

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

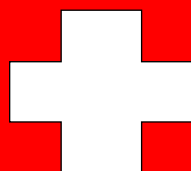
Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma triennale 2016 - 2018
Campagna 2017

a cura di Michela Rogora

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 triennale 2016 - 2018
Campagna 2017

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. 2018. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2017.

Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 116 pp.

SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	5
Prefazione.....	5
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	6
Unità di misura.....	7
1. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO- TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI	8
1.1 Pluviometria e idrologia.....	8
1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	17
2. DIPENDENZA DEL MESCOLOMAMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL’AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE	22
2.1. Profondità di mescolamento.....	22
2.2. Scenari previsionali.....	29
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI	32
3.1. Acque lacustri	33
3.2. Tributari ed emissario	47
4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI	60
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	60
4.2. Variazioni della biomassa algale.....	64
5. INDAGINI SULL’EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE: BARCODING MOLECOLARE PER L’IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA.....	67
5.1. Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili.....	67
5.2. Barcoding molecolare per l’identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA	75
6. CARATTERISTICHE QUALITATIVE ED EVOLUZIONE DEL CARBONIO ORGANICO E DELLE SUE FRAZIONI	92
6.1. TOC (Total Organic Carbon) e DIC (Dissolved Inorganic Carbon): mappe di distribuzione spazio-temporale	92
6.2. TOC, DOC, DIC, TDN, Picocianobatteri e Batteri nella zona eufotica e afotica	93
6.3. Profili verticali di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) e di Clorofilla <i>a</i>	96
6.4. Conclusioni	99

7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE	100
7.1 Sovrapposizione della nicchia trofica	100
7.2 Risultati	101
7.3 Discussione e conclusioni	102
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	104
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore	104
8.2. Conclusioni	109
9. CONCLUSIONI.....	111
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	115

INTRODUZIONE

Questo rapporto è dedicato a Giuseppe Morabito, ricercatore CNR ISE scomparso prematuramente nel luglio 2017, che per diversi anni ha coordinato con entusiasmo e competenza le ricerche limnologiche promosse dalla CIPAIS.

Prefazione

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-ISE) nel corso del 2017 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS).

Il 2017 rappresenta il secondo anno di attività del triennio di ricerche programmate per il periodo 2016-2018. In linea con quanto realizzato nelle ricerche precedenti, anche la presente attività ha come principale obiettivo la valutazione della qualità delle acque lacustri.

L'attività del 2017, e più in generale quella del triennio 2016-18, è stata strutturata in modo tale da garantire da un lato la continuità delle serie storiche di dati limnologici, dall'altro l'approfondimento di alcuni aspetti mediante tecnologie di indagine innovative. Le serie storiche rappresentano infatti un prezioso strumento diagnostico dello stato del lago, opportunamente integrate nel tempo da nuovi strumenti e tecniche di indagine. I risultati delle ricerche confluiscono negli indicatori e nelle linee guida descritte nel Pannello di Controllo e nel Piano d'Azione CIPAIS.

La continuità con le ricerche condotte negli anni precedenti garantisce la disponibilità di serie di dati lungo termine di elevata qualità e confrontabili nel tempo; la loro analisi consente di seguire in dettaglio i principali processi che avvengono nelle acque lacustri e la risposta dell'ecosistema lago a fattori di perturbazione antropica, tra i quali un ruolo sempre più rilevante è svolto dai cambiamenti climatici. In particolare le ricerche si propongono di indagare:

1. alterazioni idrologiche connesse con i cambiamenti climatici ed intensificazione degli eventi estremi;
2. modificazioni dell'idrodinamica lacustre legate al riscaldamento globale, con particolare riferimento alla profondità di mescolamento;
3. modificazioni di indicatori fisico-chimici di qualità delle acque, in relazione alla variabilità climatica ed agli apporti di nutrienti dal bacino;
4. variazioni negli indicatori di stato trofico e nella struttura delle associazioni fitoplanctoniche in relazione alle dinamiche dei nutrienti e a forzanti meteo-climatiche;
5. modificazioni strutturali del popolamento zooplanctonico e variabilità delle relazioni trofiche, anche mediante l'utilizzo di barcoding molecolare;
6. analisi della distribuzione verticale e dell'evoluzione temporale di altri importanti indicatori dello stato delle acque quali TOC, TEP, DIC, clorofilla nonché dei batteri e picocianobatteri;
7. caratterizzazione tassonomica e funzionale della comunità ittica, con particolare riferimento alle specie alloctone invasive di recente comparsa e alla sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie principali;
8. analisi della presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque lacustri.

Inquadramento geografico e stazioni di campionamento

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara, Verbano Cusio Ossola (Piemonte); Varese, Como (Lombardia)
Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese.

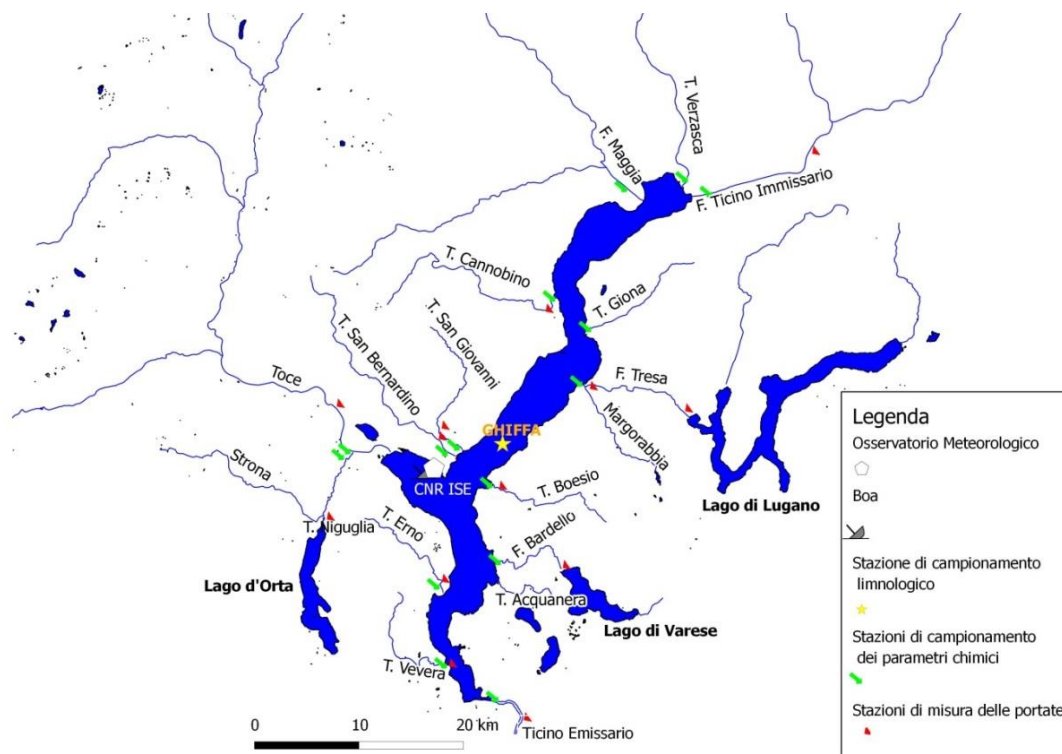
COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO (STAZ. DI GHIFFA)
UTM WGS84 32T 471370 5088000

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepressione	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 km ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area1	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	~ 4 anni		

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larghezza 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



Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T _a	[°C]
Temperatura dell'acqua	T _w	[°C]
Precipitazioni	P	[mm]
Giorni piovosi		n° giorni > 0,9 mm
Portata	Q	[m ³ s ⁻¹]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Velocità vento		[m s ⁻¹]
Direzione vento		° o settore
Contenuto di calore	H _{tot} (H _{mix} ; H _{hypo})	[MJ m ⁻²]
Stabilità termica	S _t	[J m ⁻³]
Flussi di calore	-	[cal cm ⁻² d ⁻¹]

PARAMETRI CHIMICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
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	Nin.	[µg N L ⁻¹]
Azoto organico	Norg	[µg N L ⁻¹]
Azoto totale	TN	[µg N L ⁻¹]
Apporti areali	-	[mg m ⁻² a ⁻¹]
Carichi	-	[t a ⁻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	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Clorofilla	chl- <i>a</i>	[µg L ⁻¹]
Biomassa fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Biomassa zooplancton	-	[cm ³ m ⁻³]
Densità zooplancton	-	[ind m ⁻³]
Abbondanza relativa pesci	NPUE	[ind m ⁻²]
Biomassa per unità di superficie pesci	BPUE	[g m ⁻²]
Carbonio organico totale	TOC	[mg L ⁻¹]
Carbonio inorganico disciolto	DIC	[mg L ⁻¹]
Carbonio organico disciolto	DOC	[mg L ⁻¹]
Particelle esopolimeriche trasparenti	TEP	[µg L ⁻¹]
Popolamento batterico eterotrofo	CMI	[cell 10 ⁶ ml ⁻¹]

1. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI

Marzia Ciampittello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca

1.1 Pluviometria e idrologia

Questo è il secondo anno di approfondimenti e analisi per quanto riguarda il cambiamento climatico e l'evenienza dei fenomeni estremi di pioggia. E' proseguita la raccolta di dati storici sia sui giorni piovosi che sui dati del vento e si è resa necessaria l'informatizzazione di alcuni dati giornalieri di pioggia. Il *dataset* non è ancora completo ma si iniziano ad avere informazioni importanti ed interessanti sull'evoluzione meteo-climatica dell'areale.

Sicuramente le peculiarità del bacino imbrifero del Lago Maggiore fanno sì che gli eventi estremi di pioggia siano sempre più importanti e presenti e che si abbiano implicazioni anche sulla qualità delle acque del lago.

1.1.1 Piogge

I dati di precipitazione, per l'anno 2017, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche del CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, del Servizio Meteorologico Svizzero, dell'Ufficio dei Corsi d'Acqua, Dipartimento del Territorio del Canton Ticino, dell'ENEL, dell'Area Previsione e Monitoraggio Ambientale dell'Arpa Piemonte, delle Officine Idroelettriche della Blenio-Maggia, della Società Idroelettriche Riunite, dell'Istituto Geofisico Prealpino e del Consorzio del Ticino.

