, fatta eccezione per il massimo assoluto di Luglio (440 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ contro 424 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 2006), presenta valori tutti compresi entro i limiti già riscontrati in passato; la stessa cosa va detta per Q_h e per Q_e , anche se quest'ultimo presenta valori elevati nel periodo estivo. Nei primi due mesi dell'anno la perdita di energia da parte del lago (Q_t) è stata piuttosto contenuta, così come ad Ottobre (-31 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ contro, per esempio, -127 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 1989), mentre molto sotto alla media risulta anche quella assorbita dal lago in Giugno (93 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ contro 139 cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ del 1988).

Dall'esame del bilancio termico del 2007, rappresentato in figura 3.1.5a, è possibile rilevare come l'energia netta assorbita dalla massa d'acqua (Q_N) sia stata positiva, secondo il normale ciclo annuale, da Febbraio ad Ottobre, pur con una leggera flessione a Maggio. L'immagazzinamento di calore nel lago (Q_t) si è protratto da Marzo a Settembre, caratterizzato, come già si è detto, da una inusuale diminuzione in Giugno. Da rilevare è anche la riduzione in Ottobre del calore legato ai fenomeni evaporativi e conduttivi.

Il contenuto di calore minimo annuale della massa d'acqua, riscontrato in Febbraio, è stato di 119.517 cal cm^{-2} mentre quello massimo è stato raggiunto in Agosto con 143.787 cal cm^{-2} ; per cui il bilancio 2007 risulta di 24.270 cal cm^{-2} valore simile a quello del 2006. Alla fine di Dicembre il calore contenuto nelle acque del lago è stato di 129.316 cal cm^{-2} , in aumento rispetto all'anno precedente.

L'evolversi del ciclo stagionale dei flussi di energia termica e il loro andamento in profondità è rappresentato in figura 3.1.5b dalle isolinee (cal $\text{cm}^{-2} \text{d}^{-1}$) con le fasi di raffreddamento e di riscaldamento nei singoli strati del lago indicate rispettivamente con aree scure e chiare.

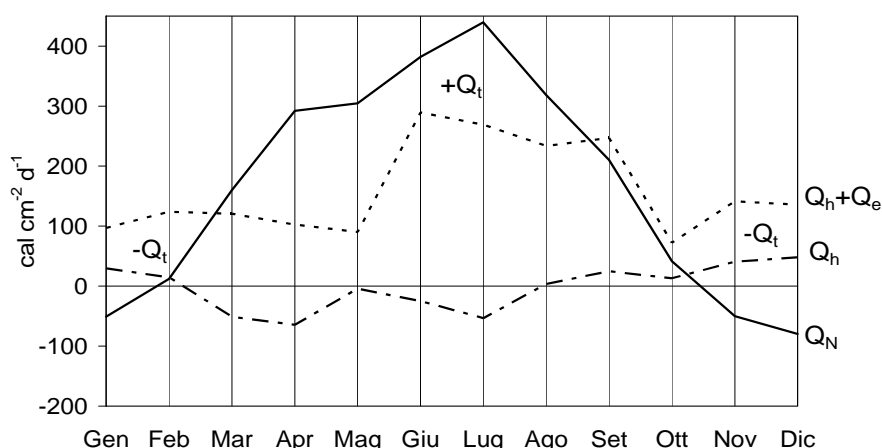


Fig. 3.1.5a. Bilancio termico 2007 del Lago Maggiore.

Le perdite di calore invernali sono limitate agli strati superficiali nei primi tre mesi dell'anno, mentre al di sotto di 50 metri di profondità è presente una fase positiva di acquisizione di calore. Del tutto normale è invece la fase di riscaldamento da Aprile ad Ottobre e quella successiva del raffreddamento autunnale, caratterizzata dalla discesa in profondità del termocline.

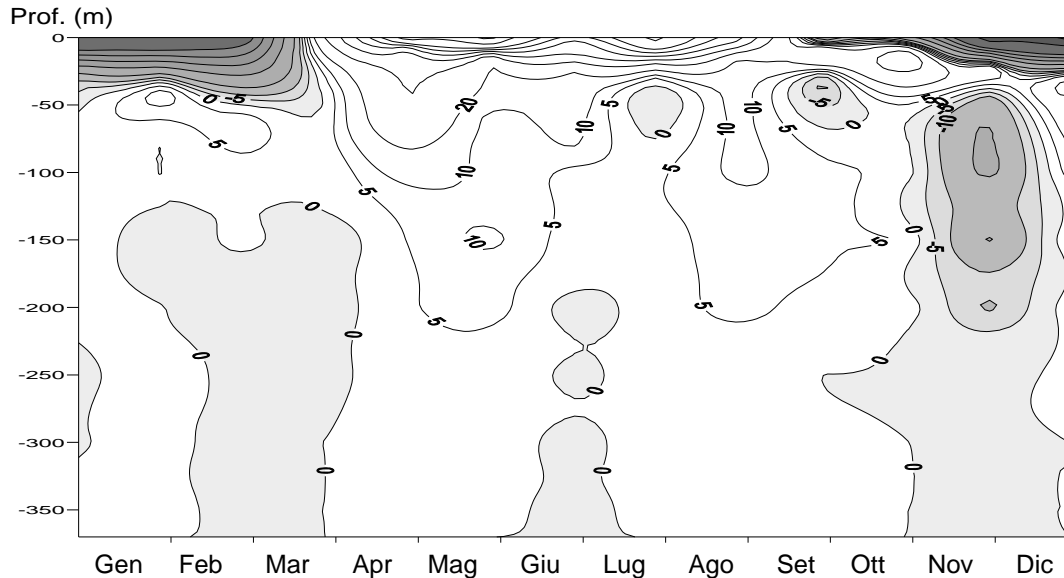


Fig. 3.1.5b. Flussi di calore nel Lago Maggiore nel 2007. Le isolinee sono quotate in $\text{cal cm}^{-2} \text{d}^{-1}$.

3.1.6. Profondità del mescolamento verticale

Nel tardo inverno del 2007 il mescolamento verticale nel Lago Maggiore, che si verifica con l'innesto dei moti convettivi invernali, non ha superato i 100 m di profondità. Si è in un certo senso tornati a quella "consuetudine" che aveva caratterizzato gli anni dal 1971 al 1998 quando questi processi idrodinamici si sono manifestati con continuità solo in modo parziale, senza cioè raggiungere la massima profondità. Tale parzialità è stata confermata non solo dall'analisi dei dati di temperatura e di ossigeno disciolto rilevati lungo la colonna d'acqua nel punto di massima profondità del lago, ma anche attraverso l'applicazione della formulazione del così detto coefficiente M, già diffusamente specificata nei precedenti Rapporti CIP AIS e in Ambrosetti *et al.* [3]: secondo questi ultimi calcoli il mescolamento invernale del 2007 si è limitato alla profondità di 86,8 m.

Le cause di ciò vanno ricercate nella ridotta perdita di calore del lago nei primi mesi dell'anno, di cui si è detto, e nel succedersi di condizioni meteo-climatiche sfavorevoli alla circolazione verticale che hanno caratterizzato i tre mesi invernali: scarsa ventosità, radiazione solare elevata e temperatura dell'aria che, nei suoi valori minimi, è stata la più elevata degli ultimi 50 anni.

3.2. Chimica lacustre

3.2.1. Chimismo di base

I campionamenti nella zona di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) sono stati effettuati nel corso del 2007 con cadenza mensile alle seguenti profondità: -5, -10, -20, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. Il 13 Marzo e il 24 Settembre sono stati inoltre eseguiti 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 a centro lago.

Nella tabella 3.2.1 sono riportati i valori di pH, conducibilità ed il bilancio ionico per il periodo 2003-2007, sia per la stazione di Ghiffa che per quella di Lesa. La figura 3.2.1a mostra invece il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale nel campionamento del Marzo 2007. I dati si riferiscono in entrambi i casi a valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo delle misure effettuate nel mese di Marzo, quando è massima l'estensione verticale del mescolamento tardo invernale.

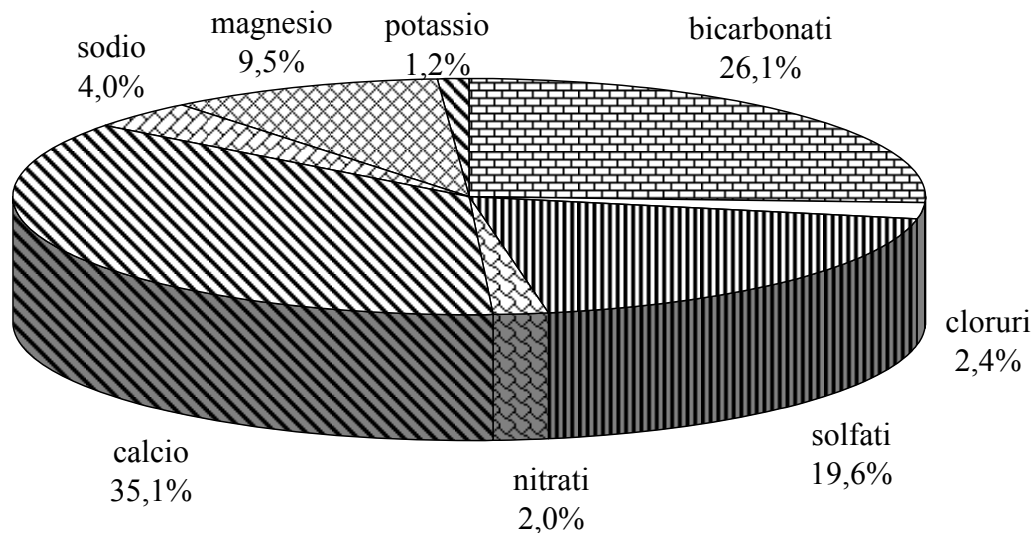
Tab. 3.2.1. Bilancio ionico (meq l⁻¹), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; μS cm⁻¹) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa nel quinquennio 2003-2007.

	GHIFFA					LESA				
	17.03.03	15.03.04	14.03.05	13.03.06	12.03.07	18.03.03	16.03.04	15.03.05	14.03.06	13.03.07
HCO ₃ ⁻	0,80	0,81	0,81	0,82	0,83	0,79	0,82	0,81	0,82	0,82
SO ₄ ^{- -}	0,58	0,60	0,61	0,63	0,61	0,55	0,61	0,60	0,63	0,61
Cl ⁻	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08
NO ₃ ⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Σ anioni	1,51	1,54	1,55	1,58	1,58	1,46	1,56	1,54	1,58	1,58
Ca ⁺⁺	1,06	1,11	1,13	1,13	1,16	1,02	1,12	1,12	1,16	1,17
Mg ⁺⁺	0,29	0,29	0,31	0,31	0,31	0,28	0,29	0,30	0,31	0,31
Na ⁺	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,11	0,13	0,12	0,12	0,13
K ⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ cationi	1,50	1,56	1,59	1,60	1,63	1,45	1,58	1,58	1,63	1,65
Σ ioni	3,01	3,10	3,14	3,18	3,21	2,91	3,14	3,11	3,21	3,23
pH	7,39	7,30	7,38	7,45	7,49	7,57	7,49	7,49	7,42	7,56
Cond.	143	147	147	148	150	142	149	146	150	150

Come si può osservare dalla tabella, le concentrazioni degli ioni principali, così come i valori di pH e conducibilità, presentano variazioni minime da un anno all'altro. Nel quinquennio considerato, il contenuto ionico totale ha presentato tuttavia una lieve tendenza all'aumento in entrambe le stazioni (da circa 3,00 a 3,20 meq l⁻¹), così come il valore medio di conducibilità (da 142-143 a 150 μS cm⁻¹), indicando un progressivo, seppur contenuto, arricchimento in soluti delle acque lacustri.

Tra le due stazioni non si sono riscontrate differenze significative per quanto riguarda le concentrazioni degli ioni principali. Solo i valori di pH risultano leggermente più elevati nella stazione di Lesa rispetto a quella di Ghiffa (7,56 e 7,49 rispettivamente, nel 2007). In entrambi i siti questi valori non si discostano significativamente da quelli registrati nel quinquennio, sempre compresi tra 7,30 e 7,60 unità di pH (Tab. 3.2.1).

I dati del 2007 confermano la composizione chimica delle acque lacustri già descritta nelle precedenti indagini: calcio e bicarbonati risultano prevalenti tra cationi ed anioni, rispettivamente, formando insieme più del 60 % del contenuto ionico totale. Solfati, magnesio e sodio contribuiscono in misura del 20, 10 e 4 % circa, mentre gli altri ioni sono presenti in percentuali inferiori al 2,5 % (Fig. 3.2.1a).



Contenuto ionico totale = 3,21 meq l⁻¹

Conducibilità a 20 °C = 150 μS cm⁻¹

Fig. 3.2.1a. Lago Maggiore: ripartizione percentuale dello spettro ionico e valori medi di pH e conducibilità al 12 Marzo 2007 (valori medi ponderati sui volumi alla circolazione primaverile nella stazione di massima profondità).

La figura 3.2.1b riporta gli andamenti dei valori medi di pH nello strato epilimnico ed ipolimnico e quello dell'ossigeno in epilimnio, espresso come percentuale di saturazione, nel decennio 1998-2007. I processi fotosintetici che avvengono nelle acque superficiali ed il rimescolamento delle acque sono i principali processi che regolano le variazioni stagionali di questi due parametri: i valori massimi di pH e di ossigeno vengono misurati in superficie nei mesi estivi, a causa della produzione primaria da parte delle alghe fitoplanctoniche; i minimi, sempre nelle acque superficiali, si rilevano invece nei mesi tardo invernali. Il pH in ipolimnio mostra variazioni modeste rispetto a quelle delle acque superficiali, non risentendo dei processi di produzione e respirazione algale.

Nel decennio considerato i massimi estivi di pH sono risultati compresi tra 8,2 e 8,5, con un picco di 8,7-8,8 nell'estate 2007. I minimi dei mesi invernali sono stati attorno a 7,3-7,4, con un minimo di 7,1 unità di pH nel corso dell'inverno 1998-99, in occasione di un evento di circolazione completa delle acque (Fig. 2.3.1b).

L'ossigeno in superficie ha raggiunto valori massimi di 110-115 % come percentuale di saturazione nei mesi di Luglio e Agosto 2007, per poi scendere a 75-80 % nel periodo invernale. Il valore minimo del Febbraio 1999 (62 %) anche in questo caso è da attribuire alla circolazione dell'inverno 1998-99.

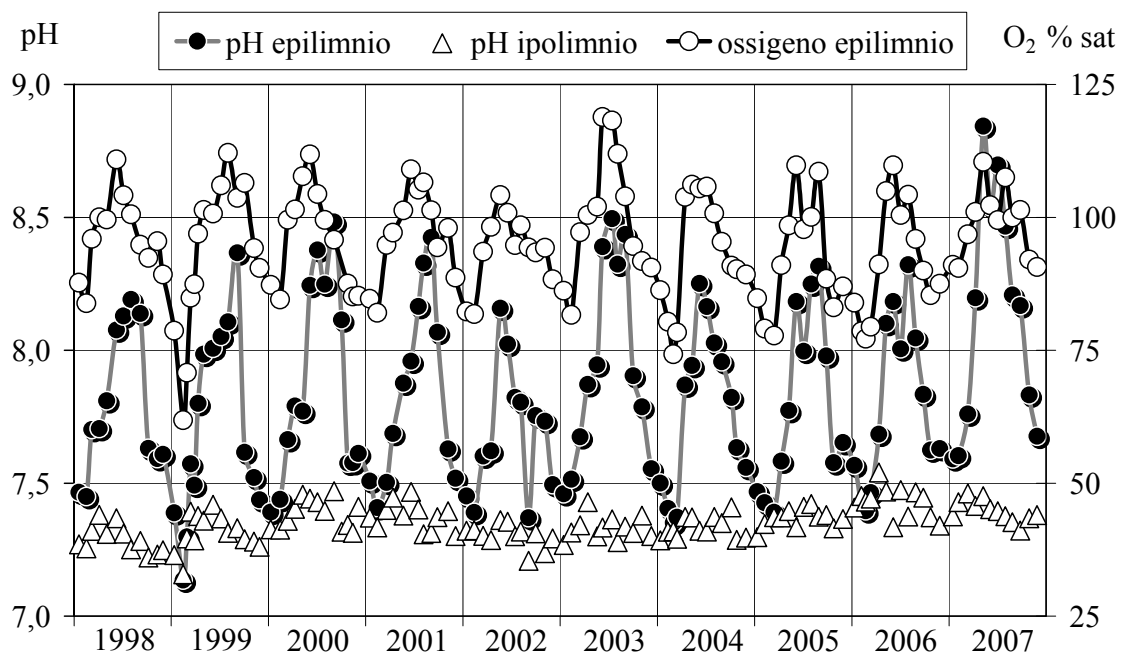


Fig. 3.2.1b. Lago Maggiore nel periodo 1998-2007: pH nello strato epilimnico (0-25 m) ed ipolimnico (25-370 m) e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Il 2007 non ha presentato situazioni particolari relativamente ai valori di ossigeno, che hanno raggiunto valori massimi in estate del 110 % come percentuale di saturazione, del tutto in linea con quelli registrati negli anni precedenti. Il pH in epilimnio ha raggiunto invece valori massimi superiori alla norma nel mese di Maggio (8,8 unità di pH), a causa di un massiccio sviluppo di diatomee, avvenuto tra Aprile e Giugno, come descritto nel capitolo sui popolamenti fitoplanctonici. Anche i minimi invernali di pH si sono mantenuti nel 2007 su livelli superiori rispetto agli anni precedenti, non scendendo al di sotto di 7,6 unità. Infine il pH ipolimnico, che era risultato leggermente superiore alla media nel 2006, è tornato nel 2007 a livelli simili a quelli degli anni precedenti, compresi tra 7,32 (Settembre) e 7,46 (Luglio).

A partire dal 1999, i valori di pH in epilimnio, sia minimi invernali che massimi estivi, hanno mostrato una tendenza all'aumento, culminata nei valori massimi del 2007. Questa tendenza potrebbe essere dovuta al progressivo riscaldamento delle acque lacustri, e quindi ad un'intensificazione dei processi di produzione e respirazione. Questa ipotesi non trova però per il momento riscontro nell'andamento dei valori di ossigeno, che si sono mantenuti pressoché costanti.

Le figure 3.2.1c e 3.2.1d presentano l'andamento dei valori di alcalinità e conducibilità, in epilimnio e nell'intero lago, nel decennio 1998-2007. Nel 2007, a differenza di quanto riscontrato in parte nell'ultimo quinquennio (anni 2003, 2005 e 2006), la stagionalità di queste variabili chimiche non ha presentato anomalie ed ha rispecchiato invece l'andamento tipico osservato nelle acque lacustri sin dall'inizio delle indagini: i valori di alcalinità e conducibilità raggiungono infatti i massimi nei mesi primaverili, per poi calare nel periodo estivo, a seguito del fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio.

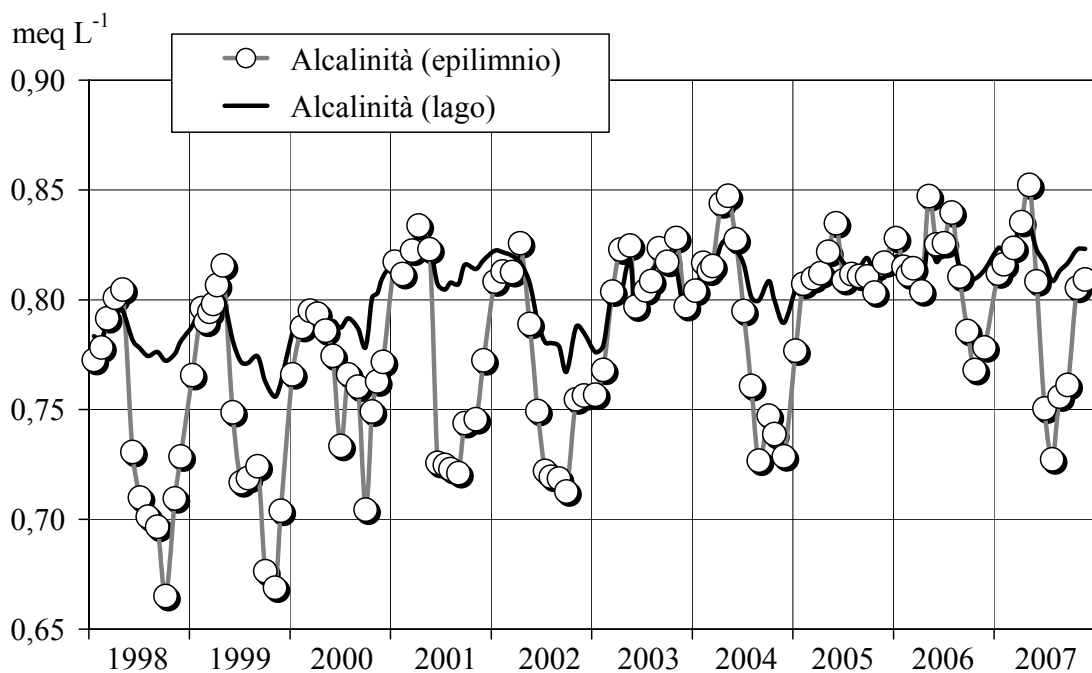


Fig. 3.2.1c. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 1998–2007 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

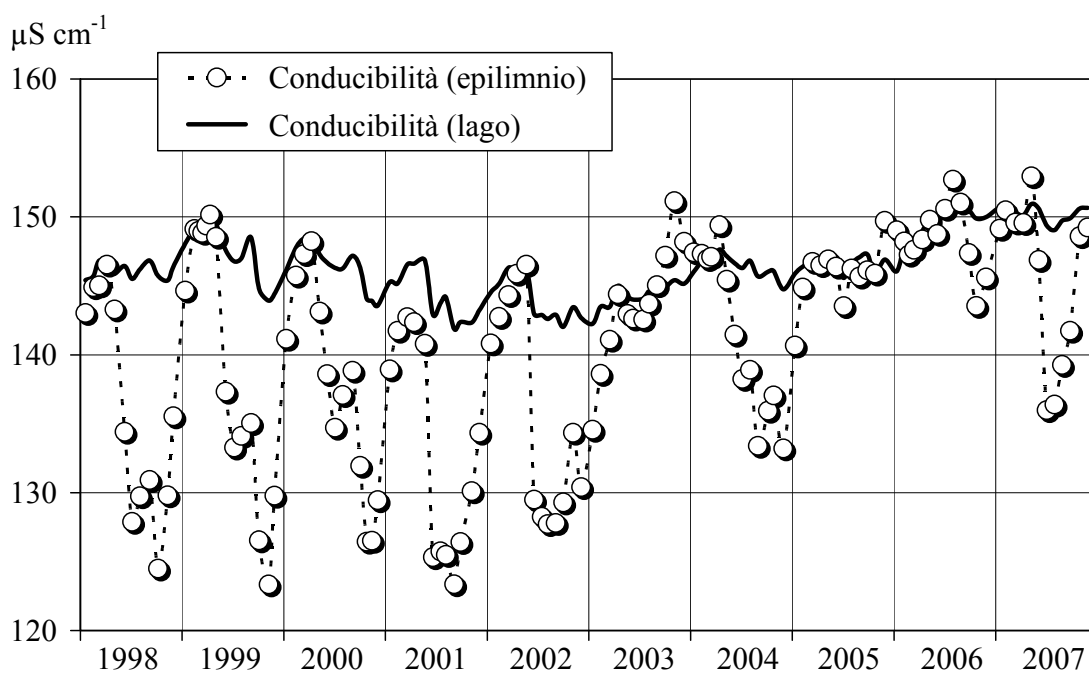


Fig. 3.2.1d. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 1998–2007 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20 °C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Questo andamento si è verificato con regolarità dal 1998 al 2002, nel 2004, e nuovamente nel 2007; è stato invece solo parziale nel 2006, quando inoltre la

diminuzione ha interessato gli ultimi mesi dell'anno anziché quelli estivi, e del tutto assente negli anni 2003 e 2005. Le temperature estive elevate e le precipitazioni estremamente ridotte o addirittura assenti nei mesi invernali e primaverili potrebbero contribuire a spiegare l'andamento anomalo di alcalinità e conducibilità osservato in questi due anni.

I massimi di alcalinità e conducibilità nel 2007 sono stati rilevati nel mese di Maggio ($0,85 \text{ meq l}^{-1}$ e $153 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, rispettivamente), seguiti dai minimi di Luglio-Agosto ($0,73\text{-}0,75 \text{ meq l}^{-1}$ e $136\text{-}139 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$), con un andamento pressoché identico a quello del 2004. Rispetto agli anni 1998-2006, i valori del 2007 appaiono invece più elevati sia per l'alcalinità che per la conducibilità, a conferma di una tendenza all'aumento di entrambe le variabili (da $0,77\text{-}0,78$ a $0,82\text{-}0,83 \text{ meq l}^{-1}$ e da $145\text{-}146$ a $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$; Fig. 3.2.1c e 3.2.1d).

3.2.2. Composti dell'azoto

La figura 3.2.2a riporta le concentrazioni medie ponderate sui volumi dalla superficie al fondo di azoto nitrico e totale misurate nella stazione di Ghiffa nell'ultimo decennio (1998-2007). I valori del 2007 di entrambe le variabili non si sono discostati in maniera significativa da quelli degli anni precedenti. Nel caso dell'azoto nitrico si può comunque rilevare come i dati del 2007 confermino la tendenza all'aumento di questa variabile, osservabile a partire dagli anni '90. Le concentrazioni medie sono state comprese tra $0,85 \text{ mg N l}^{-1}$ a Luglio e $0,89 \text{ mg N l}^{-1}$ nei mesi invernali. Nel caso dell'azoto totale, i valori medi si sono mantenuti al di sotto di $1,0 \text{ mg N l}^{-1}$ in tutti i mesi dell'anno, variando tra $0,89 \text{ mg N l}^{-1}$ ad Agosto e $0,99 \text{ mg N l}^{-1}$ in Marzo (Fig. 3.2.2a).

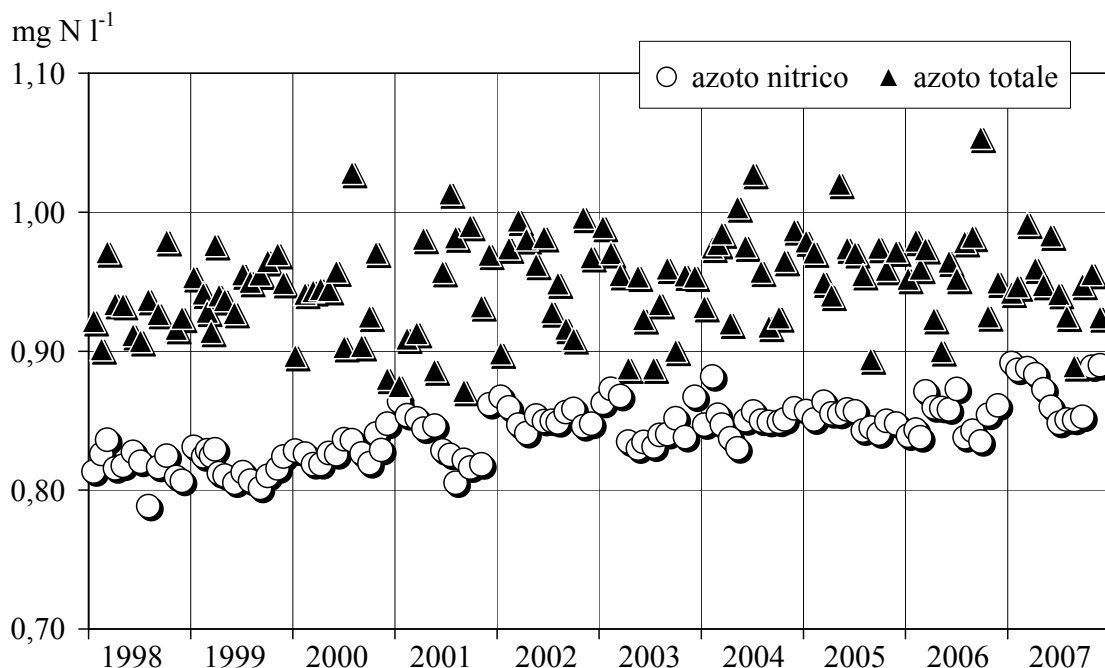


Fig. 3.2.2a. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 1998-2007 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

L'azoto nitrico rappresenta quasi il 90 % del contenuto di azoto totale delle acque. I suoi valori sono andati aumentando da 0,81-0,82 mg N l⁻¹ negli anni 1998-99 a 0,87-0,88 mg N l⁻¹. Questa tendenza è stata attribuita all'aumento degli apporti di nitrati a lago dalle acque dei tributari. Questo fenomeno è a sua volta dovuto alle deposizioni atmosferiche di azoto, particolarmente elevate nell'areale del bacino imbrifero del Lago Maggiore, che stanno determinando una progressiva saturazione di azoto dei suoli nei bacini imbriferi, con conseguente rilascio di nitrati alle acque superficiali [1]. Per l'azoto totale, i valori più dispersi rispetto a quelli dei nitrati, rendono difficile valutare la presenza di un eventuale trend.

L'azoto organico rappresenta mediamente poco più del 10 % del contenuto totale di azoto delle acque e mostra variazioni minime nel corso dell'anno, come evidenziato in figura 3.2.2b, che mostra le variazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m). Sia i valori di azoto organico che il loro andamento stagionale, nel corso del 2007, sono stati simili a quelli degli anni precedenti, variando tra 0,03 e 0,19 mg N l⁻¹. Le concentrazioni di azoto nitrico e totale nelle acque superficiali mostrano nel 2007 il tipico andamento stagionale, con massimi tardo invernali di nitrati (0,88 mg N l⁻¹ a Marzo-Aprile), seguiti da un calo dei valori nel periodo estivo (0,62-0,63 mg N l⁻¹ tra Luglio e Settembre) a causa del consumo ad opera delle alghe fitoplanctoniche. Questo andamento ha caratterizzato in modo abbastanza regolare anche gli anni dal 1998 al 2006, interessando anche i valori di azoto totale che oscillano tra minimi estivi di 0,75-0,80 mg N l⁻¹ e massimi di 0,98-1,00 mg N l⁻¹ nei mesi tardo invernali (Fig. 3.2.2b).

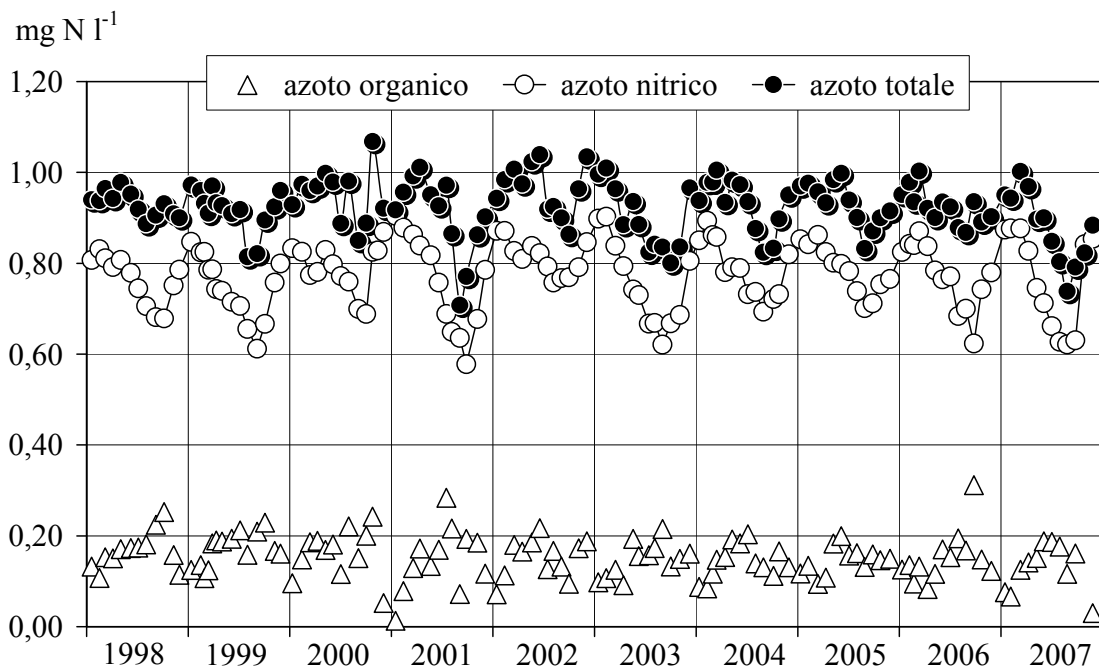


Fig. 3.2.2b. Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 1998-2007 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Le concentrazioni medie di azoto nitrico e totale rilevate nella stazione di Lesa sono risultate leggermente inferiori a quelle della stazione di massima profondità, sia a Marzo (0,87 rispetto a 0,89 mg N l⁻¹) che a Settembre (0,82 rispetto a 0,85 mg N l⁻¹).

L'azoto nitroso, che viene misurato nelle acque lacustri nei mesi di Marzo e Settembre, è in genere praticamente assente: anche nel 2007 le concentrazioni misurate sono state molto basse, pari a circa 1 e 6 µg N l⁻¹ nelle acque epilimniche rispettivamente a Marzo e Settembre. Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto ammoniacale si sono mantenute comprese tra 2 e 4 µg N l⁻¹ nel corso del 2007. Valori leggermente più elevati di questa variabile, attorno a 15-30 µg N l⁻¹, sono stati rilevati alla profondità di 20 m nel periodo tra Maggio e Luglio. A Lesa, sia a Marzo che a Settembre, i valori medi di azoto ammoniacale sono stati pari a 3 µg N l⁻¹.

3.2.3. Composti del fosforo

La figura 3.2.3 riporta l'andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di massima profondità nel decennio 1998-2007. Le concentrazioni medie sono state pari rispettivamente a 3 e 7 µg P l⁻¹ nelle acque epilimniche, 8 e 10 µg P l⁻¹ in ipolimnio e 7 e 10 µg P l⁻¹ sull'intera colonna d'acqua. Questi valori appaiono del tutto simili a quelli rilevati nel decennio 1998-2007; si può però rilevare come il 2007, ed anche il 2006, si caratterizzino per valori leggermente inferiori di fosforo reattivo rispetto agli anni precedenti: le concentrazioni nel 2007 si sono infatti mantenute al di sotto di 9 µg P l⁻¹ in tutti i mesi dell'anno.

Le concentrazioni medie misurate nella stazione di Lesa non si sono discostate da quelle della zona di massima profondità: fosforo reattivo e totale sono stati pari rispettivamente a 4 e 10 µg P l⁻¹ a Marzo e 5 e 9 µg P l⁻¹ a Settembre.

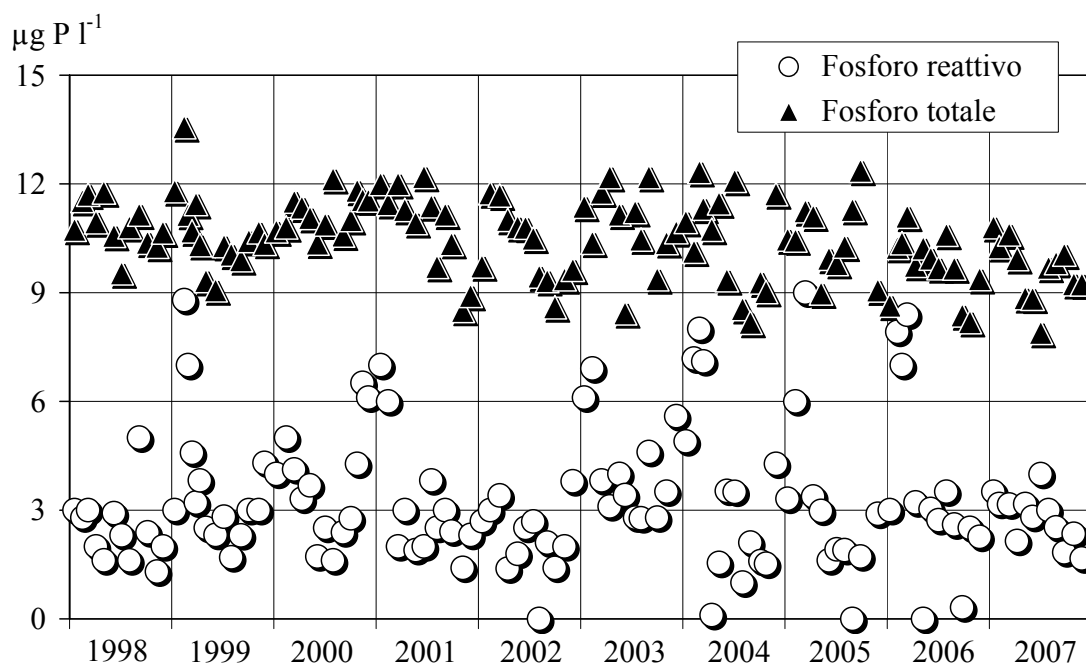


Fig. 3.2.3. Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 1998-2007 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel complesso il contenuto di fosforo totale delle acque non ha mostrato variazioni significative nell'ultimo decennio, mantenendosi tra 8 e 12 $\mu\text{g P l}^{-1}$, a conferma di una situazione di oligotrofia che caratterizza ormai dagli anni '90 la zona pelagica del lago. Il verificarsi di episodi di fioriture algali nel periodo estivo fa però ritenere che il giudizio positivo sulla qualità delle acque lacustri, ricavato dai dati della stazione di massima profondità, non sia estendibile a tutto l'areale litorale. Soprattutto in corrispondenza dell'immissione a lago di acque tributarie con elevato carico di azoto e fosforo, o di scarichi non sufficientemente depurati, il livello di nutrienti delle acque diviene tale da consentire, in primavera ed estate, lo sviluppo di fioriture algali con conseguenze negative sull'aspetto qualitativo e sull'utilizzo delle acque.

3.2.4. Ossigeno disciolto

Le figure 3.2.4a e 3.2.4b mostrano l'andamento dal 1998 al 2007 del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nella stazione di massima profondità per gli strati 200-370 m e 25-370 m rispettivamente.

Mentre per le concentrazioni di ossigeno nelle acque epilimniche (paragrafo 3.2.1, Fig. 3.2.1b) il 2007 non ha presentato differenze di rilievo rispetto agli altri anni, il contenuto medio delle acque profonde ha invece mostrato una tendenza alla diminuzione rispetto al biennio precedente. L'andamento del contenuto medio di ossigeno nelle acque profonde, tra -200 e -370 metri, che rimangono generalmente segregate dalla massa d'acqua sovrastante, aveva infatti mostrato un progressivo aumento dei valori a partire dal 2002, raggiungendo nel 2006 concentrazioni comprese tra 8,8 e 9,7 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$, superiori anche a quelli registrati dopo la piena circolazione del 1999. Nel 2007 questa tendenza positiva ha subito un arresto, con valori medi scesi a 8,1-8,2 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ nei mesi estivi e 8,8-8,9 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ in inverno. Anche i valori di percentuale di saturazione nello strato profondo, sia come minimi estivi (67-68 %) che come massimi invernali (72-74 %) sono risultati inferiori a quelli degli anni immediatamente precedenti (Fig. 3.2.4a). La causa è da ricercare nella limitata circolazione verticale che nel corso del 2007 non ha interessato gli strati ipolimnici, come descritto nel capitolo riguardante le indagini sull'ambiente pelagico.

Anche considerando l'intero ipolimnio, cioè lo strato compreso tra -25 e -370 m, questa tendenza alla diminuzione dei valori nel 2007 viene confermata, anche se in misura meno accentuata rispetto allo strato profondo: il contenuto medio di ossigeno nel 2007 è stato compreso tra 8,3-8,4 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ (70-71 % di saturazione) e 9,3 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ (78 %; Fig. 3.2.4b).

Resta comunque da osservare come, a partire dal 1999, i valori di ossigeno al di sotto dei 200 m di profondità si siano mantenuti su livelli elevati, comunque superiori a 7,0 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ (60 % di saturazione), a dimostrazione di una consistente ossigenazione delle acque profonde e del buon livello qualitativo generale delle acque lacustri. Analoga osservazione può essere fatta per l'intero ipolimnio, tra -25 e -370 m, dove i valori di concentrazione di ossigeno si sono mantenuti compresi tra 7,9 e 10,0 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ (67-83 % di saturazione) negli anni tra il 1999 ed il 2007.

I dati relativi al contenuto di ossigeno nelle acque della stazione di Lesa (strato 25-100 m) hanno confermato quanto osservato a Ghiffa (9,9 e 8,8 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ e 84 e 76 % come percentuale di saturazione, rispettivamente a Marzo e Settembre).