E' importante segnalare che alcune stazioni di Arpa Piemonte sono oggetto di verifica della pioggia giornaliera e che pertanto i dati riportati non sono ancora stati validati completamente. Essi sono comunque presenti all'interno del rapporto perché importanti per poter definire, nel modo più completo possibile, l'andamento delle piogge per l'anno analizzato e per l'intero areale. I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in Tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-16 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2017 e quelli dei periodi di riferimento sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2017. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
		s.l.m.													
AIROLO	Ticino immissario	1139	34	90	232	109	112	205	126	187	109	14	71	179	1468
PIOTTA	Ticino immissario	990	23	60	176	97	107	204	81	167	141	10	68	152	1286
FAIDO	Ticino immissario	747	19	73	136	116	92	178	68	185	142	5	62	130	1206
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.- Brenno	575	9	52	88	83	95	189	64	225	112	3	60	113	1093
BIASCA	Ticino immissario	278	12	82	118	125	112	185	55	344	153	2	92	157	1437
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.- Moesa	1639	16	136	159	155	138	228	102	249	223	5	86	146	1643
MESOCCO	Ticino imm.- Moesa	830	17	104	98	97	101	239	81	234	169	4	78	121	1343
BRAGGIO	Ticino imm.- Moesa	1315	14	79	100	110	106	282	106	236	162	3	80	125	1403
GRONO	Ticino imm.- Moesa	324	6	67	65	74	87	271	114	230	123	7	71	122	1237
BELLINZONA	Ticino immissario	225	4	96	80	130	106	297	96	273	123	1	87	122	1415
MAGADINO (Aeroporto) /Cadenazzo	Lago Maggiore	203	4	98	123	169	137	336	99	219	147	1	112	144	1589

VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	7	89	130	162	133	307	78	271	149	0	102	119	1547
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	7	71	130	122	118	291	46	371	159	1	102	92	1510
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	6	93	156	156	143	313	46	381	151	1	117	124	1687
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	8	90	189	205	166	320	53	382	199	1	115	124	1852
MALVAGLIA	Ticino imm.- Brenno	932	10	57	89	103	105	147	62	236	184	7	78	96	1176
GNOSCA	Ticino immissario	247	3	81	76	106	102	305	122	199	208	3	83	31	1319
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	2	98	81	129	118	297	102	197	189	1	100	144	1458
LUZZONE DIGA	Ticino imm.- Brenno	1617	30	111	225	180	201	396	150	317	305	22	142	293	2370
ACQUACALDA	Ticino imm.- Brenno	1775	11	61	130	146	148	161	113	204	157	23	80	248	1483
PASSO MUAZ	Ticino imm.- Brenno	1698	16	100	195	144	193	190	158	277	179	19	75	274	1820
OLIVONE	Ticino imm.- Brenno	930	15	68	96	73	96	214	107	202	134	12	69	128	1215
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	9	124	223	237	172	315	38	378	193	0	111	162	1962
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	23	38	86	72	107	160	125	197	68	53	31	16	977
L. TOGGIA	Toce	2200	24	40	172	65	102	177	136	158	126	53	47	101	1201
L. SABBIONE	Toce	2462	28	29	131	45	77	125	84	112	83	25	42	93	874
L. MORASCO	Toce	1820	30	52	268	135	147	188	142	187	138	46	73	115	1521
L. VANNINO	Toce	2183	45	46	154	84	142	193	118	164	121	22	58	132	1279
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	9	31	146	64	87	126	44	138	53	8	58	40	803
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	3	43	177	64	90	173	30	124	52	1	68	89	915
DOMODOSSOLA	Toce	240	7	58	182	69	95	190	25	124	51	4	71	105	980
CODELAGO	Toce-Devero	1800	38	47	227	79	111	159	66	107	61	22	57	127	1101
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	23	34	240	98	154	194	52	145	64	23	61	127	1215
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	25	32	148	82	105	171	0	141	69	19	67	115	974
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	42	35	157	53	101	88	85	152	35	21	76	114	959
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	32	40	226	79	126	163	56	145	53	25	70	129	1144
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	9	43	212	87	132	269	47	174	92	10	72	111	1258
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	8	49	242	126	160	233	53	139	106	7	94	97	1314
PONTEETTO	Toce-Isorno	348	5	42	143	62	78	175	34	125	45	2	68	73	851
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	1	37	205	101	105	194	42	171	94	4	71	81	1106
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	4	37	117	67	257	210	68	204	92	5	38	36	1134
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	11	61	193	119	191	175	49	156	76	5	68	53	1159
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	12	47	167	107	154	129	79	147	53	5	53	95	1048
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	8	58	184	119	168	132	71	154	52	4	64	0	1015
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	8	33	106	76	110	118	53	133	51	10	48	67	813
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	9	64	241	124	156	128	73	136	66	7	70	102	1176
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	14	22	67	32	70	142	72	150	52	11	46	65	743
MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185	3	50	196	100	139	126	87	131	45	6	68	34	984
CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	3	45	108	93	149	140	72	159	53	5	61	55	942
ANZINO	Toce-Anza	669	4	45	186	97	140	154	97	181	79	3	71	78	1134
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	7	67	387	121	166	274	93	215	165	1	118	65	1679
OMEGNA	Toce-Strona	298	12	68	220	83	142	299	49	247	192	26	112	112	1563
MONTE MESMA MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	575	11	72	144	73	129	214	46	105	57	0	110	87	1048
	Toce-L. d'Orta	1302	1	65	221	97	158	331	53	149	156	1	112	64	1408
ROBIEI	Maggia	1910	39	120	356	191	180	292	128	219	180	33	106	210	2055
CEVIO	Maggia	417	12	66	213	100	112	226	71	180	113	4	87	135	1319
BOSCO GURIN	Maggia	1486	26	70	251	122	134	218	68	163	111	10	84	122	1379
MOSOGNO CORTINO	Maggia	771	9	68	251	110	144	248	46	310	174	1	91	132	1584
CAVAGNOLI	Maggia	2226	16	93	422	10	304	182	203	99	222	41	115	123	1831
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	14	56	211	86	98	218	54	127	93	6	65	117	1145
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	12	71	199	107	110	196	67	136	133	9	83	127	1250
SAMBUCO DIGA	Maggia	1460	33	67	200	92	99	235	62	145	162	0	96	171	1362
FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	25	83	183	102	126	229	77	160	143	14	94	138	1374
MAGGIA	Maggia	327	9	57	188	150	140	267	43	271	186	4	84	133	1532
PALAGNEDRA	Maggia	498	4	60	276	140	157	224	69	327	197	4	94	126	1677
CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	7	73	311	156	187	264	95	385	206	3	109	99	1895
SONOGNO	Verzasca	913	19	93	197	156	151	283	99	332	205	3	98	141	1777

AROSIO	Tresa	860	6	119	122	201	168	470	80	156	244	4	126	147	1843
ISONE	Tresa	810	4	102	115	184	147	430	146	211	281	3	114	132	1869
LUGANO	Tresa	273	7	100	71	129	120	493	56	164	141	5	100	123	1509
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	8	141	152	219	160	520	77	251	206	2	119	159	2014
PONTE TRESA	Tresa	274	9	68	92	175	144	447	60	174	159	5	117	120	1570
STABIO	Tresa	353	11	101	76	106	125	355	48	169	142	5	139	151	1428
MENDRISIO	Tresa	290	8	104	71	113	121	367	36	82	170	6	128	156	1364
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	5	75	266	171	176	283	98	345	232	2	105	115	1871
CANNOBIO	Cannobino	220	5	93	157	171	139	301	52	219	237	1	104	123	1603
MOTTAC	S. Bernardino	1695	2	42	251	145	144	250	39	193	176	2	105	56	1405
CICOGNA	S. Bernardino	770	12	82	444	122	177	309	70	312	241	2	110	121	2002
UNCHIO	S. Bernardino	283	14	81	199	124	155	281	43	251	162	1	107	116	1533
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	9	80	323	90	142	275	45	246	206	0	103	107	1626
CANDOGLIA	Toce	201	9	54	279	97	125	269	43	268	161	0	83	87	1473
PALLANZA	Lago Maggiore	211	11	88	162	124	152	316	42	185	144	0	125	116	1466
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	10	79	113	131	143	225	56	82	117	3	109	122	1189
GAVIRATE	Bardello	284	11	86	82	<u>117</u>	<u>147</u>	<u>227</u>	<u>29</u>	<u>72</u>	81	2	132	118	1104
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	13	105	95	115	126	273	41	89	126	3	162	135	1283
AZZATE	Bardello	320	<u>7</u>	<u>57</u>	<u>68</u>	<u>79</u>	130	220	31	60	101	2	<u>138</u>	125	1018
SOMERARO	Lago Maggiore	470	11	79	192	116	169	321	33	189	112	1	121	111	1457
MIORINA	Ticino emissario	195	0	76	68	54	99	121	9	46	152	0	104	52	781
	2017		13	71	177	115	136	242	73	197	137	9	89	117	1376
	1978-16		74	66	97	167	204	159	137	156	177	187	157	77	1660
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

In attesa della completa validazione dei dati del 2017, si può dire che in quest'anno mediamente, all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore, sono caduti 1376 mm. Tale valore risulta essere inferiore alle medie di riferimento (1978-2016 e 1921-1977) anche se in alcune stazioni, 14 su 88, si sono registrati valori superiori ai valori medi pluriannuali. Le maggiori precipitazioni si sono registrate a Luzzone Diga (2370 mm) e a Robiei (2055 mm). Altre stazioni hanno fatto registrare valori di pioggia superiori ai 2000 mm: Crana Torricella (2014 mm) e Cicogna (2002 mm). La maggior parte delle stazioni ha fatto registrare valori di pioggia inferiori ai 1400 mm. Le stazioni dove si sono registrate le minori precipitazioni sono state quelle di Macugnaga Passo Moro (743 mm) e della diga della Miorina (781 mm). Il 32% delle stazioni analizzate ha fatto registrare meno di 1200 mm e tra queste il 15% sotto i 1000 mm.

L'andamento mensile delle piogge (Fig. 1.1) evidenzia come rispetto alle medie pluriannuali si distinguono distintamente i mesi di marzo, giugno, agosto e dicembre per valori di pioggia superiori ai valori di riferimento. Per contro i mesi di gennaio, luglio ottobre e novembre sono stati particolarmente siccitosi. Anche se in misura minore, anche i mesi di aprile, maggio e settembre hanno fatto registrare valori di pioggia inferiori ai periodi di riferimento. Nel mese di febbraio le piogge registrate sono state intorno ai valori medi pluriannuali. Il mese più piovoso rispetto ai periodi di riferimento è stato marzo con quasi il doppio delle piogge registrate rispetto a quelle medie pluriannuali. Seguono giugno con il 48% in più e dicembre con il 46% in più. Il mese più siccitoso è stato ottobre con solo il 5% delle piogge che mediamente cadono, seguito da gennaio con solo il 19%. Il 53% delle piogge che mediamente cadono nel bacino si sono registrate a luglio e a novembre. La stazione più piovosa del mese di marzo è stata Cicogna con 444 mm, seguita da Sambughetto con 387 mm. Nel

meze di giugno la stazione più piovosa è stata Crana Torricella con 520 mm, seguita da Lugano con 493 mm. Nel mese di ottobre 63 stazioni su 88 hanno registrato piogge inferiori ai 10 mm e 5 stazioni non hanno registrato pioggia. A gennaio 44 stazioni su 88 hanno fatto registrare meno di 10 mm di pioggia.

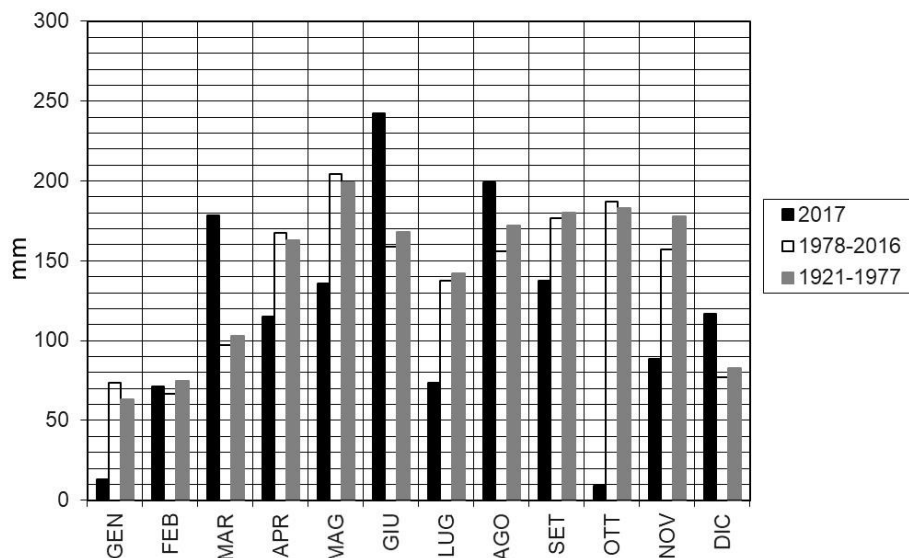


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2017 e periodi di riferimento (1978-2016 e 1921-1977) a confronto.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2017, calcolate per tutto il bacino imbrifero del Lago Maggiore. I maggiori nuclei di piovosità si sono concentrati nell'alta valle del Ticino Immissario e nell'alta Valle Maggia.