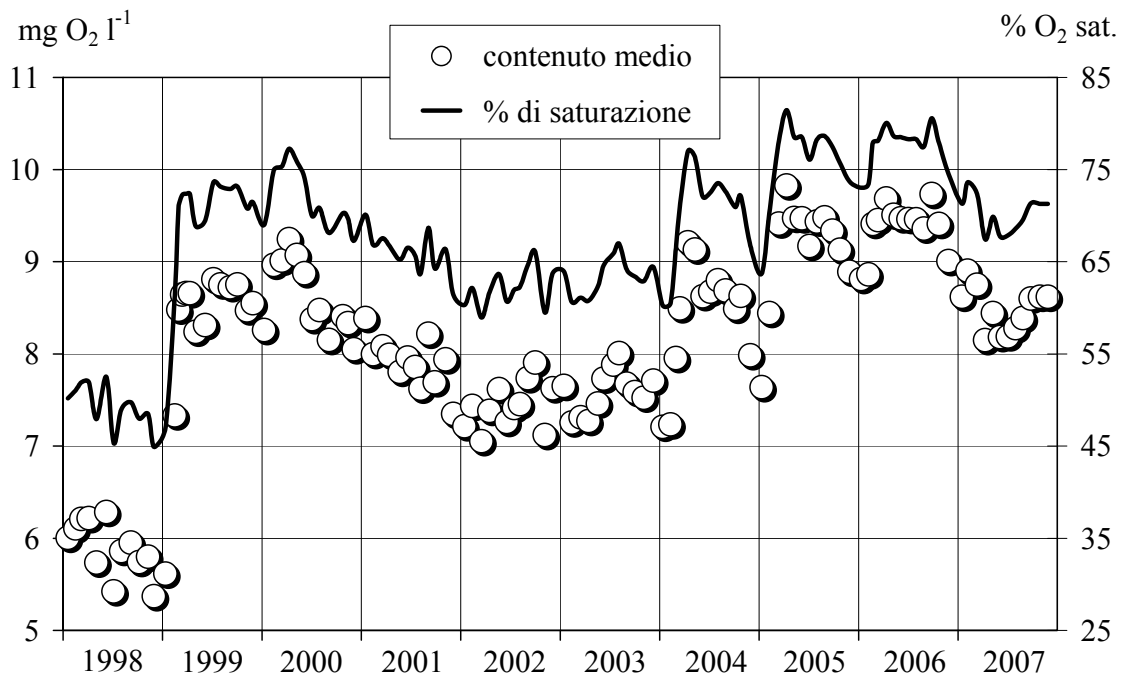


Fig. 3.2.4a. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 1998-2007 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione nello strato 200-370 m.

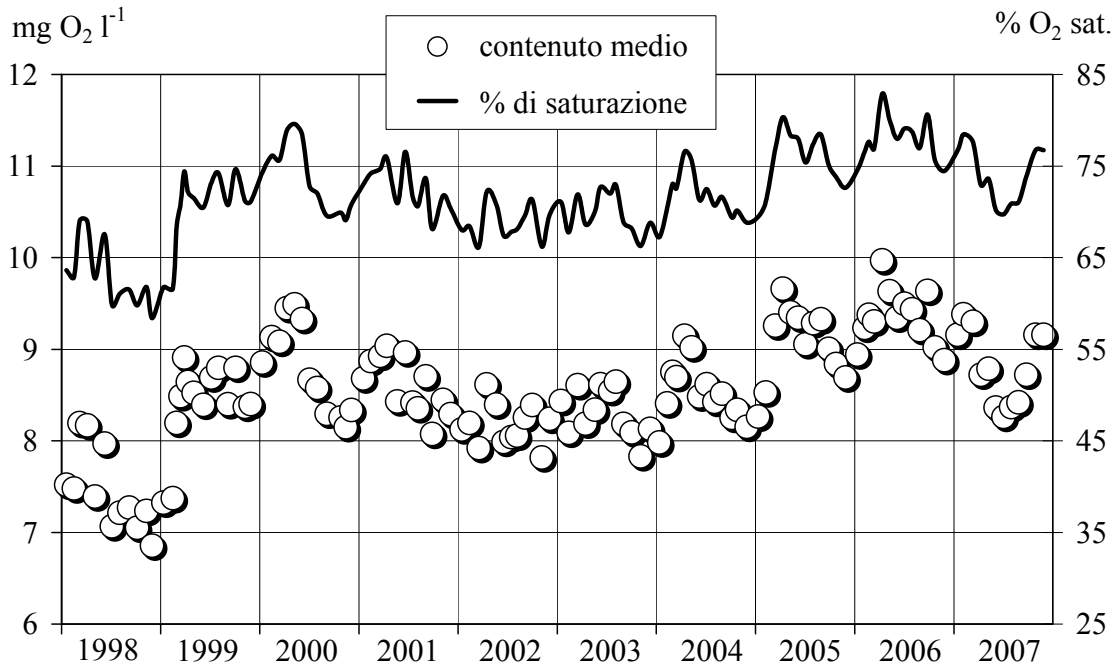


Fig. 3.2.4b. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 1998-2007 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione nello strato 25-370 m.

3.2.5. Silicati reattivi

Le concentrazioni medie annue di silicati reattivi in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel corso del 2007 sono state pari rispettivamente a 0,65, 1,61 e 1,53 mg Si l⁻¹, del tutto in linea con i valori registrati negli anni precedenti. Osservando l'andamento stagionale dei valori misurati nelle acque epilimniche e sull'intera colonna d'acqua nel 2007 si osserva invece una lieve tendenza alla diminuzione rispetto al periodo 2001-2006 (Fig. 3.2.5). In particolare le concentrazioni nel mese di Maggio sono risultate al di sotto del limite di detezione della metodica utilizzata, e comunque inferiori a tutti i valori misurati dal 1998 in poi. Questo minimo è da attribuire al consumo di silicati ad opera di una massiccia fioritura di diatomee, che ha avuto luogo nei mesi tra Aprile e Giugno, e che ha determinato anche un innalzamento dei valori di pH (Fig. 3.2.1b). Anche i massimi invernali di silicati (1,3-1,4 mg Si l⁻¹) sono stati nel 2007 inferiori a quelli registrati nel quinquennio precedente. I valori medi a lago, compresi tra 1,4 e 1,7 mg Si l⁻¹, appaiono invece solo leggermente inferiori a quelli del periodo 2001-2006. In ogni caso non confermano la tendenza all'aumento delle concentrazioni che era stata messa in evidenza nei precedenti rapporti ed attribuita ad un aumento della riserva lacustre di materiali silicei a seguito delle piene degli anni 2000 e 2002.

Nella stazione di Lesa, nella parte meridionale del lago, le concentrazioni di silicati reattivi nei campionamenti di Marzo e Settembre 2007 sono state pari a 1,37 e 1,23 mg Si l⁻¹ come valori medi sulla colonna, valori del tutto analoghi a quelli della stazione di massima profondità.

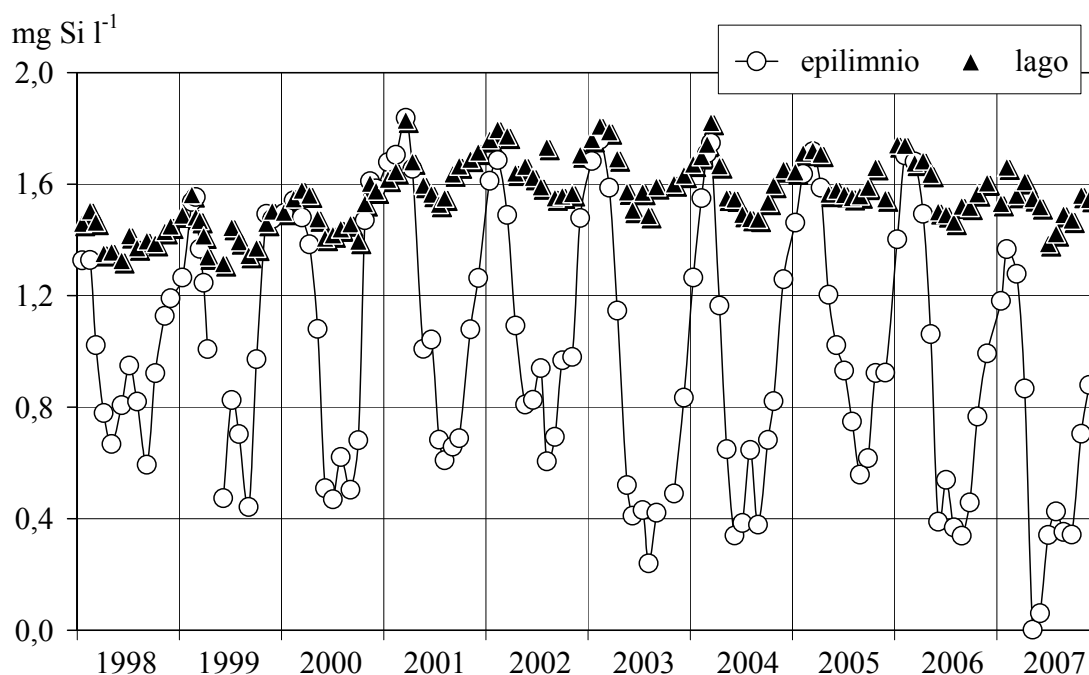


Fig. 3.2.5. Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 1998-2007.

3.3. Popolamenti planctonici

3.3.1. Indagini sul fitoplancton

3.3.1.1. Struttura dei popolamenti

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2007, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 16 Gennaio ed il 13 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 ed 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 2007 è stato di 96 unità, massimo valore nella serie storica, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche (Fig. 3.3.1.1). Il confronto con i valori degli anni immediatamente precedenti sembra indicare il raggiungimento di una certa stabilità nel valore di questo indice di biodiversità, che denota la presenza di un popolamento algale ormai ben diversificato.

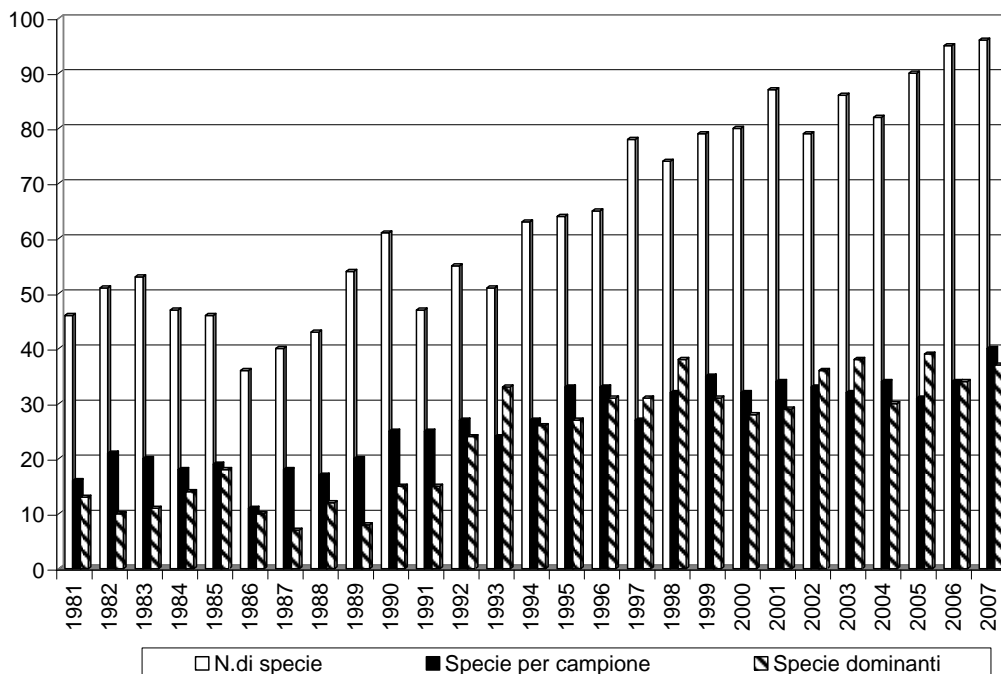


Fig. 3.3.1.1. Evoluzione del numero totale di specie censite, del numero medio di specie per campione e del numero di specie significative (v. testo).

Nel 2007 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 40 (Fig. 3.3.1.1.), valore leggermente superiore rispetto alla media del decennio 1995-2006, risultata di circa 32. Le piccole oscillazioni che occasionalmente sono state osservate negli ultimi 10 anni devono essere quindi interpretate come fluttuazioni casuali.

Il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80 % del biovolume totale almeno una volta nel corso dell'anno) ha mostrato un lieve aumento rispetto al 2006, attestandosi sul valore di 37 specie (Fig. 3.3.1.1), comunque assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. 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. Le specie o generi censiti globalmente durante l'anno mostrano alcune differenze rispetto al 2006 nella loro ripartizione numerica tra le categorie sistematiche maggiori. Le classi con il maggior numero di *taxa* sono state cianobatteri e diatomee, entrambe presenti con 23 unità tassonomiche, seguita dalle cloroficee, presenti con 22 unità: da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 14 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 8 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 2007, con una dinamica sostanzialmente simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici (Fig. 3.3.1.2a). Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. L'evento nuovo rispetto al passato più recente è stato un massiccio sviluppo di diatomee tra Aprile e Giugno, culminato con un picco di biovolume superiore a $5 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$. Se escludiamo un evento isolato, registrato nel 2003, a seguito di un eccezionale sviluppo di *Fragilaria crotonensis*, per trovare valori di questo ordine di grandezza è necessario risalire agli anni '80, prima che la riduzione degli apporti di nutrienti dal bacino facesse sentire i suoi effetti anche sulla struttura del fitoplancton.

Lo sviluppo primaverile dei popolamenti algali ha inizio nel mese di Marzo, come di consueto, con una prima fase di crescita che rientra nei valori osservati negli anni più recenti. Tra la fine di Marzo e l'inizio di Aprile si osserva poi l'eccezionale sviluppo cui si accennava in precedenza, che perdura fino a Maggio, per poi declinare gradualmente fino a Luglio, quando le diatomee tendono quasi a scomparire. Una leggera ripresa si osserva nuovamente nei mesi estivi, con un picco tra Luglio ed Agosto ed un secondo, più basso, in Settembre (Fig. 3.3.1.2a, b). La specie responsabile di questa insolita fase di sviluppo del popolamento a diatomee è stata *Tabellaria flocculosa*, che tra il 17 Aprile ed il 5 Giugno rappresentava percentualmente valori tra il 70 ed il 90 % della biomassa totale. Le possibili cause dell'anomalo sviluppo di questa specie saranno discusse nel paragrafo seguente.

La crescita dei cianobatteri nel 2007 si è concentrata prevalentemente nel periodo estivo (Fig. 3.3.1.2a): la tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni si è confermata anche nel 2007, sebbene *Snowella lacustris* sia stata la specie più importante in termini di biovolume. Si conferma il contributo significativo di *Aphanizomenon flos-aquae*, insieme alle Oscillatoriales *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora

algale pelagica del Lago Maggiore e *Tychonema bourrellyi*. *Anabaena lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel 2005 e 2006, si è presentata, nel 2007, in quantità decisamente modeste.

3.3.1.2. Variazioni della biomassa

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 2007 il biovolume medio annuo, a seguito del preponderante e anomalo sviluppo primaverile di *Tabellaria flocculosa*, è decisamente aumentato rispetto agli anni precedenti, risalendo a $1,41 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Anche la concentrazione media annua della clorofilla *a* mostra un incremento, raggiungendo $3,53 \text{ mg m}^{-3}$, valore alquanto più elevato rispetto alle medie misurate negli anni 2000.

Anche l'aumento della clorofilla media annua è imputabile al forte sviluppo di *Tabellaria flocculosa*, a seguito del quale questo parametro ha superato, rispettivamente, 7 mg m^{-3} in Aprile ed 8 mg m^{-3} in Maggio.

Poiché i valori di biomassa raggiunti da questa diatomea nella primavera del 2007 sono decisamente anomali per il Lago Maggiore, sembra opportuno fare alcune considerazioni più dettagliate su questo evento.

La successione primaverile delle diatomee nel Maggiore segue uno schema piuttosto classico, dettato dalla disponibilità di nutrienti, in particolare fosforo e silicati, e dal modo in cui le diverse specie reagiscono alle variazioni di concentrazione dei nutrienti stessi, in relazione alla rispettiva efficienza di assimilazione ed ai tassi di crescita propri. Tipicamente, dunque, si osserva un primo sviluppo delle diatomee durante il mese di Marzo, dovuto a *Cyclotella*, organismo opportunista a rapida crescita, che sfrutta l'iniziale abbondanza di nutrienti, cui seguono *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis*, che rispondono meglio al calo dei nutrienti. *Tabellaria flocculosa* compare solitamente nella fase tardo-primaverile della successione: nella primavera del 2007 questo schema è stato completamente sovvertito, con la dominanza di *Tabellaria flocculosa* già dal mese di Aprile (Fig. 3.3.1.2b). Essendo questa specie un ottimo competitore per il fosforo [4], la sua rapida crescita ha depresso lo sviluppo delle altre diatomee, praticamente scomparse durante il mese di Maggio.

Non è semplice individuare i fattori che possono avere favorito questo eccezionale ed anticipato sviluppo di *Tabellaria flocculosa*, sebbene l'analisi delle condizioni meteorologiche del periodo invernale e di inizio primavera permetta di avanzare un'ipotesi. Come descritto da Ambrosetti, Barbanti, Carrara, Ferrari e Rolla (rapporto presente), il percorso del vento nel periodo Gennaio-Marzo è stato altalenante, con valori inferiori alla media 1997-2006 in Febbraio e valori superiori alla media in Gennaio e, soprattutto, in Marzo. Al tempo stesso, sia l'inverno che la primavera del 2007 hanno fatto registrare temperature atmosferiche decisamente al di sopra della media storica dal 1951. La combinazione di due fattori nel mese di Marzo, ovvero ventosità e temperatura elevate, potrebbero avere favorito in modo particolare *Tabellaria*, specie di grandi dimensioni, che necessita di acque ben rimescolate per

crescere [5]: la maggiore abilità competitiva per il fosforo ha dato poi a questa specie una posizione di vantaggio per svilupparsi enormemente, a scapito delle altre diatomee. L'esaurimento dei silicati ne ha, probabilmente, segnato il declino. Tra le altre diatomee, raggiungono, tra Aprile e Maggio, uno sviluppo degno di nota solamente *Fragilaria crotonensis* e *Cyclotella comensis* (Fig. 3.3.1.2b).

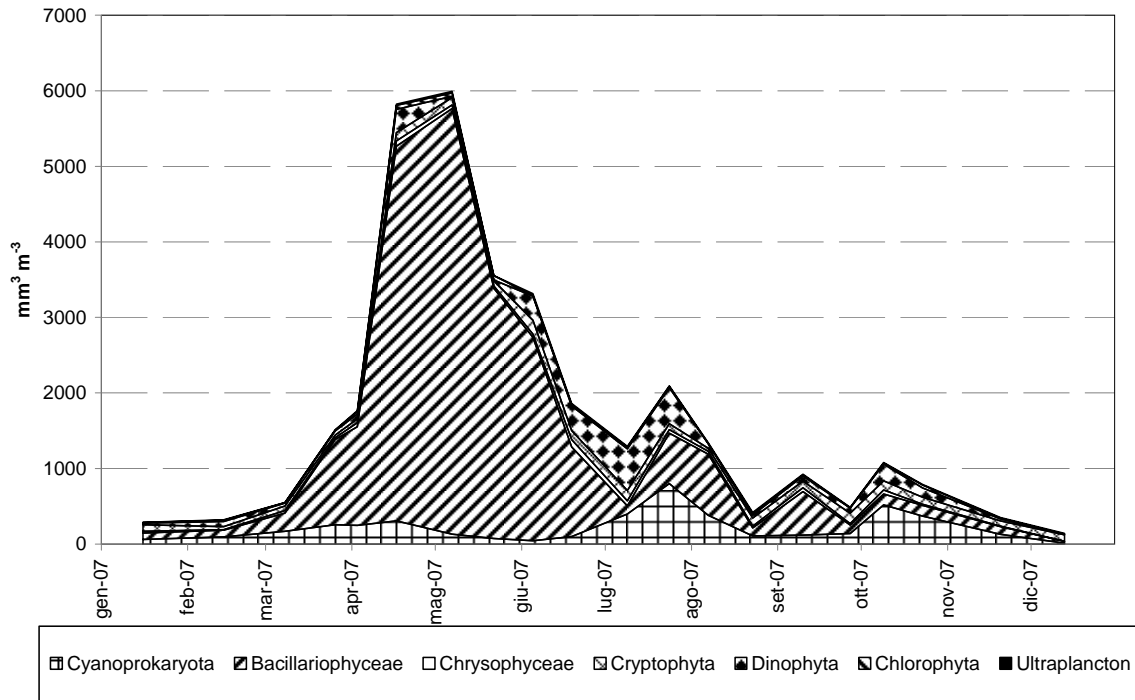


Fig. 3.3.1.2a. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2007.

Dopo la riduzione di *Tabellaria flocculosa*, si osserva una ripresa delle diatomee nel periodo estivo, legata, soprattutto, allo sviluppo delle centriche *Cyclotella comensis*, *Cyclotella krammeri* e *Cyclotella ocellata*.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra Luglio ed Agosto, con *Snowella lacustris* e *Tychonema bourrellyi*. Quest'ultima specie si ripresenta con biovolumi di un certo rilievo in autunno, insieme con altre Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*.

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto, valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Giugno e si è protratto per tutto il periodo estivo (Fig. 3.3.1.2b), confermando quindi l'estensione temporale della sua presenza, già osservata in anni passati.

Le Cryptophyta (Fig. 3.3.1.2a) danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplanctica* ed alcune specie di *Cryptomonas*, distribuite variamente lungo l'arco dell'intero anno.

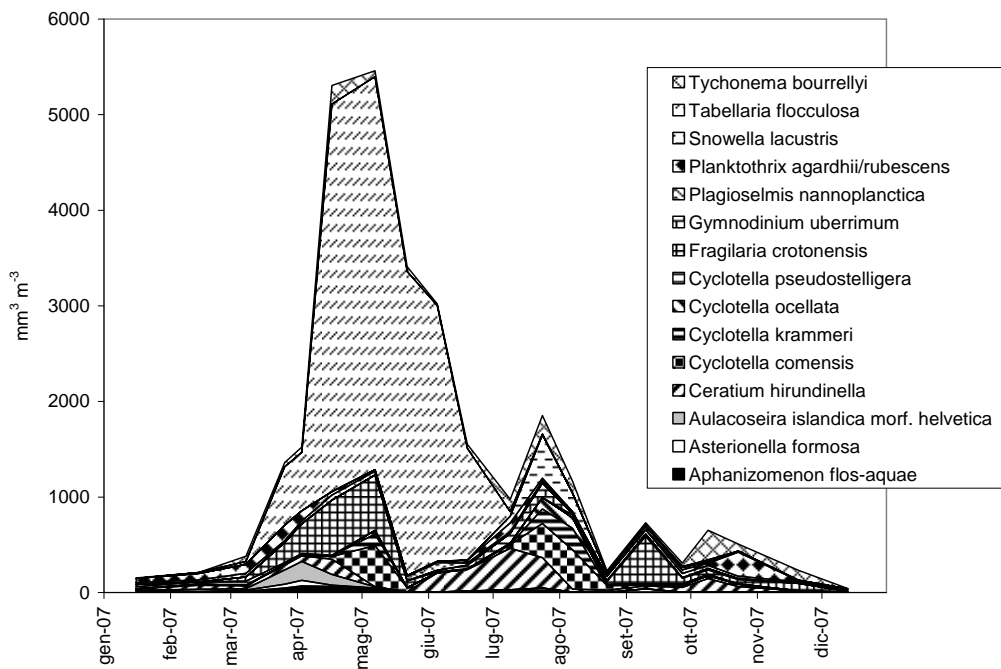


Fig. 3.3.1.2b. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2007, poco significativa: oltre alla presenza ormai consueta di *Chrysochromulina parva*, non si segnalano altre presenze degne di nota.

L'importanza delle Chlorophyta risulta drasticamente ridotta: tutte le 22 specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili. Solamente 5 di esse (*Paulschulzia pseudovolvox*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Mougeotia* sp. e *Staurastrum pingue*) compaiono con una frequenza sufficientemente elevata da non farle ritenere presenze occasionali.

In conclusione, le osservazioni compiute nell'anno 2007 confermano, in generale, il raggiungimento di una sostanziale stabilità nella struttura del fitoplancton, per quanto riguarda la biodiversità complessiva.

Ancora una volta è stato possibile mettere in relazione alcuni scostamenti dallo schema di successione caratteristico con particolari vicende meteorologiche e climatiche, a conferma del fatto che, in questa fase dell'evoluzione del Lago Maggiore, non sono più i fattori legati all'eutrofizzazione quelli che maggiormente controllano le dinamiche del fitoplancton, ma, piuttosto, sono diventati predominanti i fattori fisici, in particolare quelli influenzati alla variabilità delle condizioni meteo-climatiche. In questo quadro i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire.

Al momento, i dati disponibili non ci consentono di fare delle previsioni in una direzione o nell'altra, sebbene alcuni segnali siano piuttosto evidenti.

3.3.2. Indagini sullo zooplancton

Anche per l'anno 2007 i campionamenti dello zooplancton sono stati accompagnati, com'è oramai consuetudine, dalla misura del profilo termico verticale nei primi cinquanta metri e dalla trasparenza delle acque, misurata dalla profondità di scomparsa del disco di Secchi. Queste due misure sono semplici ma allo stesso tempo importanti per l'interpretazione dei dati relativi alla dinamica stagionale e al ruolo trofico dello zooplancton all'interno della rete pelagica. Dalla temperatura ambientale dipendono il ritmo di sviluppo e di crescita delle popolazioni componenti lo zooplancton, e dunque la loro produzione nel corso dell'anno. Inoltre, una più o meno pronunciata stratificazione termica può spiegare la dominanza di alcuni taxa rispetto ad altri. In aggiunta a ciò, è dalla temperatura che dipende il passaggio dalla fase di dormienza a quella di vita attiva, e dunque l'avvio del ciclo stagionale, di quelle popolazioni di organismi zooplanctonici a partenogenesi ciclica, presenti nel Lago Maggiore.

La trasparenza delle acque rappresenta un indicatore rapido ed efficace dell'efficienza del controllo della crescita algale da parte dello zooplancton. Se significativamente correlata con le dimensioni medie delle covate di *Daphnia* e accompagnata da una stima del numero di uova/covata standardizzato sulla taglia corporea (SEN; [6]), essa può essere ritenuta una buona misura delle disponibilità alimentari, piuttosto difficile da stimare sulla base dei dati del popolamento fitoplanctonico. Analogamente, l'occorrenza di fasi di disaccoppiamento tra queste due variabili può essere ritenuta un indice di deterioramento della qualità dell'alimento.

Il grafico relativo al profilo delle temperature nello strato d'acqua campionato (Fig. 3.3.2a) mostra un episodio di precoce riscaldamento a Marzo, cui fa seguito l'avvio, in Aprile, della stratificazione termica, dovuta al lento e graduale aumento delle temperature medie. Queste ultime, tra Luglio e Ottobre sono risultate stabili su valori di circa 11 °C. La massima temperatura entro lo strato 0-50 m, pari a 23 °C, è stata registrata all'inizio del mese di Agosto.

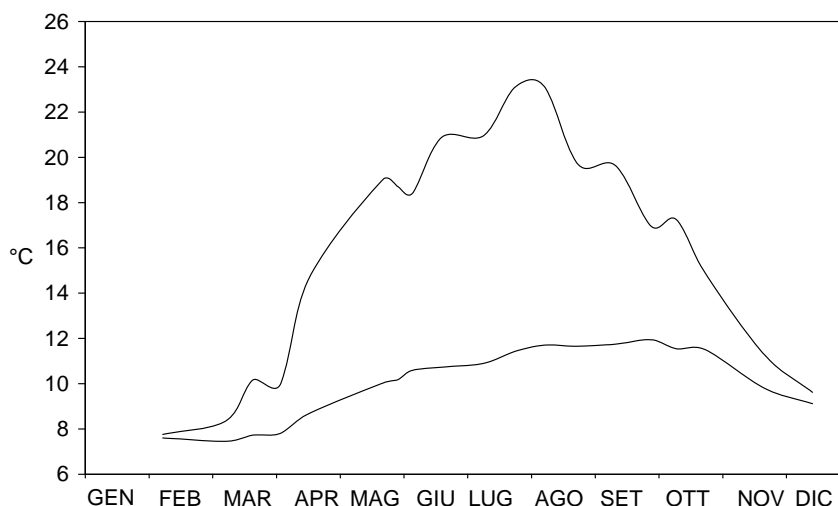


Fig. 3.3.2a. Andamento stagionale delle temperature medie (sotto) e massime (sopra) delle acque del Lago Maggiore registrate nello strato 0-50 m durante il 2007.

Il grafico nel quale è rappresentata la trasparenza delle acque nei diversi momenti dell'anno (Fig. 3.3.2b) mostra valori in generale abbastanza bassi, e relativamente costanti, da Marzo a Settembre, indicativi di una bassa efficienza di controllo sulla crescita fitoplanctonica alle date di raccolta dei campioni. Il nostro dato, tuttavia, non necessariamente rispecchia appieno la reale situazione annuale: episodi di veloce incremento della trasparenza possono aver luogo in tempi anche piuttosto brevi, dell'ordine di qualche giorno, in conseguenza all'impatto dello zooplancton erbivoro, e dunque risultare rilevabili solo occasionalmente in un monitoraggio a cadenza mensile. Eventi di questo tipo sono già stati descritti, nel corso del monitoraggio dello zooplancton del Lago Maggiore, soprattutto in concomitanza con il raggiungimento di elevate densità di popolazione di Cladoceri (*Daphnia hyalina-galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*; [7-8]) e di rotiferi coloniali (*Conochilus unicornis-hippocrepis*) [9]).

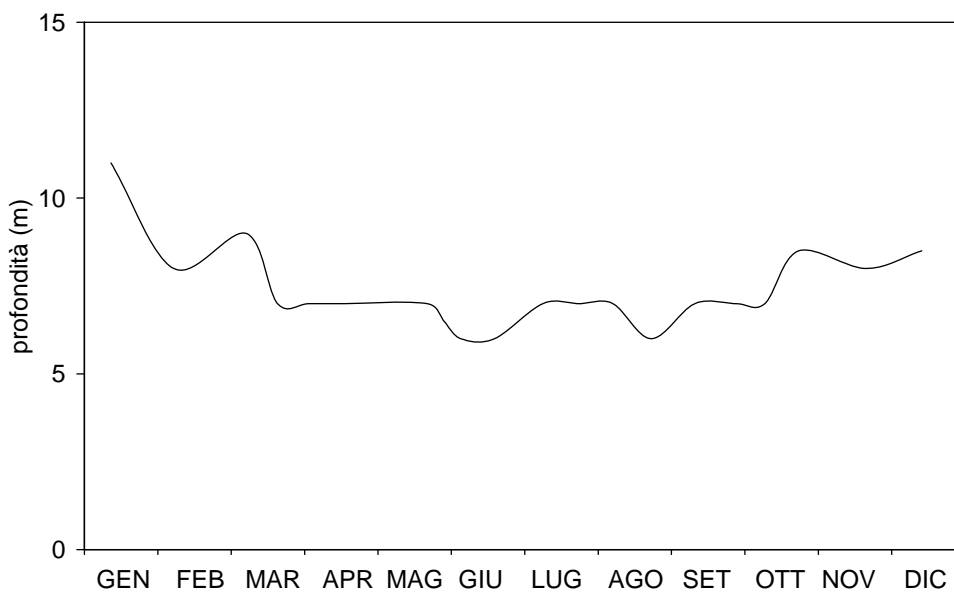


Fig. 3.3.2b. Andamento stagionale della trasparenza delle acque del Lago Maggiore misurata dalla profondità di scomparsa del Disco di Secchi durante il 2007.

Pur avendo effetti simili (aumento breve e consistente della trasparenza delle acque), tali eventi sono stati messi in relazione con situazioni ambientali anche molto differenti tra loro, poiché diversa è l'autoecologia degli organismi cui essi sono legati. Inoltre, la diversa efficienza dei tre taxa fa sì che un aumento simile della trasparenza sia accompagnato da livelli di densità numerica molto diversi; ad esempio l'aumento della trasparenza associato all'incremento nella densità numerica di *Diaphanosoma* nell'anno 1993 è stato di portata eccezionale [8]. Nel caso di *Conochilus*, l'efficienza di grazing della colonia può essere ritenuta, a parità di taglia, paragonabile a quella di *Daphnia* [9]; tuttavia, essendo il limite dimensionale superiore delle colonie del rotifero poco più di metà di quello raggiungibile dal cladocero, è quest'ultimo a rappresentare senza dubbio il principale fattore di controllo della trasparenza delle acque nella stazione pelagica di Ghiffa. Il grafico nella figura 3.3.2c mostra come la sua presenza numerica sia stata abbastanza modesta, alle date di campionamento del materiale zooplanctonico.

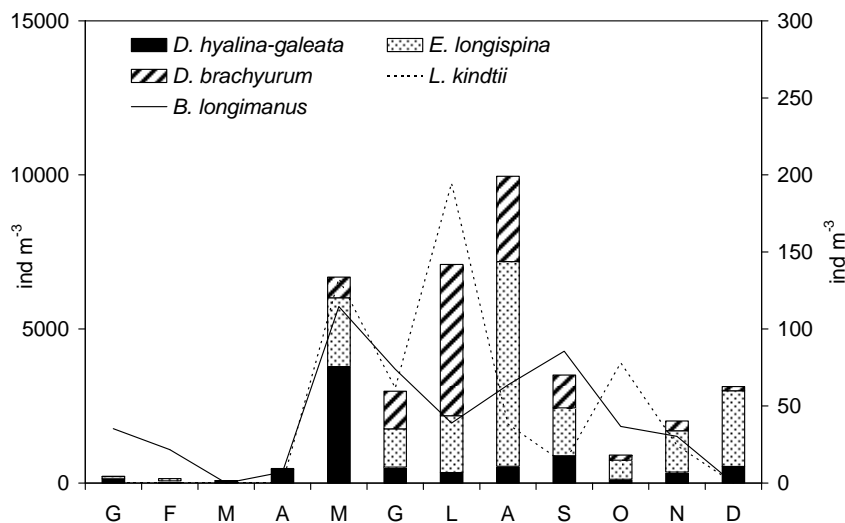


Fig. 3.3.2c. Dinamica stagionale dei cladoceri nel corso del 2007.

Come già osservato negli anni recenti [10], il livello massimo di densità di popolazione è stato rilevato a Maggio, a conferma che le modificazioni fenologiche della popolazione, conseguenti al riscaldamento climatico [11-12], sono oramai un tratto consolidato nell'evoluzione recente del lago.

Un elemento significativo della dinamica dei cladoceri zooplanctonici nell'anno 2007 è l'accresciuta presenza numerica di *Eubosmina longispina-coregoni*: non solamente i valori di densità di popolazione sono risultati consistenti, ma sembra anche possibile riconoscere due fasi di crescita numerica della popolazione e una presenza numerica non trascurabile fino a tutto il periodo autunnale. Tuttavia, la differenza sostanziale rispetto a quanto rilevato negli anni ottanta [13-14] è la netta dominanza di *Daphnia* da Gennaio a Maggio. In piena estate, in condizioni di marcata stratificazione termica, è *Diaphanosoma brachyurum* a dominare il popolamento a cladoceri, con valori di densità numerica paragonabili a quelli raggiunti da *Daphnia* in primavera. Sostanzialmente, i dati da noi ottenuti consentono di attribuire un diverso significato ad alcuni mesi dell'anno, sulla base dalla presenza dei diversi taxa a cladoceri, con dominanza di *Daphnia* a Maggio, *Diaphanosoma* a Luglio e *Eubosmina* ad Agosto. Tale successione, e soprattutto la dominanza di *Eubosmina* in Agosto, potrebbe anche riflettere il calo delle temperature massime osservato in questo mese (Fig. 3.2.2a) nello strato d'acqua 0-50 m, ed essere indicativo di aumentate precipitazioni, spesso osservate in questo mese dell'anno. Un ruolo di primaria importanza nella dinamica stagionale di questo cladocero spetta senz'altro alla relazione trofica che la lega al predatore *Leptodora kindtii*: non a caso il massimo sviluppo numerico, in Agosto, coincide con il declino della densità di popolazione di questo predatore. L'attività di predazione di *Leptodora* nel corso dell'anno dipende dalla taglia che essa raggiunge: da essa dipende, oltre alla velocità di crociera, e dunque di attacco delle prede, l'intervallo dimensionale delle prede predabili [15]. In effetti, le tre fasi di crescita numerica di questo predatore rilevate nel 2007 sono anche accompagnate da modificazioni nella taglia del predatore.

Così come osservato per *Daphnia*, anche per *Leptodora* si nota un notevole anticipo nell'avvio e nel raggiungimento del picco di densità numerica della popolazione, di entità tale da risultare rilevabile anche nei dati raccolti a cadenza mensile nell'ambito del monitoraggio annuale del lago. Tuttavia, mentre per *Leptodora* si può ancor oggi

rilevare l'esistenza di una fase nella quale questo cladocero non viene rinvenuto nei campioni zooplanctonici, non altrettanto accade per *Bythotrephes longimanus* l'altra specie di cladocero predatore presente nel lago. Quest'ultimo, infatti, è ormai componente del plancton pelagico senza soluzione di continuità durante tutto l'arco dell'anno. La sua presenza continuata nel corso dell'anno sta a indicare un cambiamento importante nella biologia di questa specie, in quanto implica la transizione da una partenogenesi ciclica ad una partenogenesi obbligata. Essendo le strategie riproduttive degli organismi eterotermi, quali i cladoceri zooplanctonici, strettamente legate a variabili ambientali, tale modificazione ha un importante significato ecologico e, alla pari di altri parametri, rappresenta un indicatore dell'impatto del clima sull'ecosistema pelagico.

Trattandosi di un efficiente predatore, importante anello di congiunzione tra gli erbivori zooplanctonici e i pesci zooplanctivori, le modificazioni nella fenologia di *Bythotrephes* comportano anche rilevanti modificazioni nell'entità e nell'efficienza del trasferimento di materia ed energia attraverso la rete trofica pelagica del lago.

Nell'anno 2007 la presenza numerica dei rotiferi è stata ragguardevole, soprattutto per effetto della cospicua presenza del rotifero coloniale *Conochilus unicornis-hippocrepis* (gruppo), nella prima parte dell'anno e particolarmente a Maggio (Fig. 3.3.2d). A questa componente sono spesso legate le variazioni che di anno in anno vengono osservate nei valori di densità numerica dello zooplancton di rete. Come sottolineato in precedenti relazioni [10-16], anche nell'anno in oggetto l'importanza numerica di specie quali *Keratella quadrata* e *Keratella cochlearis* è risultata abbastanza contenuta, mentre, nel passato, queste due specie tendevano a dominare il plancton a rotiferi del lago nel primo periodo dell'anno (in inverno la prima) e fino alla fase di massima crescita primaverile [14].

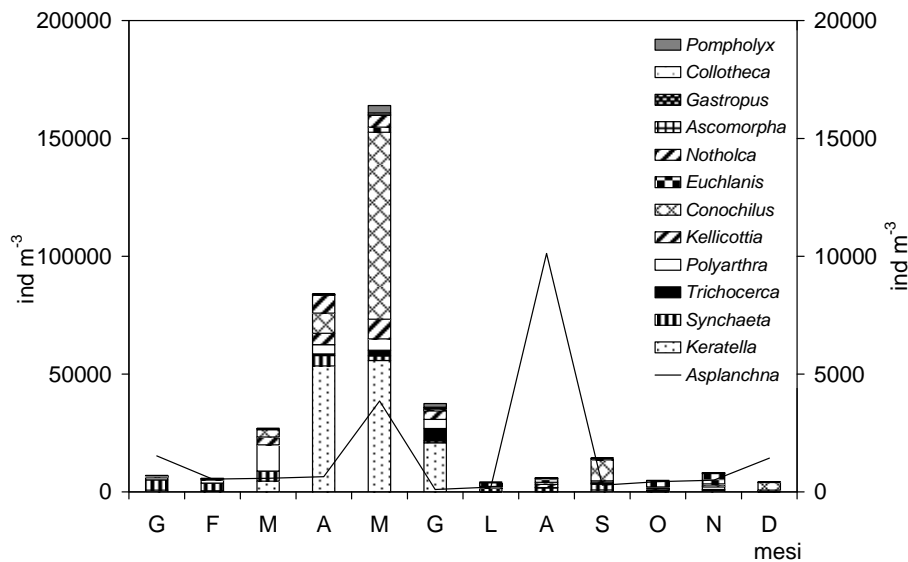


Fig. 3.3.2d. Dinamica stagionale delle principali specie di rotiferi zooplanctonici nel corso del 2007.

Nella seconda metà dell'anno, la densità numerica dei rotiferi è stata decisamente bassa, a causa del declino delle specie più tipiche del periodo primaverile e invernale, non sostituite quanto a densità numerica, da quelle più tipicamente estive. È in questa fase che si ha il massimo sviluppo della popolazione del predatore *Asplanchna*.

La dominanza numerica dei rotiferi risulta chiara a partire dal mese di Marzo, quando ancora la densità di popolazione dello zooplancton è relativamente modesta, e rimane evidente fino a Giugno (Fig. 3.3.2e). Nei mesi autunnali e in pieno inverno tendono a dominare i copepodi. La densità di popolazione totale è abbastanza in linea con i valori solitamente osservati nel periodo estivo e invernale, mentre è risultata eccezionale da Aprile a Maggio.