Altri due nuclei caratterizzati da media-elevata piovosità sono stati quelli della Val Strona e della Valle Cannobina. In generale le valli dell'Ossola sono state caratterizzate da bassa piovosità.

Per quanto riguarda l'andamento stagionale delle piogge, è evidente dalla Fig. 1.3 che, rispetto ai periodi di riferimento, solo l'estate ha fatto registrare piogge superiori alla media, grazie agli apporti di giugno e agosto.

La stagione che invece ha fatto registrare i valori più bassi rispetto a quelli dei periodi di riferimento è stata l'autunno, a causa soprattutto del mancato apporto delle piogge del mese di ottobre.

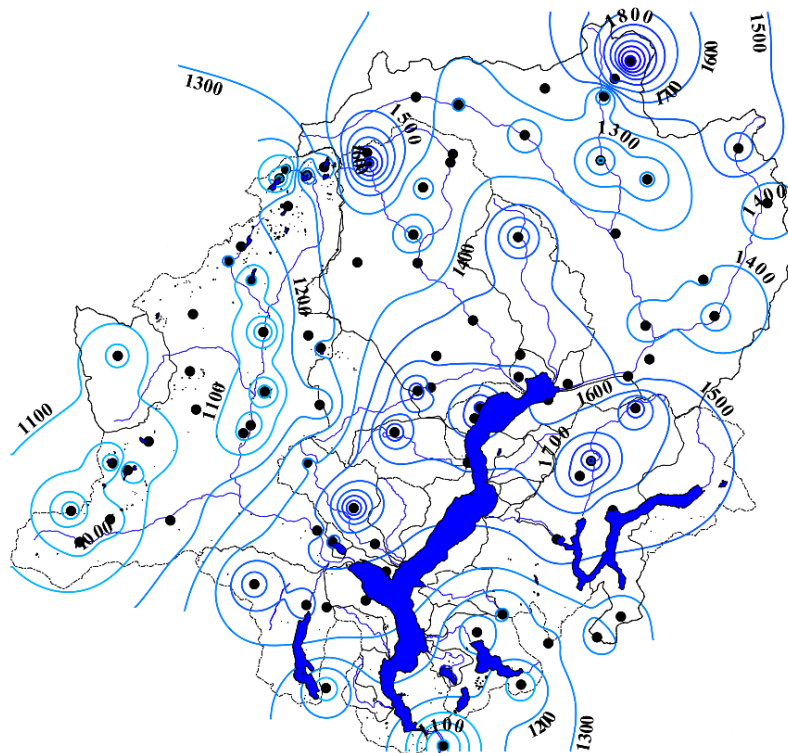


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2017.

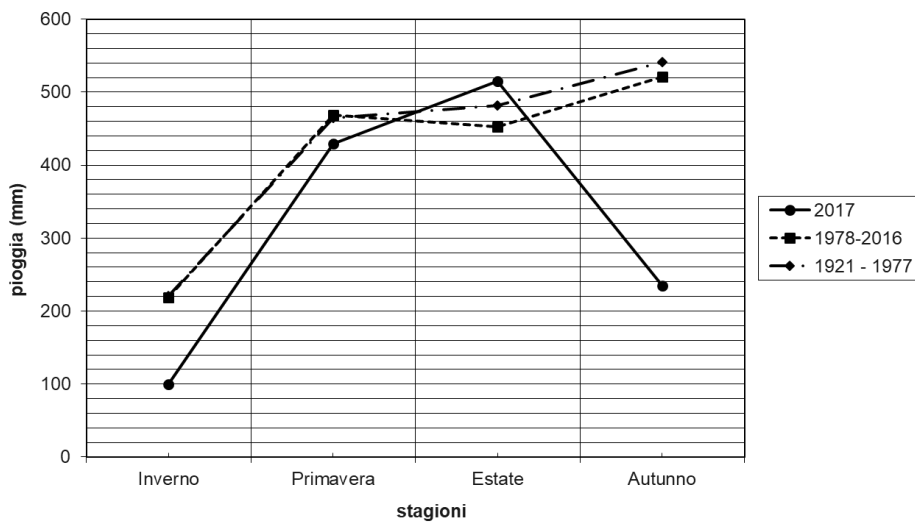


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2017 e periodi di riferimento (1978-2016 e 1921-1977) a confronto.

1.1.2 Deflussi

Nella Tabella 1.2, 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 2017, attraverso le reti di rilevamento del CNR ISE, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna (UFAM), dei Consorzi del Ticino e del Bardello e di ARPA Piemonte, sono riportati in Tabella 1.3.

Non sono ancora stati ripristinati gli strumenti sui corsi d'acqua San Giovanni, San Bernardino, Erno, Vevera e Margorabbia. Sul torrente Niguglia ancora per alcuni periodi dell'anno sono proseguiti i lavori in alveo, terminati completamente solo verso la metà di ottobre; i dati di alcuni mesi pertanto non sono completi.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2017. 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	220	1616,2	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926	202	926,1	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107	215	110,4	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55	226	60,7	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125	225	130,8	2301	1228
Toce	Piemonte	1532	198	1774,1	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115,7	289	115,7	1643	595
Erno	Piemonte	25	220	25,6	1491	657
Vevera	Piemonte	21	196	21,4	912	449
Bardello	Lombardia	111,7	238	134,3	1227	284
Boesio	Lombardia	45	197	45,4	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94,5	197	94,6	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615	271	754,2	2245	650
Ticino emissario	Lomb.-Piemonte	6599	191	6599	4633	1283

I dati di portata disponibili per l'anno 2017 indicano per tutti i corsi d'acqua valori medi annuali inferiori a quelli dei periodi di riferimento. Fanno eccezione alcuni mesi di alcuni corsi d'acqua che invece hanno fatto registrare valori superiori a quelli medi pluriennali: il Ticino Immissario a giugno, il Cannobino a marzo, il Toce a gennaio, marzo ed aprile, il Niguglia a marzo, la Tresa a giugno e luglio. I valori massimi annuali si sono registrati per il Niguglia a febbraio, per il Toce a maggio, per il Boesio, la Tresa e il Ticino Immissario a giugno, e per il Cannobino a settembre. I valori minimi annuali si sono registrati tra gennaio e febbraio per la maggior parte dei corsi d'acqua con l'eccezione della Tresa che ha raggiunto il suo minimo ad agosto e il Boesio ad ottobre. Considerando la quantità e distribuzione delle piogge durante l'anno si può dire che mediamente l'andamento delle portate dei principali immissari segue abbastanza bene le piogge per la prima e l'ultima parte dell'anno, mentre per quanto riguarda i mesi del periodo tardo primaverile-estivo, l'andamento delle portate è molto variabile da corso d'acqua a corso d'acqua, anche in funzione dagli utilizzi della risorsa idrica che insistono su ciascuno.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2017 e dei periodi di riferimento.

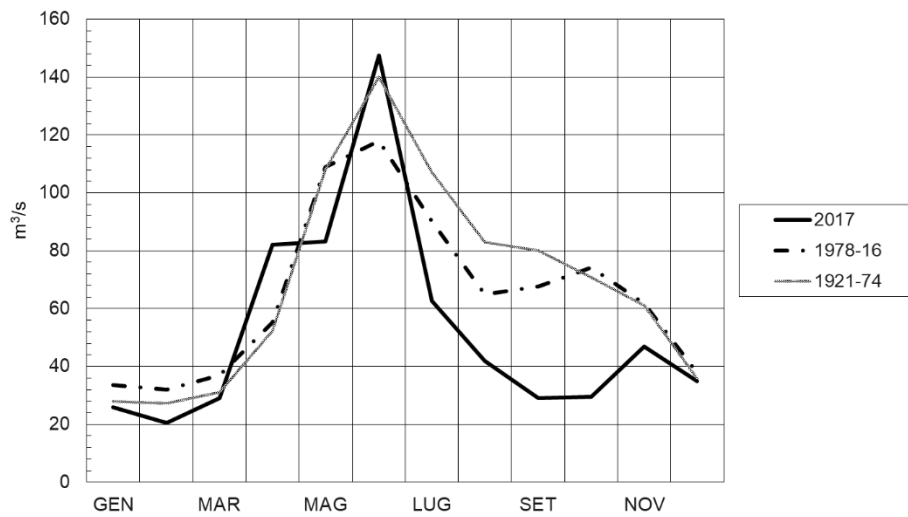
Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
	2017	25,92	20,47	29,07	82,14	83,31	147,48	62,68	41,90	29,17	29,62	46,91	34,87	53,00
TICINO IMM.	1978-16	33,56	32,02	37,03	55,31	109,02	117,93	90,24	64,92	67,53	74,18	61,78	37,87	64,97
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2017	0,54	0,99	5,82	3,40	4,16	2,87	1,62	2,50	5,67	0,46	0,77	0,57	2,45

	1978-10	2,63	2,61	4,77	8,67	10,52	6,79	4,82	4,64	7,39	8,92	6,45	4,10	6,17
S. GIOVANNI	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-06	1,15	0,97	1,71	3,44	3,83	2,67	1,84	1,21	2,75	3,91	2,69	1,35	2,29
	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S. BERNARDINO	1978-13	1,99	2,03	4,89	12,24	15,34	8,21	4,49	3,63	8,66	11,16	7,58	3,38	7,00
	1956-77	2,96	4,33	6,27	9,72	10,11	10,42	7,93	10,46	11,59	12,35	11,59	3,92	8,48
	2017	32,24	25,41	53,11	62,92	85,96	96,22	64,51	60,34	51,23	29,39	31,18	28,44	51,87
TOCE	1978-16	27,85	27,44	34,85	62,43	117,61	118,94	82,07	59,93	63,49	75,07	65,89	34,57	64,26
	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
	2017	1,39	1,36	3,36	2,33	2,05	1,84	2,37	0,85	0,86	-	1,30	1,08	1,80
NIGUGLIA	1979-12	2,72	2,22	2,95	5,41	7,32	5,76	3,57	2,36	3,08	6,37	5,43	3,67	4,24
	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	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-07	0,70	0,60	0,94	1,43	1,55	1,11	0,68	0,54	0,90	1,60	1,06	0,69	0,98
VEVERA	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-13	0,52	0,45	0,53	0,74	0,85	0,62	0,35	0,26	0,33	0,74	0,60	0,50	0,54
	2017	2,28	1,28	1,58	0,99	1,70	1,26	1,13	0,90	0,85	0,66	0,36	0,37	0,97
BARDELLO	1978-16	2,58	2,32	2,53	2,87	3,94	3,58	2,39	1,26	1,99	2,59	2,70	2,50	2,61
	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	2017	0,29	0,36	0,47	0,43	0,56	0,61	0,31	0,19	0,20	0,11	0,20	0,19	0,32
	1978-16	1,25	1,03	1,41	2,03	2,36	1,80	1,36	1,07	1,52	2,08	1,84	1,15	1,55
MARGORABBIA	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-13	2,37	2,13	3,02	4,32	5,07	3,61	2,08	1,36	2,09	4,35	4,26	2,42	3,17
	2017	7,28	9,33	13,06	14,09	30,21	33,66	32,00	13,81	22,02	9,49	9,56	10,53	17,12
TRESA	1978-16	15,15	13,48	17,40	29,11	39,72	30,84	21,72	16,17	19,18	26,85	27,87	17,72	22,80
	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
	2017	148,35	128,88	157,97	235,93	333,56	352,47	309,26	229,48	248,02	168,15	133,98	52,45	208,48
TICINO EMISS.	1978-16	155,70	151,37	184,28	294,17	468,95	435,47	341,40	258,22	259,25	353,73	279,87	190,06	282,42
	1921-77	145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

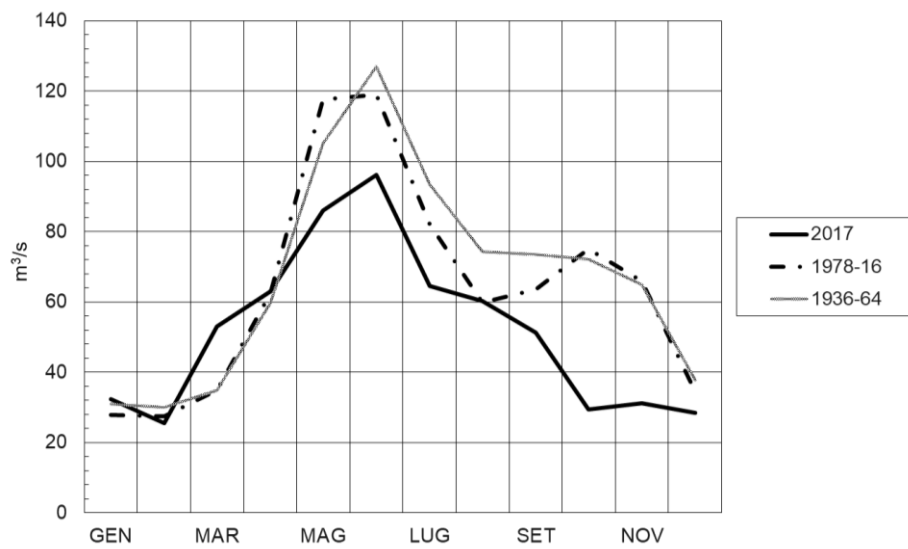
- dato mancante (*) dato in attesa di validazione *dato parziale* dato ricostruito

Il corso d'acqua che ha fatto registrare le minori portate rispetto ai valori medi di riferimento è il Boesio, con solo il 21% delle portate mediamente registrate, seguito dal Bardello con il 35%, dal Niguglia con il 39% e dal Cannobino con il 41%. Gli altri corsi d'acqua hanno fatto registrare tra il 70 e l'80% delle portate medie pluriennali.

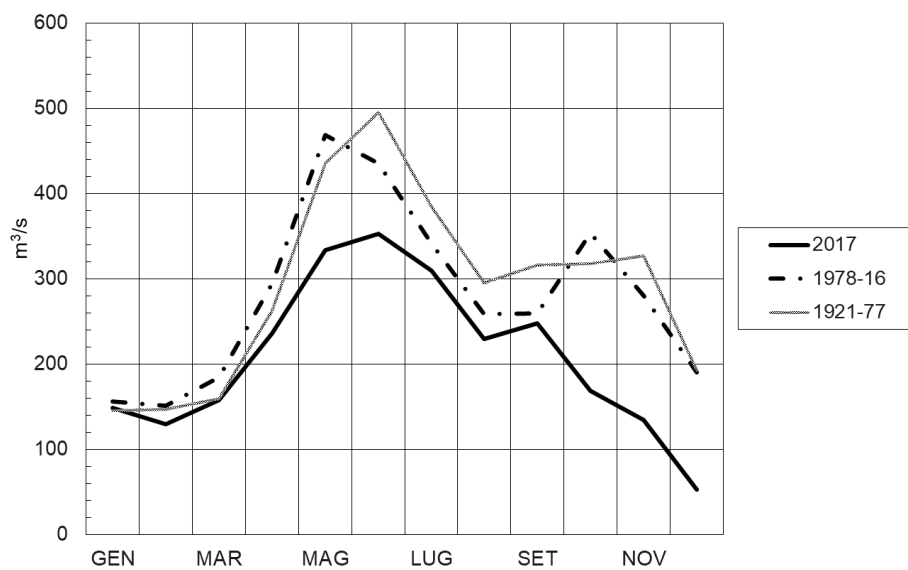
Nelle Figure 1.4 a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario. Risulta molto evidente il picco di giugno del Ticino Immissario e la diminuzione costante delle portate fino a fine anno. Un lieve aumento delle portate si è registrato a novembre per il Ticino Immissario e per il Toce e a settembre per il Ticino Emissario.



a)



b)



c)

Fig. 1.4 a,b,c. Lago Maggiore 2017. Regime delle portate (m³/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

1.1.3 Livello del lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2017 (Fig. 1.5) è stato fortemente influenzato dall'andamento delle piogge, soprattutto quelle primaverili, e dalla mancanza di quelle autunnali. Le piogge di agosto hanno in qualche modo influito sull'innalzamento dei livelli di settembre ma solo quelle di dicembre hanno poi contribuito ad un innalzamento del livello del lago.

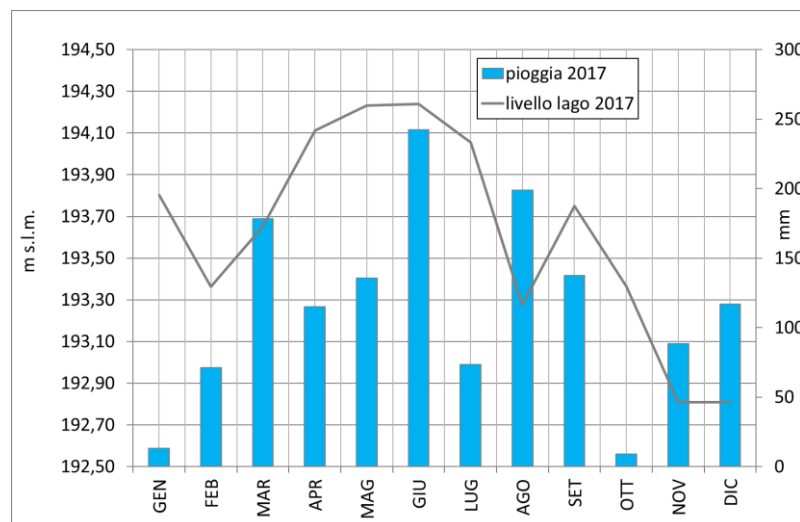


Fig. 1.5. Andamento dei livelli del lago per il 2017 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Rispetto al periodo di riferimento 1952-2016, nel 2017 il livello del lago si è posizionato al di sopra solo nel periodo marzo - inizi luglio, per l'effetto dell'innalzamento del livello primaverile-estivo legato alla sperimentazione della nuova regola di gestione dei livelli del lago. Anche il mese di settembre ha fatto registrare un valore superiore alla media del periodo di riferimento. Nei mesi autunnali il livello del lago è continuato a scendere fino a toccare i 192,63 m s.l.m. il 5 dicembre. Le piogge del mese di dicembre e quelle di gennaio 2018 hanno poi fatto risalire il livello del lago fino a 193,80 m s.l., raggiunto il 19 gennaio.

Le piogge cadute nei mesi di aprile maggio e giugno, in concomitanza con i livelli mantenuti più alti rispetto alla media di riferimento del periodo, hanno portato il livello del lago a raggiungere il valore di 195,07 m s.l.m. il 18 giugno.

A tal proposito si ricorda che dal 2015 è in atto una sperimentazione sulla gestione dei livelli primaverili-estivi del lago che si protrarrà per 5 anni e che nasce dalla richiesta avanzata dal Consorzio del Ticino di poter regolare il lago nel periodo primaverile-estivo con il limite massimo di 1,5 m sullo zero idrometrico di Sesto Calende (193,01 m s.l.m.) anziché a 1,00 m come definito fino ad oggi dal disciplinare. Il livello di regolazione anche in questo secondo anno di sperimentazione è stato però definito in 1,25 m sullo zero di Sesto Calende ovvero a 194,26 m s.l.m. Per quanto riguarda la regolazione primaverile-estiva attuata nel 2017, dalla Fig. 1.6 si evince come, date le peculiarità meteo-climatiche dell'anno, si sia raggiunta appena e per poco tempo la fascia di regolazione a 194,26 m s.l.m.

Il minimo dell'anno è stato di 192,63 m s.l.m. e si è raggiunto il 5 dicembre; il minimo storico (1952-2016) del mese di dicembre è pari a 192,59 m s.l.m. registrato nel 2005.

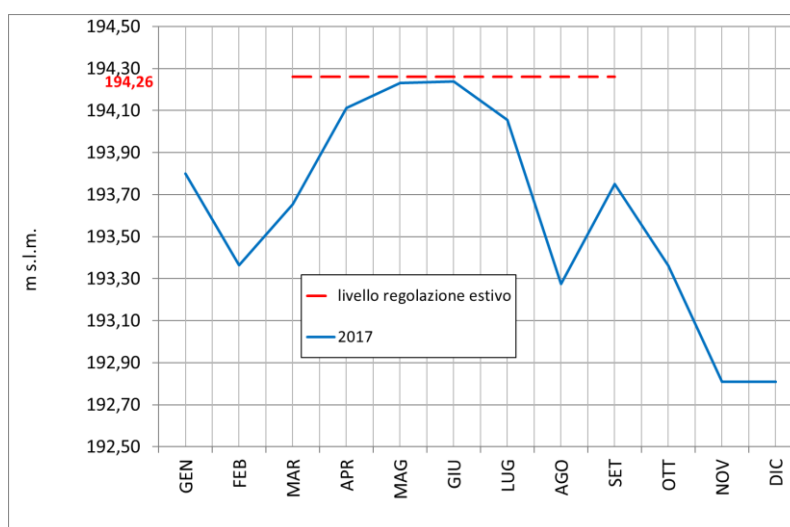


Fig. 1.6. Andamento del livello del lago per l'anno 2017 (linea blu) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

Il rinnovo della rete meteo-idrologica dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi con la messa a punto di un sistema innovativo di acquisizione, trasmissione, gestione e omogeneizzazione di dati meteo-idrologici sta permettendo l'aumento del set di dati e variabili, maggiormente distribuiti sul territorio, indispensabili per gli studi meteo-climatici e limnologici presenti e futuri. Il lavoro che si sta sviluppando riguarda l'omogeneizzazione dei dati raccolti, la definizione di un *dataset* unico, gli studi sugli eventi estremi di precipitazione, la risposta dei corsi d'acqua principali del lago, analisi sul vento, la definizione della variabilità meteo-climatica dell'areale. Informazioni raccolte, elaborate e contestualizzate possono così offrire supporto ai decisori, migliorare la conoscenza delle complesse dinamiche limnologiche fortemente legate alla variabilità meteo-climatica e migliorare la conoscenza di quei parametri che si sono studiati solo marginalmente, come il vento e gli eventi estremi di precipitazione. In questo secondo anno di lavoro si è continuato con la raccolta dei dati del vento e dei giorni piovosi aumentando il *dataset* a disposizione, iniziando con alcune elaborazioni e lasciando quelle più approfondite per il successivo anno, quando il *dataset* dei parametri previsti sarà completato.