Da sempre ritenuti una componente stabile del popolamento zooplanctonico del lago, quanto a entità tassonomiche, i copepodi sono di recente stati oggetto di indagine dettagliata a seguito della comparsa della specie *Eudiaptomus gracilis*, in aggiunta alla congenerica *Eudiaptomus padanus*, caratterizzante, unitamente a *Mixodiaptomus laciniatus*, la comunità zooplanctonica del lago [14-17].

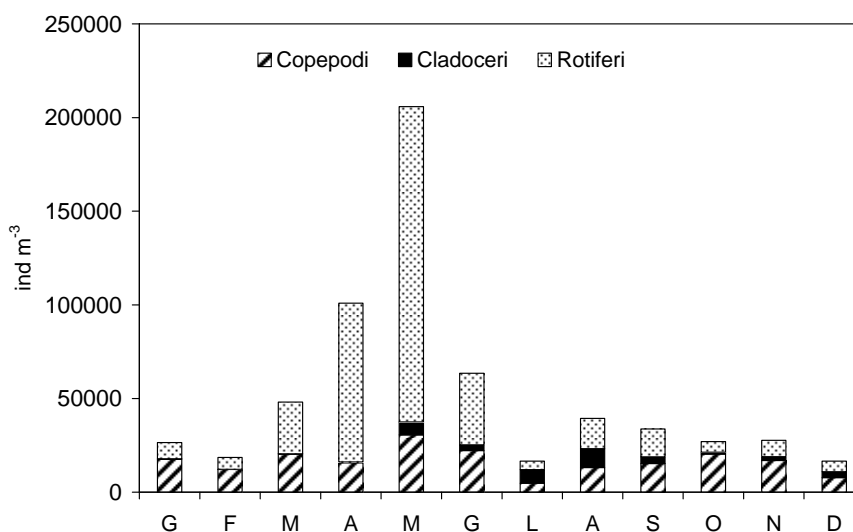


Fig. 3.3.2e. Dinamica stagionale delle diverse componenti del popolamento mesozooplanctonico durante il 2007.

La diagnosi differenziale degli stadi immaturi non è priva di problemi: dal punto di vista dimensionale, infatti, i nauplii di *E. gracilis* sono prossimi a quelli di *E. laciniatus*, rispetto al quale è possibile solamente una distinzione di genere, non essendovi allo stato attuale elementi soddisfacenti per una diagnosi certa a livello specifico. Solitamente, e questo è quanto è stato fatto per i campioni del 2006, a parità di stadio di sviluppo il criterio di distinzione viene fatto su base dimensionale [18]. Per l'anno 2007 si è ritenuto di non utilizzare tale approccio: non solamente è molto laborioso, ma con tutta probabilità inutile, poiché il ruolo trofico degli stadi è del tutto sovrapponibile nelle tre diverse specie. Inoltre, dalle misure effettuate per stimare la biomassa, è emersa la possibilità che abbiano avuto luogo fenomeni d'ibridazione. Pertanto, la presenza numerica delle tre diverse specie è stata valutata sulla componente adulta, mentre le componenti immature (sia nauplii che copepoditi) sono state riunite in due grossi gruppi, facendo riferimento all'appartenenza ai diaptomidi e ai ciclopidi rispettivamente.

L'analisi del grafico in figura 3.3.2f mette in luce la netta predominanza di *Eudiaptomus padanus* durante la prima parte dell'anno, nella quale si rileva un primo picco di abbondanza a Marzo e un secondo, di minore entità, a Maggio. La presenza di *Eudiaptomus gracilis* è risultata piuttosto contenuta, sia per quanto riguarda i valori di

densità numerica, sia al perdurare della presenza in lago nel corso dell'anno. Analogo discorso vale per la specie *Mixodiaptomus laciniatus*, poco o punto rilevata nel corso del 2007.

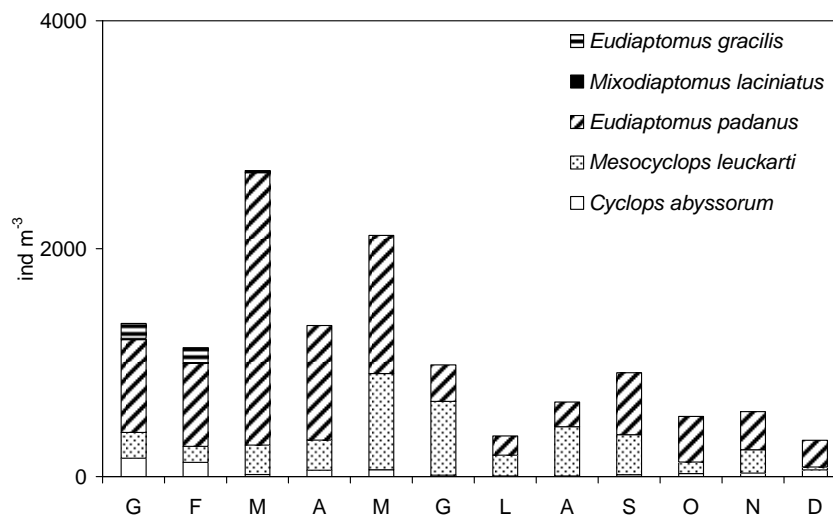


Fig. 3.3.2f. Dinamica stagionale delle diverse specie di copepodi zooplanctonici allo stadio adulto durante il 2007.

Tra i ciclopidi si osserva una netta dominanza della specie di piccola taglia *Mesocyclops leuckarti*, presente lungo tutto l'arco dell'anno, e soprattutto tra Maggio e Settembre. Molto ridotta, come già osservato in anni precedenti [19], la densità di popolazione di *Cyclops abyssorum*, specie che in passato caratterizzava il popolamento a ciclopidi del periodo invernale e primaverile [13]. Tale diversa situazione, come sottolineato in precedenti relazioni [10], potrebbe essere legata alle modificazioni climatiche cui il lago è andato incontro, anche se al momento non vi sono oggettivi elementi a suffragio di tale ipotesi. L'abbondanza relativa degli stadi naupliari e di quelli a copepodite è differente nei due diversi gruppi: mentre tra i diaptomidi si passa, tra i mesi centrali dell'anno e quelli del periodo autunnale, da una dominanza dei primi a una dei secondi, nel caso dei ciclopidi la presenza degli stadi a copepodite è decisamente modesta nel corso dell'intero ciclo annuale (Fig. 3.3.2g). Le differenze potrebbero anche rispecchiare un diverso tasso di mortalità dei diversi stadi nei due gruppi, anche relazionabile al fatto che essi presentano differenze sostanziali nella frequenza e nell'intensità dell'infestazione da epibionti e d'infezione da parte di parassiti esterni [17-20-21].

In conclusione, i dati relativi al popolamento zooplanctonico nel corso del 2007 mettono in luce come, accanto a elementi che confermano il trend pluriennale dell'evoluzione recente del lago, quali il più precoce sviluppo di alcune specie di cladoceri, ve ne sono altri a sostegno dell'esistenza di una forte variabilità interannuale, che rende abbastanza difficile prevedere la dinamica stagionale e l'entità dello sviluppo numerico delle popolazioni componenti il popolamento zooplanctonico del lago. Questo largo margine d'incertezza potrebbe essere interpretato come un segno di una maggiore vulnerabilità, o di una maggiore visibilità, dell'influenza delle variabili meteorologiche sullo zooplancton lacustre.

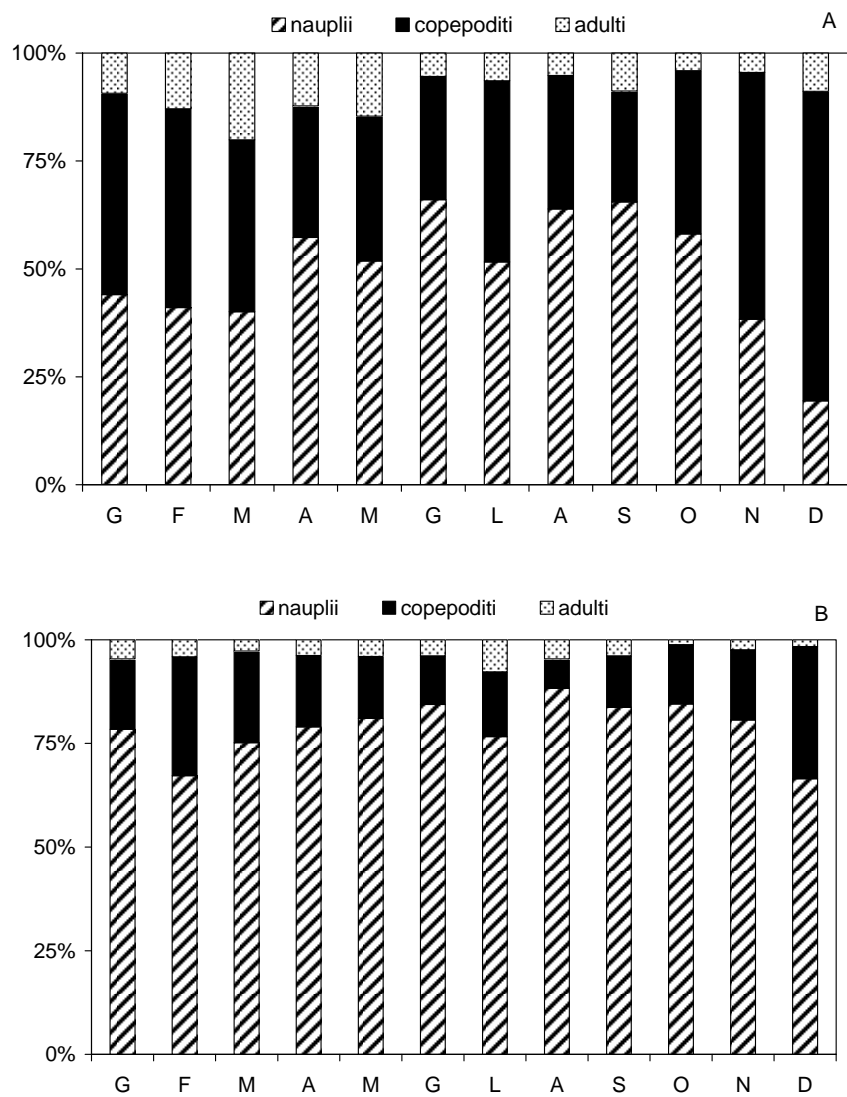


Fig. 3.3.2g. Dinamica stagionale della presenza percentuale degli stadi di sviluppo dei copepodi diaptomidi (A) e cyclopidi (B) durante il 2007.

3.4. Carbonio organico e popolamenti batterici eterotrofi

Le concentrazioni di carbonio organico totale misurate lungo la colonna d'acqua nel corso dell'anno sono presentate nella tabella 3.4a insieme ai valori medi relativi allo strato 0-20 m, pressochè coincidente nel Lago Maggiore con la zona eufotica ed allo strato 20-350 m, che costituisce la zona afotica. Nella stessa tabella sono pure sintetizzati i valori relativi al particolato totale (seston), alla frazione particellata del carbonio organico ed alle densità del popolamento batterico.

I dati della tabella sono graficamente sintetizzati nelle figure 3.4a, 3.4b, 3.4c e 3.4d, rispettivamente relative a Seston, Carbonio Organico Totale (TOC), Carbonio Organico Particellato (POC) e densità del popolamento batterico eterotrofo. Il gradiente verticale di concentrazione di tutti i parametri relativi al ciclo del carbonio organico, già evidenziato gli anni scorsi, è mantenuto anche nel 2007. 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 di entità minore.

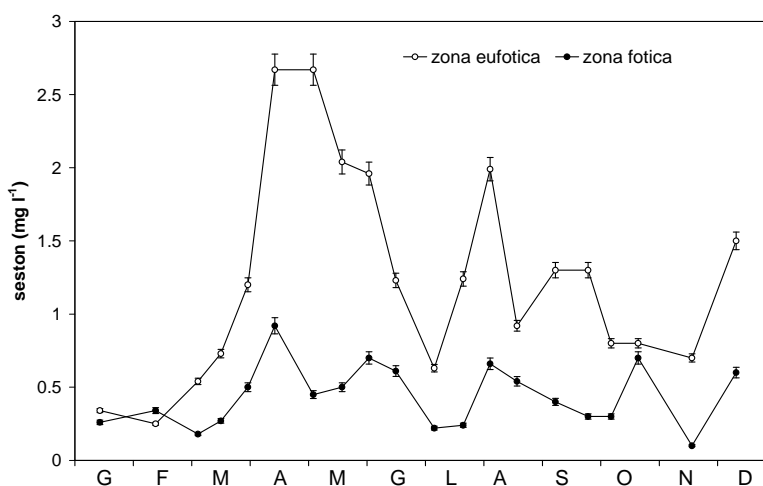


Fig. 3.4a. Concentrazione di Seston nella zona eufotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

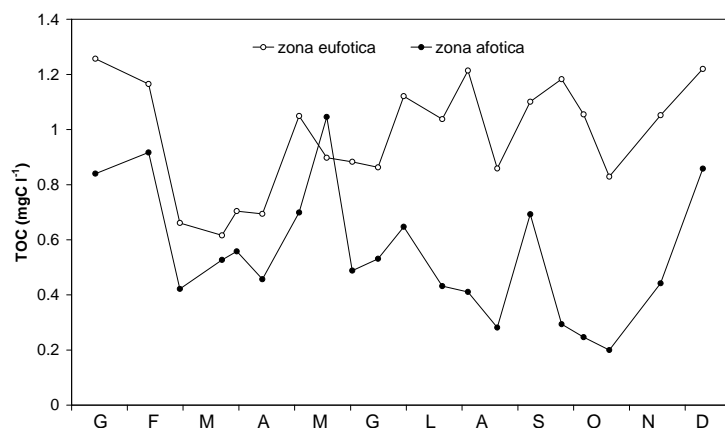


Fig. 3.4b. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nella zona eufotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2007. Errore analitico: CV= 2 %.

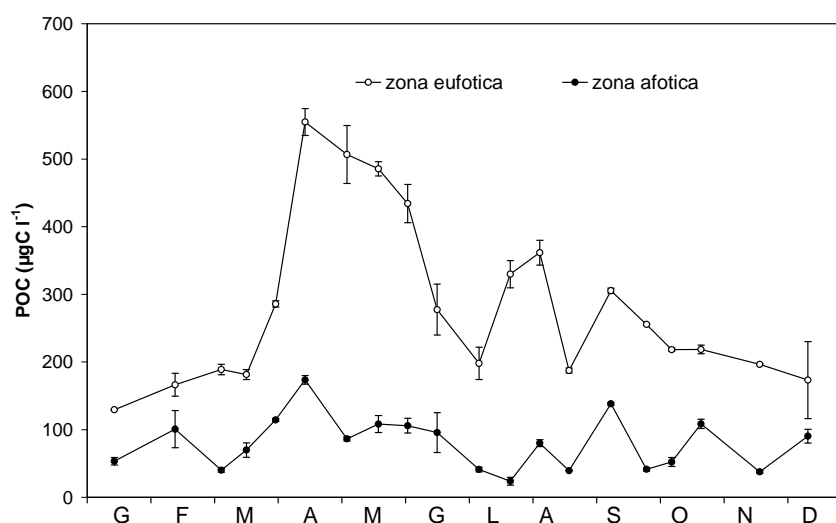


Fig. 3.4c. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nella zona eufotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

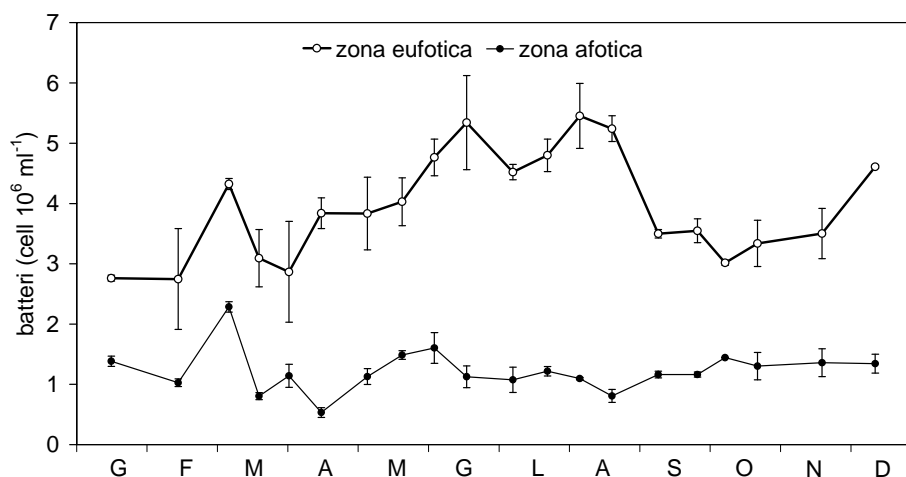


Fig. 3.4d. Densità del popolamento batterico nella zona eufotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

Un confronto dei dati del 2007 relativi alla concentrazione di TOC nello strato 0-20m (Fig. 3.4e), con i dati degli anni 1999 – 2005 permette di constatare che la concentrazione di questo parametro si è mantenuta su valori compresi nell'ambito di variabilità del periodo di confronto. La concentrazione primaverile di TOC è risultata inferiore rispetto a quella del periodo di confronto, riavvicinandosi al valore medio (circa 1 mg l⁻¹) a Maggio. Nei mesi estivi la concentrazione di TOC si è mantenuta comunque su valori di poco superiori al mg l⁻¹, con un picco estivo di 1,21 mg l⁻¹, ad inizio Agosto.

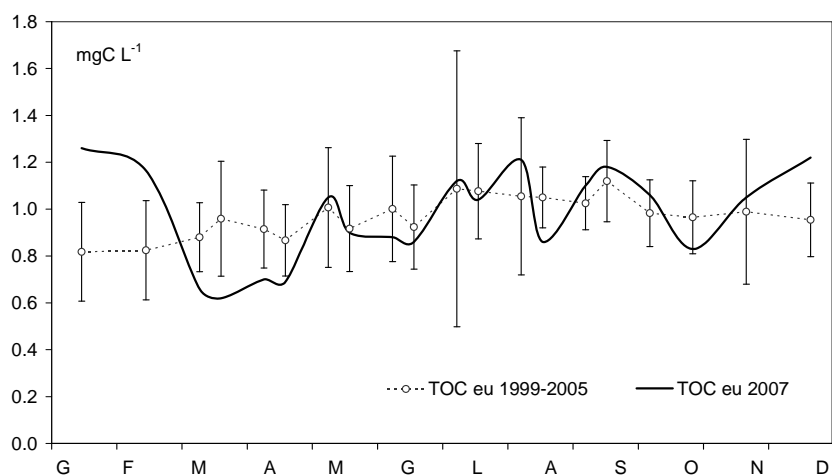


Fig. 3.4e. Valori della concentrazione di carbonio organico totale (TOC: mg l^{-1}) nella zona eufotica del Lago Maggiore: confronto con il periodo 1999 – 2005 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Nella zona eufotica del Lago Maggiore la frazione particellata del carbonio organico (POC) ha assunto valori più elevati rispetto al periodo di confronto tra Aprile e Maggio (Fig. 3.4f), in concomitanza con lo sviluppo primaverile del fitoplancton. Come emerge dal confronto con i dati del periodo di riferimento, si tratta di valori abbastanza elevati (attorno a $500\mu\text{g l}^{-1}$) ma comunque tali da far escludere una modificazione importante della trofia del lago. Al picco primaverile, in effetti, è seguita una abbondanza estiva ed autunnale del POC assai vicina o inferiore al valore medio del periodo di confronto.

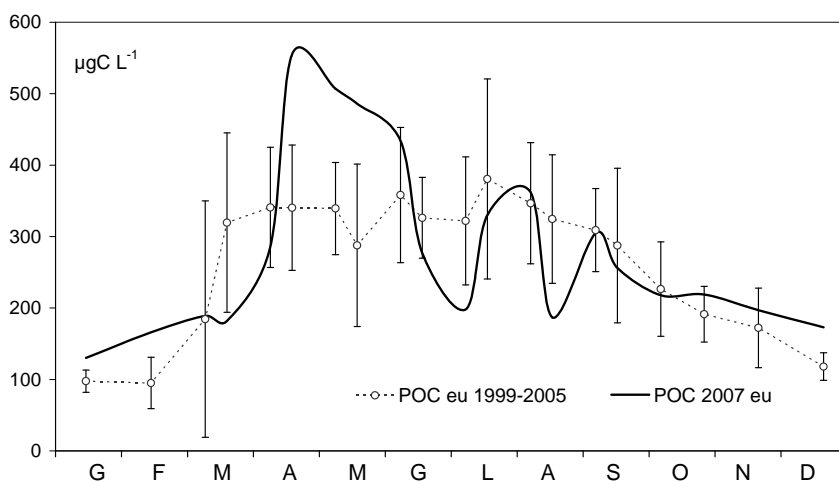


Fig. 3.4f. Valori della concentrazione del POC (carbonio organico particellato con dimensioni $>1,2\ \mu\text{m}$) nella zona eufotica del Lago Maggiore: confronto con il periodo 1999 – 2005 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Tab. 3.4a. Concentrazioni di seston, carbonio organico particellato (POC), carbonio organico totale (TOC) e densità del popolamento batterico eterotrofo (CMD) misurate nel Lago Maggiore nel corso del 2007 (z. euf. = zona eufotica, z. af.= zona afotica).

2007	16/1	14/2	8/3	20/3	3/4	17/4	7/5	22/5	5/6	19/6	9/7	24/7	7/8	21/8	10/9	27/9	9/10	23/10	20/11	13/12	
Seston mg l⁻¹																					
z. euf.	0,34	0,25	0,54	0,73	1,2	2,67	2,67	2,04	1,96	1,23	0,63	1,24	1,99	0,92	1,3	1,3	0,8	0,8	0,7	1,5	
z. af.	0,26	0,34	0,18	0,27	0,5	0,92	0,45	0,5	0,7	0,61	0,22	0,24	0,66	0,54	0,4	0,3	0,3	0,7	0,1	0,6	
POC µg l⁻¹																					
z. euf.	130	166	189	182	286	555	507	486	434	277	198	330	362	187	305	256	218	219	197	173	
z. af.	53	101	40	70	114	174	86	108	106	96	41	24	80	39	138	41	52	109	38	90	
TOC mg l⁻¹																					
20 m	0,95	1,15	0,58	0,61	0,55	0,52	0,74	0,67	0,70	0,73	0,57	0,78	0,81	0,44	0,70	0,83	0,67	0,75	0,79	0,68	
50 m	0,74	0,85	0,49	0,73	0,53	0,44	0,69	0,79	0,57	0,57	0,29	0,53	0,44	0,22	0,88	0,36	0,38	0,73	0,43	0,48	
100 m	0,76	0,80	0,43	0,43	0,46	0,39	0,63	0,55	0,45	0,40	0,22	0,58	0,56	0,17	0,40	0,27	0,41	0,44	0,31	0,70	
200 m	0,81	1,06	0,43	0,42	0,52	0,49	0,61	0,51	0,46	0,38	0,18	0,35	0,46	0,23	0,44	0,43	0,39	0,33	0,36	0,68	
300 m	0,85	1,10	0,46	0,44	0,38	0,44	0,62	0,82	0,50	0,37	0,40	0,38	0,52	0,25	0,45	0,36	0,39	0,47	0,64	0,69	
350 m	0,90	1,09	0,57	0,45	0,49	0,40	0,97	0,64	0,48	0,41	0,43	0,62	0,59	0,26	0,53	0,49	0,43	0,58	0,69	0,58	
z. euf.	1,26	1165,00	0,66	0,62	0,70	0,69	1,05	0,90	0,88	0,86	1,12	1,04	1,21	0,86	1,10	1,18	1,06	0,83	1,05	1,22	
z. af.	0,84	0,92	0,42	0,53	0,56	0,46	0,70	1,05	0,49	0,53	0,65	0,43	0,41	0,28	0,69	0,29	0,25	0,20	0,44	0,86	
CMD																					
cell 10⁶ ml⁻¹																					
z. euf.	2,8	2,7	4,3	3,1	2,9	3,8	3,8	4,0	4,8	5,3	4,5	4,8	5,5	5,2	3,5	3,5	3,0	3,3	3,5	4,6	
z. af.	1,4	1,0	2,3	0,8	1,1	0,5	1,1	1,5	1,6	1,1	1,1	1,2	1,1	0,8	1,2	1,2	1,4	1,3	1,4	1,3	

Nel 2007 i popolamenti batterici eterotrofi (Fig. 3.4g) hanno presentato una abbondanza di poco superiore alla media, diversamente da quanto osservato nel 2006. Non hanno però mai raggiunto valori comparabili al picco dello scorso anno quando si sono contate, nel mese di Ottobre, fino a 7 milioni di cellule millilitro.

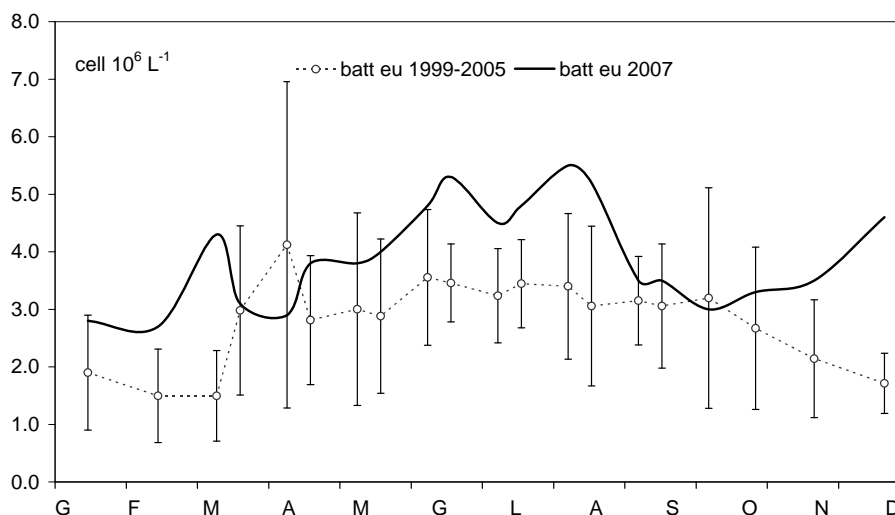


Fig. 3.4g. Variazione del numero totale di batteri nella zona eufotica del Lago Maggiore nella zona eufotica del Lago Maggiore: confronto con il periodo 1999 – 2005 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Nella zona afotica il picco di densità batterica è stato piuttosto contenuto e non si sono mai contate più di 1,6 milioni di cellule ml⁻¹, valore di poco superiore alla metà del massimo dell'anno precedente.

Proseguendo l'indagine iniziata già nel 2005, si è effettuato un confronto statistico dei volumi medi cellulari batterici considerando insieme i due morfotipi cocci e bacilli. In figura 3.4f sono presentati i dati di biovolume cellulare batterico relativi al 2007. L'analisi statistica effettuata su di essi ha mostrato che esiste una differenza significativa con $P < 0,01$ tra la zona eufotica ed afotica. Come già negli anni precedenti, in quest'ultima zona i batteri sono risultati di dimensioni significativamente più grandi. La maggiore dimensione dei batteri presenti nella zona ipolimnetica potrebbe essere dovuta ad un ridotto tasso di crescita per la bassa temperatura presente in questa zona. Questo potrebbe portare ad un ingrandimento della cellula piuttosto che alla sua attiva duplicazione. Una spiegazione alternativa può essere la diversa composizione tassonomica della comunità batterica negli strati profondi. Quest'ultima ipotesi potrebbe essere verificabile con l'applicazione di una tecnica di biologia molecolare (CARD FISH) che permette di identificare i diversi gruppi batterici con l'ibridazione *in situ* utilizzando *probes* specifici. Per ora con i dati di abbondanza totale batterica a nostra disposizione abbiamo potuto identificare una significativa diversità nella struttura dimensionale della comunità batterica nelle zone eufotica ed afotica. Lo studio dell'attività e della composizione dei popolamenti profondi del Lago Maggiore potrebbe far luce sull'interpretazione delle variazioni a lungo termine che si verificano nel comparto microbico.

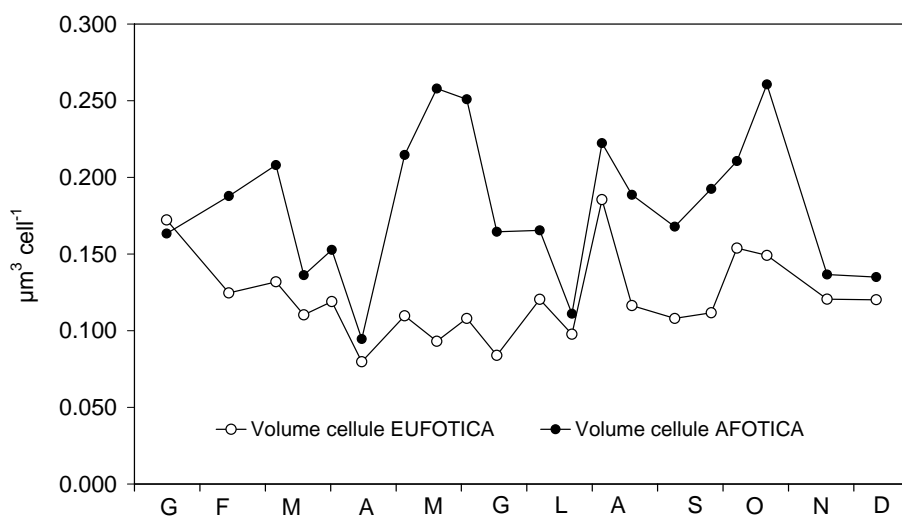


Fig. 3.4f. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nella zona euphotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2007.

Gli sviluppi della ricerca appena descritti emergono da una sua estensione oltre gli obblighi contrattuali con CIP AIS e sono stati resi possibili da finanziamenti di altra provenienza. Se ne riferisce però anche in questa sede perchè si tratta di dati utili a comprendere l'evoluzione del Lago Maggiore.

4. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE SULL'EVOLUZIONE DEL LAGO MAGGIORE NEL PERIODO 2003-2007

4.1. Inquadramento generale

Il Lago Maggiore, secondo lago italiano per superficie (212,5 km²), si trova ad una altitudine di 193,5 m s.l.m., a sud delle Alpi. La sua profondità massima, 370 m, corrisponde ad una criptodepressione di 177 m; la sua profondità media è di 177,4 m. Il bacino imbrifero del lago ha una superficie di 6599 km² che per il 50 % è ad una quota superiore ai 1283 m s.l.m. e per l'1 % circa è coperta da ghiacciai. Politicamente il bacino imbrifero appartiene in parti quasi uguali all'Italia (3229 km²) ed alla Svizzera (3370 km²), ma circa l'80 % della superficie lacustre si trova in territorio italiano. Nel bacino imbrifero sono localizzati numerosi laghi naturali e bacini artificiali. Questi ultimi sono 32, con una capacità utile di invaso superiore a mezzo milione di metri cubi d'acqua. Due dei più grandi laghi naturali contenuti nel bacino (Lugano e Varese) sono fortemente inquinati e mostrano condizioni di trofia ancora estremamente elevata. Un terzo grande lago, il Lago d'Orta, che per alcuni decenni ha subito un pesante inquinamento industriale da rame ed ammoniaca, recentemente è stato recuperato ed è ora in uno stato qualitativamente buono.

A causa delle elevate profondità massima e media del lago e delle condizioni meteorologiche per esso caratteristiche, il mescolamento completo delle acque del Lago Maggiore non si verifica tutti gli anni, ma solamente in occasione di inverni particolarmente ventosi e freddi. Tuttavia l'ossigenazione degli strati profondi è comunque garantita dall'apporto di ossigeno delle acque fluviali che raggiungono gli strati profondi del lago. Lo strato che normalmente si mescola in inverno ha uno spessore di circa 100-150 m. Dalla primavera avanzata all'autunno le acque lacustri presentano un'evidente stratificazione termica. Questo fatto ha una notevole influenza sui tempi di ricambio delle acque: infatti la presenza della stratificazione termica colloca vicino a 14,5 anni il reale tempo di rinnovo delle acque che, in assenza di stratificazione, sarebbe prossimo ai 4,5 anni. È evidente che importanti variazioni di spessore degli strati mescolati, come sono quelle imputabili alla modificazione del clima che sta interessando il pianeta, influenzeranno da un lato il reale tempo di rinnovo delle acque e, dall'altro, l'ecologia degli organismi che vivono negli strati più prossimi alla superficie. Un aumento della loro temperatura, infatti, favorirebbe specie con diverso optimum termico modificando lo spettro tassonomico attuale di questi strati, con un effetto a cascata sui popolamenti autotrofi ed eterotrofi. Le conseguenze sull'ecosistema limnico, già precocemente non trascurabili per il comparto microbico, a distanza di tempo diventerebbero evidenti anche a livello degli anelli terminali della catena alimentare lacustre.

4.2. Lineamenti idrologici

Le precipitazioni del bacino idrografico del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007 sono state mediamente inferiori rispetto a quelle dei periodi di riferimento (1978-2002 e 1921-1977) in tutti i mesi dell'anno, fatta eccezione per Agosto e Dicembre.

Le precipitazioni, nel quinquennio, evidenziano un andamento molto particolare, dovuto essenzialmente alle elevate piogge del mese di Agosto. La doppia ciclicità caratteristica delle piogge del bacino del Lago Maggiore non è così evidente durante il quinquennio analizzato, come lo è, invece per i periodi di riferimento (Fig. 4.2a).

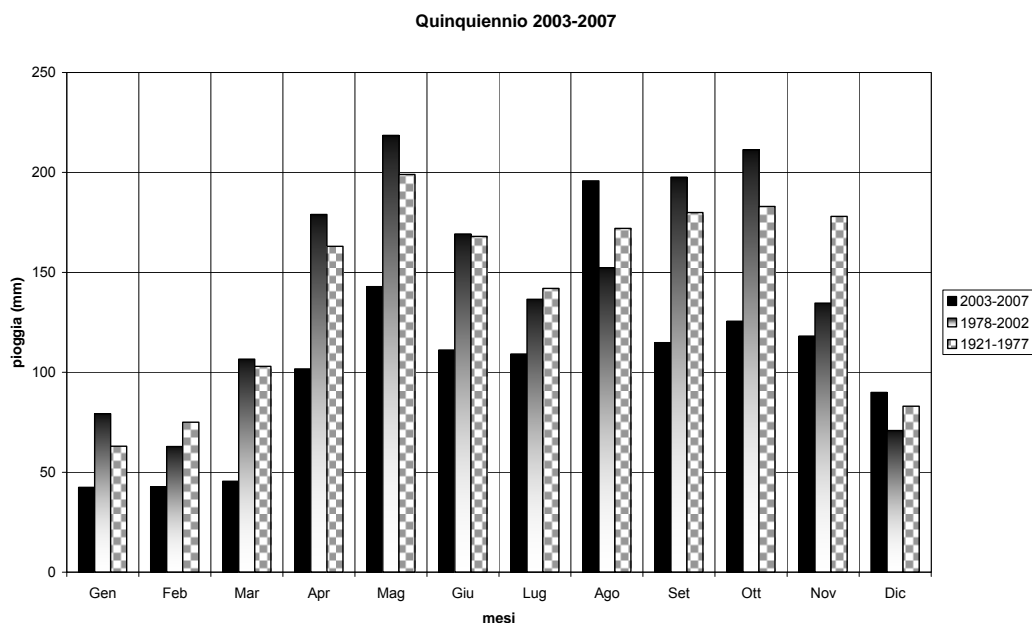


Fig. 4.2a. Regime delle precipitazioni del bacino idrografico del Lago Maggiore per il quinquennio 1998-2002 e per i periodi di confronto.

Analizzando gli anni del quinquennio, tabella 4.2a, si nota che l'anno in cui è piovuto meno è il 2005, con soli 991 mm, quasi il 50 % in meno delle piogge medie annuali registrate. L'anno che, per quantità di pioggia caduta, si è avvicinato di più alla media pluriennale, è il 2004 con 1508 mm.

I mesi meno piovosi sono stati Marzo 2003 e Febbraio 2005, e quelli più piovosi Ottobre 2004 con 299 mm e Giugno 2007 con 275 mm. Ci sono da segnalare due fenomeni di pioggia particolarmente intensi avvenuti nel mese di Giugno 2007, che hanno causato problemi nella misura della pioggia caduta in quanto particolarmente forte. Non è da escludere una sottostima della pioggia totale misurata.

Si evidenzia anche che in questi ultimi cinque anni il massimo primaverile (Maggio) sia stato, anche se di poco, superiore a quello autunnale (Ottobre), in contrasto con quanto avvenuto nel quinquennio precedente, dove il massimo autunnale ha sempre superato quello primaverile.

Per quanto riguarda le portate dei maggiori tributari del lago (in Tab. 4.2b sono riportate le medie del quinquennio e quelle di confronto), si evidenzia un abbassamento delle medie quinquennali rispetto a quelle del periodo di riferimento, fatta eccezione per il Cannobino che vede permanere le sue portate su valori più elevati.

Mediamente si è registrato un abbassamento del valore delle portate del 35 %, con valori variabili tra il 57 % della Margorabbia e il 31 % del Ticino immissario. I maggiori abbassamenti si sono registrati nei mesi di Settembre, Ottobre e Novembre, cioè nei mesi autunnali. L'andamento dei corsi d'acqua riflette molto da vicino quello delle piogge, diminuite anch'esse negli stessi mesi. Sono stati rilevati abbassamenti abbastanza consistenti anche nei mesi di Maggio, Giugno e Luglio, probabilmente imputabili ad un maggiore utilizzo della risorsa idrica. In particolare, i corsi d'acqua che hanno risentito maggiormente, in questi ultimi cinque anni, sia dei cambiamenti climatici, sia di elevati utilizzi delle loro acque, sono il Torrente San Giovanni ed il Torrente Margorabbia.

Risulta quindi particolarmente importante, alla luce dei cambiamenti climatici in atto, definire dei criteri gestionali della risorsa idrica, più rispettosi degli ecosistemi fluvio-lacustri, tali da permettere ad essi di sostenere i cambiamenti climatici in atto, una buona qualità delle loro acque e una buona biodiversità, particolarmente importante per la qualità globale dell'ecosistema.

Tab. 4.2a. Regimi delle precipitazioni del bacino del Lago Maggiore.

		Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
Medie di bacino	2003	35	17	2	70	76	57	121	114	60	118	218	153	1043
	2004	47	78	40	181	162	37	131	236	61	299	194	66	1508
	2005	11	8	55	145	126	129	86	167	135	63	15	50	991
	2006	52	86	57	87	111	58	109	219	208	133	62	159	1342
	2007	67	25	74	25	239	275	98	244	110	14	101	21	1199
	2003-2007	42	43	46	102	143	111	109	196	115	126	118	90	1216
	1978-2002	79	63	107	179	219	169	137	152	198	211	135	71	1727
	1921-1977	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

Tab. 4.2b. Confronto delle portate medie (m³/s) mensili ed annue del quinquennio 2003-2007 e medie di lungo periodo.