1.2.1 Vento

Per quanto riguarda il vento si è completata la raccolta dei dati di Pallanza e di Pian dei Camosci e si sta procedendo con il completamento delle altre stazioni. Per quanto riguarda i dati del 2017, in tabella 1.4 si riportano i dati della velocità e della direzione del vento delle stazioni di Pallanza, Domodossola reg. Nosere, Lago Paione Superiore, Macugnaga Passo Moro, Mottarone Vetta e Pian dei Camosci.

Tab. 1.4. Velocità media e raffica del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2017.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,6	WNW	19,6	WNW
Domodossola	252	0,8	N	17,6	NNE
Lago Paione	2269	2,2	NE	33,4	SE
Macugnaga	2820	2,7	SSW	27,4	WSW
Mottarone	1491	3,4	S (dato parziale)	32,1	SSW
Pian Camosci	2450	2,7	NE	31,3	NE

I dati relativi alla direzione del vento non sono continuativi e completi in nessuna stazione ma in quella di Mottarone sono completamente assenti fino al 23 giugno. Analizzando i dati giornalieri del vento per ciascuna stazione si può dire che le velocità medie si attestano intorno a valori tipici delle brezze e di quelli di vento moderato. Le raffiche osservate variano tra i 5 m/s e il valore massimo di 33,4 m/s. Le massime raffiche osservate variano tra valori tipici di vento forte (17,1-28,1 m/s) e burrasca (velocità >28,1 m/s).

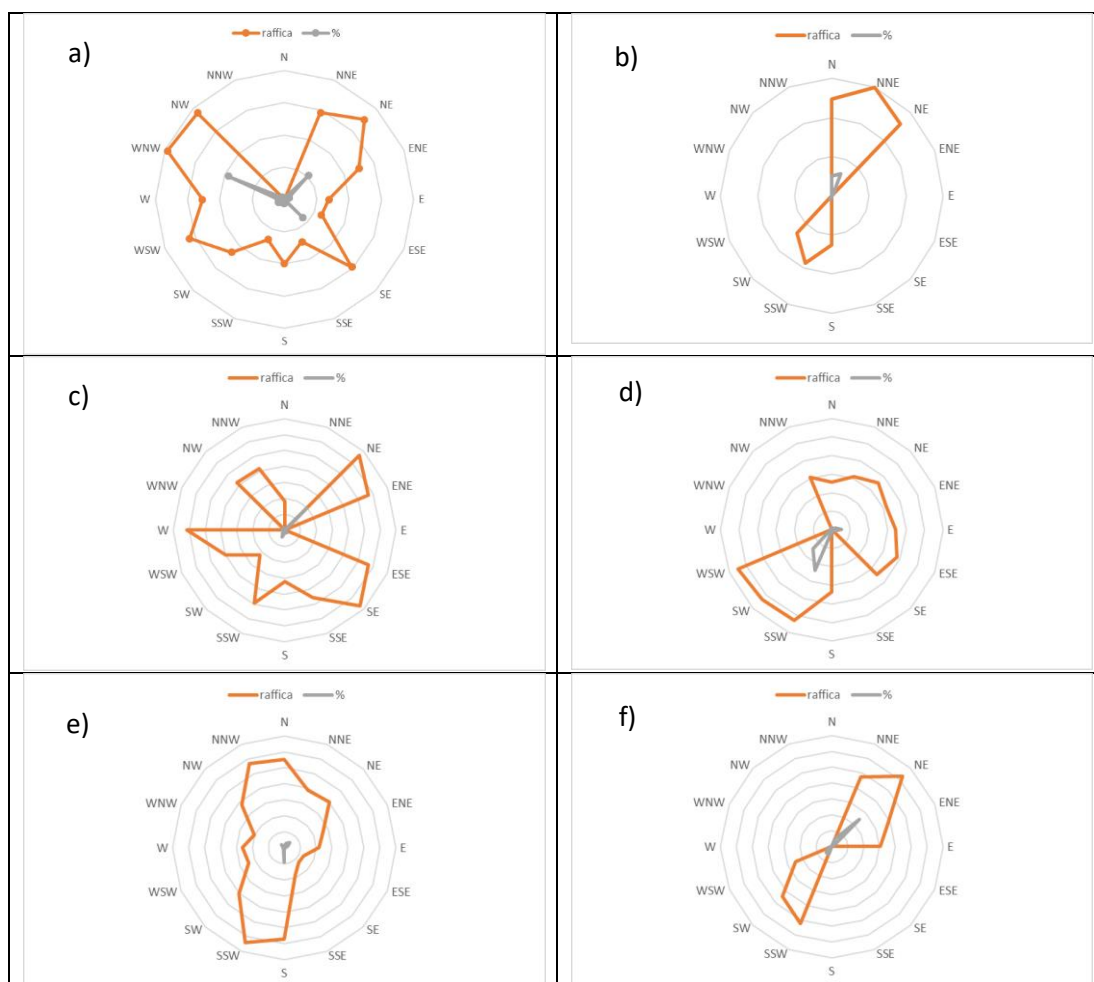


Fig. 1.7. Rosa dei venti per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci; linea arancione raffica in direzione e velocità, linea grigia % di permanenza nel settore.

così come stabilito dall'Organizzazione Meteorologica Mondiale (OMM). I giorni che hanno fatto registrare piogge inferiori a 0,9 mm non entrano nel conteggio in quanto non vengono considerati giorni caratterizzati da piogge sensibili. Si sono raccolti i giorni piovosi della quasi totalità delle stazioni presenti all'interno del bacino imbrifero del lago Maggiore dal 1981 al 2017. Nel successivo anno si completerà il *dataset* e si estenderà la ricerca ai dati anteriori al 1981 per allungare la serie. Qualora il numero di stazioni per le quali sia possibile ricavare il numero di giorni piovosi non sia sufficientemente rappresentativo dell'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore, si considereranno i dati solo a partire dal 1981 per le successive analisi statistiche di approfondimento.

In Fig. 1.9 sono riportati i giorni piovosi per l'anno 2017 e i giorni piovosi per il periodo di riferimento 1981-2016, unitamente alle piogge cadute mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore nel 2017 e nel periodo di riferimento 1981-2016. L'andamento dei giorni piovosi nell'anno in esame ha seguito molto da vicino quello delle piogge diminuendo in corrispondenza di una diminuzione delle stesse e aumentando in relazione ad un loro aumento. Solo a giugno ed agosto il numero dei giorni piovosi non è stato così elevato come ci si aspetterebbe dalla quantità di pioggia caduta. Rispetto al periodo di riferimento, nel 2017 si sono registrati giorni piovosi al di sopra della media pluriennale a febbraio, marzo e dicembre, intorno a valori medi a giugno, luglio, agosto e settembre e al di sotto della media a gennaio, aprile, maggio, ottobre e novembre.

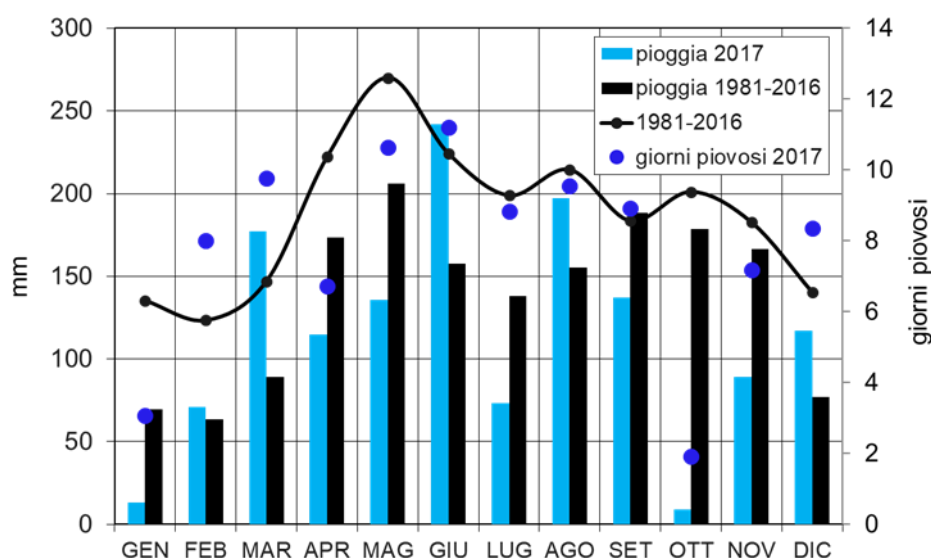


Fig. 1.9. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2017 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2016 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2017 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2016 (barre nere).

Confrontando i giorni piovosi e le piogge del 2017 con i giorni piovosi e le piogge del periodo di riferimento 1981-2016 (Fig. 1.9), si evince che mediamente valori superiori o inferiori rispetto ai periodi di riferimento dei giorni piovosi sono legati allo stesso andamento delle piogge. Ad esempio alla scarsa pioggia di gennaio

2017, rispetto alla media pluriennale, corrispondono dei giorni piovosi inferiori alla media di riferimento. A tali relazioni fanno eccezione febbraio, i cui giorni piovosi sono maggiormente superiori alla media pluriennale di quanto non lo siano le piogge; giugno, in quanto a fronte di piogge notevolmente superiori nel 2017 rispetto al periodo di riferimento i giorni piovosi sono nell'intorno di valori medi: questo può essere indice di maggiori piogge concentrate; luglio, al contrario, nonostante poche piogge nel 2017, ha fatto registrare un numero di giorni piovosi intorno alla media: questo può indicare una maggiore distribuzione delle piogge; anche ad agosto, come per giugno, a fronte di piogge superiori si evince una certa concentrazione in un numero di giorni vicini alla media; novembre, come per luglio, maggiori giorni piovosi rispetto alle piogge danno indicazioni di una maggiore distribuzione delle stesse nell'arco del mese. Durante l'ultimo anno di indagine si consolideranno le serie di dati raccolti e si svilupperanno le analisi statistiche più adatte per la valutazione del cambiamento climatico in atto nell'areale del Lago Maggiore.

2. DIPENDENZA DEL MESCOLAMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL'AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE

Claudia Dresti, Walter Ambrosetti

L'obiettivo della seguente ricerca è la raccolta ed analisi dei principali parametri limnologici nel punto di massima profondità del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa) e delle informazioni relative alla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza), al fine di determinare la profondità di mescolamento del lago. Le modificazioni nel tempo del regime di mescolamento lacustre vengono analizzati facendo riferimento a grandezze quali il contenuto di calore del lago e la stabilità. Infine, viene indagato il trend della profondità di mescolamento nel corso degli anni, nell'ottica di comprendere la sua evoluzione futura in relazione ai cambiamenti climatici e ai parametri meteorologici.

2.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2017, si è proseguito con una serie di sopralluoghi e campionamenti, sia a profondità discrete che in continuo lungo la colonna d'acqua (mediante sonda multiparametrica), nel sito di maggiore profondità del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa). I dati raccolti hanno permesso la verifica dell'effettiva estensione dello strato mescolato invernale, consentendo l'aggiornamento della serie storica di tale dato. E' stato inoltre possibile analizzare la distribuzione verticale lungo la colonna d'acqua di alcuni parametri fisici e chimici, in particolare la temperatura dell'acqua, la concentrazione dell'ossigeno disciolto e la conducibilità. Si riportano in figura 2.1 a titolo di esempio i profili di temperatura dell'acqua ricavati nel periodo di massimo mescolamento a fine inverno e di massima stratificazione durante l'estate.