Corso d'acqua	Periodo		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2003-2007 *		30,76	26,00	28,43	36,73	70,88	81,63	54,03	56,10	37,66	46,85	47,62	36,24	46,17
	1978-06		32,79	31,21	36,21	52,43	107,35	115,88	91,44	63,47	67,83	79,48	58,04	36,69	64,60
	1921-74		28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2003-2007 *		4,46	4,33	5,28	8,10	8,29	6,39	4,96	7,09	7,82	11,15	11,24	10,48	7,52
	1978-06		2,37	2,37	4,24	8,07	9,09	6,31	4,36	3,73	6,56	9,02	5,96	3,63	5,49
S. GIOVANNI	2003-2007 *		0,36	0,35	0,54	1,76	1,57	0,52	0,58	0,62	0,68	1,48	2,08	1,94	1,00
	1978-06		1,16	0,98	1,74	3,47	3,75	2,76	1,91	1,20	2,78	4,02	2,86	1,31	2,30
S. BERNARDINO	2003-2007 *		1,20	1,74	3,45	7,54	9,18	5,77	2,46	5,86	4,89	5,86	4,79	3,02	4,65
	1978-06		2,15	2,17	4,94	11,71	14,91	8,06	4,78	3,94	9,30	12,31	6,96	3,08	7,02
	1955-69		2,10	2,92	4,74	9,76	10,60	10,50	4,92	5,85	8,93	9,17	9,42	3,76	6,88
TOCE	2003-2007 *		24,53	22,40	23,49	39,05	82,08	88,28	48,24	46,49	45,21	38,36	51,72	29,40	44,97
	1978-06		27,45	26,83	34,81	60,25	112,04	112,91	83,38	61,71	69,35	87,07	60,04	34,01	64,25
	1936-64		30,90	30,00	34,90	59,70	105,10	127,10	93,40	74,30	73,50	72,10	64,90	37,80	67,10
NIGUGLIA	2003-2007 *		2,40	1,74	1,56	1,51	1,91	3,54	1,73	1,43	1,60	2,33	1,53	2,26	1,89
	1979-03		2,83	2,25	3,19	5,96	8,11	6,74	3,95	2,59	3,62	8,14	5,95	3,81	4,67
	1941-60		3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2003-2007 *		0,63	0,56	0,64	0,85	0,87	0,58	0,38	0,42	0,61	0,72	0,74	0,83	0,65
	1978-06		0,71	0,61	0,95	1,47	1,59	1,11	0,69	0,54	0,90	1,60	1,06	0,69	1,00
VEVERA	2003-2007 *		0,69	0,47	0,37	0,50	0,50	0,28	0,18	0,14	0,16	0,15	0,29	0,36	0,34
	1978-06		0,59	0,49	0,59	0,79	0,92	0,69	0,40	0,30	0,40	0,90	0,65	0,50	0,60
BARDELLO	2003-2007 *		2,47	1,96	1,80	1,73	2,20	1,91	1,48	0,86	1,19	1,26	1,58	2,03	1,71
	1978-06		2,69	2,46	2,86	3,19	4,20	3,83	2,60	1,34	2,28	3,07	2,89	2,43	2,83
	1939-56		2,55	2,84	2,73	3,22	3,90	3,32	2,91	1,87	2,25	2,60	3,43	2,81	2,87
BOESIO	2003-2007 *		1,32	1,24	1,24	1,62	2,03	1,22	2,41	1,19	1,35	1,41	2,26	1,88	1,25
	1978-04		1,49	1,13	1,62	2,44	2,81	2,09	1,41	0,88	1,43	2,49	2,06	1,30	1,77
MARGORABBIA	2003-2007 *		1,10	1,21	1,33	1,97	2,31	1,53	0,86	0,75	0,66	0,74	1,49	1,14	1,49
	1978-06		2,55	2,28	3,39	4,64	5,35	4,03	2,26	1,52	2,47	5,38	4,52	2,40	3,43
TRESA	2003-2007 *		11,04	8,72	10,11	17,77	20,15	20,49	13,06	11,89	12,88	15,72	14,54	11,58	12,63
	1978-06		14,36	11,65	17,33	30,11	39,69	33,38	21,67	15,25	21,69	32,15	25,71	15,54	22,99
	1923-74		16,10	14,90	17,70	27,80	36,60	34,60	25,30	19,10	20,70	24,10	33,80	23,30	24,50
TICINO EMISS.	2003-2007 *		135,84	126,58	141,82	203,10	265,03	294,33	218,17	183,81	185,14	173,20	204,11	184,38	193,06
	1978-06		148,27	142,61	180,56	290,20	455,06	422,32	337,16	249,27	263,79	401,62	250,62	176,88	278,29
	1921-77		145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

Dati ricostruiti

(*) Dati in attesa di validazione

Dati parziali

- Dati mancanti

4.3. Caratteristiche idrodinamiche del Lago Maggiore

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

Del corpo idrico saranno quindi analizzate le serie storiche pluriennali relative a:

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

4.3.1. Contenuto di calore

Dai dati pluriennali di temperatura dell'acqua del Lago Maggiore relativi agli anni 1962-2007 è stata valutata la distribuzione verticale, metro per metro, del suo contenuto calorico con cadenza mensile, il cui andamento è rappresentato in figura 4.3.1a. Oltre alla marcata evidenza del ciclo stagionale, va notata la grande variabilità dei massimi e minimi annuali ed anche il trend generale della serie che mostra un netto incremento determinato sopra tutto dai dati riscontrati fino al termine degli anni novanta che si sono poi stabilizzati, o sono in leggero calo, dopo il 1998.

I valori minimi annuali, che si collocano normalmente in Febbraio-Marzo, sono compresi tra $104.678 \text{ cal cm}^{-2}$ (1963) e $121.934 \text{ cal cm}^{-2}$ (1998), mentre i più elevati, che si ritrovano in Agosto-Settembre, risultano compresi tra $131.850 \text{ cal cm}^{-2}$ (1963) e $152.892 \text{ cal cm}^{-2}$ (1998).

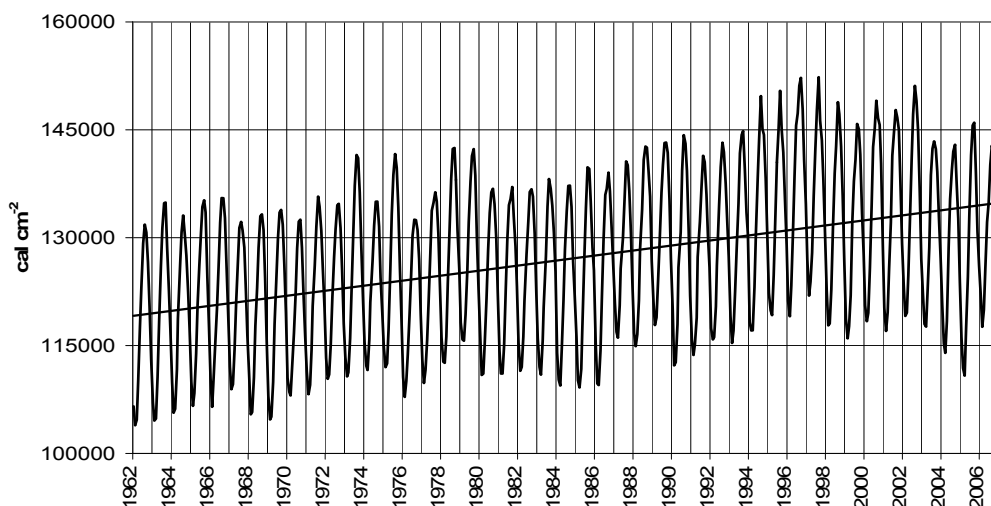


Fig. 4.3.1a. Andamento del contenuto totale di calore nel Lago Maggiore dal 1962 al 2007.

Alle medesime conclusioni si arriva, e in maniera più evidente, con l'esame della figura 4.3.1b nella quale è rappresentata la curva della media mobile centrata a 36 mesi

degli stessi dati di contenuto calorico mensile: il Lago Maggiore si è infatti riscaldato in modo palese sino al 1998, pur con la presenza di evidenti situazioni idrometeorologiche particolari evidenziate dalle rotture della pendenza della curva, mentre dopo la suddetta data e sino ad oggi la curva ha subito una netta flessione.

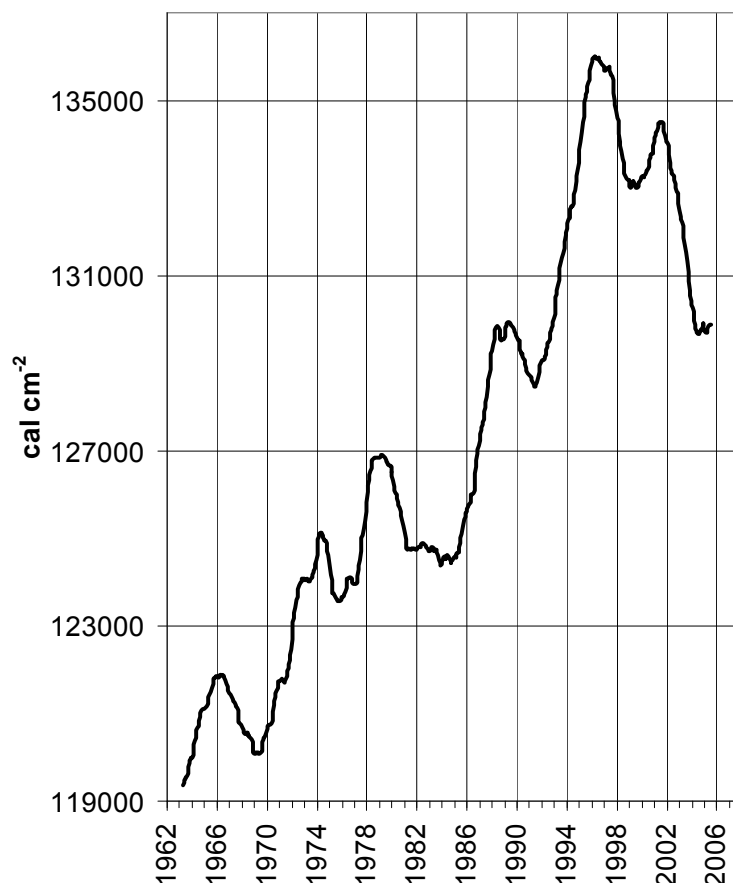


Fig. 4.3.1b. Andamento della media mobile centrata a 36 mesi del contenuto totale di calore nel Lago Maggiore negli anni 1962-2007 (cal cm⁻²).

I contenuti calorici massimi e minimi annuali presenti nel lago nello stesso periodo di osservazioni sono riportati in figura 4.3.1c e per ambedue le serie si conferma il trend in generale ascesa sino al termine degli anni novanta e la successiva diminuzione sino al 2007, come riscontrato in precedenza. Nella stessa figura è rappresentata anche la serie dei bilanci termici annuali del lago che mostra invece un andamento molto variabile, abbastanza simile a quello del contenuto massimo di calore. È quindi evidente che il bilancio termico annuale del lago dipende in modo precipuo dalla quantità di calore assorbita durante la stagione calda come dimostra anche il fatto che la correlazione statistica tra il bilancio termico (Bt) e il contenuto massimo di calore (Qt_{max}) è significativa (r = 0,64), mentre non lo è quella tra Bt e il contenuto minimo (Qt_{min}).

Da rilevare che l'incremento medio annuo del contenuto massimo estivo nel periodo considerato è stato di 384,5 cal cm⁻² per anno, superiore a quello del contenuto minimo invernale che risulta di 302,1 cal cm⁻² per anno, mentre quello del bilancio annuale si è assestato su 81,2 cal cm⁻² per anno.

Per quanto riguarda l'ultimo quinquennio è invece evidente una diminuzione di contenuto calorico, sia nei suoi valori massimi sia nei minimi e ciò è dovuto, come si vedrà con maggior dettaglio nei paragrafi successivi, soprattutto all'inserimento in profondità di acqua fredda avvenuto nei periodi tardo-invernali.

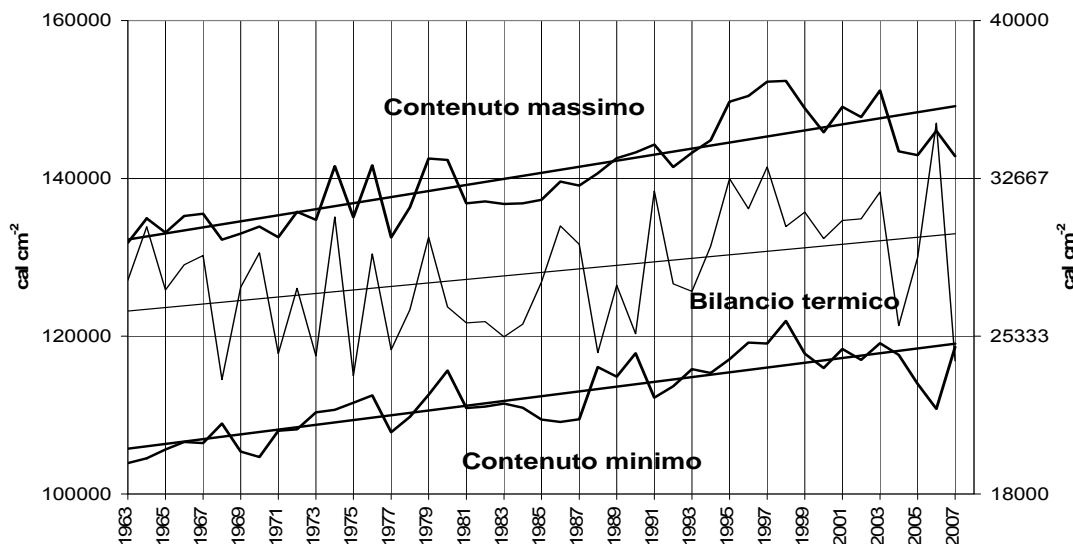


Fig. 4.3.1c. Andamento del contenuto massimo (estivo), minimo (invernale) di calore e del relativo bilancio termico (riferito all'asse secondario) nel Lago Maggiore dal 1963 al 2007 (cal cm⁻²).

4.3.2. Profondità del mescolamento invernale

Un'importante caratteristica idrodinamica dei laghi profondi sudalpini riguarda la modalità con cui avviene il mescolamento verticale che, per la loro collocazione geografica nella fascia temperata, avviene una sola volta all'anno e cioè al termine dell'inverno limnologico (nel Maggiore all'incirca alla fine di Febbraio). La perdita di energia calorica è dovuta all'effetto dei moti convettivi innescati, ad iniziare dall'autunno, dal raffreddamento degli strati superficiali a più diretto contatto con l'atmosfera ed è facilitata anche dall'azione turbolenta operata dal vento. Poiché nel nostro caso si tratta di bacini di elevata profondità, l'omogeneizzazione delle acque può avvenire in maniera completa, cioè giungere sino al fondo del lago, o interessare solo una parte più o meno cospicua della massa liquida e ciò in dipendenza di caratteristiche meteorologiche invernali particolarmente fredde e ventose o relativamente miti. Gli eventi di circolazione totale, tuttavia, a seguito dei mutamenti climatici in atto, in particolare per l'incremento invernale della temperatura dell'aria e per la riduzione del vento, sembrano destinati a diventare l'eccezione anziché la regola, come è stato accertato nel Lago Maggiore.

Come già specificato a proposito delle indagini di limnologia fisica portate avanti nel 2007, le profondità di mescolamento verticale sono state determinate con un doppio sistema di valutazione. La misura diretta in lago di alcuni elementi capaci di identificarla (temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, nitrati e silicati) ed il calcolo di un parametro (M) che tiene conto delle variabili meteorologiche, che intervengono nell'omogeneizzazione delle acque.

La serie delle suddette profondità riscontrate dal 1951 ad oggi con le due metodiche sono riportate in figura 4.3.2: le differenze che si notano tra esse in alcuni anni stanno

ad indicare che fra i meccanismi responsabili della circolazione verticale delle acque del lago, oltre alla convezione, sono intervenute altre dinamiche capaci di convogliare acqua in profondità quali, per esempio l'inserimento degli apporti idrici veicolati dai tributari o movimenti a nastro trasportatore (si veda a questo proposito quanto esposto in Ambrosetti & Barbanti [22]; Ambrosetti & Barbanti [23]; Ambrosetti *et al.* [24]; e nel Rapporto CIP AIS quinquennale 1998-2002).

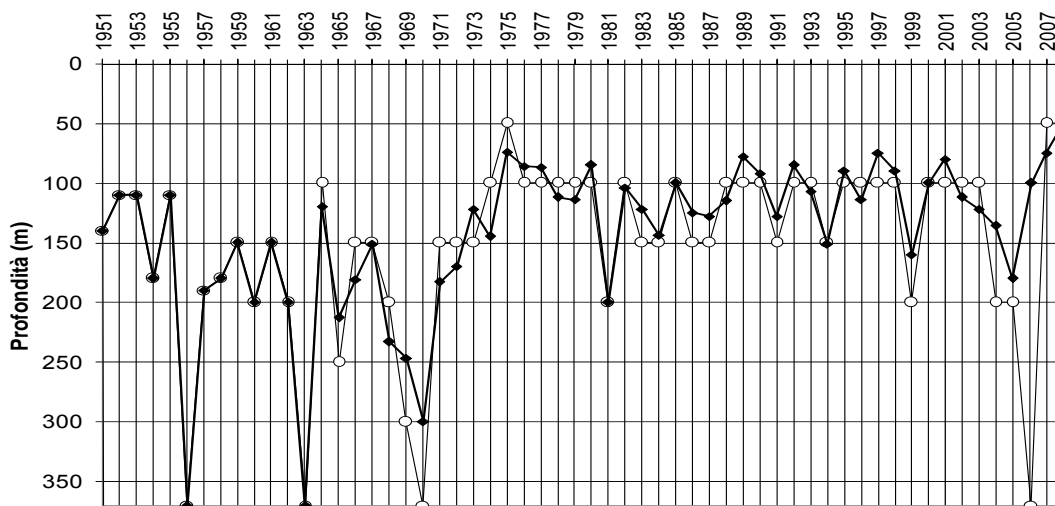


Fig. 4.3.2. Profondità del mescolamento verticale tardo invernale nel Lago Maggiore nel periodo 1951-2008. La linea sottile indica quelle determinate mediante misure *in situ*, quella pesante attraverso il parametro M.

4.3.3. Parametri meteorologici responsabili dell'idrodinamica del Lago Maggiore

Fra gli elementi meteorologici responsabili dei movimenti delle acque lacustri e, in particolare, del loro mescolamento verticale al termine dell'inverno limnologico, sono stati individuati la temperatura atmosferica, l'intensità del vento e la radiazione solare che intervengono nella fase di destratificazione delle acque. Ne seguiremo le vicende per l'intero periodo delle nostre osservazioni, sottolineando in particolare quanto accaduto nell'ultimo quinquennio, attraverso l'analisi delle rispettive serie storiche rilevate nella stazione meteorologica della stazione di Pallanza [25].

4.3.3.1. Temperatura dell'aria

In figura 4.3.3.1a è rappresentata la serie pluriennale delle temperature medie annue dell'aria, quale risulta dalle registrazioni di Pallanza. L'aspetto più evidente del suo andamento temporale è rappresentato da un netto trend all'incremento quantificabile in un aumento della temperatura di circa 1,2 °C: essa è infatti passata dai valori intorno a 12 °C del 1951 a quelli superiori a 13 °C del 2007. La temperatura media degli oltre 50 anni è stata di 12,44 °C con tutti i valori medi annui compresi tra il massimo di 14,27 °C (2003) ed il minimo di 11,16 °C (1956).

L'andamento termico generale dell'atmosfera in questo periodo ultracinquennale, come risulta dalla linea delle medie mobili, evidenzia la presenza di una concavità che è persistita per quasi l'intero periodo, il cui minimo è stato di circa 11,5 °C, collocato nei primi anni '80.

Per quanto riguarda l'ultimo quinquennio, si noti come le temperature medie del 2003 (14,27 °C) e del 2007 (14,0 °C) siano state le più elevate in assoluto.

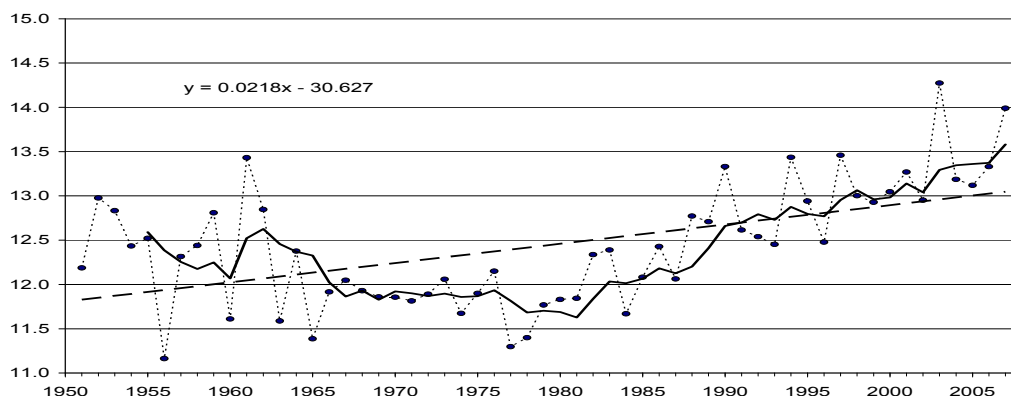


Fig. 4.3.3.1a. Andamento della temperatura media annua dell'aria a Pallanza nel periodo 1952-2007.

Ai fini della valutazione del mescolamento verticale invernale è però importante analizzare la temperatura dell'aria in inverno in tutte le sue componenti: media, minima e massima. Nella figura 4.3.3.1b la retta di tendenza di quella media è chiaramente diretta all'incremento mentre la curva delle medie mobili evidenzia una forte variabilità non riscontrabile nella precedente figura relativa alla temperatura media annua: le fluttuazioni riguardano, sopra tutto gli anni 1970-1980 e 2000-2005.

Da rilevare negli ultimi 5 anni il netto contrasto termico tra il 2006 (2,45 °C) ed il 2007 (5,86 °C), con una differenza cioè di 3,41 °C.

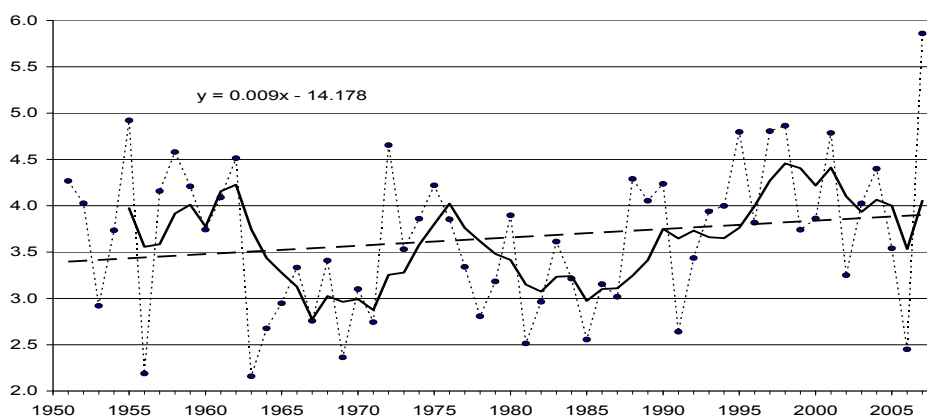


Fig. 4.3.3.1b. Andamento della temperatura media invernale dell'aria a Pallanza nel periodo 1952-2007.

Quanto alle rette di tendenza delle medie invernali delle temperature minime e massime dell'aria, rappresentate rispettivamente nelle figure 4.3.3.1c e 4.3.3.1d, la prima mostra un progressivo decremento nel tempo, nonostante l'innalzamento considerevole registrato nel 2007 rispetto all'anno precedente, mentre un progressivo aumento con il passare degli anni caratterizza la tendenza dei massimi invernali e, tra questi va indicato quello assoluto del 2007, con 10,1 °C.

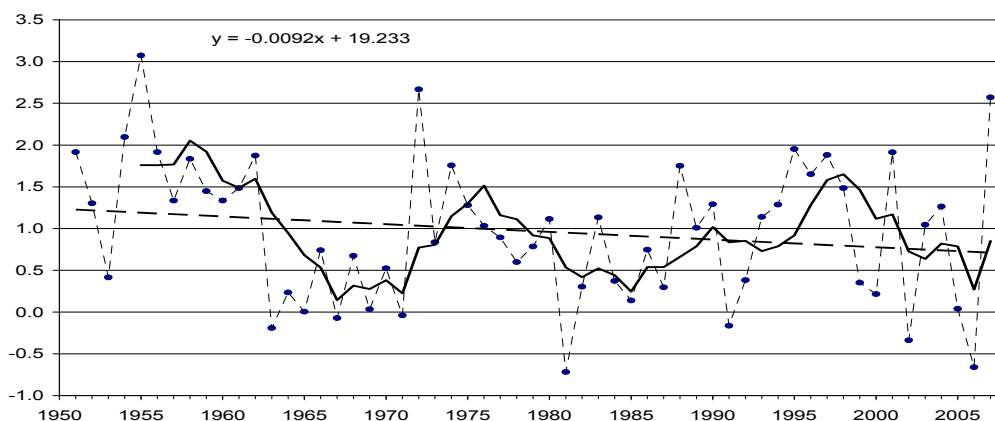


Fig. 4.3.3.1c. Andamento della media delle temperature minime invernali dell'aria a Pallanza nel periodo 1952-2007.

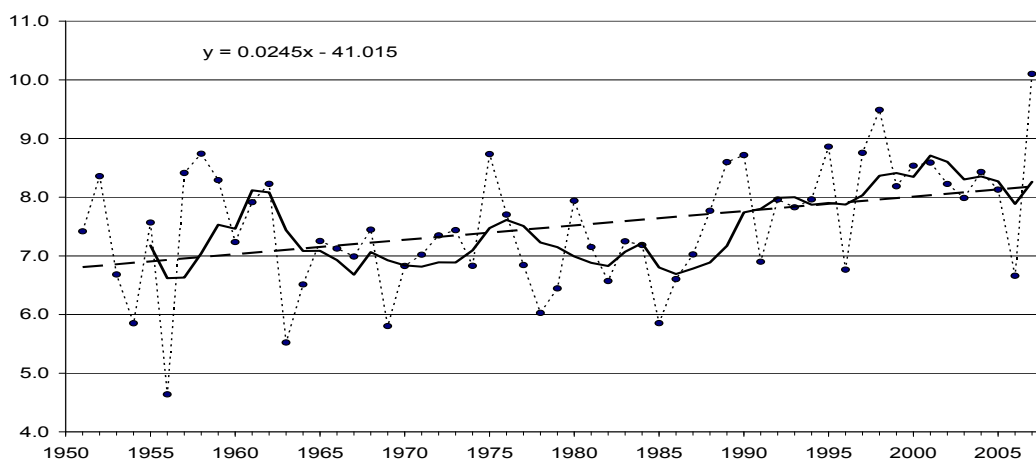


Fig. 4.3.3.1d. Andamento della media delle temperature massime invernali dell'aria a Pallanza nel periodo 1952-2007.

4.3.3.2. Percorso del vento

Notevole è stata la diminuzione della quantità di vento filato a Pallanza nel corso degli ultimi cinquanta anni come risulta dalla retta di tendenza, per altro statisticamente significativa, in figura 4.3.3.2a: si è passati infatti da 21.000 km di percorso della fase iniziale del periodo a valori intorno a 10.000-11.000 km negli ultimi anni. Va precisato che, per evidenti ragioni di confronto, e diversamente dai dati presentati nel paragrafo sulla meteorologia, questi sono stati tutti registrati dall'anemometro autogeneratore, ancora operante presso il sito.

L'andamento della curva delle medie mobili si presenta suddivisa in due parti con la prima, che comprende gli anni iniziali fino al 1980 circa, indica una netta progressiva diminuzione dei percorsi annuali del vento, mentre la seconda, che arriva fino ai giorni nostri, ha un andamento praticamente orizzontale, o in debole ascesa; ad indicare come la diminuzione dei percorsi del vento si sia concentrata essenzialmente nei primi anni del periodo di osservazioni.

I percorsi annuali del vento sono compresi fra il massimo di 27.980 km del 1958 ed il minimo di 10.339 km registrato nel 1978, con una media di 15.371 km.

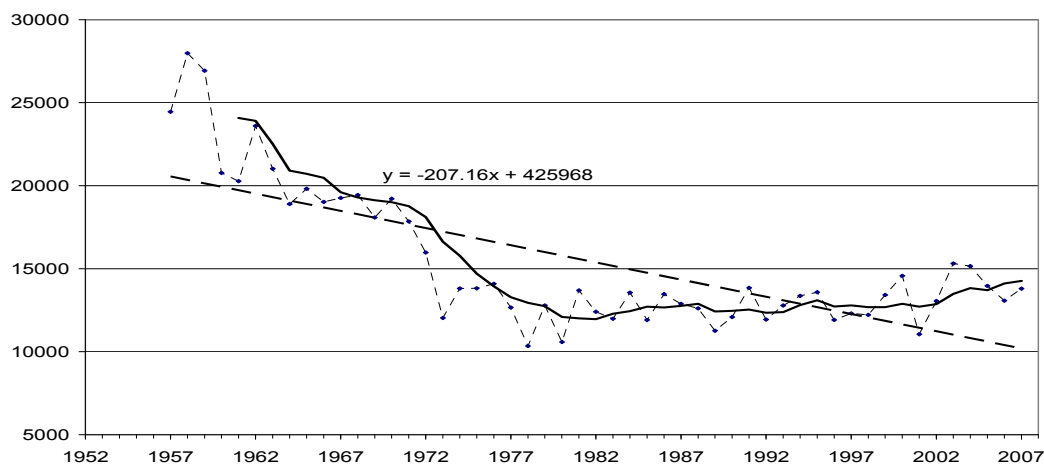


Fig. 4.3.3.2a. Andamento del percorso annuo del vento a Pallanza nel periodo 1957-2007.

La flessione dei percorsi annuali del vento registrata nel corso del cinquantennio d'osservazioni è pienamente confermata anche dalla serie storica dei soli dati invernali (Fig. 4.3.3.2b), la cui retta di tendenza presenta una pendenza negativa molto pronunciata. Da rilevare nella stessa figura il valore del 2007 (1.312 km) che rappresenta il minimo assoluto della serie.

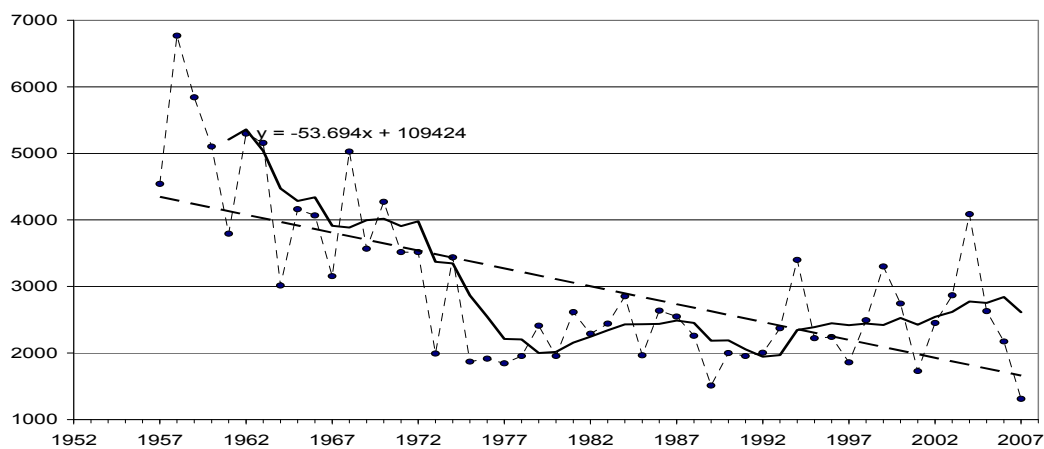


Fig. 4.3.3.2b. Andamento del percorso invernale del vento a Pallanza (1957-2007).

4.3.3.3. Radiazione solare

Negli anni delle nostre osservazioni la quantità annua di energia radiante di provenienza solare ha registrato un incremento seppur contenuto (Fig. 4.3.3.3a). La media pluriennale di $105.469 \text{ cal cm}^{-2}$ mostra però una variabilità interannuale molto accentuata che copre un intervallo di quasi $30.000 \text{ cal cm}^{-2}$, compreso tra il minimo di $90.145 \text{ cal cm}^{-2}$ del 1954 ed il massimo di $119.347 \text{ cal cm}^{-2}$ del 1961.

Dall'andamento della curva delle medie mobili risulta che fino alla metà degli anni '50 la radiazione era in diminuzione, successivamente si è verificato un progressivo incremento fino ai primi anni '60 quando si ebbe il massimo dell'intero periodo. È

seguita una lunga fase con i valori di energia radiante in decremento e costantemente sotto alla media fino agli anni '80, decennio caratterizzato da un ciclo molto pronunciato che ha visto i valori risalire fino a circa 108.000 cal cm⁻² nel 1985 per ridiscendere nettamente nel 1990. Da questo momento, la radiazione è stata in progressiva continua risalita fino a superare i 117.000 cal cm⁻² negli anni più recenti. Da rilevare le 118.970 cal cm⁻² del 2003 hanno sfiorato il massimo assoluto del 1961.

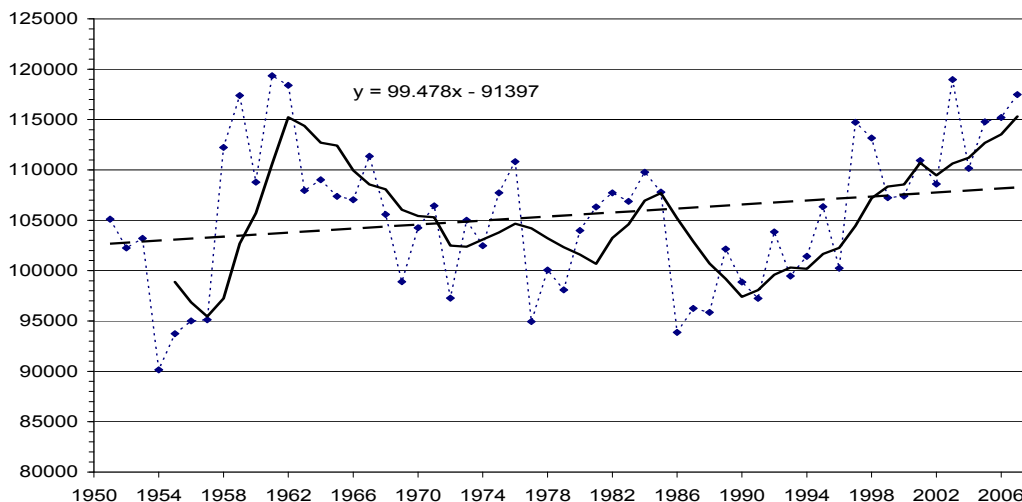


Fig. 4.3.3.3a. Andamento dei totali annuali della radiazione solare a Pallanza nel periodo 1952-2007.

Come si evince dalla figura 4.3.3.3b relativa alla serie storica dei totali invernali della radiazione solare, la retta di tendenza ha una pendenza più pronunciata verso l'incremento rispetto alla corrispondente riguardante le quantità annuali ad indicare un aumento che, nell'intero periodo, è stato superiore alle 3.000 cal cm⁻².

Si osservi come su tale tendenza abbiano influito anche i valori di radiazione solare invernale dell'ultimo quinquennio e soprattutto quello dell'inverno 2005 con 20.253 cal cm⁻², di gran lunga il massimo della serie.

Dall'andamento e dalla elevata variabilità interannuale dei tre parametri meteorologici, responsabili nel periodo invernale della profondità raggiunta dal mescolamento verticale, e della conseguente ossigenazione delle acque, deriva la comprensione del perché la circolazione delle acque per moti convettivi possa manifestarsi in forma totale, cioè fino al fondo del lago, o solo parzialmente come si sta verificando ormai da un trentennio.

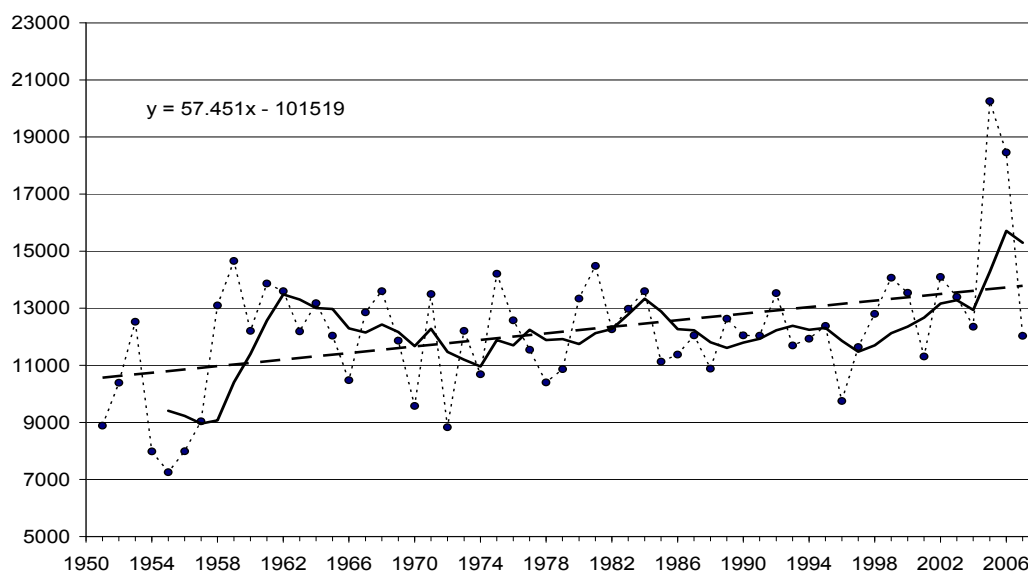


Fig. 4.3.3.3b. Andamento dei totali invernali della radiazione solare a Pallanza nel periodo 1952-2007.

4.3.4. Stabilità termica

Sulla base di quanto esposto nei paragrafi precedenti si evince che la circolazione verticale invernale di tipo convettivo in un lago profondo come il Maggiore è un evento che oggi si verifica in maniera completa solo in casi del tutto particolari. Infatti, il lavoro necessario per ottenere l'omogeneizzazione della massa d'acqua deve essere in grado di vincere non solo il gradiente di densità tra i vari strati, che deriva dalla loro differenza di temperatura o dalla presenza eventuale di soluti, ma anche di superare la pressione idrostatica della colonna d'acqua che determina un incremento della stabilità del lago con la profondità. L'incidenza sulla densità dell'acqua è tale da determinare ogni 100 m un suo aumento pari a quello causato dalla diminuzione di temperatura di 0,2 °C.

In figura 4.3.4 sono riportate, per il periodo 1963-2007, l'andamento delle stabilità termiche totali, relative cioè all'intera colonna d'acqua, valutate nei due momenti cruciali della dinamica lacustre, ossia in occasione del contenuto calorico minimo, che si verifica con la circolazione verticale invernale più profonda possibile, e del suo contenuto massimo che si ha con la più pronunciata stratificazione termica estiva. Mentre, esiste un'elevata significatività di correlazione tra i contenuti minimo e massimo di calore, perchè la quantità presente in inverno influenza anche quella che si ritrova in estate, non sussiste significatività statistica tra la stabilità invernale ed estiva: la ragione di ciò va ricercata nel fatto che il ruolo determinante della stabilità è assunto dalle dimensioni degli strati mescolati sia in estate sia in inverno e tra queste non vi è relazione evidente.

Da rilevare nel grafico l'elevato valore assunto dalla stabilità nel Febbraio 2007, evento determinato dal forte riscaldamento dello strato superficiale che ha fatto seguito a quelle condizioni climatiche estremamente "calde", che si è avuto modo di sottolineare nel capitolo riguardante la situazione meteorologica invernale del 2007.

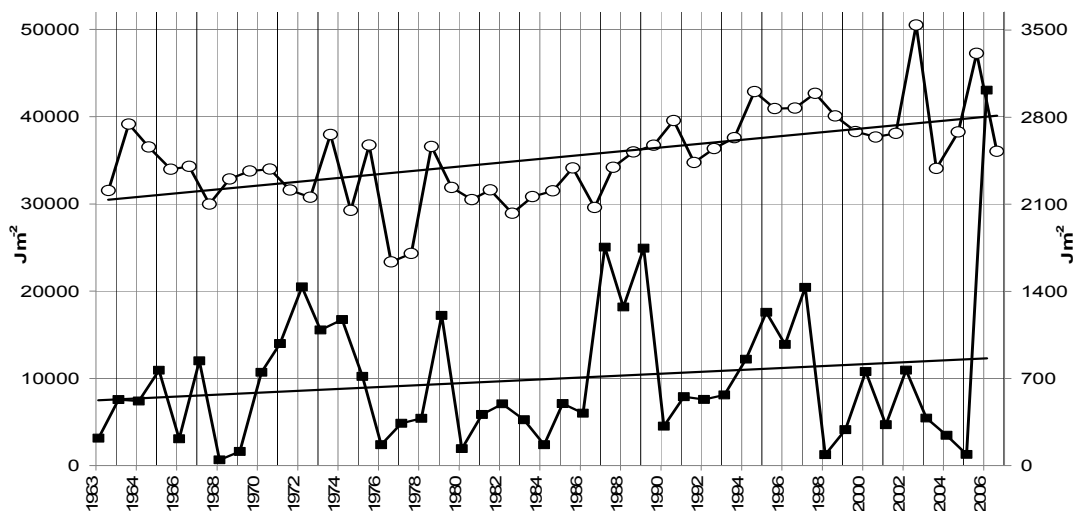


Fig. 4.3.4. Andamento della stabilità termica massima estiva e minima invernale ($J m^2$) nel Lago Maggiore dal 1963 al 2007. All'asse secondario vanno riferiti i valori minimi.

4.3.5. Ossigenazione

In figura 4.3.5 sono riportati gli andamenti del contenuto medio di ossigeno disciolto ($mg l^{-1}$) riscontrati negli ultimi cinque anni lungo la colonna d'acqua nello strato compreso tra 250-370 m. L'anno del quinquennio in cui nell'ipolimnio profondo si è registrato il più basso contenuto medio di ossigeno disciolto (valori compresi tra 7 e 8 $mg l^{-1}$) è stato il 2003.

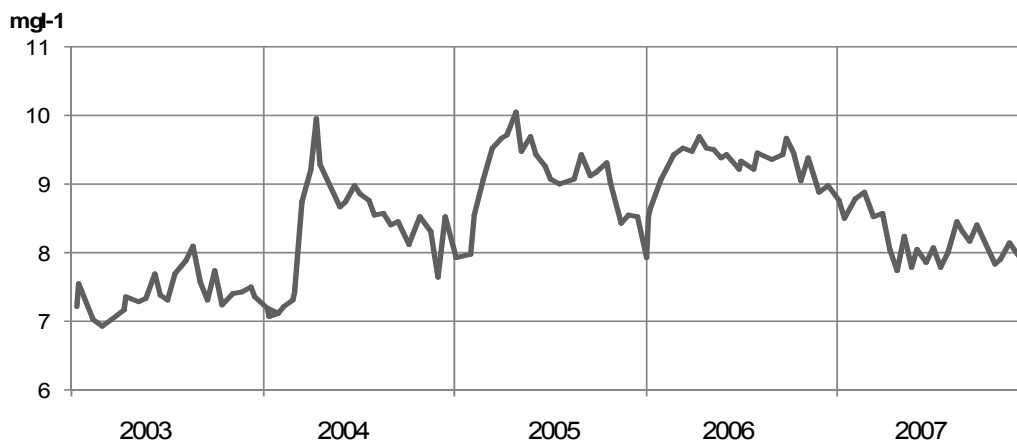


Fig. 4.3.5. Andamento del contenuto medio di ossigeno disciolto nell'ipolimnio profondo (strati tra 200-370 m, 250-370 m e 300-370 m - Quinquennio 2003-2007).

La figura mette anche in evidenza i tre episodi di ossigenazione dell'ipolimnio profondo occorsi, rispettivamente, agli inizi degli anni 2004, 2005 e 2006. Come discusso nei relativi Rapporti CIP AIS queste ossigenazioni non sono da imputarsi a mescolamenti verticali conseguenti ai moti convettivi ma piuttosto alla discesa in profondità di acqua densa e fredda di provenienza fluviale o litorale. Dalla primavera del 2006, cioè dopo l'ultimo episodio di ossigenazione profonda, l'ipolimnio profondo

ha subito una graduale diminuzione del contenuto di ossigeno disciolto passando dai valori vicini a 10 mg l⁻¹ degli anni precedenti a circa 8 mg l⁻¹.

Quindi, anche se i processi convettivi non hanno determinato alcuna circolazione completa, altri eventi idro-meteorologici hanno provveduto all'ossigenazione delle acque profonde, e tali eventi [26] sono diventati più frequenti negli ultimi anni, probabilmente per effetto dei cambiamenti climatici in atto e di questi ultimi è pertanto sottolineata la complessità e le tante possibili conseguenze.

4.3.6. Livello del lago

Il Lago Maggiore, per la particolare morfologia dell'areale imbrifero e per il suo inserimento in una zona climatica ad elevate precipitazioni, è un corpo d'acqua a forte rischio idrologico, anche a prescindere dagli interventi dell'uomo che non sempre sono stati praticati opportunamente ed adeguatamente. Il rischio è legato soprattutto all'alternarsi di episodi di piena e di magra che riguardano non solo il lago ma l'intera rete idrografica, che compresa quella del Ticino emissario arriva a coinvolgere anche il Fiume Po.

Gli studi che hanno preceduto la realizzazione dell'opera di regolazione del lago, e che hanno dettato le modalità della sua gestione, si sono occupati prevalentemente del controllo delle piene del lago, dei tributari e degli effetti sulle aree rivierasche; oltre che importanti sono estremamente gravi dal punto di vista socio-economico. Un'attenzione di gran lunga minore è stata invece riservata agli eventi di magra che si manifestano sicuramente con minor spettacolarità ma che investono problematiche altrettanto gravi.

In occasione dell'ultimo Rapporto Quinquennale CIPAS (2002), era stato posto in evidenza l'aumento della frequenza delle esondazioni dal 1952, ma negli ultimi cinque anni anche il fenomeno delle magre si è ripetuto più volte e pertanto va considerato uno degli aspetti idrologici più importanti del Lago Maggiore.

Dall'esame dell'andamento dei suoi livelli registrati all'idrometro di Pallanza (C.N.R.-I.S.E.) negli anni successivi al 1952, quindi in regime di lago regolato, si è avuta l'opportunità di fissare la quota di m 193 s.l.m. come limite sotto al quale è definito lo stato di magra. Il motivo di tale scelta deriva, oltre che da considerazioni storico-statistiche sui livelli lacustri e, in particolare, dall'esame delle linee segnalatrici dei casi critici minimi del regime idrometrico mensile, anche da osservazioni dirette riguardanti i danni e gli inconvenienti che si manifestano nella fascia rivierasca con il livello del lago sotto alla suddetta quota.

In modo analogo è stato fissato in 195,5 m il livello idrometrico oltre il quale si ritiene che sia in atto un evento di piena: a questa quota, tra l'altro, inizia l'esondazione del lago a Pallanza.

Se si analizza la figura 4.3.6, che riporta l'andamento giornaliero dei livelli del lago nel periodo 2003-2007, si rileva la presenza di una sola piena che ha raggiunto 196,02 m s.l.m. il 3 Novembre 2004 (con una durata di 4 giorni). Le magre riscontrate negli stessi anni sono state invece sei, con minimi assoluti compresi tra 192,55 e 192,70 m s.l.m. e con una durata complessiva di 329 giorni. Considerazioni analoghe sulle durate degli eventi di piena e magra possono essere dedotte anche con riferimento all'intero periodo delle nostre osservazioni (1952-2007): i giorni in cui il livello del lago è stato sotto alla quota di magra sono stati complessivamente 1.837 a fronte di 329 giorni con acqua del lago esondata.

Pertanto, considerata l'importanza degli eventi di magra nel contesto idrologico generale del Lago Maggiore, si è ritenuto opportuno procedere ad un'analisi più approfondita della loro origine e della loro distribuzione nel ciclo stagionale, sopra tutto in rapporto alle conseguenze di natura ecologica che esse provocano sulle fasce spondali e sull'intero ecosistema lacustre. L'analisi dei rapporti che intercorrono tra le magre e le precipitazioni atmosferiche, nonché dell'influenza esercitata sugli afflussi al lago e sui suoi livelli dai serbatoi idroelettrici di monte, unitamente agli effetti determinati dallo sbarramento di regolazione dei deflussi che opera al suo incile, è stata ampiamente discussa in una recente pubblicazione [27].

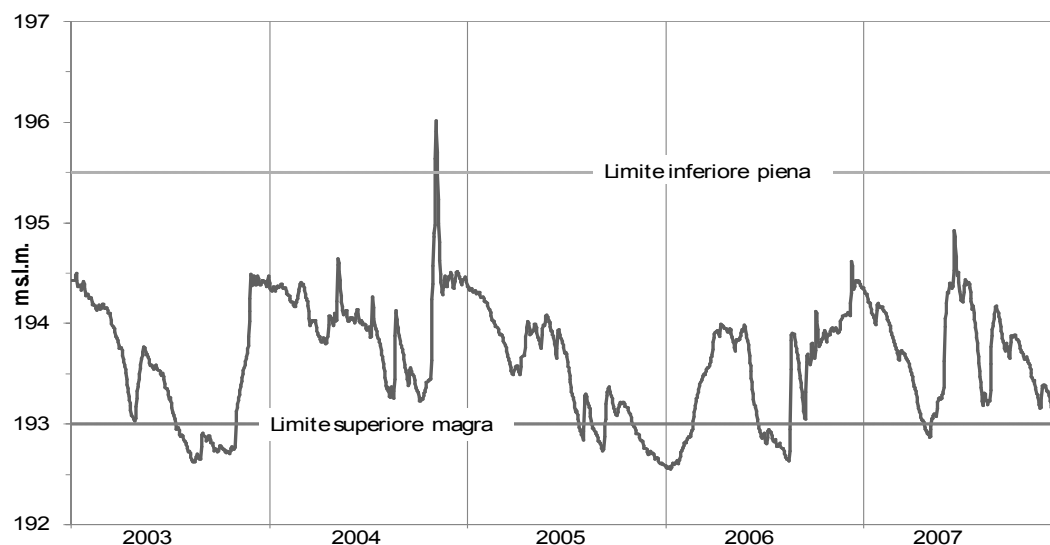


Fig. 4.3.6. Andamento giornaliero dei livelli del Lago Maggiore nel periodo 2003-2007.

4.4. Considerazioni generali sull'evoluzione del chimismo delle acque lacustri e tributarie

I principali aspetti dell'idrochimica delle acque lacustri e tributarie riscontrati nell'ultimo anno di indagini (2007), unitamente ad alcune considerazioni relative al decennio 1978-2007, sono riportati nei precedenti capitoli 2.3 e 3.2. In questo capitolo vengono invece presentate e discusse le serie di dati a lungo termine dei principali nutrienti algali, alla luce del loro ruolo nell'evoluzione trofica lacustre, e di alcune variabili chimiche, in larga parte dipendenti dalle caratteristiche geochimiche del bacino imbrifero, che hanno presentato andamenti temporali o variazioni degne di nota.

Mentre fino alla fine degli anni '80 il contenuto ionico delle acque era rimasto pressoché costante, negli ultimi 20 anni ha mostrato una tendenza all'aumento, che trova riscontro anche nei valori di conducibilità. La figura 4.4a mostra il trend dei valori mensili di alcalinità e conducibilità a 20 °C, come medie su tutta la colonna d'acqua, misurati nella stazione di massima profondità dal 1978 al 2007. La tendenza all'aumento appare più regolare per l'alcalinità, passata dai valori di circa 0,75 meq l⁻¹ degli anni '80 agli attuali 0,82-0,83 meq l⁻¹. La conducibilità, rappresentativa del contenuto ionico totale delle acque, presenta invece un trend meno regolare, con aumenti più accentuati tra la fine degli anni '80 e l'inizio degli anni '90, e poi nell'ultimo quinquennio; nel complesso i valori sono passati da circa 140 μS cm⁻¹ a 20 °C ai 150 μS cm⁻¹ rilevati negli anni 2006-2007.

Un trend positivo, con pendenza accentuata nel periodo 2003-2007, è stato riscontrato anche per altre specie ioniche quali calcio, sodio e cloruri. La mancanza di un trend nel caso dei solfati è giustificata dal fatto che l'aumento associato agli apporti dal bacino, comune a tutti i prodotti del weathering, è stato probabilmente bilanciato da una diminuzione delle deposizioni atmosferiche di solfati; queste ultime sono infatti diminuite, dagli anni '80 ad oggi, del 50 % circa nell'areale del bacino imbrifero del Lago Maggiore, grazie alla riduzione delle emissioni di SO₂ in atmosfera [28]. Considerando il contenuto ionico totale delle acque lacustri, misurato alla circolazione primaverile, l'aumento è stato da 2,95-3,05 meq l⁻¹ tra la fine degli anni '80 - inizio degli anni '90, a 3,10-3,15 meq l⁻¹ nell'ultimo quinquennio.

Come già osservato nel paragrafo 3.2.1, i valori di calcio, alcalinità e di conseguenza anche la conducibilità, hanno presentato un andamento stagionale anomalo nell'ultimo quinquennio: negli anni 2003, 2005 e parzialmente 2006, non si è infatti verificato il consueto fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio, a seguito del quale i valori epilimnici delle variabili considerate diminuiscono nettamente nei mesi estivi (Figg 3.2.1c, d). La spiegazione potrebbe essere ricercata nelle condizioni meteorologiche, che hanno visto un'alternanza di anni particolarmente siccitosi (2003, 2005) ed anni con un volume di precipitazione leggermente più elevato (2004, 2006, 2007), pur se inferiore alla media di lungo periodo. In particolare, il periodo primavera estate, sia nel 2003 che nel 2005, è stato caratterizzato da temperature elevate e da una quasi totale assenza di precipitazioni.

Per quanto riguarda i nutrienti algali, le variazioni dei loro contenuti medi a lago e nelle acque tributarie sono risultati di lieve entità nel quinquennio 2003-2007, soprattutto se confrontate con quelle avvenute negli anni '80 e '90. Le variazioni recenti sono comunque importanti per verificare le tendenze evolutive dei composti dell'azoto e la risposta del livello trofico lacustre agli apporti di fosforo dal bacino, responsabile del controllo della produzione algale lacustre.

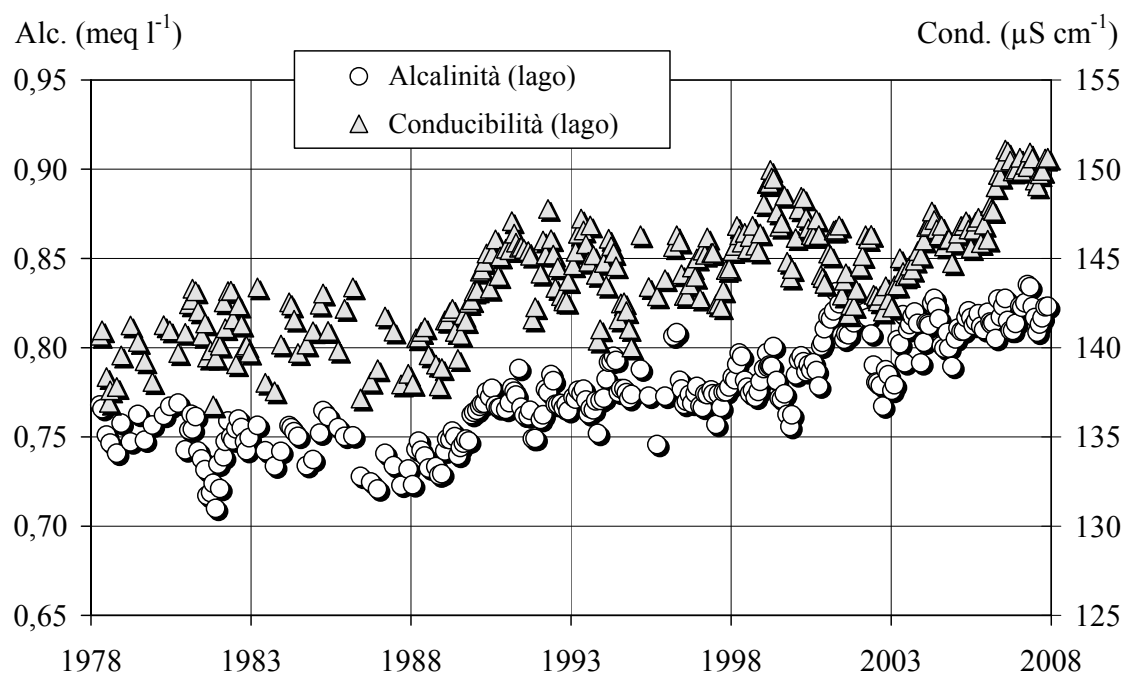


Fig. 4.4a. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni mensili di alcalinità e conducibilità a 20 °C (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

La crescita delle concentrazioni a lago di nitrati ed azoto totale è continuata anche negli anni recenti, con un tasso di circa $0,004 \text{ mg N l}^{-1} \text{ a}^{-1}$, fino a raggiungere massimi di concentrazione media annuale nel 2007 pari a $0,87 \text{ mg N l}^{-1}$ di azoto nitrico e di $0,95 \text{ mg N l}^{-1}$ di azoto totale, mentre i contenuti di azoto organico sono rimasti stabili attorno a $0,10 \text{ mg N l}^{-1}$ (Fig. 4.4b). La causa dell'incremento di azoto nitrico e totale nelle acque lacustri è da ricercare negli afflussi meteorici sull'intero bacino drenante. Le indagini sui carichi veicolati dai tributari hanno infatti dimostrato il ruolo determinante delle deposizioni atmosferiche per i carichi di azoto a lago [1]. Il contributo da scarichi puntiformi, il trattenimento e/o rilascio operati dalla copertura vegetale, le fluttuazioni stagionali in acque emissarie di laghi tributari, la produzione o il consumo in alveo nonché nei suoli dei bacini possano svolgere un ruolo significativo, ma limitatamente ad alcuni periodi stagionali o in condizioni di siccità prolungata. Al contrario, nei periodi con precipitazioni particolarmente intense, quando è massimo il dilavamento superficiale dei bacini drenanti e si riduce il tempo di contatto con le superfici ed il trattenimento da parte del suolo, gli apporti meteorici trasferiscono ai corsi d'acqua un carico aggiuntivo di azoto invece di svolgere un'azione di diluizione, come avviene per altre variabili chimiche. La correlazione tra apporti meteorici e carichi di azoto appare ben evidente dalla figura 4.4c, che riporta la regressione tra gli afflussi totali sul bacino e gli apporti annuali di azoto dal 1978 al 2007, comprensivi delle frazioni dovute alle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre.

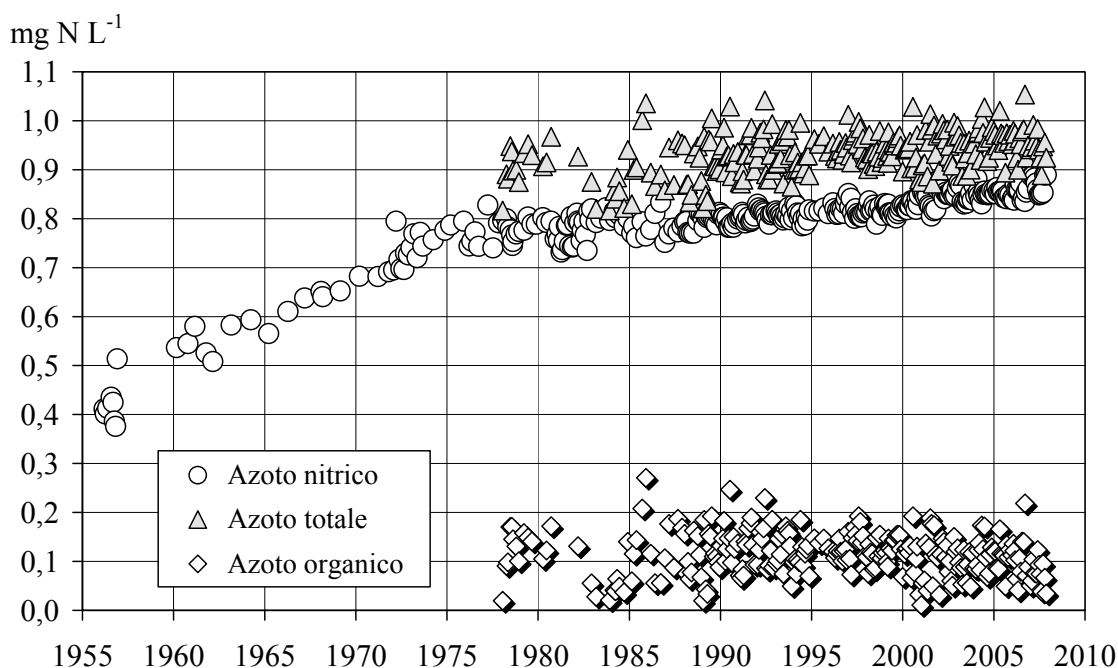


Fig. 4.4b. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni di azoto totale, nitrico e organico (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

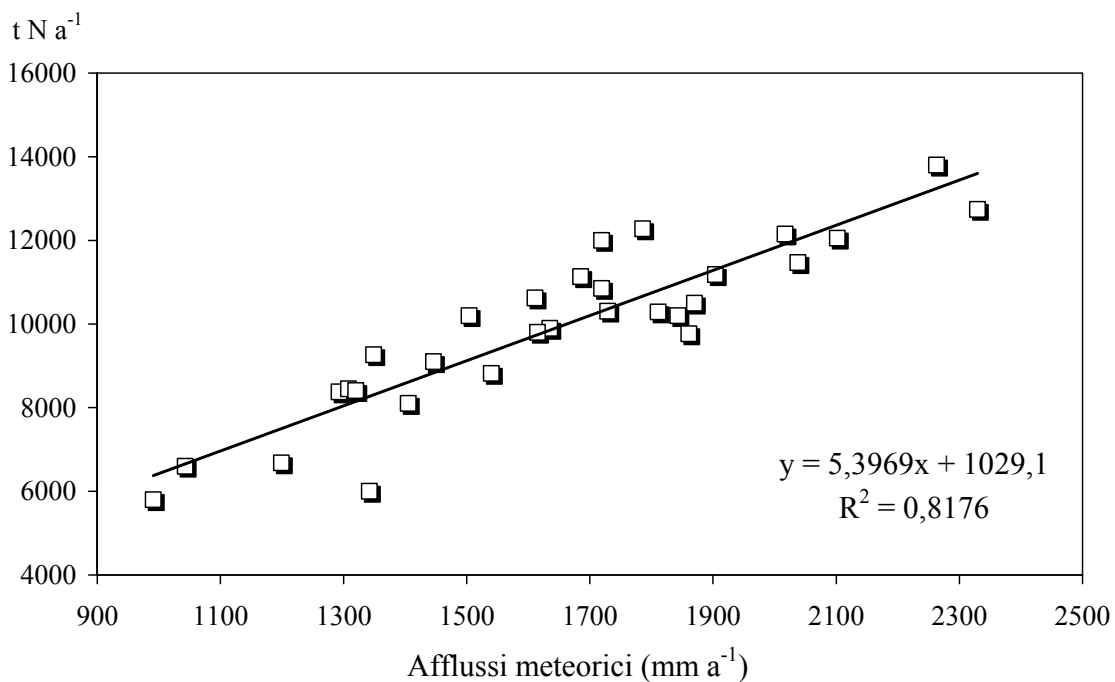


Fig. 4.4c. Lago Maggiore. Regressione tra gli apporti annuali di azoto totale a lago (somma dei carichi dall'areale emerso, dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre e dalla fascia litorale non campionata) e gli afflussi meteorici sul bacino imbrifero.

La regressione altamente significativa ($R^2 = 0,8176$, $p < 0,001$) conferma lo stretto legame esistente tra le due variabili: i carichi minori infatti corrispondono agli anni meno piovosi ed i massimi a quelli caratterizzati da un elevato volume di precipitazione

(Fig. 4.4c). Nel caso del Lago Maggiore si può quindi affermare che gli apporti di azoto derivano per la massima parte da sorgenti diffuse e, nello specifico, dalle deposizioni atmosferiche sull'intero bacino imbrifero, piuttosto che da sorgenti puntuali.

Bilanci di dettaglio eseguiti considerando gli effettivi apporti di azoto dalle deposizioni atmosferiche, misurati mediante una rete di stazioni collocate nel bacino imbrifero del Lago Maggiore, hanno dimostrato come le deposizioni contribuiscano in misura variabile tra il 65 ed il 75 % al carico totale di azoto a lago [1]. Inoltre, i bilanci eseguiti per i singoli bacini tributari dimostrano una tendenza alla riduzione nel tempo della capacità di trattenere azoto, con un conseguente aumento della quantità rilasciata alle acque, e quindi veicolata a lago. La ragione è da ricercarsi nella progressiva saturazione della capacità di trattenimento dei suoli, dovuta ad apporti atmosferici di azoto estremamente elevati e costanti, variabili tra 15 e 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nel bacino imbrifero del Lago Maggiore, con un gradiente ben definito da nord a sud [28]. L'evidenza della condizione di saturazione dei suoli per la maggior parte dei bacini versanti appare anche dal trend positivo delle concentrazioni di nitrati nei corsi d'acqua campionati, e dall'assenza di una stagionalità di tali concentrazioni, a conferma della ridotta o assente capacità di trattenimento anche nel periodo di massimo sviluppo della vegetazione [29].

L'andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di massima profondità dal 1956 ad oggi, espresse come valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo, sono riportate in figura 4.4d. Il periodo fino all'inizio degli anni '90 è stato caratterizzato da una marcata riduzione dei contenuti medi a lago, che hanno raggiunto livelli simili a quelli degli anni '70.

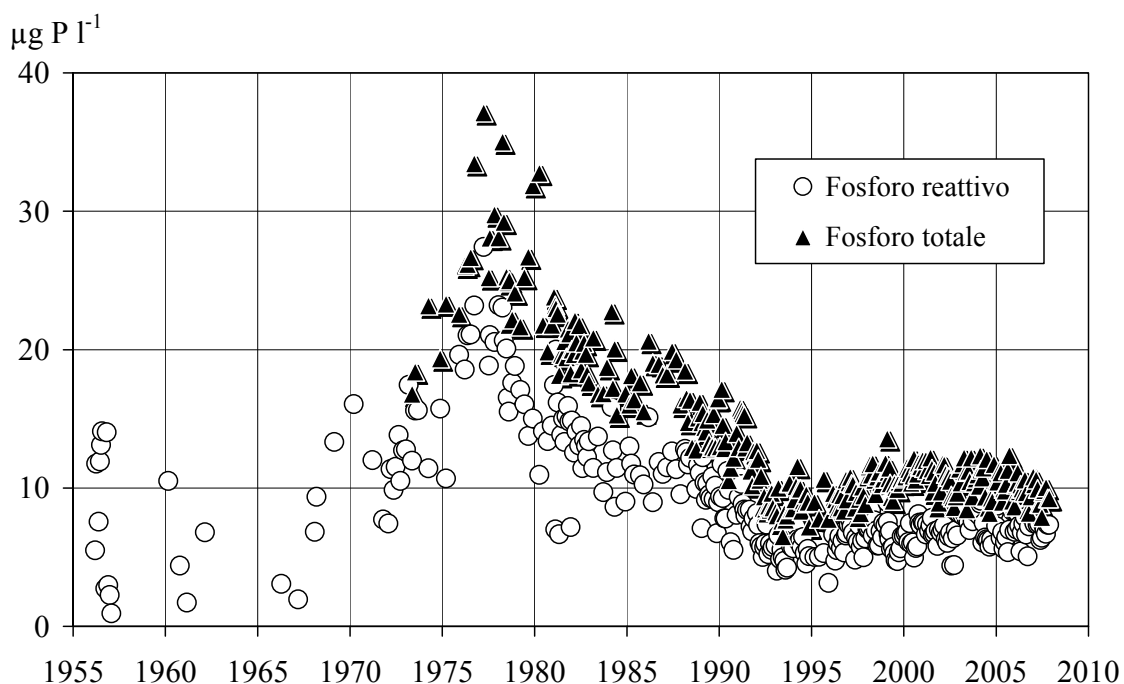


Fig. 4.4d. Lago Maggiore: evoluzione delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità a Ghiffa).

Successivamente, le concentrazioni di fosforo totale si sono stabilizzate su livelli compresi tra 8 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$, anche se il quinquennio 1998-2002 appare caratterizzato da

valori medi leggermente più alti (11-12 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nel biennio 1999-2000). Nell'ultimo quinquennio (2003-2007) le concentrazioni medie di fosforo totale sembrano presentare una lieve tendenza ad un'ulteriore diminuzione, e nel 2007 non hanno superato i 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in nessun mese dell'anno. L'andamento del fosforo reattivo è risultato più stabile nel tempo, con contenuti medi che, dopo aver raggiunto i minimi nel 1993, si sono mantenuti stabilmente tra 4 e 8 $\mu\text{g P l}^{-1}$.

Indipendentemente da limitate oscillazioni dei valori medi, che sono da imputare alla normale variabilità interannuale, il contenuto di fosforo delle acque può essere ritenuto rassicurante per quanto riguarda l'aspetto trofico. In base ai valori riportati in letteratura ed ai diagrammi statistici dell'OECD, per un lago con le caratteristiche morfometriche ed idrologiche del Maggiore, l'attuale ambito di variazione delle concentrazioni di fosforo è tale da mantenere le acque in condizioni di oligotrofia.

L'attuale stato trofico delle acque del Lago Maggiore è stato raggiunto grazie alla progressiva riduzione degli apporti di fosforo dal bacino. I carichi annuali misurati nell'ultimo quinquennio (2003-2007) sono risultati i più bassi dell'intero periodo di osservazione (1978-2007), compresi tra il minimo di 169 t P a^{-1} del 2006 ed il massimo di 218 t P a^{-1} del 2003 (paragrafo 2.3.2, Fig. 2.3.2c). Le caratteristiche delle acque tributarie hanno subito un miglioramento costante nei 30 anni di indagini, anche se per alcuni corsi d'acqua, quali Boesio, Bardello, e in misura minore Tresa e Vevera, permane uno stato di alterazione. L'andamento delle concentrazioni medie areali di fosforo dal 1978 al 2007, come medie quinquennali, mostra come i valori nell'areale piemontese siano diminuiti del 45 % tra il primo e il terzo quinquennio, per poi mantenersi su valori compresi tra 22 e 26 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nei quinquenni successivi (Fig. 4.4e).

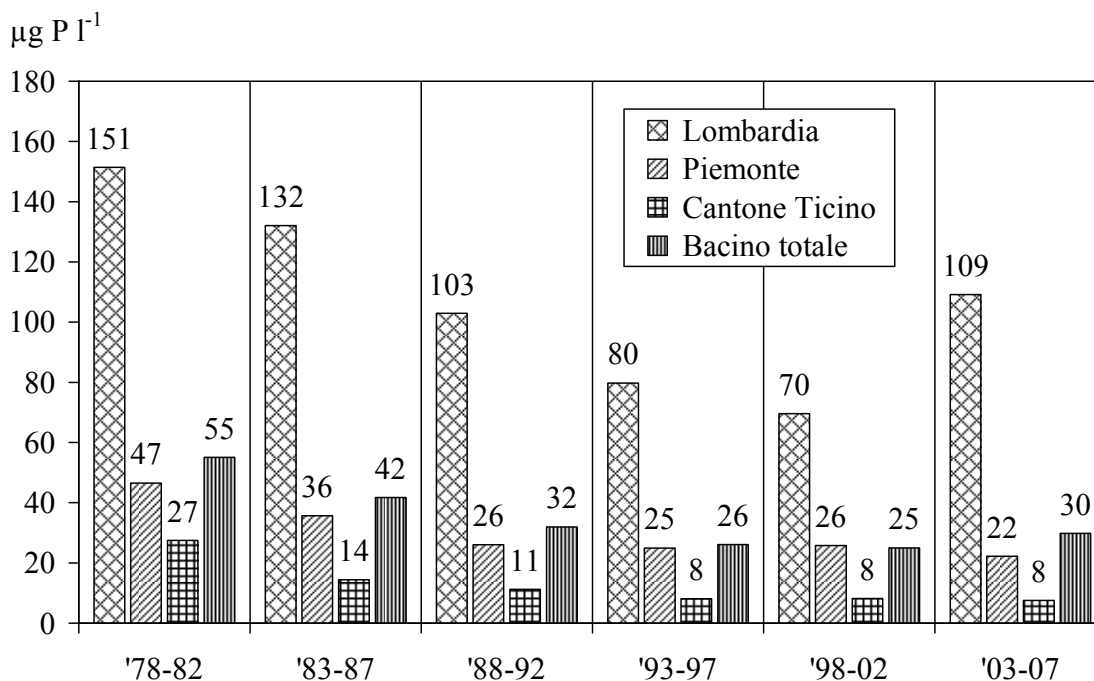


Fig. 4.4e. Concentrazioni medie areali nei quinquenni dal 1978 al 2007 di fosforo totale nelle acque tributarie campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Fiume Tresa), Piemonte, Cantone Ticino e nell'intero bacino.

In Canton Ticino le concentrazioni medie areali si sono dimezzate già nel secondo quinquennio, per poi diminuire ulteriormente e stabilizzarsi attorno a $11 \mu\text{g P l}^{-1}$ dal quinquennio 1988-1992 in poi, con un decremento complessivo del 73 % dall'inizio delle misure. Nelle acque lombarde infine, dopo una riduzione del 54 % circa tra il primo ed il quarto quinquennio, le concentrazioni medie hanno mostrato un'inversione di tendenza, risalendo a $109 \mu\text{g P l}^{-1}$ nell'ultimo quinquennio, a causa principalmente del peggioramento che ha interessato il Torrente Bardello (vedi paragrafo 2.3.1, Fig. 2.3.1d).

La riduzione complessiva dei contenuti medi di fosforo negli afflussi a lago da tutto il bacino è stata del 46 %. Nonostante l'incremento da 25 a $30 \mu\text{g P l}^{-1}$ verificatosi nell'ultimo quinquennio, e le consistenti differenze di qualità tra le diverse acque tributarie campionate, le attuali concentrazioni possono essere ritenute compatibili con il mantenimento di un soddisfacente stato trofico delle acque lacustri.

Il miglioramento della qualità delle acque tributarie nell'ultimo trentennio trova conferma negli andamenti dei contenuti medi di azoto ammoniacale ed organico, passati rispettivamente da 0,18 e $0,31 \text{ mg N l}^{-1}$ nel quinquennio 1978-1982 agli attuali valori di 0,06 e $0,15 \text{ mg N l}^{-1}$. Nel complesso quindi, la diminuzione più accentuata nei contenuti medi di fosforo, così come di azoto ammoniacale, nelle acque tributarie ha interessato il periodo fino alla metà degli anni '90. Successivamente le concentrazioni medie si sono stabilizzate, mostrando però un lieve incremento negli ultimi anni di osservazione (paragrafo 2.3.1, Fig. 2.3.1i).

I contributi di fosforo derivanti dagli areali lombardo, piemontese e del Canton Ticino confermano quanto già osservato relativamente alle concentrazioni medie (Fig. 4.4f): nonostante la diminuzione nei 30 anni di indagini, pari a circa il 60 %, gli apporti lombardi - comprendenti, attraverso il Tresa, anche la porzione svizzera del bacino del Lago di Lugano - permangono su livelli troppo elevati ($0,06 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo quinquennio). I contributi dall'areale piemontese hanno raggiunto valori più che accettabili ($0,018 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), con una riduzione complessiva del 68 %; quelli ticinesi infine, che già nel terzo quinquennio avevano raggiunto condizioni di ottima qualità, hanno mostrato un ulteriore miglioramento nell'ultimo quinquennio, raggiungendo valori di $0,008 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. È necessario sottolineare come il miglioramento a livello di carichi di fosforo totale dalle acque tributarie verificatosi nell'ultimo quinquennio sia però in larga parte attribuibile alle portate ridotte che hanno caratterizzato questo periodo, a seguito dei limitati apporti meteorici sul bacino (vedi paragrafo 2.3.2). Le concentrazioni medie di fosforo totale infatti non hanno mostrato variazioni significative (Fig. 4.4e), o sono addirittura aumentate nel caso dell'areale lombardo.

I dati dell'ultimo quinquennio confermano le marcate differenze esistenti a livello dei singoli tributari, con i conseguenti riflessi sulla qualità delle acque rivierasche. Si può affermare comunque che il contributo medio di fosforo dalle acque tributarie, compreso tra $0,02$ e $0,03 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo decennio, è compatibile con il mantenimento di condizioni oligotrofe delle acque lacustri.

I dati relativi all'ultimo quinquennio sono stati utilizzati per aggiornare la collocazione del Lago Maggiore nel diagramma statistico dell'OECD, che mette in relazione la trofia lacustre con il tempo teorico di rinnovo e gli apporti annuali di fosforo espressi come concentrazione calcolata dal rapporto tra il carico in entrata e i deflussi attraverso l'emissario (Fig. 4.4g). Il percorso nei quinquenni dal 1978 al 2002 mostra come il lago sia passato gradualmente da condizioni di mesotrofia avanzata ($53 \mu\text{g P l}^{-1}$ come fosforo totale in ingresso nel quinquennio 1978-1982), ad una situazione

($22 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel periodo 1998-2002) praticamente corrispondente all'obiettivo del carico ammissibile per mantenere condizioni oligotrofe.

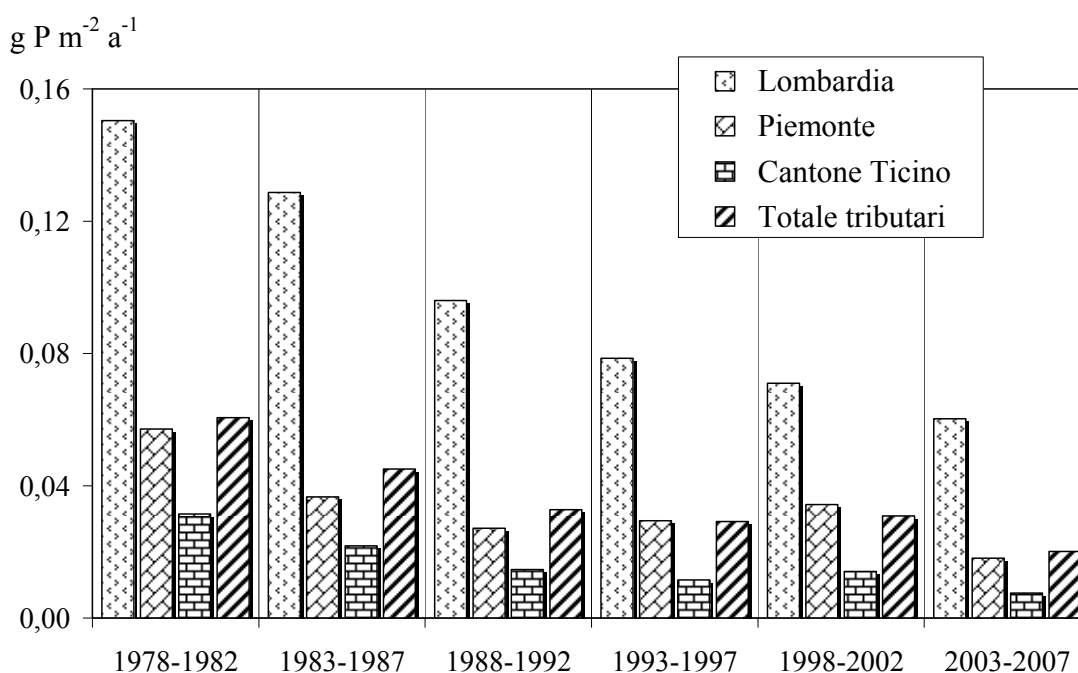


Fig. 4.4f. Contributi areali medi quinquennali dal 1978 al 2002 di fosforo totale dalle acque tributarie piemontesi, lombarde e del Cantone Ticino, nonché dall'insieme dei tributari campionati.

I dati del periodo più recente ($28 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel quinquennio 2003-2007) mostrano invece una lieve inversione di tendenza, dovuta principalmente ad una diminuzione dei deflussi attraverso l'emissario: gli ultimi anni sono stati infatti caratterizzati da precipitazioni scarse (da un minimo di 991 mm nel 2005 ad un massimo di 1504 mm nel 2004 come afflussi totali sul bacino imbrifero), con riflessi sulle portate medie annue del Ticino emissario, che, ad eccezione del 2004, sono risultate sempre nettamente inferiori alla media storica, e sul tempo teorico di ricambio delle acque lacustri. (Fig. 4.4g).

L'andamento delle concentrazioni degli apporti, calcolate come rapporto tra carichi e deflussi attraverso l'emissario, a confronto con le concentrazioni medie areali misurate nelle acque tributarie, è riportato anche in figura 4.4h, dove si evidenziano chiaramente i valori più elevati registrati negli anni più siccitosi, cioè 2003, 2005, 2006 e 2007.

Il valore di fosforo in ingresso (P_i) calcolato in base all'approccio OECD per l'ultimo quinquennio rimane comunque indicativo di bassa produttività delle acque. Tale condizione è coerentemente documentata dall'andamento delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate a lago, che si sono mantenute stabilmente attorno a $10 \mu\text{g l}^{-1}$ nell'ultimo decennio (Fig. 4.4h).

Nel complesso i dati relativi al quinquennio 2003-2007 confermano il miglioramento complessivo delle caratteristiche trofiche del lago, conseguente alla diminuzione degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero. I risultati dimostrano anche come la variabilità idrologica interannuale svolga un ruolo importante, sia per quanto riguarda la chimica delle acque lacustri che quella dei tributari. I volumi di precipitazione ridotti che hanno caratterizzato gli anni più recenti, in particolare il 2003 ed il 2005 che sono risultati

essere gli anni più siccitosi dell'ultimo trentennio, hanno avuto dei riflessi sulla variabilità stagionale di alcune variabili chimiche nelle acque lacustri, così come sui carichi di nutrienti veicolati a lago. Alla luce di queste considerazioni, nel valutare l'evoluzione futura del livello trofico delle acque ed in generale del loro chimismo, si dovrà inevitabilmente tener conto della variabilità climatica, in particolare della intensificazione di eventi estremi quali precipitazioni intense e periodi di siccità.

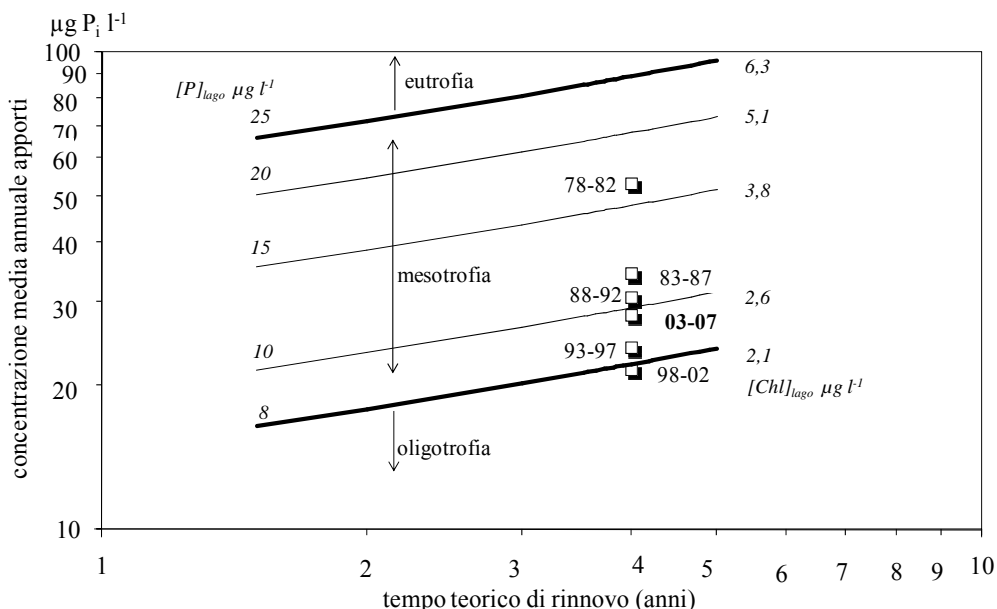


Fig. 4.4g. Lago Maggiore: diagramma di sintesi dell'OECD nei quinquenni dal 1978 al 2007.