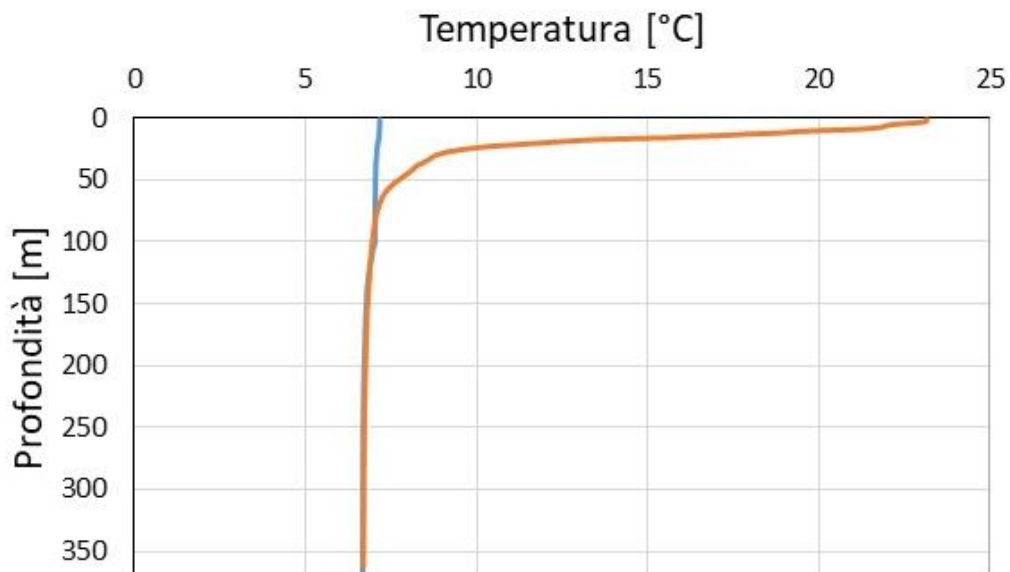


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2017, raggiungendo una profondità di ca. 60 m. Infatti, nonostante si sia raggiunta una condizione di omeotermia fino a circa 100 m di profondità a fine gennaio, l'analisi dei dati di ossigeno e conducibilità mostra che l'estensione dello strato mescolato non va oltre i 60 m. Tale valore è in linea e addirittura inferiore a quello degli ultimi anni, avendo l'omogeneizzazione raggiunto i 65 m nel 2014, i 70 m nel 2015 e i 75 nel 2016. Si riporta in figura 2.2 la serie storica dei valori di profondità di mescolamento per moti convettivi.

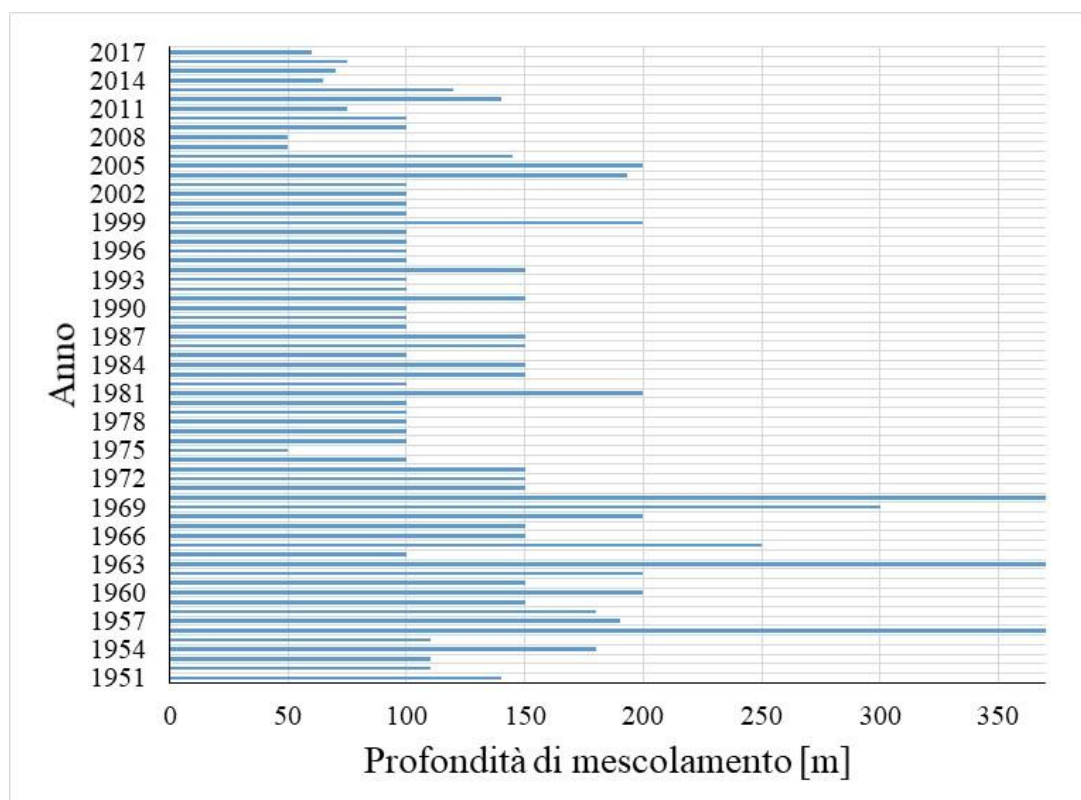


Fig.2.2. Profondità di mescolamento del Lago Maggiore per moti convettivi valutata dal CNR ISE a partire dal 1951.

Le indagini condotte nel 2017 hanno dunque confermato la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria. La temperatura media invernale (dicembre 2016 - febbraio 2017), ricavata dai dati della stazione meteo di Verbania Pallanza, è risultata essere 4.05 °C, leggermente superiore alla media invernale per il periodo 1999-2016 pari a 3.91 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2016 è stato registrato un valore medio di 4.5 °C, contro una media pluriennale per il mese di dicembre pari a 3.93 °C, mentre per il mese di febbraio è stato registrato un valore medio di 6.1 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 4.53 °C. Fa eccezione il mese di gennaio 2017, in cui la temperatura media è risultata essere 1.7 °C, contro una media pluriennale di 3.33 °C. Il mese di gennaio è risultato quindi essere molto freddo e ha fatto sì che l'omeotermia raggiungesse i primi 100 m di profondità del lago.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.34 m/s, contro una media invernale per il periodo 1999-2016 pari a 1.43 m/s. Più in dettaglio, il mese di dicembre 2016 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.27 m/s, contro una media pluriennale per lo stesso mese di 1.47 m/s, mentre il mese di gennaio 2017 ha presentato un valore medio di 1.6 m/s, questo leggermente più alto rispetto alla media pluriennale (1.41 m/s), ma comunque insufficiente ad innescare un mescolamento profondo del lago nonostante le basse temperature dell'aria rilevate nello stesso mese. Infine, il mese di febbraio 2017 ha presentato un valore medio di velocità del vento pari a 1.2 m/s, leggermente inferiore alla media pluriennale (1.41 m/s).

In figura. 2.3 sono riportati gli andamenti della temperatura dell'aria e della velocità del vento per l'inverno 2016-2017. Come si può notare, non sono stati registrati periodi con almeno alcuni giorni consecutivi in cui la velocità del vento fosse particolarmente elevata; di conseguenza, l'energia del vento non è stata sufficiente per una completa omogeneizzazione. Come già specificato nello scorso rapporto, il periodo di riferimento scelto per il calcolo delle medie pluriennali è stato il 1999-2016, perché nel 1998 è stato cambiato lo strumento di misura del vento e sarebbe quindi necessaria un'operazione di omogeneizzazione dei dati per poter utilizzare tutta la serie storica.

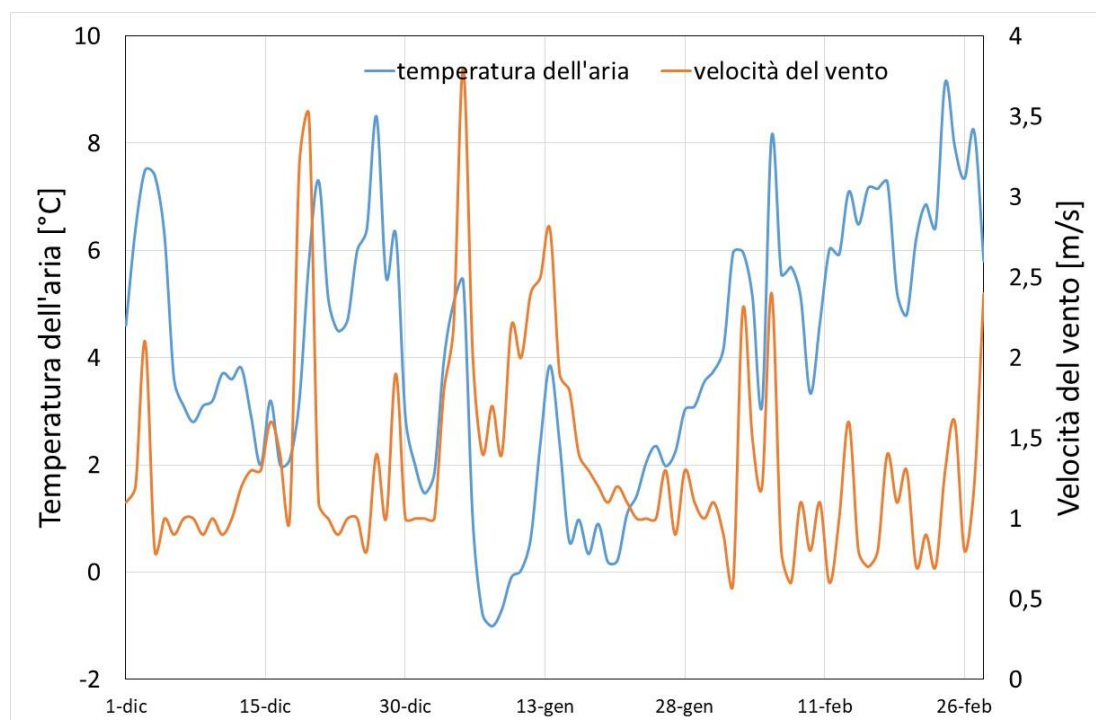


Fig. 2.3. Temperatura dell'aria e velocità del vento rilevate nella stazione di Verbania Pallanza nell'inverno 2016-2017.

Il contenuto di calore totale entro la massa lacustre nel 2017 è risultato più elevato rispetto al 2016, con un valore di 5772 MJ m⁻² rispetto ai 5346 MJ m⁻² dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6356 MJ m⁻², dato fra i più elevati mai registrati e sugli stessi livelli di quello del 2016 (6320 MJ m⁻²), del 2015 (6329 MJ m⁻²), del 2010 (6344 MJ m⁻²) e del 1998, quando con 6.401 MJ m⁻² si è stabilito il

massimo assoluto del cinquantennio. Si riporta in figura 2.4 la serie storica dell'andamento del contenuto di calore totale nel lago.