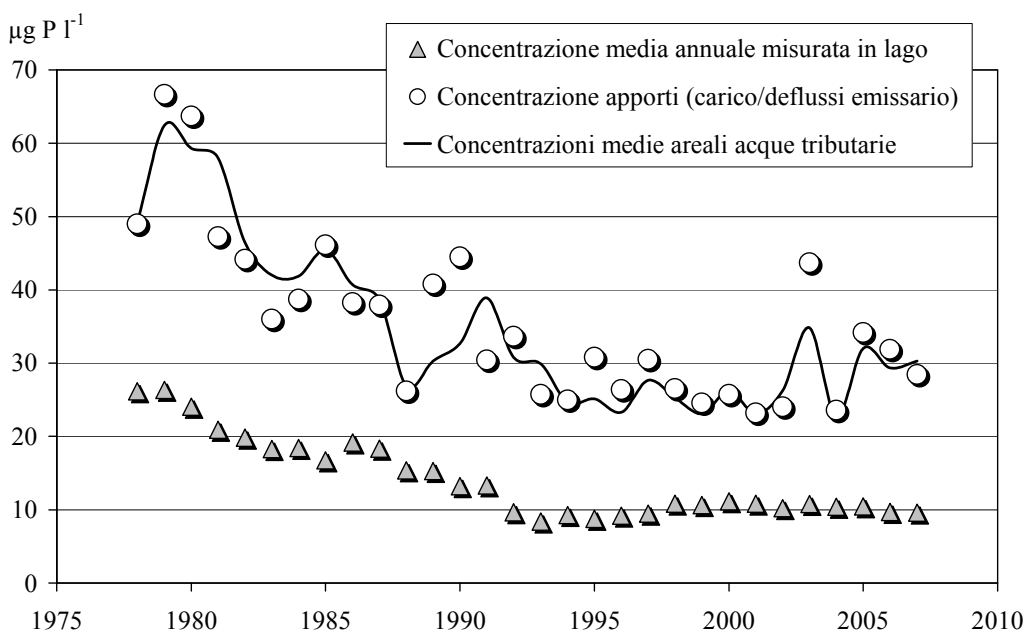


Fig. 4.4h. Lago Maggiore. Evoluzione delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale nel lago, negli afflussi totali (rapporto tra carico e deflusso) e nelle acque tributarie (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

4.5. Considerazioni generali sulla dinamica dei popolamenti planctonici

4.5.1. Fitoplancton

4.5.1.1. Clorofilla e biovolume

Nell'arco del quinquennio 2003-2007 lo studio delle associazioni fitoplanctoniche del Lago Maggiore ha evidenziato una sostanziale stabilità dei parametri legati alla diversità del fitoplancton, confermando quanto osservato nel quinquennio precedente. Se, infatti, da un lato si è verificato un ulteriore aumento del numero complessivo di specie censite, d'altra parte sia il numero medio di specie per campione, sia il numero di specie dominanti hanno mostrato solo delle leggere oscillazioni. Questi ultimi due indici sono certamente più rappresentativi della diversità biotica che non il numero complessivo delle specie ritrovate, nel quale entrano anche numerose specie rare, il cui peso, in termini di diversità, è spesso trascurabile.

La costante presenza di una trentina di specie dominanti rappresenta, indubbiamente, un segnale del ritorno del Lago Maggiore a condizioni stabili di bassa trofia, secondo quanto si è ampiamente discusso nei rapporti precedenti.

Rispecchiando la tendenza che si era già manifestata nel quinquennio precedente, negli ultimi cinque anni il biovolume medio annuo si è sempre mantenuto su valori inferiori ad $1 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, ad eccezione del 2007, quando la fioritura primaverile di *Tabellaria flocculosa* ha riportato questo parametro sopra la soglia suddetta. La concentrazione media annua di clorofilla *a*, d'altra parte, ha raggiunto, in alcuni degli anni del quinquennio più recente (2004, 2006 e 2007), valori superiori a 3 mg m^{-3} , imputabili, per lo più, ad un incremento del contenuto medio intracellulare di pigmenti, come si deduce dall'andamento del rapporto tra clorofilla e biovolume (Fig. 4.5.1.1).

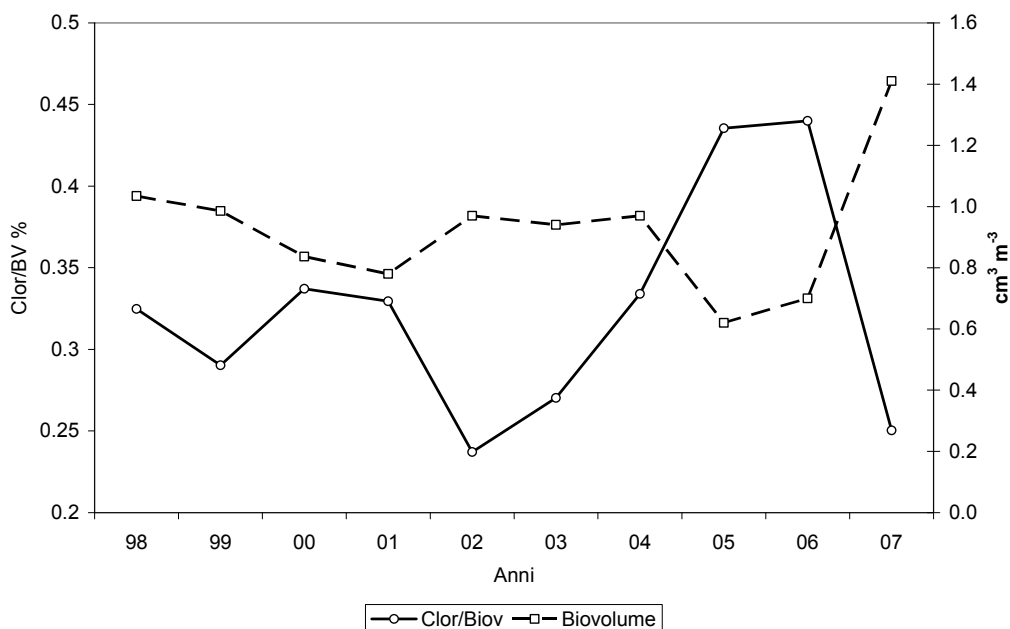


Fig. 4.5.1.1. Valore medio annuo del biovolume algale totale (linea tratteggiata) e del rapporto percentuale tra clorofilla e biovolume (linea continua).

Il significato di questo parametro è stato ampiamente discusso in rapporti precedenti: in questo contesto si ricorda come il contenuto in pigmenti delle cellule algali sia espressione dell'adattamento fisiologico alle diverse condizioni di radiazione luminosa subacquea. In particolare, un aumento di questo valore, indica un adattamento a situazioni di bassa radiazione luminosa, che si può verificare, per esempio, quando le alghe tendono a sedimentare in condizioni di scarsa turbolenza delle acque. Nell'ultimo quinquennio vi sono stati alcuni anni caratterizzati da scarsità di vento nei mesi invernali e ridotte profondità di mescolamento, secondo una tendenza ormai sempre più comune per il Lago Maggiore: queste condizioni possono avere favorito un aumento del contenuto cellulare in pigmenti delle diatomee, il popolamento algale che maggiormente contribuisce al valore medio annuo di clorofilla e biovolume totali.

4.5.1.2. Dinamica quinquennale del popolamento a diatomee

Per quanto riguarda la successione stagionale dei gruppi e delle specie dominanti, nell'arco del quinquennio la dinamica del fitoplancton ha mostrato alcuni elementi di variabilità: in particolare, la dinamica interannuale delle diatomee ha dato luogo ad alcune significative differenze nelle successioni stagionali, quindi vale la pena discutere in maggiore dettaglio le possibili cause che hanno determinato i differenti scenari osservati tra il 2003 ed il 2007.

Come è stato osservato in altre occasioni, la successione primaverile delle diatomee segue, nel Lago Maggiore, uno schema abbastanza classico, dettato dai tassi di crescita delle diverse specie, in funzione della rispettiva maggiore o minore abilità competitiva per il fosforo ed i silicati. Tipicamente, dunque, si osserva un primo sviluppo delle diatomee durante il mese di Marzo, dovuto a *Cyclotella*, organismo opportunisto a rapida crescita, che sfrutta l'iniziale abbondanza di nutrienti, cui seguono *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis*, che rispondono meglio al calo dei nutrienti. *Tabellaria flocculosa* compare solitamente nella fase tardo-primaverile della successione. La sequenza di sviluppo delle specie può svolgersi con modalità e percorsi temporali differenti quando altri fattori, in particolare quelli fisici, modificano lo spettro di condizioni ambientali, favorendo una specie a scapito di altre. Nel quinquennio 2003–2007 abbiamo avuto due anni, il primo e l'ultimo della serie, caratterizzati da picchi anomali di specie di diatomee e da cambiamenti dello schema di successione (Fig. 4.5.1.2a): la primavera del 2003 ha visto un picco di *Fragilaria crotonensis*, mentre nel 2007 si è osservato un eccezionale sviluppo di *Tabellaria flocculosa*.

Inoltre, il 2005 ed il 2006, sebbene lo svolgimento della successione non abbia subito alterazioni, sono stati caratterizzati da uno scarso sviluppo del popolamento a diatomee.

In tutte queste occasioni, un'analisi comparata della dinamica delle diatomee e di alcuni parametri meteorologici, come intensità del vento nei mesi invernali e temperatura dell'aria, ha permesso di attribuire gli scostamenti dal consueto svolgimento della successione primaverile a caratteristiche particolari dell'ambiente fisico lacustre, indotte da precise condizioni climatiche. Tuttavia l'individuazione dello spettro di condizioni che favorisce una o l'altra specie non è semplice: alcune indicazioni si possono ricavare dall'applicazione di tecniche di ordinamento, in cui alcune variabili chimiche e fisiche sono messe in correlazione con la presenza dei principali *taxa* di diatomee. In questo caso, è stata utilizzata la tecnica detta Canonical Correspondence Analysis: a partire dai dati raccolti nel quinquennio 2003-2007, i parametri abiotici introdotti sono stati la temperatura dell'aria ed il vento filato nei mesi

di Gennaio, Febbraio e Marzo, la profondità di mescolamento per moti convettivi e la disponibilità di silice al mescolamento. Il fosforo non è stato incluso, perchè la sua concentrazione massima alla circolazione non cambia negli anni esaminati. Tali variabili sono state messe in correlazione con il biovolume raggiunto da *Tabellaria flocculosa*, *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* e *Cyclotella* spp. L'ordinamento risultante, che spiega il 74 % della varianza totale sui primi due assi, è riportato in figura 4.5.1.2b.

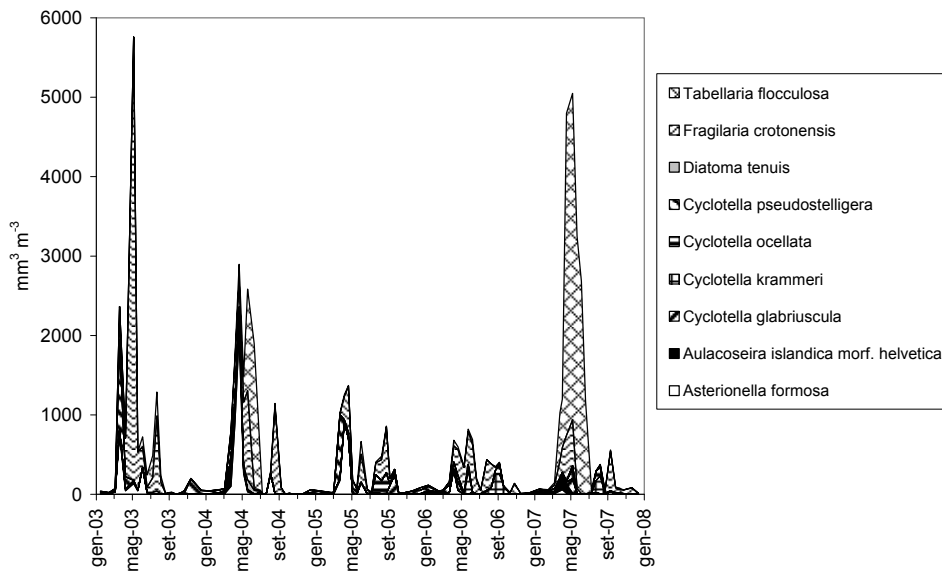


Fig. 4.5.1.2a. Successione delle specie principali di diatomee nel quinquennio 2003-2007.

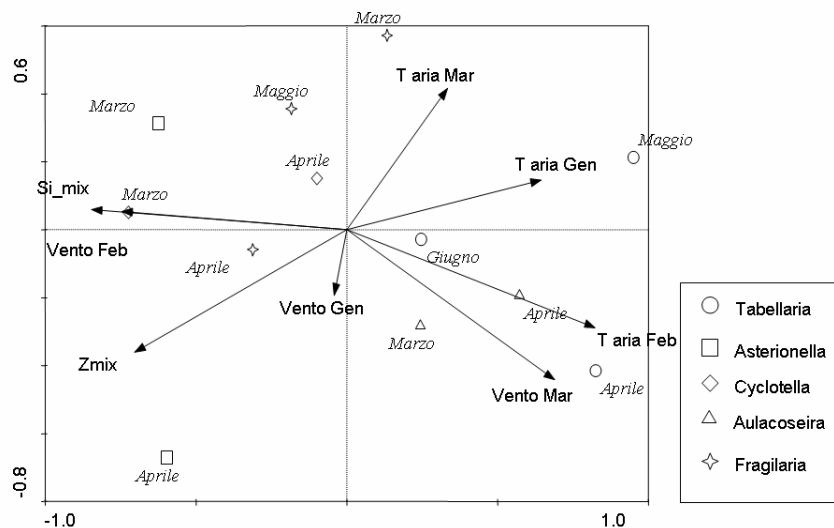


Fig. 4.5.1.2b. Ordinamento dei cinque principali generi di diatomee rispetto ad alcune variabili chimiche e fisiche. Il grafico si riferisce alla fase primaverile della successione ed i singoli punti nello spazio rappresentano i mesi in cui il *taxon* è presente.

Il primo asse di ordinamento è chiaramente individuato, sul lato positivo, dalla temperatura dell'aria nei mesi di Gennaio e Febbraio, mentre il lato negativo è associato alla profondità di mescolamento ed al vento filato di Febbraio. Il secondo asse viene individuato, prevalentemente, dalle condizioni climatiche del mese di Marzo, temperatura dell'aria nel quadrante positivo e vento in quello negativo.

La disposizione delle specie lungo i vettori delle variabili ambientali fornisce una prima indicazione abbastanza precisa sulle condizioni che possono avere favorito *Fragilaria crotonensis* nella primavera del 2003 e *Tabellaria flocculosa* in quella del 2007. Infatti, la disposizione dei campioni di *Fragilaria* mostra come questa specie sia dipendente dalla profondità di mescolamento e, in generale, cresca bene con temperature invernali basse: l'analisi, però, indica anche che uno stimolo alla sua crescita può venire da un aumento della temperatura in Marzo, come si deduce dalla posizione dei campioni lungo l'asse individuato dal vettore di questa variabile. Poiché le condizioni climatiche dell'inverno 2003 sono state caratterizzate da temperature atmosferiche piuttosto basse in Febbraio (rispetto agli altri anni del quinquennio), ma in deciso aumento in Marzo e da una profondità di mescolamento superiore ai 100 metri (limite che, nel precedente rapporto quinquennale, era stato individuato come critico per un consistente sviluppo di diatomee), *Fragilaria crotonensis*, grazie anche alla sua elevata capacità di competere per fosforo e silicati, ha probabilmente trovato uno spettro di condizioni ottimali per una crescita eccezionale.

Per quanto riguarda *Tabellaria flocculosa*, la posizione dei campioni di Aprile e Maggio indica una correlazione positiva con le temperature di Gennaio e Febbraio, segno che questa specie è stabilmente associata ad anni in cui gli inverni sono mediamente più caldi. Inoltre, dalla posizione dei campioni di Aprile rispetto al vettore del vento in Marzo, se ne può dedurre che *Tabellaria* è particolarmente favorita se il mese di Marzo è ventoso: questa combinazione di fattori è quella che si è verificata nel 2007, innescando lo sviluppo anomalo di questa specie. La preferenza di questa specie per acque mediamente più calde, potrebbe spiegare il suo scarso sviluppo nel 2005 e nel 2006, anni caratterizzati da primavere piuttosto fredde. Lo scarso biovolume primaverile misurato nel 2006 si deve anche al modesto sviluppo di *Asterionella formosa*: come si osserva in figura 4.5.2b, questa specie è chiaramente legata al vettore del vento di Febbraio, indicando che essa è favorita da condizioni meteorologiche che possono innescare un mescolamento sufficientemente profondo della colonna d'acqua. Il vento filato fu scarso nel Febbraio 2006 e la profondità di mescolamento per moti convettivi fu intorno a 90 metri, situazione evidentemente sfavorevole alla crescita di *Asterionella formosa*.

4.5.1.3. Le fioriture delle estati 2005, 2006 e 2007

Un altro fenomeno decisamente anomalo, che ha interessato il Lago Maggiore nel quinquennio in esame, manifestandosi nelle estati dal 2005 al 2007, è stata la fioritura del cianobattere *Anabaena lemmermannii*, che, soprattutto tra Luglio ed Agosto del 2005 si è estesa praticamente a tutto il bacino lacustre. Tale fenomeno, sebbene non nuovo per i grandi laghi subalpini [30], non era mai stato osservato nel Lago Maggiore. Gli studi effettuati sul Lago di Garda [30] hanno permesso di mettere in relazione queste fioriture con l'esistenza di condizioni di stabile stratificazione e temperature elevate della colonna d'acqua, che permettono il galleggiamento di quest'alga e la sua stratificazione superficiale. Sia nel 2005 che nel 2006 le condizioni fisiche dello strato

superficiale della colonna d'acqua nel Lago Maggiore erano certamente favorevoli allo sviluppo di questa specie, tuttavia condizioni analoghe si erano verificate anche in altri anni del quinquennio (per es. il 2003), senza che si verificasse alcuna fioritura. È dunque chiaro che, pur in presenza di uno spettro di condizioni ambientali potenzialmente favorevoli, è però necessario che intervengano altri fattori per innescare l'evento.

In un lavoro recente, Bertoni *et al.* [31] avanzano l'ipotesi che l'abbassamento di livello del lago possa essere una concausa dello sviluppo delle fioriture, perchè in una condizione di magra verrebbero sottoposti a lisi *post-mortem* gli organismi epilitici che colonizzano il litorale, determinando così le condizioni per un rilascio a lago di quantità notevoli di nutrienti. Secondo un calcolo preliminare, un abbassamento di livello del Lago Maggiore di oltre 1 m sotto la soglia dei 194 m s.l.m., come si è verificato nell'estate 2005 e 2006, su uno sviluppo della linea di costa di 170 km, porta all'esposizione di una superficie di litorale di circa 0,3 km² (assumendo una pendenza del litorale pari a 45°). Questa situazione rende disponibile una massa di carbonio organico compresa tra 1,2 e 12 t (assumendo una biomassa variabile da 4 a 40 g m⁻²) e, in accordo con il rapporto di Redfield di C:P, una massa di P compresa tra 11,3 e 113 kg [31].

In queste condizioni è però necessario un meccanismo che dia origine al trasporto dei nutrienti dalle sponde al lago: quello più plausibile è il dilavamento a seguito di eventi piovosi.

L'analisi dei dati relativi all'andamento dei livelli lacustri, delle precipitazioni giornaliere e della dinamica della fioritura, ci permette di verificare l'ipotesi esposta in precedenza: gli andamenti di questi parametri nel periodo Giugno-Agosto 2005 sono riportati in figura 4.5.1.3a.

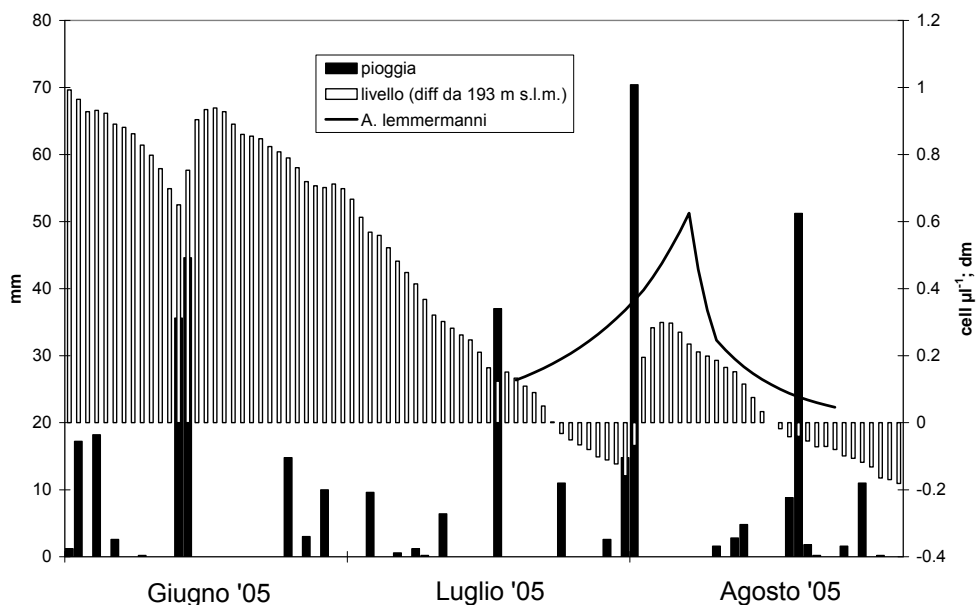


Fig. 4.5.1.3a. Estate 2005. Variazioni giornaliere del livello del lago come differenza rispetto alla quota di 193 m s.l.m. (scala a destra), precipitazioni giornaliere (scala a sinistra) e densità della popolazione di *Anabaena lemmermannii* (scala a destra).

Le densità di *Anabaena lemmermannii* sono state ricalcolate su base giornaliera, stimando il tasso di crescita tra due campionamenti successivi con l'equazione seguente:

$$\mu = \frac{\ln X_{t1} - \ln X_{t0}}{\Delta t}$$

dove X_{t1} e X_{t0} rappresentano le densità al tempo 1 ed al tempo 0 rispettivamente e Δt la distanza in giorni tra due campionamenti successivi.

Il parametro μ è stato quindi utilizzato per calcolare le variazioni giornaliere del numero di cellule.

Il grafico mostra chiaramente come la fioritura abbia inizio nel periodo in cui il livello del lago ha quasi raggiunto la quota di 1 metro sotto la soglia di 194 m s.l.m. ed è molto probabile che l'evento piovoso del 18 Luglio abbia fatto da innesco, trasportando a lago i nutrienti accumulati sul litorale. Con un successivo, ulteriore abbassamento del livello negli ultimi giorni di Luglio ed un altro importante evento di pioggia il 2 Agosto, ci potrebbe essere stato un ulteriore stimolo alla crescita, che ha raggiunto il picco il giorno 8 Agosto.

Una situazione analoga è stata quella dell'estate 2006, riportata in figura 4.5.1.3b. In questo caso il livello delle acque lacustri era già sceso sotto la quota di 193 m s.l.m. verso la fine di Giugno. L'abbassamento ha immediatamente coinciso con l'inizio della fioritura, che non ha tuttavia raggiunto le densità del 2005, probabilmente anche a causa, nel periodo di fine Giugno, dell'assenza di eventi piovosi sufficientemente intensi per il trasporto a lago di elevate quantità di nutrienti.

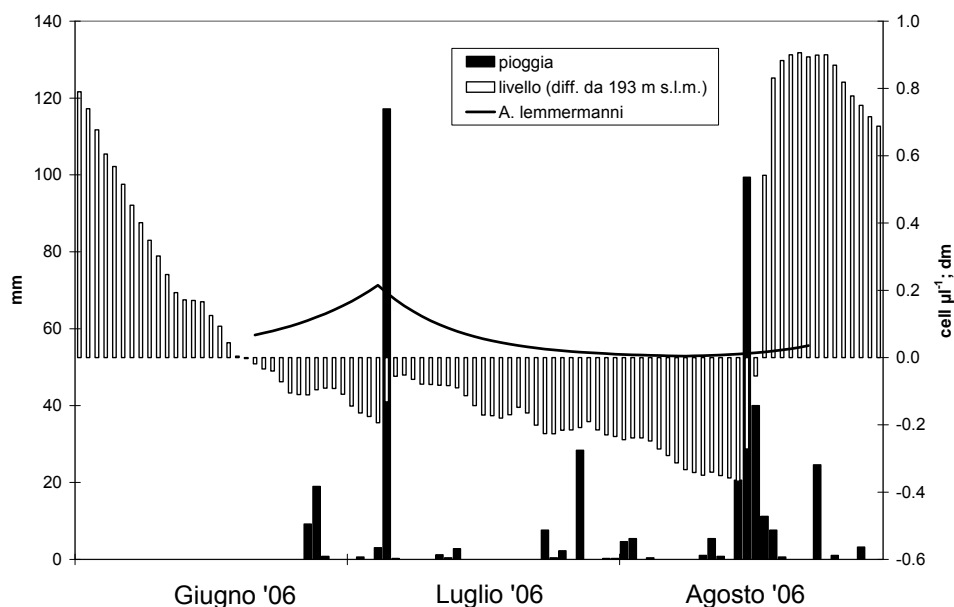


Fig. 4.5.1.3b. Estate 2006. Variazioni giornaliere del livello del lago come differenza rispetto alla quota di 193 m s.l.m. (scala a destra), precipitazioni giornaliere (scala a sinistra) e densità della popolazione di *Anabaena lemmermannii* (scala a destra).

All'inizio di Luglio si verifica, peraltro, una forte pioggia, che, però potrebbe avere avuto un impatto negativo sulla crescita di *Anabaena*, portando al bacino grandi volumi

d'acqua che, modificando le condizioni di stabilità della colonna, possono avere inibito lo sviluppo della fioritura.

Al contrario, nell'estate 2007, non si è avuto nessun evento di magra nel Maggiore e, nonostante le piogge piuttosto intense del mese di Giugno, la crescita di *Anabaena* (Fig. 4.5.1.3c) è stata decisamente modesta.

I dati e le informazioni a nostra disposizione non ci permettono di risalire all'origine della comparsa di questa specie nel Maggiore: tuttavia, sembra abbastanza chiaro lo spettro di condizioni ambientali in cui essa può sviluppare una fioritura, vale a dire la contemporanea occorrenza di un livello del lago prossimo a 193 m s.l.m. e di un evento piovoso sufficientemente intenso da facilitare il trasporto a lago dei nutrienti, messi a disposizione dai processi di decomposizione avvenuti sulle sponde durante il periodo di magra. Un altro fattore favorevole è, probabilmente, la temperatura elevata, essendo noto che i cianobatteri formanti fioriture superficiali crescono bene in acque con temperatura superiore a 25 °C [32]. In questo contesto, un'indagine più accurata sul potenziale aumento del carico di nutrienti in periodo di magra ed uno studio dei fenomeni che interessano la fascia litorale e gli scambi con la zona pelagica, potrebbero fornire i dati necessari a confermare l'ipotesi descritta in precedenza.

È quindi evidente che disporre di informazioni precise e dettagliate sull'andamento giornaliero dei parametri di cui sopra permette, con le dovute cautele, di avanzare previsioni sull'insorgenza della fioritura di *Anabaena lemmermannii* e di predisporre, nei tempi opportuni, i piani di indagine per controllarne la dinamica, nonché le necessarie precauzioni per evitare possibili problemi di sanità pubblica.

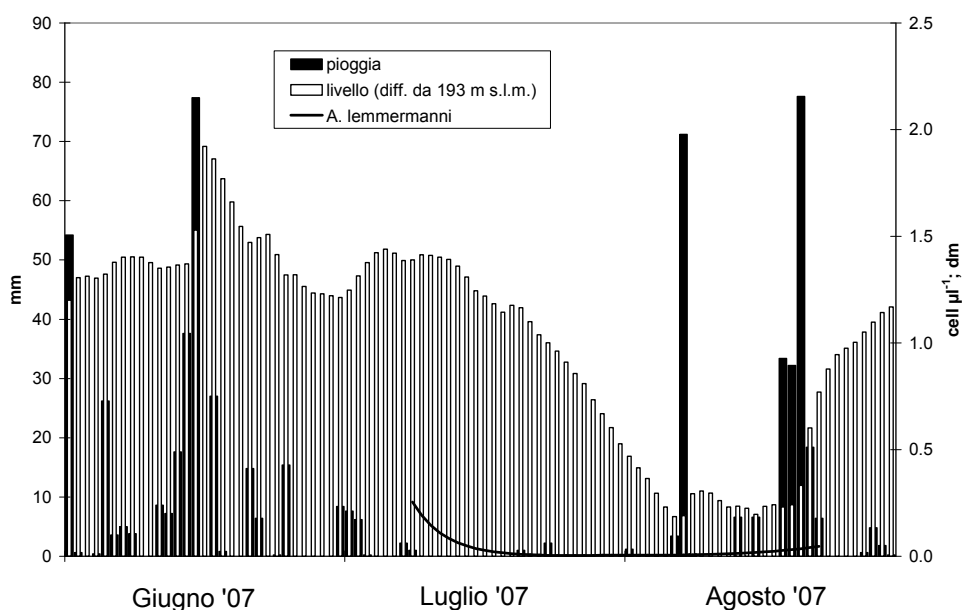


Fig. 4.5.1.3c. Estate 2007. Variazioni giornaliere del livello del lago come differenza rispetto alla quota di 193 m s.l.m. (scala a destra), precipitazioni giornaliere (scala a sinistra) e densità della popolazione di *Anabaena lemmermannii* (scala a destra).

4.5.1.4. Conclusioni

In conclusione, i dati raccolti nel quinquennio 2003-2007 hanno confermato le caratteristiche di fitoplancton oligotrofo emerse nel quinquennio precedente e come queste appaiano ormai consolidate: dunque, a questo punto dell'evoluzione trofica del Lago Maggiore, sembra difficile pensare ad un'inversione di tendenza.

In questa fase dell'evoluzione del Lago Maggiore, quindi, non sono più i fattori legati all'eutrofizzazione quelli che maggiormente controllano le dinamiche del fitoplancton, ma, piuttosto, sono diventati predominanti i fattori fisici, in particolare quelli influenzati dalla variabilità delle condizioni meteo-climatiche.

In questo contesto i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire. È lecito quindi ipotizzare che, nel prossimo futuro, saranno soprattutto le variabili dell'ambiente fisico e, di conseguenza, i fattori meteo-climatici a svolgere un ruolo chiave di controllo sui tempi e sulle modalità dello sviluppo algale.

4.5.2. Zooplancton

L'analisi del complesso di dati sullo zooplancton pelagico ottenuti nell'ambito dell'attività di monitoraggio del Lago Maggiore condotta nel quinquennio 2003-2007 ha messo in luce come, accanto ad alcuni tratti che tendono a confermare il trend pluriennale, soprattutto relativamente alle importanti modificazioni osservate nella fenologia delle popolazioni zooplanctoniche [33-12], vi sia stata un'accresciuta variabilità interannuale, peraltro già evidenziata nella relazione relativa al quinquennio passato [10]. Tale variabilità può essere interpretata come l'espressione di una minore stabilità dovuta a una maggiore, o quanto meno ad una più evidente, influenza delle variabili meteo-climatiche sulla dinamica stagionale dello zooplancton lacustre [34].

In tale contesto, assume un significato importante il fatto che fin dall'avvio delle attività di monitoraggio del lago finanziate dalla CIP AIS sia stata prevista, accanto alla raccolta dei campioni zooplanctonici, la misura del profilo termico verticale entro lo strato campionato e della trasparenza delle acque. Pur essendo di facile rilevamento, queste due variabili ambientali sono di grande utilità: dalla temperatura ambientale dipendono i ritmi di sviluppo e di crescita delle popolazioni che compongono lo zooplancton, e dunque la loro produzione nel corso dell'anno. Differenze nella dinamica spazio-temporale della stratificazione termica possono servire a spiegare la dominanza di alcuni taxa rispetto ad altri [17]. In aggiunta a ciò, dalla temperatura dipende il passaggio dalla fase di dormienza a quella di vita attiva, e dunque l'avvio del ciclo stagionale nel pelago, di popolazioni di organismi zooplanctonici a partenogenesi ciclica, presenti nel Lago Maggiore. La trasparenza delle acque rappresenta un indicatore rapido ed efficace dell'efficienza del controllo della crescita algale da parte dello zooplancton [35]. Se significativamente correlata con le dimensioni medie delle covate di *Daphnia* e accompagnata da una stima del numero di uova/covata standardizzato sulla taglia corporea (SEN; [6]), essa può essere anche ritenuta una buona misura delle disponibilità alimentari, piuttosto difficili da stimare sulla base dei dati del popolamento fitoplanctonico. Analogamente, l'occorrenza di fasi di disaccoppiamento tra queste due variabili può essere ritenuta un indice di

deterioramento della qualità dell'alimento, o dell'importanza di fonti non fitoplanctoniche a sostegno della produzione zooplanctonica [36].

L'insieme dei dati raccolti per il monitoraggio dello zooplancton pelagico rappresenta un patrimonio di grande valore per la comprensione, e degli effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi acquatici, e delle vie attraverso le quali essi operano. Essi consentono di identificare anni fuori dalla norma, classificabili come eccezionali dal punto di vista meteo-climatico, e di farne oggetto di studio a-posteriori, mediante l'utilizzo di un approccio quasi-sperimentale, nel quale il lago diviene una sorta di grande laboratorio naturale [37].

Tale approccio è stato utilizzato in uno studio di dettaglio sull'anno d'inizio del quinquennio 2003-2007. Risultato l'anno più caldo degli ultimi due secoli [7], esso è stato oggetto di una ricerca sull'impatto del riscaldamento climatico sullo zooplancton e la rete trofica pelagica lacustre.

La risposta delle comunità planctoniche all'impatto del riscaldamento globale è uno degli aspetti più interessanti nel panorama delle ricerche relative ai cambiamenti climatici. Di particolare interesse è l'ipotesi secondo la quale il riscaldamento determinerebbe effetti nel complesso simili a quelli dell'eutrofizzazione [38]. L'idea espressa da questa teoria non è poi così nuova: la letteratura scientifica ha evidenziato come le grandi modificazioni a carico delle comunità planctoniche nel corso della transizione dall'Ultimo Glaciale all'Olocene siano sostanzialmente sovrapponibili a quelle che si osservano oggi con l'aumento di trofia [39-17]. Tale apparente sovrapposizione, comunemente accettata, è ancora poco supportata da dati sperimentali e offre un'occasione importante per l'avvio di studi miranti a mettere a fuoco, non solamente il quadro generale delle modificazioni osservabili in rapporto ai due processi, ma anche le vie attraverso le quali essi operano a livello di comunità e di ecosistema. Un aspetto interessante legato a tale ipotesi è che essa sposta l'attenzione delle ricerche sull'impatto del riscaldamento climatico dagli ecosistemi acquatici di siti remoti, verso i quali essa si era inizialmente indirizzata, a quelli di siti per i quali sia possibile operare un raffronto tra eutrofizzazione e riscaldamento globale. Tra le motivazioni che portarono a focalizzare inizialmente l'attenzione degli studiosi dei cambiamenti climatici sui siti remoti, e sugli ambienti d'alta quota in particolare, vi fu quella del loro essere "naturalmente oligotrofi o ultraoligotrofi", e dunque idonei ad evidenziare l'impatto di un riscaldamento non mascherato dagli effetti dominanti della eutrofizzazione. Tuttavia, tale presupposto fu basato più su una sorta di comune buon senso, che non sul risultato di evidenze sperimentali: ed è dalla sostanziale mancanza di dati in materia che è nata l'esigenza di avviare progetti aventi per obiettivo primario lo studio dell'impatto del riscaldamento in rapporto allo stato di trofia (progetto integrato Euro-Limpacs, GOCE-CT-2003-505540 [40]).

Ambienti sensibili alle modificazioni climatiche nei quali l'eutrofizzazione e l'oligotrofizzazione siano state documentate attraverso indagini pluriennali [41-42-6] sono divenuti l'oggetto di ricerche volte a comprendere l'impatto del riscaldamento sullo zooplancton e sull'efficienza della rete trofica pelagica [18-43]. Ambiente elettivo per studi di questo tipo è il Lago Maggiore: in questo lago l'impatto di eventi meteo-climatici può essere analizzato in situazioni di diversa trofia: per sua natura oligotrofo, il lago è andato incontro, negli anni settanta, ad una rapida accelerazione della eutrofizzazione, seguita da una più lenta ri-oligotrofizzazione, determinata dalla sostanziale riduzione del carico di nutrienti algali al lago, e principalmente del fosforo. Oggetto di ricerche di limnologia fisica in un areale a monitoraggio meteo-climatico da

oltre 50 anni [25], il Lago Maggiore è l'ambiente nel quale, per primo, l'impatto del riscaldamento globale è stato documentato e discusso anche relativamente agli aspetti idrodinamici, di primaria importanza per le comunità planctoniche e la loro dinamica stagionale [22].

Sulla base delle informazioni ottenute anche attraverso il monitoraggio finanziato dalla Commissione, è stato possibile confrontare gli effetti del riscaldamento climatico durante la fase di mesotrofia e quella della recente oligotrofia del lago. In particolare, è stato possibile raffrontare l'anno 1982, relativamente caldo, con il 1983, temperato, del periodo mesotrofo e il 2001, anno temperato rispetto al 2003, caldo, del periodo oligotrofo (Tab. 4.5.2).

A parte le differenze di temperatura, infatti, i due anni sono in tutto simili, sia relativamente al pescato professionale, e dunque, paragonabili per l'impatto della predazione ittica, sia per la concentrazione del fosforo, elemento limitante per la crescita del fitoplancton. Il quadro delle variabili ambientali nei due periodi è tale da far ritenere trascurabile il ruolo dei due più importanti fattori biotici di controllo della dinamica stagionale dello zooplancton pelagico, e predominante quello puro e semplice della differenza nel riscaldamento. In figura 4.5.2a sono mostrati i grafici relativi al raffronto delle temperature medie e massime misurate nei 4 diversi anni. In particolare, in entrambi i casi si è osservato un più precoce e pronunciato riscaldamento dello strato d'acqua importante per la vita dello zooplancton, quello compreso nei primi 50 metri di profondità. Nel 2003, la massima di Giugno è risultata 5 °C più elevata di quella solitamente registrata in questo periodo dell'anno [44].

Tab. 4.5.2. Caratteristiche di base relative al confronto di due anni (caldo/temperato) durante due diversi fasi di trofia del lago (meso-eutrofia/oligotrofia). Da: Visconti, Manca e de Bernardi [12], modificata.

Caratteristica	Durante la mesotrofia		Durante l'oligotrofia	
	caldo 1982	temperato 1983	caldo 2003	temperato 2001
Anno				
Concentrazione di fosforo totale al mescolamento primaverile	22-23 µg l ⁻¹		10-11 µg l ⁻¹	
Totale del pescato pelagico (dati di pesca professionale)	650-680 ton a ⁻¹		200-220 ton a ⁻¹	

La conoscenza delle modificazioni nel popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore durante l'eutrofizzazione e nella successiva fase di oligotrofizzazione ha permesso di ipotizzare un quadro realistico dell'impatto del riscaldamento nell'ipotesi che esso produca effetti simili a quelli di un aumento della produttività [44]. Tali modificazioni includevano, sostanzialmente:

- un incremento nella biomassa totale dello zooplancton [14-41];
- un incremento nella presenza di cladoceri, e di *Daphnia* in particolare [42];
- una diminuzione della presenza numerica dei rotiferi coloniali rispetto agli altri taxa a Rotiferi [9-6].

La biomassa zooplanctonica totale è risultata nettamente più elevata nel 2003 rispetto agli anni pregressi (Fig. 4.5.2b). Alla base di tale incremento è stata la maggiore importanza della componente a Cladoceri, il cui contributo relativo alla densità di

popolazione totale è stato, nel 2003, più che doppio di quello misurato nell'anno 2001 (Fig. 4.5.2c).

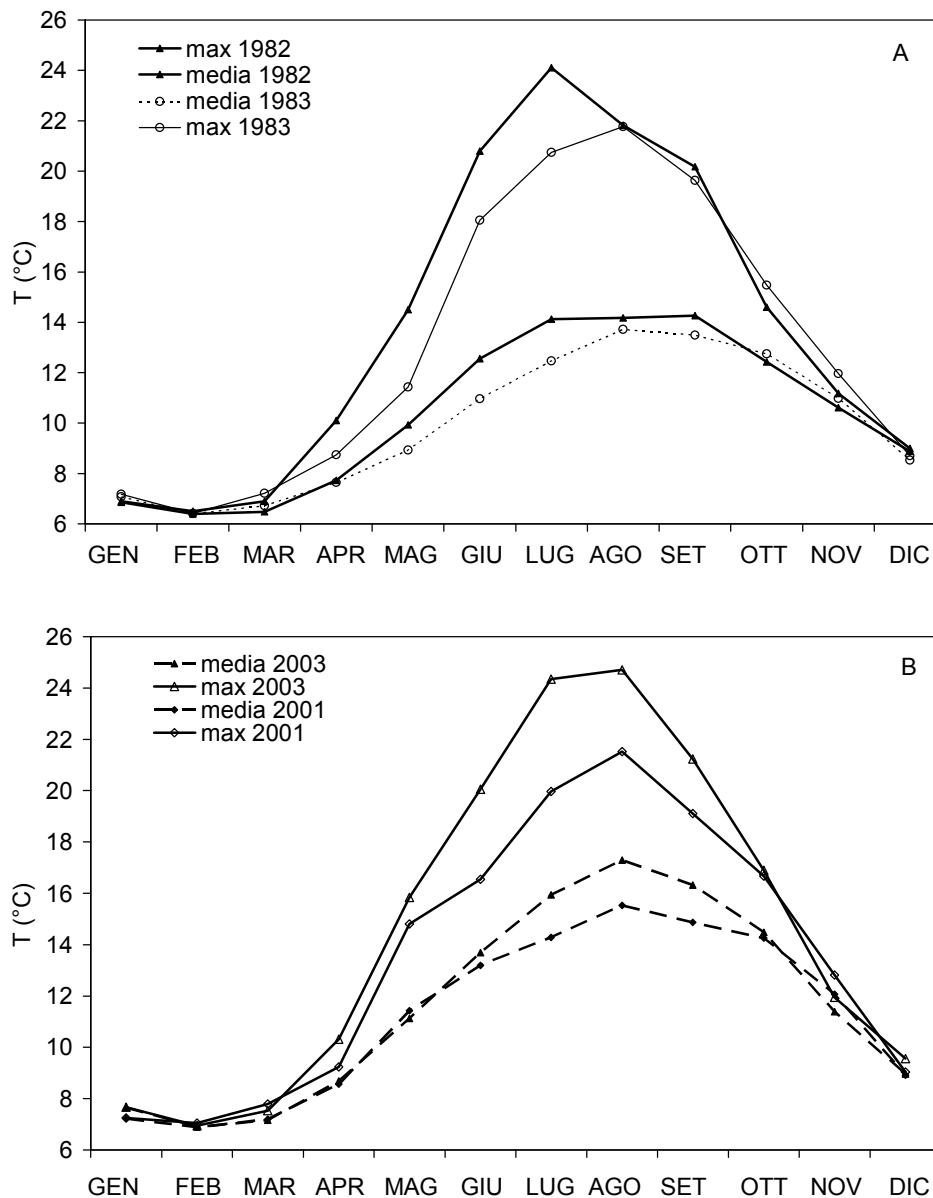


Fig. 4.5.2a. Temperature medie nello strato 0-50: confronto tra anno caldo/temperato A) del periodo meso-eutrofo e B) del periodo oligotrofo recente (da Visconti, Manca e de Bernardi [12] modificata).

Alla base di tale incremento è stato l'aumento numerico di *Daphnia*, il più efficiente e il più grosso tra i cladoceri filtratori, la cui base alimentare nel pelago del Lago Maggiore è principalmente costituita dal fitoplancton. La sua presenza media è risultata più che doppia rispetto a quella degli anni precedenti e del tutto paragonabile a quella che venne registrata nel 1982, anno del periodo di piena mesotrofia del lago, nel quale *Daphnia* raggiunse il massimo storico del picco in densità numerica [13-41] (Fig. 4.5.2d). A determinare il valore di picco, rilevato nel Maggio 2003, è stata

sostanzialmente la componente giovane della popolazione, favorita da accresciute disponibilità alimentari [45].

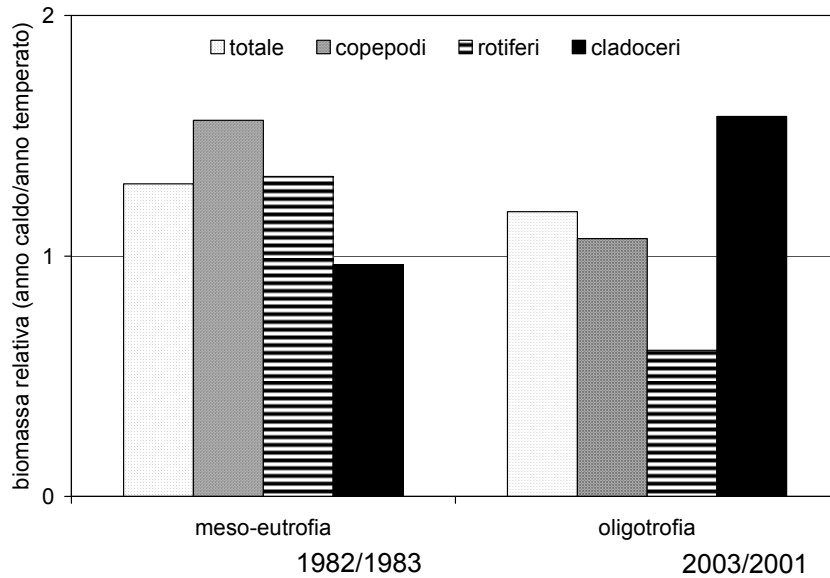


Fig. 4.5.2b. Analisi comparata delle modificazioni nella biomassa zooplanctonica in rapporto al riscaldamento climatico durante due diverse fasi dell'evoluzione trofica del lago (per i dettagli si veda la tabella 4.5.2). Da: Visconti, Manca e de Bernardi [12], modificata.

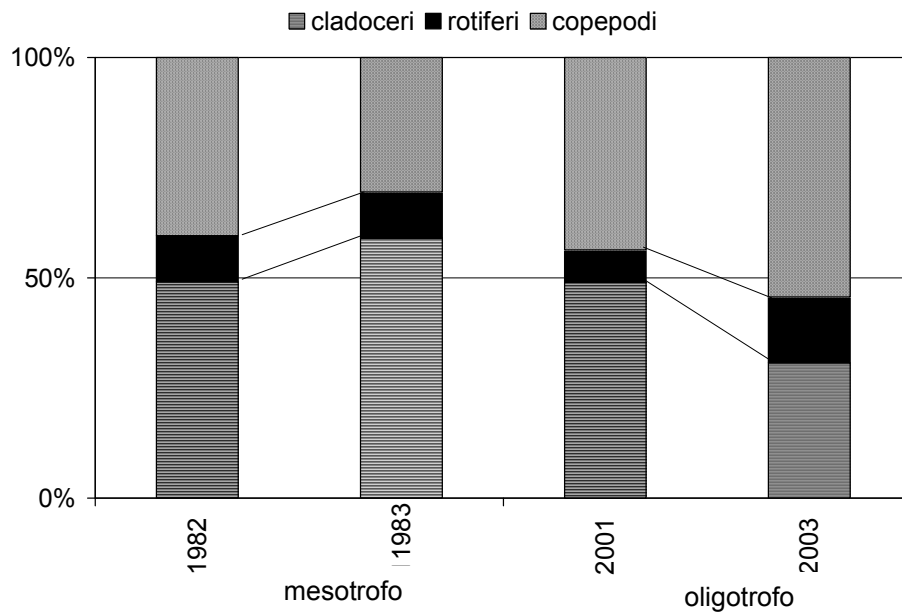


Fig. 4.5.2c. Contributo dei diversi taxa alla densità di popolazione totale dello zooplancton in un anno caldo/temperato della fase di meso-eutrofia e di oligotrofia del lago. Da: Manca e Marchitelli [7], modificata.

L'incremento nei valori di densità e biomassa dello zooplancton è risultato in accordo con quanto previsto dalla letteratura sugli effetti dell'aumento di temperatura

($22 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel periodo 1998-2002) praticamente corrispondente all'obiettivo del carico ammissibile per mantenere condizioni oligotrofe.

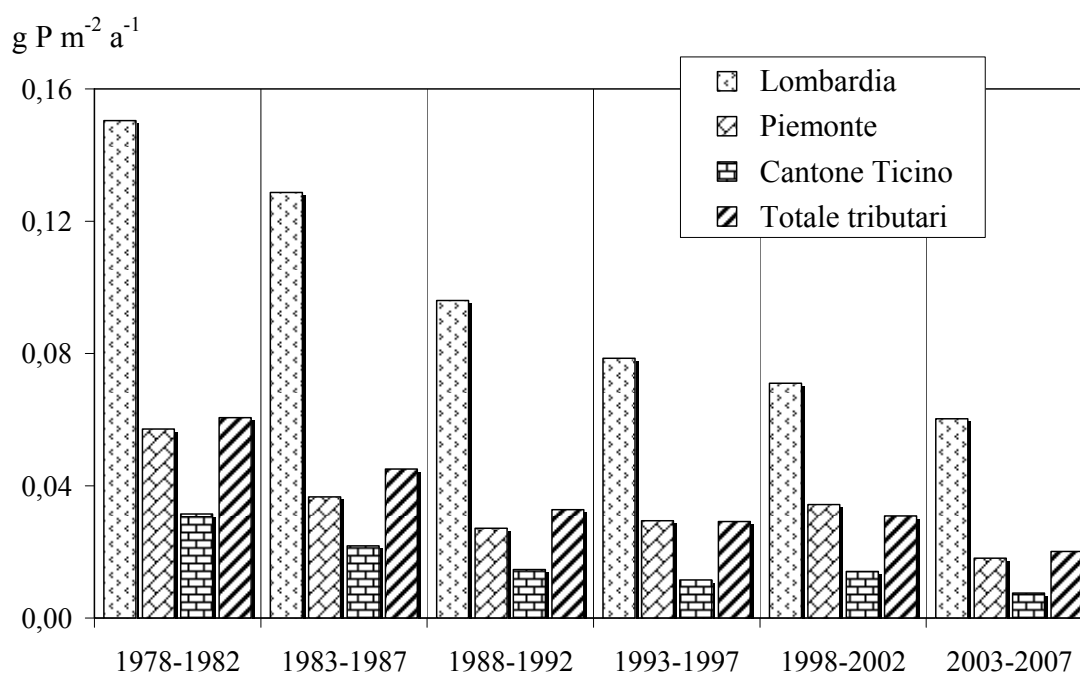


Fig. 4.4f. Contributi areali medi quinquennali dal 1978 al 2002 di fosforo totale dalle acque tributarie piemontesi, lombarde e del Cantone Ticino, nonché dall'insieme dei tributari campionati.

I dati del periodo più recente ($28 \mu\text{g P l}^{-1}$ nel quinquennio 2003-2007) mostrano invece una lieve inversione di tendenza, dovuta principalmente ad una diminuzione dei deflussi attraverso l'emissario: gli ultimi anni sono stati infatti caratterizzati da precipitazioni scarse (da un minimo di 991 mm nel 2005 ad un massimo di 1504 mm nel 2004 come afflussi totali sul bacino imbrifero), con riflessi sulle portate medie annue del Ticino emissario, che, ad eccezione del 2004, sono risultate sempre nettamente inferiori alla media storica, e sul tempo teorico di ricambio delle acque lacustri. (Fig. 4.4g).

L'andamento delle concentrazioni degli apporti, calcolate come rapporto tra carichi e deflussi attraverso l'emissario, a confronto con le concentrazioni medie areali misurate nelle acque tributarie, è riportato anche in figura 4.4h, dove si evidenziano chiaramente i valori più elevati registrati negli anni più siccitosi, cioè 2003, 2005, 2006 e 2007.

Il valore di fosforo in ingresso (P_i) calcolato in base all'approccio OECD per l'ultimo quinquennio rimane comunque indicativo di bassa produttività delle acque. Tale condizione è coerentemente documentata dall'andamento delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate a lago, che si sono mantenute stabilmente attorno a $10 \mu\text{g l}^{-1}$ nell'ultimo decennio (Fig. 4.4h).

Nel complesso i dati relativi al quinquennio 2003-2007 confermano il miglioramento complessivo delle caratteristiche trofiche del lago, conseguente alla diminuzione degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero. I risultati dimostrano anche come la variabilità idrologica interannuale svolga un ruolo importante, sia per quanto riguarda la chimica delle acque lacustri che quella dei tributari. I volumi di precipitazione ridotti che hanno caratterizzato gli anni più recenti, in particolare il 2003 ed il 2005 che sono risultati

rivestono *Notholca acuminata-labis*, specie cui è in larga misura legato l'eccezionale sviluppo numerico della primavera del 2006 [18], e di *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., quest'ultimo caratterizzato da una più prolungata fase di sviluppo entro il ciclo stagionale. I livelli di densità di popolazione raggiunti in quest'anno sono dell'ordine di quelli osservati nel 1993-1995 [17]. Tuttavia, diversa è la stagionalità: in quegli anni la dominanza di *Notholca* caratterizzava il periodo estivo, mentre il popolamento primaverile era rappresentato dalle due specie di *Keratella* (*K. quadrata* e *K. cochlearis*). Queste ultime sono ormai divenute numericamente poco rilevanti nel popolamento a Rotiferi del lago.

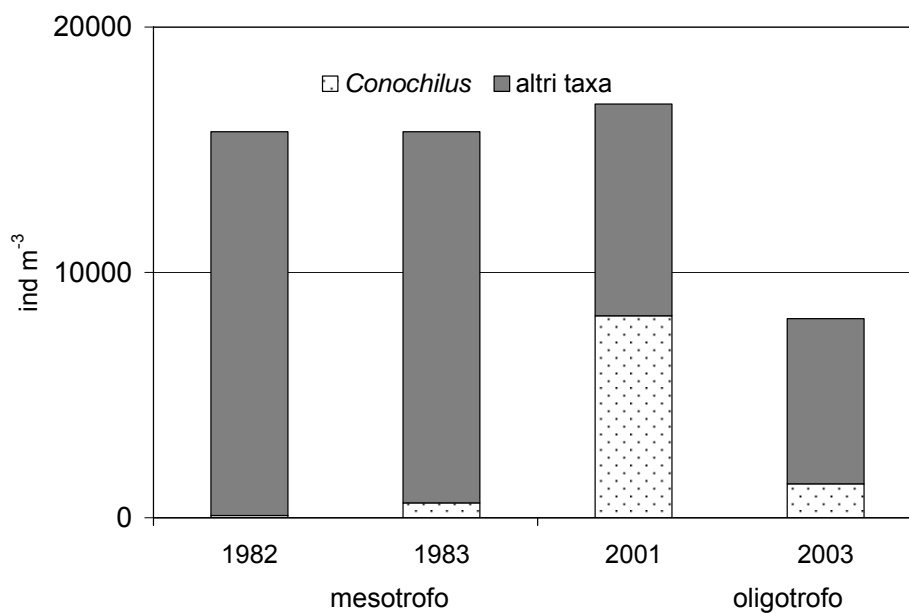


Fig. 4.5.2e. Presenza numerica (media annuale) di colonie di *Conochilus* e degli altri taxa a rotiferi nei diversi anni considerati. Da: Visconti, Manca e de Bernardi [43], modificata.

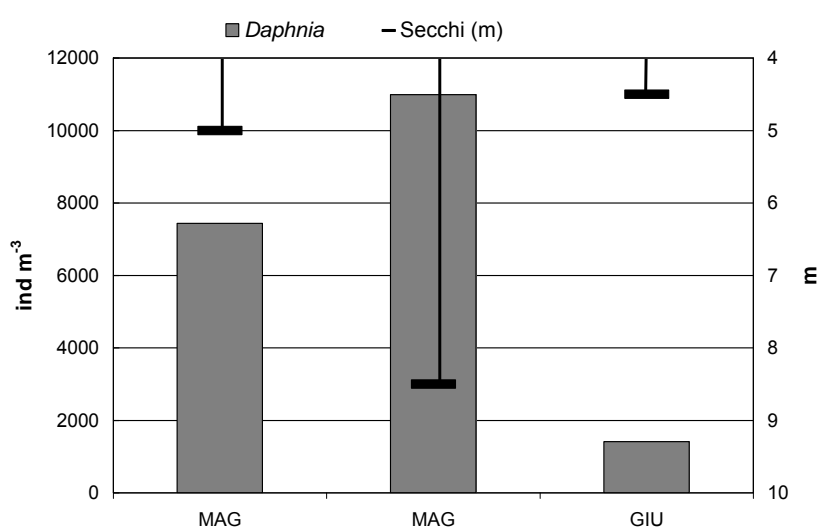


Fig. 4.5.2f. Aumento della trasparenza osservato durante il picco numerico di *Daphnia* nell'anno 2003. Da: Visconti, Marchitelli e de Bernardi [50], modificata.

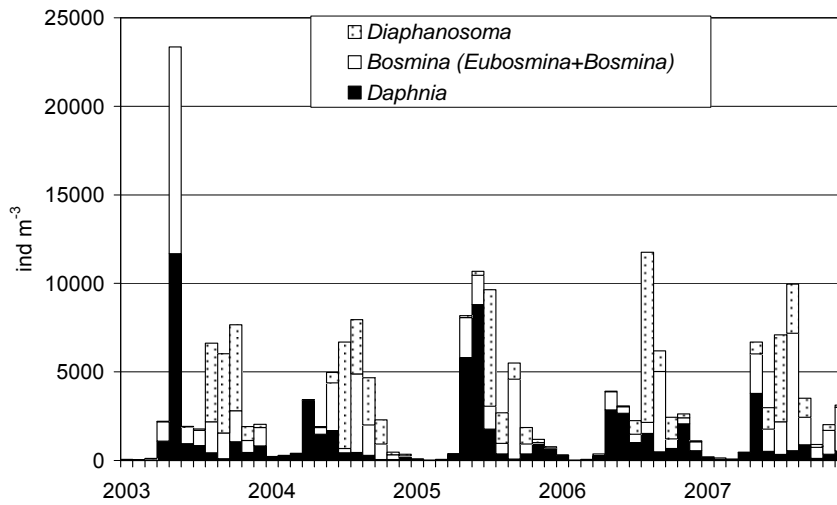


Fig. 4.5.2g. Dinamica stagionale dei cladoceri zooplanctonici erbivori nel quinquennio 2003-2007.

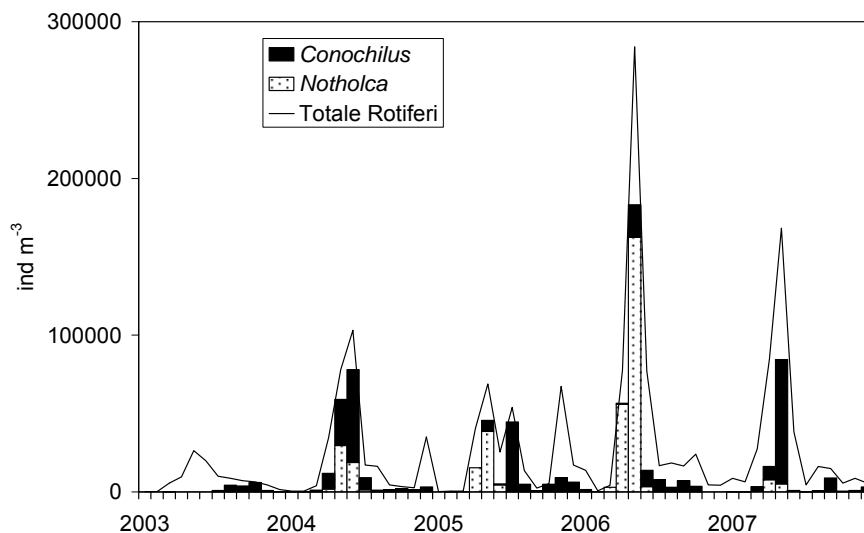


Fig. 4.5.2h. Dinamica stagionale dei rotiferi zooplanctonici nel quinquennio 2003-2007.

Nell'arco dei trent'anni di monitoraggio dello zooplancton del lago, la componente a Copepodi è stata caratterizzata dalla medesima associazione di specie, due di Diaptomidi, -*Mixodiaptomus laciniatus*, a taglia maggiore e *Eudiaptomus padanus*, a taglia minore-, e due di Ciclopidi, -*Cyclops abyssorum*, più grosso e *Mesocyclops leuckarti* più piccolo. La specie di taglia massima, *Megacyclops viridis*, ha avuto un ruolo nettamente marginale nello strato 0-50 m usualmente campionato. È quindi evidente come in un ambiente di questo tipo, la comparsa di *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars, 1863) nei campioni pelagici dell'Ottobre 2006 è stato oggetto di particolare attenzione [51] (Fig. 4.5.2i). A differenza di quanto descritto in altri ambienti, la taglia degli adulti di questa specie nel Lago Maggiore è quella tipica di ambienti oligotrofi [52], dunque pienamente sovrapponibile a quella caratteristica di *Mixodiaptomus laciniatus*. *Eudiaptomus padanus* la specie ad essa filogeneticamente più affine,

presenta allo stadio adulto una taglia nettamente inferiore (Fig. 4.5.21-A). Essendo le dimensioni delle covate anche legate alla taglia corporea delle femmine, non stupisce che esse siano risultate minori in quest'ultima (Fig. 4.5.21-B). La considerazione dell'importanza delle dimensioni quale fattore importante di regolazione dei rapporti biotici può essere di utilità anche per comprendere l'impatto della comparsa del *gracilis* sulla comunità a copepodi del pelago. A questo riguardo, il Lago Maggiore offre un'occasione per saggiare le ipotesi sul ruolo dei rapporti dimensionali rispetto a quelli filogenetici nella competizione tra specie affini [53].

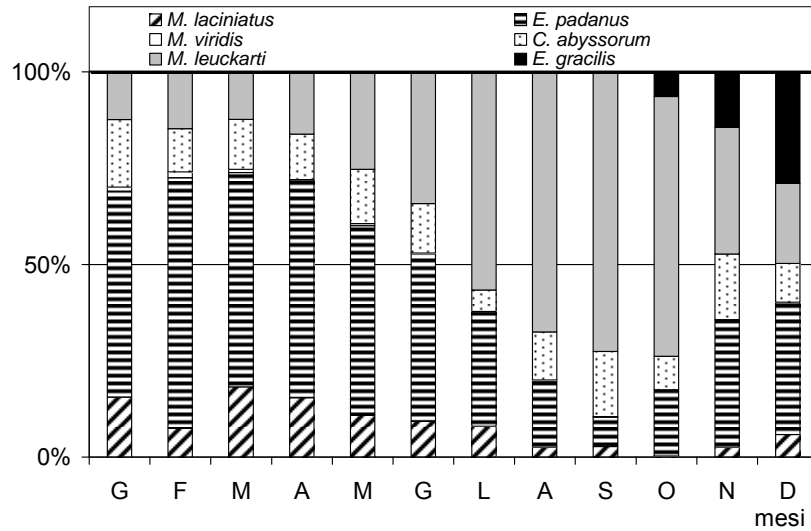


Fig. 4.5.2i. Comparsa e affermazione numerica di *Eudiaptomus gracilis* nel pelago del Lago Maggiore nel corso dell'anno 2006. Da: Manca, Visconti e de Bernardi [18], modificata.

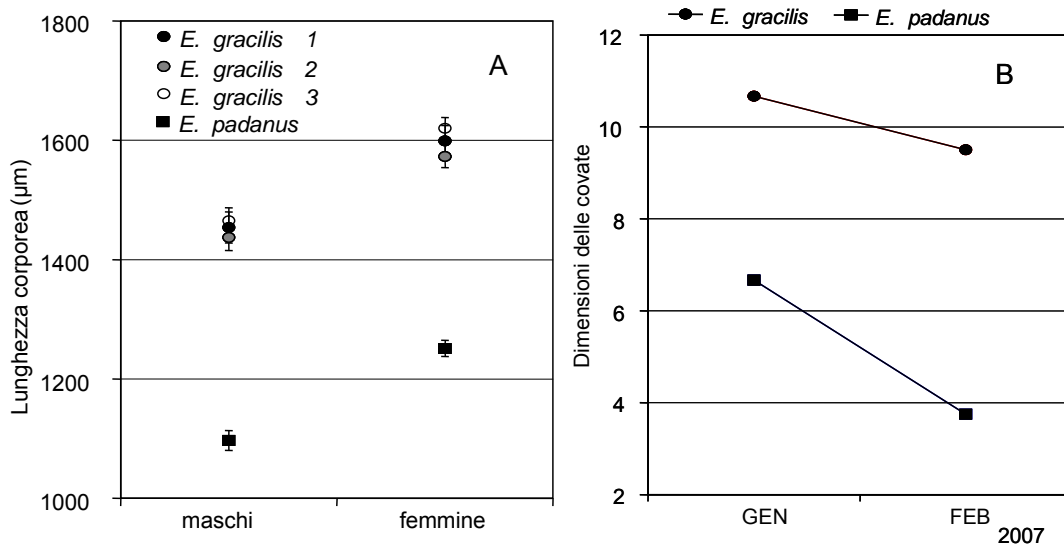


Fig. 4.5.21. A: Comparazione tra *E. padanus*, *E. gracilis* e *M. laciniatus* del L. Maggiore; A: lunghezza corporea media ($\pm 1,96$ SE) degli adulti nel periodo Ottobre-Dicembre 2006 (i numeri si riferiscono a tre stazioni, dal litorale al pelago). B: dimensioni medie delle covate in femmine provenienti da acque pelagiche (non rinvenute in *M. laciniatus* nel periodo campionato). Da: Manca, Visconti e de Bernardi [51], modificata.

Ancorché non prevista dal programma di ricerca, la presenza di epibionti e parassiti è stata oggetto di attenzione anche per il quinquennio 2003-2007, in considerazione del fatto che livello, intensità e prevalenza sono aumentate rispetto al passato [20]. La loro incidenza è tale da permettere di spiegare il declino di alcune specie di copepodi nell'arco dell'anno [19-21].

In sintesi, i dati relativi al quinquennio consentono di mettere in luce l'importanza degli studi sullo zooplancton anche in relazione all'impatto dei mutamenti climatici e delle vie attraverso le quali essi operano negli ambienti acquatici. Lo zooplancton rappresenta un fondamentale anello di congiunzione tra i produttori primari e i pesci. Comprendendo erbivori e predatori, consente di ottenere una visione degli effetti diretti e indiretti su due diversi livelli trofici, quello dei consumatori primari e di quelli secondari. A costituirlo contribuiscono organismi con dimensioni corporee piuttosto diverse, comprese tra circa il ventesimo di millimetro dei rotiferi più piccoli e il centimetro dei cladoceri predatori. Tale spettro dimensionale consente di analizzare gli effetti dei mutamenti ambientali su scale temporali diverse, poiché i tempi di sviluppo e quelli di reazione e di resistenza alle modificazioni ambientali sono inversamente proporzionali alla taglia corporea. Per queste e altre ragioni, lo studio della dinamica stagionale dello zooplancton rappresenta un elemento essenziale per l'analisi degli effetti dei mutamenti in corso e per la comprensione dei meccanismi attraverso i quali essi operano a livello ecosistemico.

I dati di base dimostrano che nell'epoca attuale le temperature sono in aumento. Indicazioni in tal senso sono emerse da studi a lungo termine relativi alla termica lacustre. Non solamente la temperatura media annuale è andata progressivamente aumentando, ma anche profondità e durata della stratificazione termica si sono modificate, con un'anticipata e una più estesa fase di riscaldamento delle acque. Entrambi questi mutamenti sono molto importanti per lo zooplancton. Essi possono agire direttamente, promuovendo un più veloce metabolismo a livello d'individui, popolazioni e comunità, sia indirettamente, attraverso i fattori legati alla dinamica spazio-temporale della stratificazione termica. L'instaurarsi di quest'ultima si traduce, per lo zooplancton di laghi profondi di zone temperate, dei quali il Maggiore è un esempio, nella transizione da un ambiente nel quale il cibo è diluito, a uno nel quale esso diviene più concentrato e ricco, tale da favorire l'iniziale incremento nella fecondità che sottende al successivo sviluppo numerico delle sue popolazioni.

Sia gli effetti indiretti che quelli diretti del riscaldamento climatico sono per certi aspetti paragonabili a quelli conseguenti all'eutrofizzazione; fra gli altri, s'ipotizzano un aumento della biomassa, una diminuzione della biodiversità e della taglia media. Tuttavia, sebbene su base annuale le risposte possano a prima vista sembrare sovrapponibili a quelle viste con l'eutrofizzazione, e dunque in qualche misura prevedibili sulla base dei risultati ottenuti dalle ricerche relative a tale fenomeno, esse se ne discostano in termini di dinamica stagionale: specie che in passato risultavano presenti per periodi molto brevi possono infatti far parte integrante del popolamento zooplanctonico per un periodo anche lungo dell'anno, anche in seguito a modificazioni importanti nelle strategie riproduttive. Organismi che erano soliti andare in dormienza durante il periodo freddo possono perdurare in lago per tutto l'arco dell'anno. Al contrario, specie che non avevano mai prodotto stadi duraturi possono iniziare a farlo, in conseguenza del deteriorarsi della qualità dell'alimento e/o di una incrementata pressione di predazione. Tali risposte al mutamento nelle condizioni dell'ambiente sono in larga misura ancora inesplorate, nonostante le conoscenze maturate in anni e anni di

sperimentazione di laboratorio sugli effetti della temperatura sullo sviluppo e la crescita di organismi zooplanctonici. In laghi per i quali si disponga di dati sulle modificazioni nella temperatura e nel regime di stratificazione termica è quanto mai importante riuscire a tradurre tali informazioni in un dato che sia utilizzabile dal punto di vista biologico: tale operazione consente di chiarire i meccanismi attraverso i quali i cambiamenti climatici, ed in particolare il riscaldamento, agiscono a livello di comunità e di ecosistema.

In mancanza di queste informazioni non è di fatto possibile prevedere i nuovi scenari derivanti dalle modificazioni climatiche. Sulla base delle conoscenze attuali sul funzionamento degli ecosistemi è legittimo ipotizzare che l'importanza degli effetti diretti del riscaldamento sulle biocenosi sia di gran lunga inferiore a quello degli effetti indiretti, mediati dai rapporti trofici, ad esso conseguenti. Tuttavia, mancano dati a supporto di tale ipotesi, anche in quanto sono pochi i casi nei quali siano disponibili dati a lungo termine sulle caratteristiche fisiche e biologiche dei laghi.

L'attività di ricerca sullo zooplancton portata avanti per 30 anni in virtù del finanziamento da parte della Commissione fa sì che il Lago Maggiore possa rappresentare un caso di studio importante nel panorama delle ricerche internazionali.

Nel quinquennio 2003-2007, accanto a elementi che confermano il trend pluriennale dell'evoluzione recente del lago, quali il più precoce sviluppo di alcune specie di cladoceri, ve ne sono altri a sostegno dell'esistenza di forte intervariabilità interannuale, che rende abbastanza difficile allo stato attuale prevedere la dinamica stagionale e l'entità dello sviluppo numerico delle popolazioni componenti il popolamento zooplanctonico del lago. Questo largo margine d'incertezza potrebbe essere interpretato come un segno di maggiore vulnerabilità, o di maggiore visibilità, dell'influenza delle variabili meteo-climatiche sullo zooplancton lacustre.

4.6. Carbonio organico alloctono ed effetti dell'evoluzione trofica del lago sul carbonio organico autoctono e sui popolamenti batterici eterotrofi

4.6.1. Il carbonio organico apportato ed esportato dai tributari

L'apporto di sostanza organica alloctona al Lago Maggiore è sintetizzato nella tabella 4.6.1 ove sono riportati i carichi medi annui dal 2003 al 2007 per ciascun tributario nonché i carichi complessivi che giungono al lago. Nella stessa tabella è pure riportata la differenza tra il carbonio organico totale (TOC) in entrata e quello in uscita dal lago attraverso l'emissario. Come già osservato in passato, il bilancio entrate/uscite di TOC non chiude necessariamente in pareggio in un singolo anno ma può tendere a questa condizione nel quinquennio. In realtà considerando tutti i dati del periodo 2003-2007, il bilancio presenta un saldo negativo di 5584 t di TOC. Questo dato indica che, nel medio periodo, dal lago è uscito più carbonio organico di quanto ne sia stato immesso o vi sia stato prodotto.

Tab. 4.6.1. Carichi di TOC nel quinquennio 2003-2007 (t a⁻¹).

	2003	2004	2005	2006	2007	Tot 03-07
Bardello	389	357	324	151	404	
Boesio	136	178	90	175	207	
Cannobino	216	233	345	285	211	
Erno	26	32	24	17	29	
Giona	46	56	41	54	40	
Maggia	902	987	710	1021	686	
San Bernardino	108	207	77	75	93	
San Giovanni	28	41	29	19	38	
Strona	193	287	169	142	160	
Ticino Immissario	1190	1254	838	868	1037	
Toce Ossola	1166	2046	935	712	982	
Tresa	748	874	533	794	1167	
Verzasca	222	268	186	262	172	
Vevera	42	16	5	5	7	
Σ apporti	5415	6836	4307	4580	5233	26371
Ticino emissario	6068	8146	5288	4998	7454	31954
Diff. entrata-uscita	-652	-1310	-982	-418	-2221	-5584

Questo risultato è legato ai minori carichi di TOC veicolati al lago nel quinquennio 2003-2007 rispetto al quinquennio precedente. La situazione ora descritta è verosimilmente dipendente dalle minori portate degli immissari nell'ultimo quinquennio, ovviamente legate alle minori precipitazioni del periodo 2003-2007 sul bacino imbrifero del Lago Maggiore. Quanto detto è graficamente espresso nella figura 4.6.1a, dove sono mostrate, per il periodo 1998-2007, la piovosità annua nell'intero bacino ed i carichi medi annui di TOC in entrata ed in uscita dal Lago Maggiore.

C'è da segnalare che, nonostante le ridotte portate degli immissari nel corso del quinquennio, le concentrazioni medie annue di TOC misurate nei tributari del Lago Maggiore si sono mantenute su valori vicini a quelli del quinquennio precedente. Fa eccezione il Fiume Boesio nel quale si è avuto un cospicuo incremento della concentrazione di TOC nel 2007. La media annua è infatti salita a 10,3 mg C l⁻¹, più che

raddoppiato rispetto gli altri anni del quinquennio. La situazione richiede di esercitare un adeguato controllo su questo corpo d'acqua perché fa supporre una aumentata immissione in esso di sostanza organica.

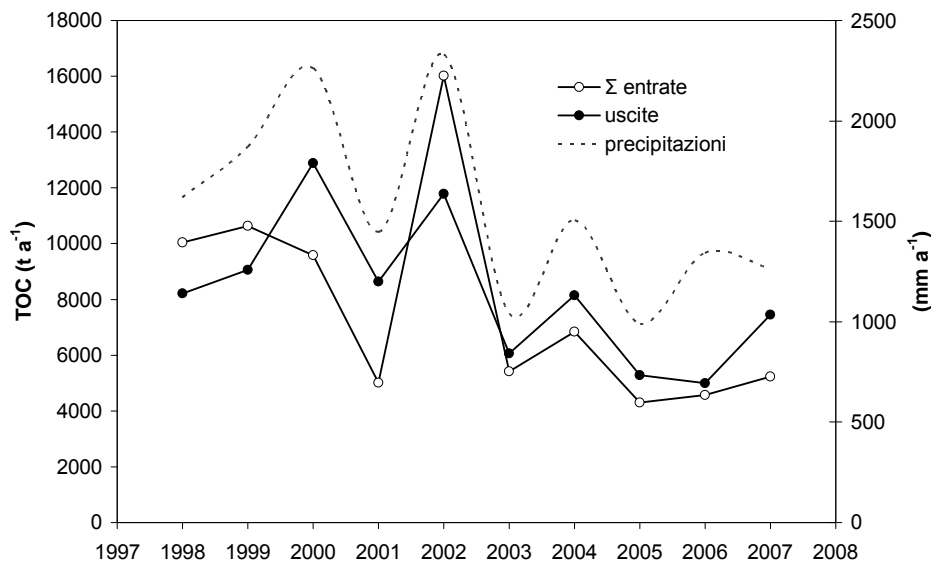


Fig. 4.6.1a. Valori medi annui della piovosità nell'intero bacino (precipitazioni) e dei carichi di TOC in entrata (Σ entrate) ed in uscita (uscite) dal Lago Maggiore per il periodo 1998-2007.

4.6.2. Effetti dell'evoluzione trofica del lago sul carbonio organico e sulle variabili ad esso associabili

L'evoluzione nell'ultimo quinquennio dei principali parametri inerenti il ciclo del carbonio organico ed il popolamento batterico eterotrofo è sintetizzata nelle figure 4.6.2a, 4.6.2b, 4.6.2c. Da esse è pure possibile la valutazione dei parametri considerati dall'inizio degli anni '90.

Dalla figura 4.6.2a, relativa al Carbonio Organico Totale, emerge come la già illustrata [54-55-56-57] diminuzione di concentrazione del carbonio organico nel Lago Maggiore, iniziata nel corso degli anni '80, si sia mantenuta e consolidata nel corso dell'ultimo quinquennio. Questo effetto della progressiva oligotrofizzazione del lago è evidente, pur se mascherato dalla variabilità stagionale, sia negli strati più produttivi superficiali, approssimativamente corrispondenti con la zona eufotica, che negli strati profondi del lago, che costituiscono l'ipolimnio. La diminuzione di concentrazione del TOC nel periodo 1990-2007 è statisticamente significativa in entrambe le zone, come risulta anche dalla semplice analisi della regressione delle concentrazioni sul tempo. È da sottolineare che, pur se la diminuzione del carbonio organico totale è principalmente imputabile al decremento della frazione disciolta, che da sola ne costituisce circa il 90 %, anche la concentrazione della frazione particellata (POC) con dimensioni 1-126 μm ha mostrato una significativa diminuzione dal 1990 ad oggi (Fig. 4.6.2b).

La diminuita disponibilità di substrato organico non sembra aver influenzato negativamente la densità dei popolamenti batterici che, al contrario, hanno subito un forte e significativo incremento numerico nell'ultimo quinquennio, che rimane evidente nonostante la cospicua variabilità stagionale ed interannuale di questo parametro (Fig.

4.6.2c). Non è certamente possibile, con i dati disponibili, instaurare un nesso causale tra riduzione del substrato ed aumento dei batteri né è d'altronde possibile individuarne facilmente la causa. Per acquisire informazioni utili a questo scopo sarebbe stato necessario uno sforzo di ricerca ben superiore a quello effettivamente realizzabile.

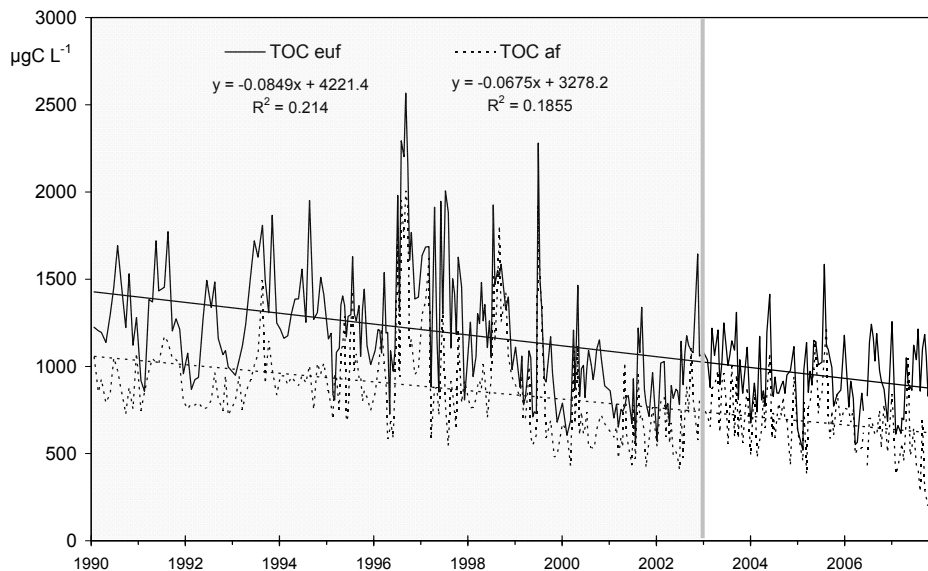


Fig. 4.6.2a. Evoluzione della concentrazione di carbonio organico totale (TOC: $\mu\text{g l}^{-1}$) nelle zone eufotica e afotica del Lago Maggiore. Confronto del periodo 2003-2007 con gli anni precedenti.

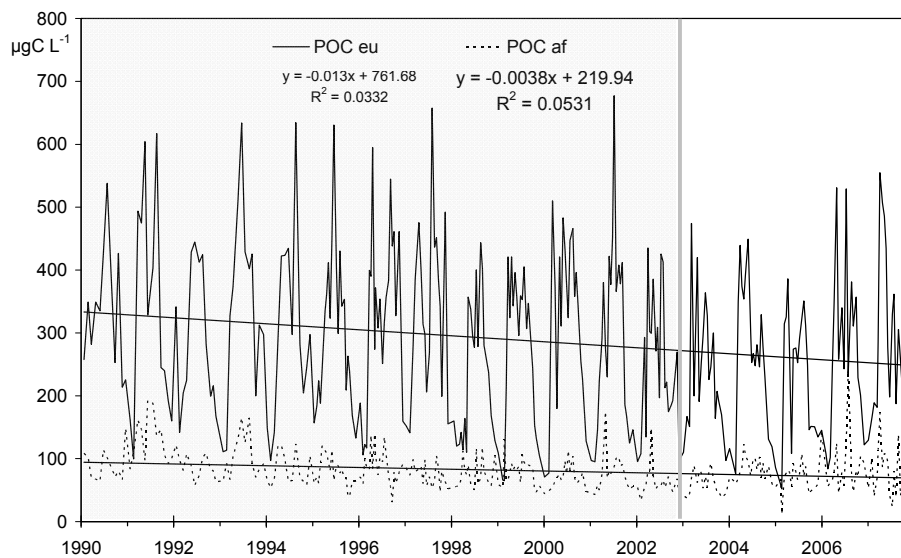


Fig. 4.6.2b. Evoluzione della concentrazione di carbonio organico particellato (POC: $\mu\text{g l}^{-1}$) nelle zone eufotica e afotica del Lago Maggiore. Confronto del periodo 2003-2007 con gli anni precedenti.