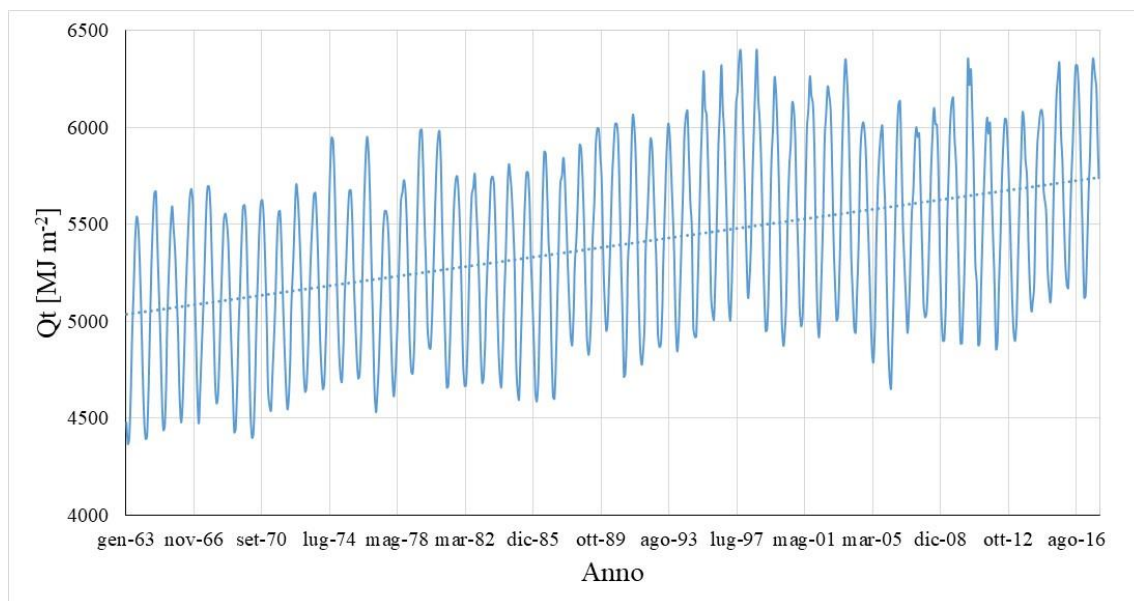


Fig. 2.4. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2017.

La figura 2.5 riporta l'andamento dei massimi e dei minimi annuali del contenuto di calore del Lago Maggiore.

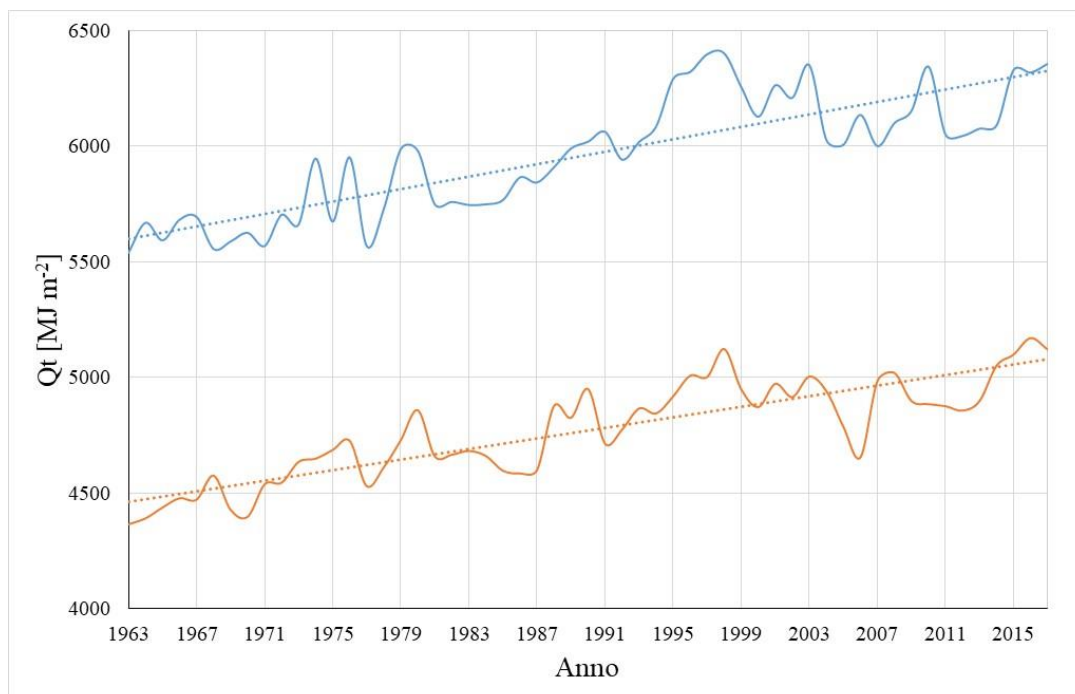


Fig. 2.5. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2017.

Dalle figure 2.4 e 2.5 si può evincere un chiaro aumento del contenuto di calore totale, minimo e massimo delle acque lacustri, tendenza comune nei laghi profondi della zona temperata.

Come anticipato precedentemente, la profondità di mescolamento per moti convettivi alla fine dell'inverno 2016-2017 ha raggiunto circa i 60 m. In figura 2.6 è rappresentata la distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre. Il periodo di massima omogeneizzazione termica è a cavallo fra gennaio e febbraio e riguarda uno strato del lago di circa 100 m di profondità.

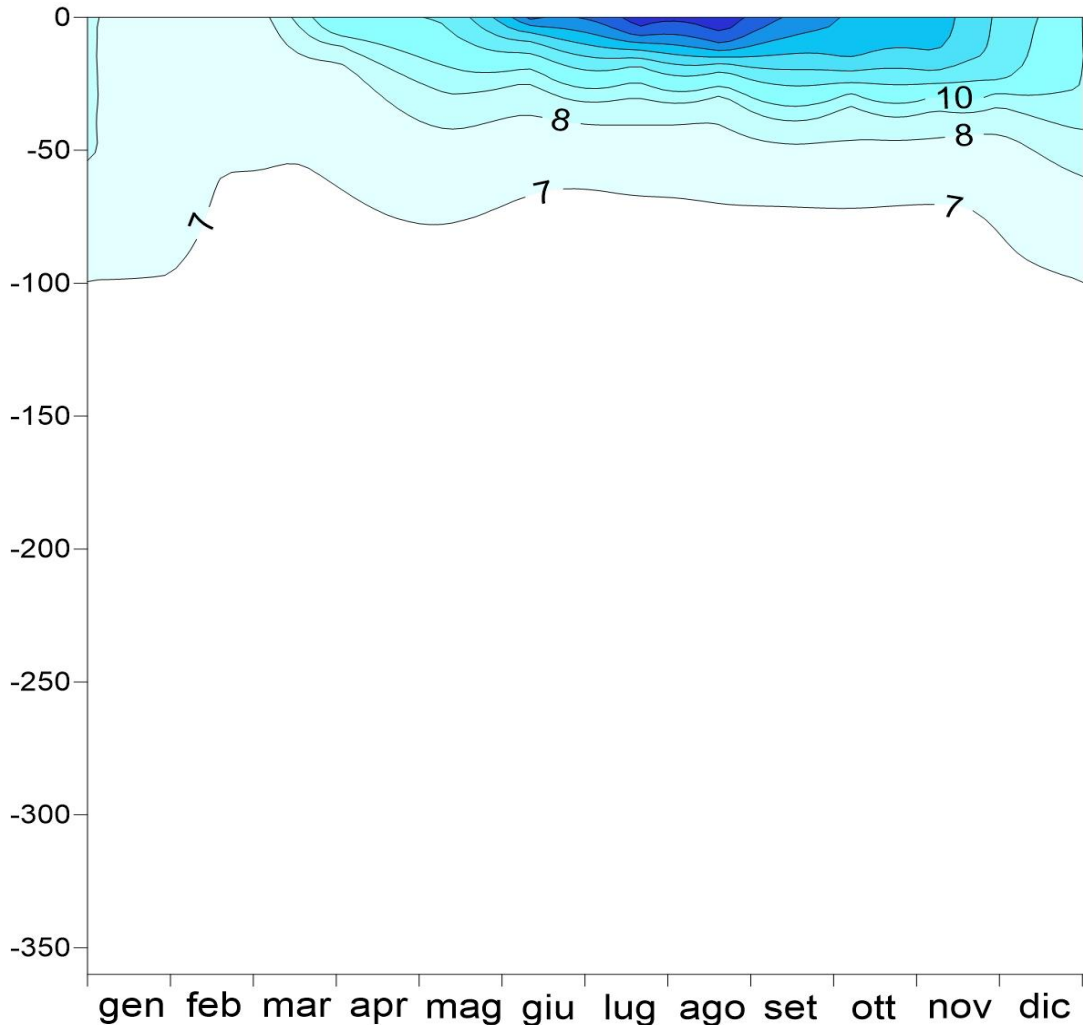


Fig. 2.6. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2017.

In figura 2.7 è rappresentata la distribuzione verticale della concentrazione di O₂ misurata dalla superficie al fondo del lago: è interessante notare che nello strato profondo, sotto i 150 m, la concentrazione di O₂ per tutto l'anno si mantiene inferiore ai 6.5 mg L⁻¹ raggiungendo addirittura valori inferiori ai 5 mg L⁻¹, che mostrano la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio profondo di acqua fredda, sia di origine litorale che per moti convettivi. Si nota inoltre che, nonostante la temperatura dell'acqua sia risultata omogenea per uno strato di 100 m, per l'ossigeno ciò non avviene e un valore omogeneo si ha solo per i primi 60 m di profondità a fine gennaio. I valori di ossigeno

registrati nel 2017 sono sullo stesso livello di quelli registrati l'anno precedente, con concentrazioni invernali fra le più basse di tutta la serie dati (CNR ISE, 2016; Rogora *et al.*, 2018).