Quello che è certo è che il popolamento batterico del Lago Maggiore sta subendo cambiamenti notevoli dei quali non ci sono note le cause e l'impatto dei quali sui successivi anelli della catena alimentare non è pronosticabile. Va sottolineato che questa evoluzione temporale inversa del substrato organico e del popolamento batterico eterotrofo che lo consuma non è una dinamica peculiare degli ultimi anni ma, al

contrario, emerge anche considerando tutti i dati disponibili al riguardo da quando furono intraprese misurazioni sistematiche di queste variabili (Fig. 4.6.2d). In effetti, anche considerando i dati dal 1982 ad oggi il decremento significativo epi ed ipolimnico del carbonio organico disciolto, la frazione più prontamente utilizzabile del TOC, è accompagnato da un incremento, pure significativo, del numero di batteri nel Lago Maggiore, con valori superiori negli strati superficiali epilimnici rispetto agli strati più profondi (ipolimnio), per la maggior parte dell'anno più freddi.

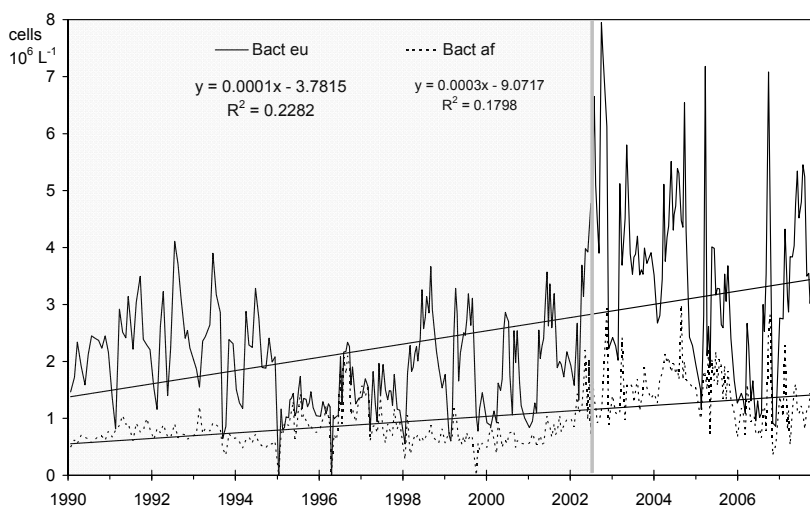


Fig. 4.6.2c. Evoluzione della densità dei popolamenti batterici eterotrofi (cell 10^3 ml^{-1}) nelle zone eufotica e afotica del Lago Maggiore. Confronto del periodo 2003-2007 con gli anni precedenti.

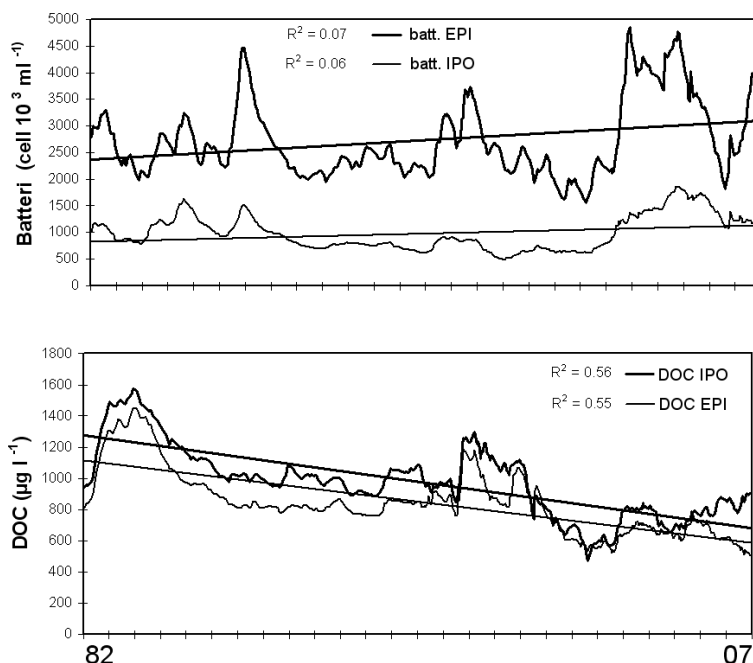


Fig. 4.6.2d. Evoluzione della densità dei popolamenti batterici eterotrofi (sopra, cell 10^3 ml^{-1}) e della concentrazione di carbonio organico disciolto (sotto, $\mu\text{g C l}^{-1}$) nelle zone eufotica e afotica del Lago Maggiore nel periodo 1982-2007. I valori di R^2 si riferiscono alla regressione lineare delle variabili sul tempo e ciascuna curva si basa su 313 dati.

La relazione inversa tra abbondanza di substrato e numero di batteri induce a ritenere che, nel lungo termine, la concentrazione di DOC non sia un fattore limitante lo sviluppo dei popolamenti batterici. Si possono avanzare diverse ipotesi per spiegare il cambiamento che la microflora batterica del Lago Maggiore sta subendo. La nota dipendenza delle attività metaboliche dalla temperatura, per esempio, potrebbe indurre a sostenere l'esistenza di un nesso tra il riscaldamento globale in atto, che certamente influenza il Lago Maggiore, e l'accresciuta abbondanza dei popolamenti batterici. Per suffragare questa ipotesi sono però necessari dati empirici ad oggi non disponibili.

Si sono però iniziate indagini che, in futuro, potranno dire se e in che misura i popolamenti batterici lacustri hanno subito, o stanno subendo, cambiamenti non solo numerici ma anche qualitativi. Si tratta di indagini rese possibili dalla disponibilità di nuove metodologie che hanno prodotto già risultati interessanti ma che, per il loro alto costo in termini di mano d'opera e di strumentazione, potranno essere continuate soltanto se interverranno finanziamenti adeguati. Da queste indagini sono emerse due caratterizzazioni della microflora batterica del Lago Maggiore, una su base dimensionale ed un'altra su base genetica.

La prima ha permesso di dimostrare l'esistenza, durante tre anni di indagine, di una significativa differenza dimensionale tra le cellule batteriche dell'epilimnio e quelle dell'ipolimnio. Le prime, in particolare, sono risultate di dimensioni inferiori sia nel morfotipo cocchi che nel morfotipo bacilli (Fig. 4.6.2e). È possibile che questa differenza sia imputabile al diverso metabolismo dei due popolamenti, il più superficiale più attivo perché si trova a temperatura più elevata e dispone di substrato facilmente degradabile reso disponibili dall'attività fotosintetica del fitoplancton. Il fatto che nell'epilimnio il batterioplancton sia sottoposto ad una intensa attività di predazione da parte del nanoplancton eterotrofo può, inoltre, contribuire a selezionare organismi di taglia minore.

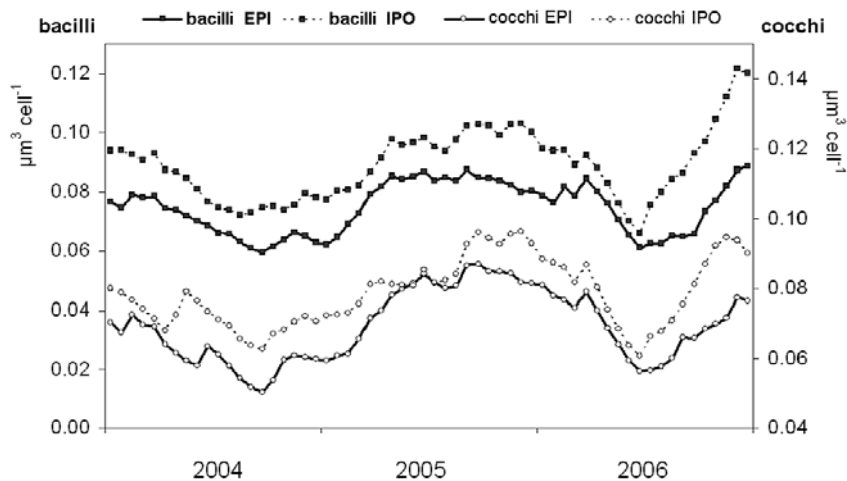


Fig. 4.6.2e. Dinamica stagionale dei volumi cellulari medi dei batteri (morfotipi cocchi e bacilli), nell'epilimnio (EPI) e nell'ipolimnio (IPO) del Lago Maggiore. I dati sono stati sottoposti a smoothing esponenziale.

Si è iniziato anche a studiare la struttura genetica dei popolamenti batterici epi- ed ipolimnici del Lago Maggiore utilizzando la tecnica nota come CARD FISH (Catalyzed Reporter Deposition Fluorescence In Situ Hybridization). Questo approccio ha rivelato l'esistenza di una distribuzione verticale, lungo la colonna d'acqua, inversa di Batteri ed

Archaea (Fig. 4.6.2f). Questi ultimi aumentano significativamente con la profondità mentre, al contrario, i batteri diminuiscono. La percentuale di Archaea, infatti, a 200 m raggiunge il 18 % dei conteggi totali con DAPI. I nostri dati suggeriscono che anche in un grande lago profondo come negli oceani gli Archaea tendono ad essere più abbondanti nell'ipolimnio dove l'esistenza di condizioni estreme possono creare una nicchia appropriata per questi organismi. Nel Lago Maggiore dove l'ipolimnio è sempre ossigenato e dove esistono in profondità strati nefeloidi ricchi di substrato organico, gli Archaea, psicrofilo, costituiscono una frazione non trascurabile della componente procariotica.

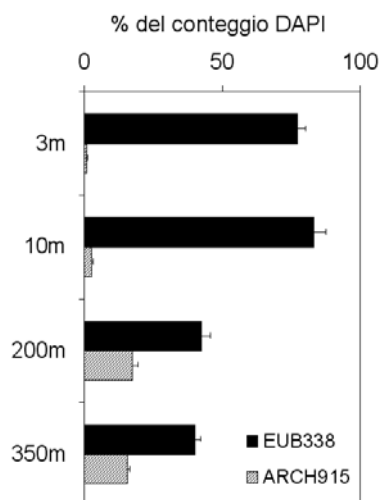


Fig. 4.6.2f. Composizione filogenetica del batterioplankton in Archaea e Eubatteri lungo la colonna d'acqua del Lago Maggiore nell'Agosto 2006 risultante dal CARD FISH (Catalyzed Reporter Deposition Fluorescence In Situ Hybridization) con oligonucleotidi rRNA-targeted.

È importante iniziare a costruire la linea di base della biodiversità attuale degli organismi microbici perché il Lago Maggiore, come gli altri grandi laghi europei, sta subendo un incremento delle temperature ipolimniche in conseguenza del riscaldamento globale [22, 58]. Questo potrà determinare, nei laghi profondi oligomittici, una diminuzione della frequenza di piena circolazione e della profondità di mescolamento invernale [59]. La conseguente maggior separazione tra acque epi- ed ipolimniche potrà aumentare le differenze di composizione delle comunità delle due zone [60]. In particolare le comunità microbiche segregate nell'ipolimnio potranno mettere in campo strategie di sopravvivenza tipiche degli ambienti ove esistono condizioni limitanti. Allo stesso tempo potranno beneficiare di condizioni di bassa predazione, diversamente da quanto accade nell'epilimnio ben più densamente popolato.

Quanto fin qui illustrato pone l'accento sulla opportunità di studiare i legami esistenti tra gli eventi climatici e l'evoluzione temporale della catena alimentare microbica, causa e sintomo dell'evoluzione dell'ecosistema.

5. CONCLUSIONI

I risultati emersi dalle ricerche effettuate nel quinquennio 2003-2007 e presentati nelle pagine precedenti, mettono in luce importanti peculiarità dell'evoluzione recente del Lago Maggiore. Infatti, se da una parte viene confermata la costante tendenza verso l'oligotrofia e quindi la buona qualità generale delle acque lacustri, dall'altra si sono andate manifestando situazioni critiche per la fruibilità, dal punto di vista quantitativo e qualitativo, dalla risorsa idrica costituita dal Lago Maggiore. Tali situazioni verosimilmente sono da porre in relazione all'evoluzione climatica globale in atto pur se, almeno per il comparto biologico, il nesso causale non è facilmente individuabile data la complessità delle relazioni tra clima, organismi e ambiente fisico e chimico nel quale essi vivono.

Per quanto riguarda la criticità della risorsa dal punto di vista quantitativo, basta ricordare che le precipitazioni del bacino idrografico del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007 sono state mediamente inferiori rispetto a quelle dei periodi di riferimento (1978-2002 e 1921-1977) in tutti i mesi dell'anno, fatta eccezione per Agosto e Dicembre.

Le precipitazioni, nel quinquennio, evidenziano un andamento molto particolare, dovuto essenzialmente alle elevate piogge del mese di Agosto. La doppia ciclicità caratteristica delle piogge del bacino del Lago Maggiore non è stata così evidente durante il quinquennio analizzato, come lo è stata, invece per i periodi di riferimento. Inoltre in questi ultimi cinque anni il massimo primaverile (Maggio) è stato, anche se di poco, superiore a quello autunnale (Ottobre), in contrasto con quanto avvenuto nel quinquennio precedente, dove il massimo autunnale ha sempre superato quello primaverile.

Infine le portate dei maggiori tributari del lago hanno evidenziato un abbassamento delle medie quinquennali rispetto a quelle del periodo di riferimento, fatta eccezione per il Cannobino che ha visto permanere le sue portate su valori più elevati. I maggiori abbassamenti si sono registrati nei mesi di Settembre, Ottobre e Novembre, cioè nei mesi autunnali. L'andamento dei corsi d'acqua riflette molto da vicino quello delle piogge, diminuite anch'esse negli stessi mesi. Sono stati rilevati abbassamenti abbastanza consistenti anche nei mesi di Maggio, Giugno e Luglio, probabilmente imputabili ad un maggiore utilizzo della risorsa idrica. In particolare, i corsi d'acqua che hanno risentito maggiormente, in questi ultimi cinque anni, sia dei cambiamenti climatici, sia di elevati utilizzi delle loro acque, sono il Torrente San Giovanni e il Torrente Margorabbia.

Un aspetto dell'interazione clima-lago di estrema importanza riguarda il contenuto di calore nella massa d'acqua lacustre. Nell'ultimo quinquennio si è rilevata una sua evidente diminuzione nei valori massimi e minimi dovuta soprattutto all'inserimento in profondità di acqua fredda di provenienza fluviale o derivante dal maggior raffreddamento delle zone litorali nei periodi tardo-invernali. È comunque da sottolineare la mancanza di mescolamento verticale completo per moti convettivi; questo tipo di circolazione in effetti non ha superato i 200 m di profondità negli ultimi anni. Nonostante ciò le acque profonde hanno mantenuto durante tutti i 5 anni una buona concentrazione di O₂ grazie all'apporto delle acque fluviali del quale si è detto sopra. Le limitate profondità di mescolamento per convezione nel quinquennio sono da ricercare nell'incremento, in questi ultimi anni, della radiazione solare, delle temperature massime invernali e, di effetto opposto, nella diminuzione del percorso del vento. C'è pure da sottolineare che nel periodo 2003-2007 si è avuta nel Lago Maggiore

una sola piena, mentre le magre negli stessi anni sono state sei con una durata complessiva di 329 giorni, rispetto ai soli 4 giorni di durata delle piene. L'importanza degli eventi di magra nel contesto idrologico generale del Lago Maggiore è quindi stata notevole nel quinquennio e non sono mancate conseguenze di natura ecologica sulle fasce litorali ad elevata valenza ecologica e sull'intero ecosistema lacustre. Sono pure state negativamente influenzate la navigazione pubblica e la fruibilità turistica. È possibile, inoltre, che i ridotti livelli estivi siano stati almeno concausa delle già illustrate fioriture estive di cianobatteri verificatesi negli anni 2005 e 2006.

Per quanto riguarda lo stato trofico del lago i dati relativi al quinquennio 2003-2007 ne confermano il miglioramento complessivo, conseguente alla diminuzione degli apporti di nutrienti dal bacino imbrifero. I risultati dimostrano anche come la variabilità idrologica interannuale svolga un ruolo importante, sia per quanto riguarda la chimica delle acque lacustri che quella dei tributari. I volumi di precipitazione ridotti che hanno caratterizzato gli anni più recenti, in particolare il 2003 ed il 2005 che sono risultati essere gli anni più siccitosi dell'ultimo trentennio, hanno avuto dei riflessi sulla variabilità stagionale di alcune variabili chimiche nelle acque lacustri, così come sui carichi di nutrienti veicolati a lago. Alla luce di queste considerazioni, nel valutare l'evoluzione futura del livello trofico delle acque ed in generale del loro chimismo, si dovrà inevitabilmente tener conto della variabilità climatica, in particolare della intensificazione di eventi estremi quali precipitazioni intense e periodi di siccità.

Coerentemente con la qualificazione dello stato trofico emergente dai dati idrochimici, i dati raccolti sui popolamenti algali nel quinquennio 2003-2007 hanno confermato le caratteristiche di fitoplancton oligotrofo già emerse nel quinquennio precedente. Queste appaiono ormai consolidate e dunque, a questo punto dell'evoluzione trofica del Lago Maggiore, sembra difficile pensare ad un'inversione di tendenza. In questa fase dell'evoluzione del Lago Maggiore, quindi, non sono più i fattori legati all'eutrofizzazione quelli che maggiormente controllano le dinamiche del fitoplancton, ma, piuttosto, sono diventati predominanti i fattori fisici, in particolare quelli influenzati dalla variabilità delle condizioni meteo-climatiche. In questo contesto i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire. È lecito quindi ipotizzare che, nel prossimo futuro, saranno soprattutto le variabili dell'ambiente fisico e, di conseguenza, i fattori meteo-climatici ad esercitare un controllo sui tempi e sulle modalità dello sviluppo algale. Del resto, si è visto che la forte riduzione estiva dei livelli può aver avuto un ruolo importante nel determinare lo scadimento qualitativo delle acque lacustri imputabile alle fioriture estive di Cianobatteri degli anni 2005 e 2006. Va sottolineato che questo scadimento, tutt'altro che trascurabile per la nota potenziale tossicità dei cianobatteri, si è manifestato al di fuori di un quadro ascrivibile *tout court* ad una condizione di eutrofia.

Dall'impatto dei mutamenti climatici non è esente lo zooplancton, fondamentale anello di congiunzione tra i produttori primari e i pesci. In effetti la temperatura media annuale è andata progressivamente aumentando ed anche profondità e durata della stratificazione termica si sono modificate, con un'anticipata e una più estesa fase di riscaldamento delle acque. Questi mutamenti sono molto importanti per lo zooplancton perchè possono agire direttamente, promuovendo un più veloce metabolismo a livello d'individui, popolazioni e comunità, ed indirettamente, attraverso i fattori legati alla dinamica spazio-temporale della stratificazione termica. L'instaurarsi di quest'ultima si traduce, per lo zooplancton di laghi profondi di zone temperate come il Maggiore, nella

transizione da un ambiente nel quale il cibo è diluito ad uno nel quale esso diviene più concentrato e ricco, tale da favorire l'iniziale incremento nella fecondità che sottende al successivo sviluppo numerico delle sue popolazioni.

Sia gli effetti indiretti che quelli diretti del riscaldamento climatico sono per certi aspetti paragonabili a quelli conseguenti all'eutrofizzazione; fra gli altri, s'ipotizzano un aumento della biomassa, una diminuzione della biodiversità e della taglia media. Tuttavia, sebbene su base annuale le risposte possano a prima vista sembrare sovrapponibili a quelle viste con l'eutrofizzazione, e dunque in qualche misura prevedibili sulla base dei risultati ottenuti dalle ricerche relative a tale fenomeno, esse se ne discostano in termini di dinamica stagionale: specie che in passato risultavano presenti per periodi molto brevi possono infatti far parte integrante del popolamento zooplanctonico per un periodo anche lungo dell'anno, anche in seguito a modificazioni importanti nelle strategie riproduttive. Organismi che erano soliti andare in dormienza durante il periodo freddo possono perdurare in lago per tutto l'arco dell'anno. Al contrario, specie che non avevano mai prodotto stadi duraturi possono iniziare a farlo, in conseguenza del deteriorarsi della qualità dell'alimento e/o di una incrementata pressione di predazione. Tali risposte al mutamento nelle condizioni dell'ambiente sono in larga misura ancora inesplorate, nonostante le conoscenze maturate in anni e anni di sperimentazione di laboratorio sugli effetti della temperatura sullo sviluppo e la crescita di organismi zooplanctonici. In laghi per i quali si disponga di dati sulle modificazioni nella temperatura e nel regime di stratificazione termica è quanto mai importante riuscire a tradurre tali informazioni in un dato che sia utilizzabile dal punto di vista biologico: tale operazione consente di chiarire i meccanismi attraverso i quali i cambiamenti climatici, ed in particolare il riscaldamento, agiscono a livello di comunità e di ecosistema.

In mancanza di queste informazioni non è di fatto possibile prevedere i nuovi scenari derivanti dalle modificazioni climatiche. Sulla base delle conoscenze attuali sul funzionamento degli ecosistemi è però legittimo ipotizzare che l'importanza degli effetti diretti del riscaldamento sulle biocenosi sia di gran lunga inferiore a quello degli effetti indiretti, mediati dai rapporti trofici, ad esso conseguenti.

Nel quinquennio 2003-2007, accanto a elementi che confermano il trend pluriennale dell'evoluzione recente del lago, quali il più precoce sviluppo di alcune specie di cladoceri, ve ne sono altri a sostegno dell'esistenza di forte intervariabilità interannuale, che rende abbastanza difficile allo stato attuale prevedere la dinamica stagionale e l'entità dello sviluppo numerico delle popolazioni componenti il popolamento zooplanctonico del lago. Questo largo margine d'incertezza potrebbe essere interpretato come un segno di maggiore vulnerabilità, o di maggiore visibilità, dell'influenza delle variabili meteo-climatiche sullo zooplancton lacustre.

La progressiva oligotrofizzazione del lago è confermata dal permanere anche nel corso dell'ultimo quinquennio della diminuzione di concentrazione del carbonio organico nel Lago Maggiore, iniziata nel corso degli anni '80. Questo trend evolutivo del carbonio organico in lago è evidente, pur se mascherato dalla variabilità stagionale, sia negli strati più produttivi superficiali, approssimativamente corrispondenti con la zona eufotica, che negli strati profondi del lago, che costituiscono l'ipolimnio afotico. La diminuzione di concentrazione del carbonio organico totale e della sua frazione particellata è risultata statisticamente significativa in entrambe le zone nel periodo 1990-2007. Tuttavia la diminuita disponibilità di substrato organico non ha avuto l'effetto di ridurre la densità dei popolamenti batterici che, al contrario, sono andati

incontro ad un significativo incremento numerico nell'ultimo quinquennio, ben evidente nonostante la cospicua variabilità stagionale ed interannuale di questo parametro. La relazione inversa tra abbondanza di carbonio organico e numero di batteri mostra che, nel lungo termine, non è la concentrazione di substrato a limitare lo sviluppo dei popolamenti batterici eterotrofi. Anche per questa componente della catena alimentare, quindi, si potrebbe ipotizzare l'esistenza di un nesso tra il riscaldamento globale in atto, che certamente influenza il Lago Maggiore, e l'accresciuta abbondanza dei popolamenti batterici. Le conoscenze su questi ultimi negli ambienti naturali, ancora scarse per obiettive difficoltà metodologiche, rendono precaria ed incerta qualsiasi ipotesi su un possibile scenario di sviluppo della microflora batterica lacustre nel quadro del riscaldamento globale in atto. È però certo che in questo momento è necessario intensificare le ricerche in questo settore per disporre della base conoscitiva necessaria a valutare le modificazioni future del batterioplancton, frazione poco conosciuta ma importante delle catene alimentari acquatiche. Questa importanza emerge da ricerche che mettono in rilievo dei batteri non solo come mineralizzatori del detrito organico ma anche come riciclatori di carbonio organico attraverso il così detto *microbial loop*. Le prime ricerche nel Lago Maggiore che, affiancandosi allo studio a lungo termine del batterioplancton, hanno cercato di individuarne differenze qualitative eventualmente correlabili al riscaldamento delle acque lacustri, hanno avuto inizio nel quinquennio in esame. Da esse sono emerse significative differenze dimensionali tra batterioplancton epi ed ipolimnico. Con l'uso di tecniche genetiche si è pure messa in luce l'esistenza di una distribuzione verticale, lungo la colonna d'acqua, inversa di Batteri ed Archaea, iniziando così una caratterizzazione tassonomica funzionale alle diverse condizioni ambientali dei microrganismi costituenti il batterioplancton lacustre.

In conclusione, la risposta delle componenti biotiche ed abiotiche dell'ecosistema Lago Maggiore ai cambiamenti climatici che lo stanno influenzando emerge con sempre maggior chiarezza, anche se il nesso causa effetto ha una evidenza variabile a seconda della componente considerata. Ad esempio, se la connessione tra innalzamento della temperatura epilimnetica e riscaldamento globale appare ben documentato, non altrettanto evidente è la relazione tra quest'ultimo e le modificazioni delle successioni algali o l'incremento numerico dei popolamenti batterici. Tuttavia proprio il fatto che si incontrino possibili relazioni non facilmente documentabili o predicibili impone di intensificare lo studio delle interazioni clima-ecosistema lago perchè la loro comprensione può risultare determinante per la corretta gestione della risorsa lago.

BIBLIOGRAFIA

- [1] 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.
- [2] Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 1978. Bilanci, flussi e variazioni pluriennali del contenuto calorico nel Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 36: 331-382.
- [3] Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 1979. Mescolamento parziale o totale nel Lago Maggiore nell'ultimo trentennio. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 37: 197-208.
- [4] Tilman, D., S.S. Kilham & P. Kilham. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 349-372.
- [5] 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.
- [6] Manca, M., C. Ramoni & P. Comoli. 2000. The decline of *Daphnia hyalina galeata* in Lago Maggiore: a comparison of the population dynamics before and after oligotrophication. *Aquat. Sci.*, 62: 142-153.
- [7] Manca, M. & A. Marchitelli. 2004. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico nel corso del 2003. In: C.N.R.-I.S.E. Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2003*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 61-68.
- [8] Morabito, G., M. Manca & D. Ruggiu. 1997. Seasonal dynamics of planktonic communities in Lago Maggiore and clear-water phase during 1993. *Atti XII Congresso AIOL*. Vulcano, 19-21 Settembre 1996: 265-274.
- [9] Manca, M. & D. Sonvico. 1996. Seasonal variations in population density and size structure of *Conochilus* in Lago Maggiore: a biannual study. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 54: 97-108.
- [10] Manca, M. 2004. Zooplankton. C.N.R.-I.S.E. Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Campagna 2002*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 134-136.
- [11] Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008. Riscaldamento globale: exergia, trofodinamica e zooplankton. *Biologia Ambientale*, 22(1): 37-40.
- [12] Visconti, A., M. Manca & R. de Bernardi. 2008. Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lake Maggiore zooplankton during contrasting years. *J. Limnol.*, 67 (in press).
- [13] de Bernardi, R., G. Giussani, M.A. Imro & M. Manca. 1986. Dinamica di popolazione dei principali crostacei planctonici del Lago Maggiore dal 1978 al 1985. *Atti del VII Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*: 47-59.
- [14] de Bernardi, R., G. Giussani, M. Manca & D. Ruggiu. 1988. Long-term dynamics of plankton communities in Lago Maggiore (Northern Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 729-733.

- [15] Manca, M. & P. Comoli. 1995. Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora kindtii* (Focke) in Lago Maggiore (Northern Italy) as related to variations in prey size selection. *Limnol. Oceanogr.*, 40(4): 834-838.
- [16] Manca, M., A. Visconti, R. Piscia & R. de Bernardi. 2006. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.- I.S.E. Sede di Verbania. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2005*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 60-63.
- [17] Manca, M., M.C. Canale, M. Beltrami & R. de Bernardi. 1996. Indagini sullo zooplancton. In: Ist. ital. Idrobiol. - C.N.R. *Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1993-1997. Campagna 1995 con sintesi degli anni 1993 e 1994*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 59-68.
- [18] Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2007. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2006*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 45-50.
- [19] Manca, M., P. Comoli & A. Carnovale. 2004. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R.-I.S.E. Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Campagna 2002*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 98-102.
- [20] Manca, M., M. Beltrami & D. Sonvico. 1995. On the appearance of epibionts on the crustacean zooplankton of a large subalpine lake undergoing oligotrophication (L. Maggiore, N. Italy). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 54: 161-172.
- [21] Manca, M., A. Carnovale & P. Alemani. 2004. Exotopic protrusions and ellobiosid infection in zooplanktonic copepods of a large, deep subalpine lake, Lago Maggiore, in Northern Italy. *J. Plankton Res.*, 26:1-8.
- [22] Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climatic change. *J. Limnol.*, 58(1): 1-9.
- [23] Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 2000. Riscaldamento delle acque profonde nei laghi italiani: un indicatore di cambiamenti climatici. *Acqua & Aria*, 4: 65-72.
- [24] Ambrosetti, W., Barbanti L. & N. Sala. 2003. Residence time and Physical processes in lake. International conference on Residence Time in Lakes: Science, Management, Education. Bolsena, Viterbo, September 29th- October 3rd. *J. Limnol.*, 62 (Suppl.): 1-15.
- [25] Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 2006. Il clima dell'areale del Lago Maggiore durante gli ultimi cinquant'anni. *J. Limnol.*, 65 (Suppl. 1): 1-62.
- [26] Carrara, E.A., Ambrosetti W. & N. Sala. 2008. Climatic memory of 5 Italian Deep Lakes: Secular Variation. *Chaos and Complexity letters*, vol. 3 issue 2: 211-214.
- [27] Barbanti L., Ambrosetti W. & A. Rolla. 2007. Le fluttuazioni di livello del Lago Maggiore in regime regolato: considerazioni sugli eventi di magra. *J. Limnol.*, (Suppl. occasionale): 93 pp.
- [28] Mosello, R., A. Marchetto, M.C. Brizzio, M. Rogora & G.A. Tartari. 2000. Results from the Italian Participation in the International Co-operative programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes (ICP Waters). *J. Limnol.*, 59: 47-54.

- [29] Rogora, M. 2007. Synchronous trends in N-NO₃ export from N-saturated river catchments in relation to climate. *Biogeochemistry*, 86: 251–268.
- [30] Salmaso, N. 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia*, 438: 43-63.
- [31] Bertoni, R., C. Callieri, E. Caravati, G. Corno, M. Contesini, G. Morabito, P. Panzani & C. Giardino. 2007. Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore. In: B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino e S. Fuzzi (Eds), *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 613-616.
- [32] Chorus, I. & J. Bartram (Eds.). 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. E. & F.N. Spon, London and New York: 416 pp.
- [33] Manca, M., M. Portogallo & M.E. Brown. 2007. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic. *J. Plankton Res.*, 29(6): 515–525.
- [34] Manca, M., P. Comoli & G. Morabito. 2003. The Response Of Pelagic Zooplankton To Oligotrophication and Climate-driven Events in Lago Maggiore (Italy). *3rd Symposium for European Freshwater Sciences (SEFS3)*, 13-18 July 2003, University of Edinburgh, Scotland, UK.
- [35] de Bernardi, R. 1974. The dynamics of a population of *Daphnia hyalina* Leydig in Lago Maggiore, Northern Italy. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 31: 221-243.
- [36] Manca, M. & R. Rondo. 2001. Indagini sullo zooplancton. In: Ist. Ital. Idrobiol. - C.N.R. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Campagna 2000*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 57-59.
- [37] Edmondson, W.T. 1993. Experiments and quasi-experiments in limnology. *Bull. Mar. Sci.*, 53(1): 65-83.
- [38] Schindler, D.W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 18-29.
- [39] Ryves, D.B., V.J. Jonnes, P. Guilizzoni, A. Lami, A. Marchetto, R.W. Battarbee, R. Bettinetti & E.C. Devoy. 1996. Late Pleistocene and Holocene environmental changes at Lake Albano and Lake Nemi (central Italy) as indicated by algal remains. In: P. Guilizzoni and F. Oldfield. (Eds), *Paleoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS)*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 55: 119-148.
- [40] Euro-Limpacs. 2004-2009. Integrated project to evaluate the impacts of global change on European freshwater ecosystems - project no. GOCE-CT-2003-505540: 80PP.
- [41] de Bernardi, R., G. Giussani, M. Manca & D. Ruggiu. 1990. Trophic status and the pelagic system in Lago Maggiore. *Hydrobiologia*, 191: 1-8.
- [42] Manca, M. & D. Ruggiu. 1998. Consequences of pelagic food web changes during a long-term lake oligotrophication process. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 1368-1373.
- [43] Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2007. Impatto del riscaldamento globale sullo zooplancton e sull'efficienza della catena trofica pelagica. In: B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino e S. Fuzzi (Eds), *Clima e cambiamenti*

- climatici: le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 621-624.
- [44] Visconti, A., A. Marchitelli, R. de Bernardi & M. Manca. 2007. 2003, the warmest year of the last hundred years: implication for Lake Maggiore's zooplanktonic cladoceran community. *Atti del XVII congresso A.I.O.L.*, 19: 245-248.
- [45] Visconti, A., M. Manca & R. de Bernardi. 2007. Eutrophication-like effects of climate warming: an analysis of Lake Maggiore zooplankton during an exceptionally warm year. *30^{mo} Congresso SIL*, Montreal, Quebec, Canada, 12-18 Agosto 2007.
- [46] Hall, C.J. & C.W. Burns. 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Fresh. Biol.*, 47: 451-458.
- [47] Ruttner Kolisko, A. 1974. *Plankton Rotifers. Biology and taxonomy*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 146 pp.
- [48] Manca, M. & R. de Bernardi. 1992. Indagini sull'ambiente pelagico. Plancton. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1988-1992. (Campagna 1991)*. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 49.
- [49] Manca, M. & R. de Bernardi. 1993. Indagini sull'ambiente pelagico. Plancton. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 1992 e Rapporto quinquennale 1988-1992*. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 68-78.
- [50] Visconti, A., A. Marchitelli & M. Manca. 2006. Implicazioni dell'aumento della temperatura sullo zooplancton del Lago Maggiore: l'aumento della temperatura mima l'eutrofizzazione? *Atti del XVI Congresso SitE*: 1-6.
<http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/visconti-255.pdf>; 1-6.
- [51] Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2007. On the appearance of *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars, 1863), allochthonous copepod species, in Lake Maggiore zooplankton. Poster presentato al *30^{mo} Congresso SIL*, Montreal, Quebec, Canada, 12-18 Agosto 2007.
- [52] Kiefer, F. 1968. Versuch einer revision der gattung *Eudiaptomus* Kiefer (Copepoda Calanoida). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 24: 160 pp.
- [53] Ricciardi, A. & M. Mottiar. 2006. Does Darwin's naturalization hypothesis explain fish invasions? *Biological Invasions*, 8: 1403-1407.
- [54] Bertoni, R. & C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 52: 191-205.
- [55] Bertoni, R. & C. Callieri. 1992. Research trends in the study of microbial loop. *Limnology in Italy*. In: Guilizzoni P., G. Tartari & G. Giussani (Eds), *Limnology in Italy*. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 50: 107-116.
- [56] Bertoni, R. & C. Callieri. 1997 Il microbial loop e il carbonio organico nei grandi laghi sudalpini (Microbial loop and organic carbon in large southern Alpine lakes). In: R. Mosello & G. Giussani (Eds), *Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Recent evolution of water quality of deep southern Alpine lakes)*. Documenta Ist. ital. Idrobiol., 61: 201-224.
- [57] Bertoni, R. & C. Callieri. 1994. Effetti dell'evoluzione trofica del lago sul carbonio organico e sulle variabili ad esso associabili. In: Istituto Italiano di

- Idrobiologia CNR. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti Limnologici*. Programma quinquennale 1988-1992. (Rapporto finale 1988-1992). Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 121-128.
- [58] Dokulil, M.T., A. Jagsch, G.D. George, O. Anneville, T. Jankowski, B. Wahl, B. Lenhart, T. Blenckner & K. Teubner. 2006. Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr.*, 51(6): 2787–2793.
- [59] Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1998. Osservazioni sull'idrodinamica del lago. In: CNR Istituto italiano di Idrobiologia. *Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore. Aspetti limnologici, Campagna 1997 e rapporto quinquennale 1993-1997*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 57-59.
- [60] Urbach, E., K.L. Vergin, G.L. Larson & S.J. Giovannoni. 2007. Bacterioplankton communities of Crater Lake, OR: dynamic changes with euphotic zone food web structure and stable deep water populations. *Hydrobiologia*, 574: 161–177.

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
Prof. Luigi Barbanti	Limnologo fisico
Dr. Roberto Bertoni	Microbiologo Acquatico
Dr. Alcide Calderoni	Idrochimico
Dr. Cristiana Callieri	Microbiologo Acquatico
Dr. Emanuele Caravati	Microbiologo Acquatico
Dr. Elisabetta Angela Carrara	Idrogeologa
Dr. Marzia Ciampittiello	Limnologo fisico
Per. Ind. Mario Contesini	Tecnico in Microbiologia
Dr. Gianluca Corno	Microbiologo Acquatico
Dr. Riccardo de Bernardi	Idrobiologo
Sig. Andrea Ferrari	Tecnico in limnologia fisica
Per. Elet. Dario Manca	Tecnico informatico
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Dr. Alessandro Oggioni	Idrobiologo
Sig.ra Pierisa Panzani	Tecnico in Idrobiologia
Per. Ind. Alfredo Pranzo	Tecnico in Idrochimica
Dr. Michela Rogora	Idrochimico
Dr. Angelo Rolla	Informatico
Per. Chim. Gabriele Tartari	Tecnico in Idrochimica
Dr. Anna Visconti	Idrobiologo

ELENCO DEI COLLABORATORI

Dr. Tiziana Tonsi
Rag. Stefano Vanetti

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

APPENDICE

Repertorio bibliografico delle pubblicazioni sul Lago Maggiore (aggiornato a tutto il 2007)

- Barbanti, L., Ambrosetti W. & A. Rolla. 2007. Le fluttuazioni di livello del Lago Maggiore in regime regolato: considerazioni sugli eventi di magra. *J. Limnol.*, (Suppl. occasionale): 93 pp.
- Bertoni, R., Callieri C., Corno G., Rasconi S. & E. Caravati. 2007. Diversity of epilimnetic and hypolimnetic bacterial communities in a deep subalpine lake. XXV Conferenza Nazionale di Citometria, Roma 3-6 ottobre 2007.
- Bertoni, R., Callieri C., Caravati E., Corno G., Contesini M., Morabito G., Panzani P. & C. Giardino. 2007. Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore. In: B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino e S. Fuzzi (A cura di) *Clima e cambiamenti climatici. Le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 613-618
- Brizzio, M.C. 2007. Evoluzione nel tempo della qualità delle acque del Lago Maggiore. *Atti "Convegno per un Turismo Blu"*. Cannero Riviera (VB), 14 Aprile 2007: 21-28.
- Manca, M.M., M. Portogallo & M.E. Brown. 2007. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic. *J. Plankton Res.*, 29(6): 515-525.
- Manca, M., Torretta B., Comoli P., Amsinck S.L. & E. Jeppesen. 2007. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: a high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwat. Biol.*, 52(11): 2256-2269.
- Morabito, G. 2007. Le biocenosi algali del Lago Maggiore nel quadro dell'evoluzione trofica recente: schemi di successione stagionale e fattore di controllo. In: Atti del Seminario "*Alghe potenzialmente tossiche nelle acque superficiali: ecologia e monitoraggio*". Varese, 26 Maggio 2006: 7-9.
- Morabito, G. 2007. Variazioni climatiche interannuali e dinamica stagionale del fitoplancton nel Lago Maggiore. In: B. Carli, Cavarretta G., Colacino M. e S. Fuzzi (A cura di). *Clima e cambiamenti climatici. Le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 617-620.
- Morabito, G., Oggioni A., Caravati E. & P. Panzani. 2007. Seasonal morphological plasticity of phytoplankton in Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia*, 578: 47-57.
- Piscia, R., Bozelli L.R., de Bernardi R. & M. Manca. 2007. *Daphnia* in Lake Maggiore: new strategies for the future. *Atti AIOL*, Napoli.
- Visconti, A., Marchitelli A., de Bernardi R. & M. Manca. 2007. 2003, the warmest year of the last hundred years: implications for Lake Maggiore's zooplanktonic cladoceran community. *Atti del XVII Congresso dell'AIOL* (Napoli) 03-07/07/06: 15-17.