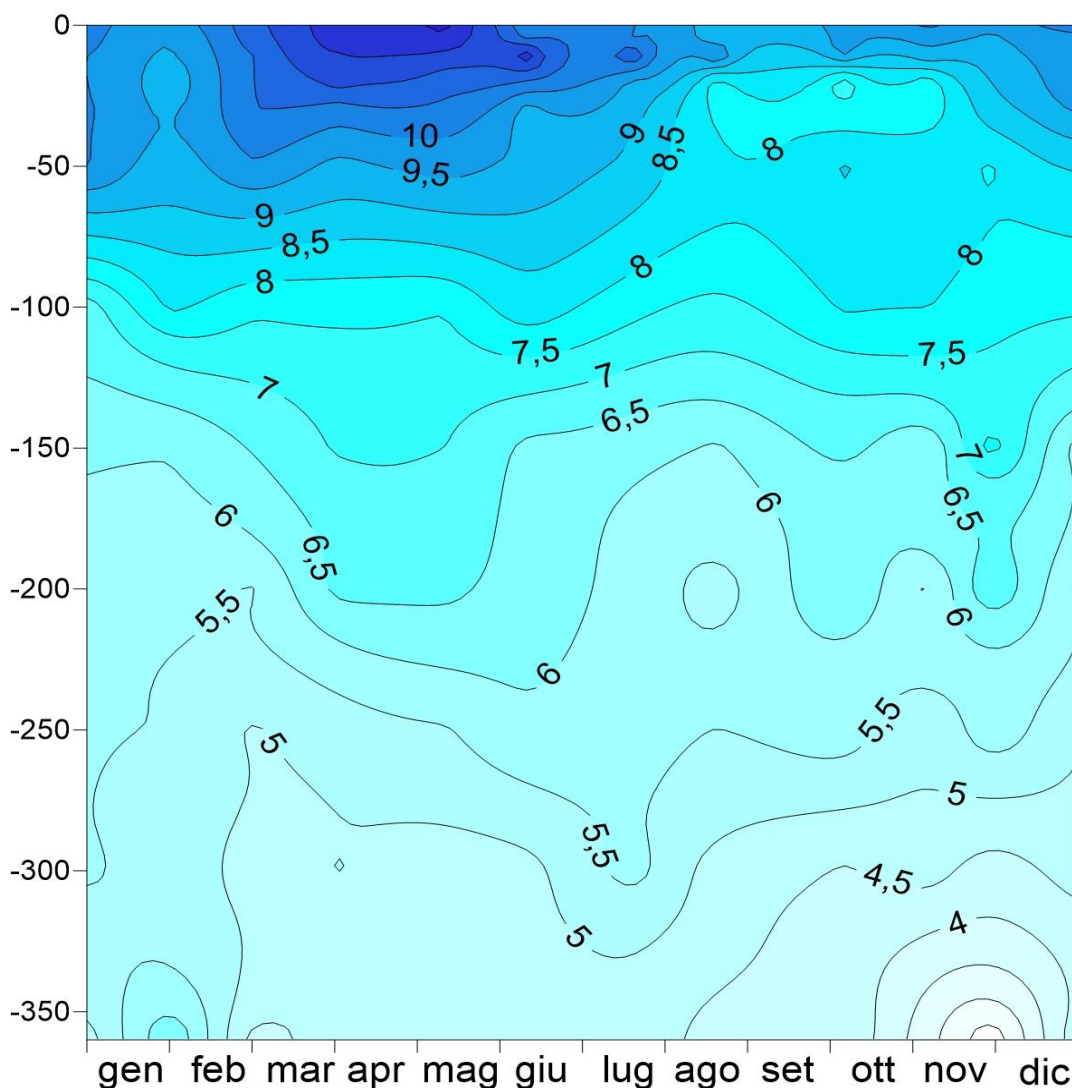


Fig. 2.7. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2017.

Risulta infine interessante analizzare l'andamento della stabilità di Schmidt (Schmidt, 1928; Idso, 1973), ossia il lavoro richiesto per mescolare un lago termicamente stratificato e raggiungere condizioni isoterme senza aggiunta o sottrazione di calore dall'esterno. Più il valore di stabilità è basso, meno lavoro sarà richiesto al vento per mescolare un lago. Viceversa, ad un valore alto di stabilità, si associa una notevole difficoltà di mescolamento, perché è necessario un lavoro molto importante da parte del vento. Non è comunque detto che, se il valore della stabilità risulta basso, il mescolamento si verifichi sicuramente. Infatti, in assenza di venti significativi e di inverni particolarmente freddi, l'energia esterna potrebbe comunque non essere sufficiente a far avvenire il mescolamento. Figura 2.8 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2017 (dal 1981 i dati dei campionamenti sono regolari durante l'anno). Da essa si evince un chiaro trend in

aumento di tale parametro, che conferma la difficoltà sempre maggiore ad ottenere una omogeneizzazione completa o quantomeno profonda delle acque lacustri.

La Figura 2.9 riporta l'andamento dei minimi annuali della stabilità di Schmidt. Tali minimi vengono rilevati a fine inverno e, tanto più risultano bassi, tanto più è probabile che il lago si mescoli perché è sufficiente un vento moderato (purché persista per almeno alcuni giorni) per innescare l'omogeneizzazione. Anche i minimi presentano un chiaro trend in aumento. Il valore calcolato per il 2017 risulta più basso rispetto a quello dei 3 anni precedenti, ma comunque lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago.

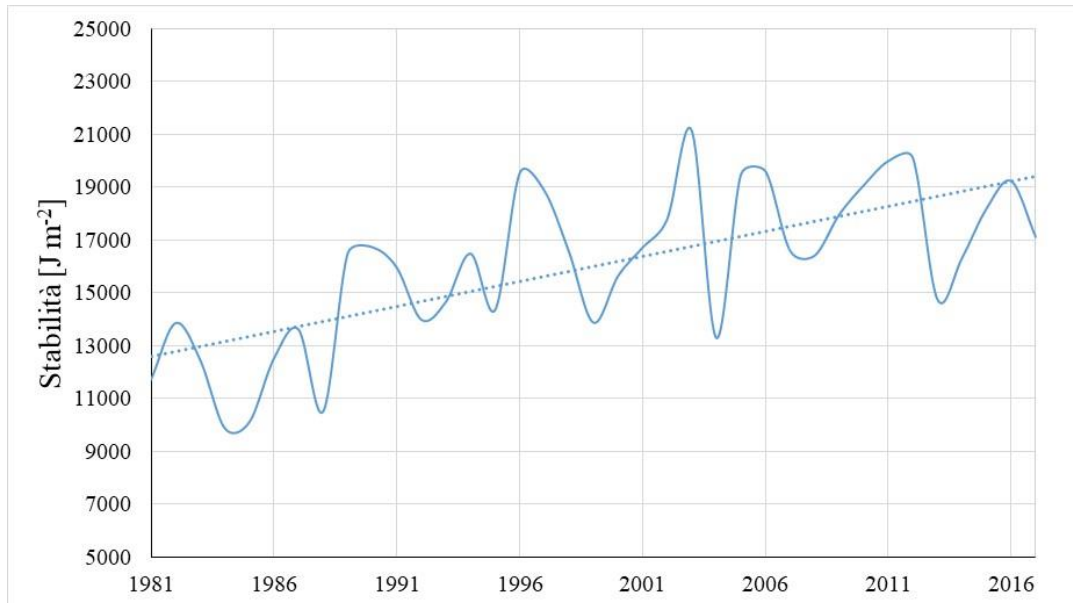


Fig. 2.8. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

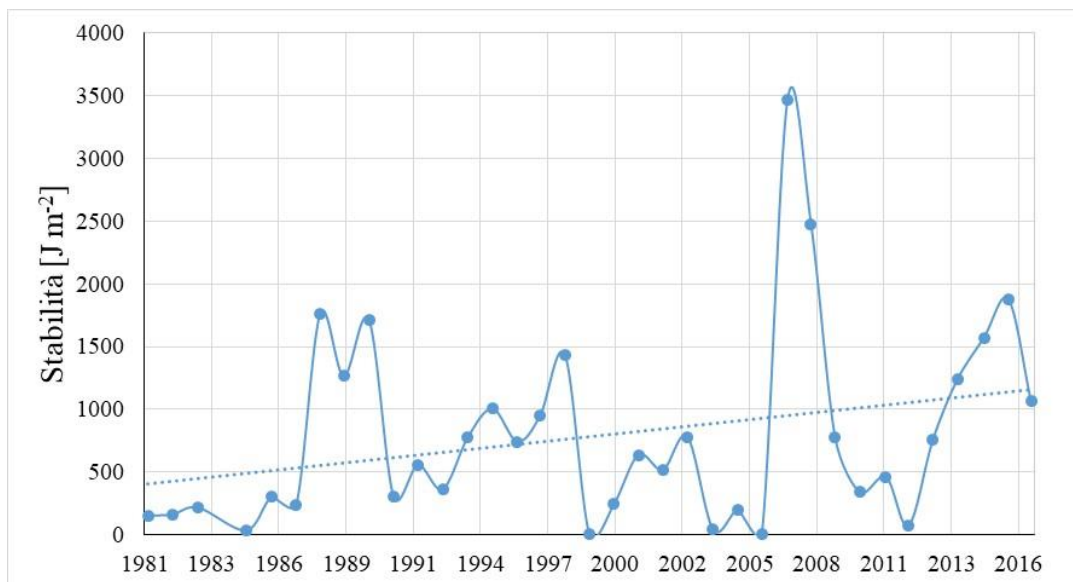


Fig. 2.9. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

L'analisi dei valori di stabilità è stata funzionale a valutare gli effetti, oltre che sul mescolamento del lago, anche sulla ricarica di ossigeno nello strato profondo e sulle dinamiche di nutrienti e a confrontare la situazione del Lago Maggiore con quella degli altri laghi profondi subalpini (Garda, Como, Iseo, Lugano). Per i risultati si rimanda a Rogora *et al.*, 2018.

2.2. Scenari previsionali

Come accennato nel paragrafo precedente e nello scorso rapporto, la profondità di mescolamento del Lago Maggiore sta diminuendo negli ultimi anni. Ciò è dovuto principalmente ai cambiamenti climatici globali, sia di origine naturale (NAO, Livingstone, 2003; Salmaso *et al.*, 2014) che antropica, derivante dalle emissioni di gas serra. Lo scorso anno si sono presentati i primi risultati di uno studio in corso volto a comprendere quale aumento di temperatura delle acque del lago ci si dovrà attendere in futuro e come questo influenzerà la stratificazione e il mescolamento (Fenocchi *et al.*, 2017, 2018). Tale studio considera gli scenari di cambiamento climatico CH2011 relativi alla temperatura dell'aria (CH2011, 2011; Fischer *et al.*, 2015), per il periodo 2016-2085 e per la regione a sud della Svizzera, che comprende anche il lago Maggiore. Essi considerano 3 scenari di emissioni future:

- a) A2, che rappresenta una situazione di crescita economica incontrollata, con conseguente aumento incontrollato delle emissioni;
- b) A1B, che considera una diminuzione delle emissioni a partire dal 2050, dovuta all'impiego di tecnologie rinnovabili;
- c) RCP3PD, secondo il quale le emissioni diminuiranno a partire dal 2020, come conseguenza degli accordi di Cancun.

Per ciascuno di questi scenari, vengono forniti 3 livelli di probabilità: “lower”, che rappresenta il percentile 2.5, “medium”, corrispondente al 50esimo percentile, e “upper”, che rappresenta il percentile 97.5.

In aggiunta a questi 9 scenari, è stato considerato uno scenario STAT2016, che indaga cosa succederebbe se le emissioni si stabilizzassero al livello attuale.

Per quanto riguarda la variazione degli altri parametri meteorologici (radiazione solare, umidità relativa e velocità del vento), sono stati considerati i dati registrati a Pallanza nel periodo 1998-2014. Data la struttura di dipendenza fra le variabili nel suddetto periodo, è stato utilizzato il generatore di condizioni climatiche VG (Schlabing *et al.*, 2014) per simulare l'evoluzione degli altri parametri meteo per il periodo 2016-2085.

Tali parametri meteo (temperature dell'aria date dagli scenari CH2011 e altri parametri meteo simulate con VG) per il periodo 2016-2085 sono stati usati con input per il modello General Lake Model (GLM; Hypsey *et al.*, 2014), per calcolare i profili verticali di temperatura, salinità e densità tenendo conto degli effetti di immissari ed emissari sul bilancio idrologico, sul riscaldamento delle acque e sul mescolamento.

Tale modello ha permesso di simulare l'evoluzione termodinamica del Lago Maggiore per il periodo 2016-2085, per ciascuno dei 10 scenari considerati.

Nell'ultimo anno di attività, si è indagata con maggiore attenzione la durata dei periodi di stratificazione stabile. In particolare, nella figura 2.10, si riporta l'evoluzione dei giorni di inizio e di fine del periodo di stratificazione stabile per il lago Maggiore e l'evoluzione della durata di tale periodo.

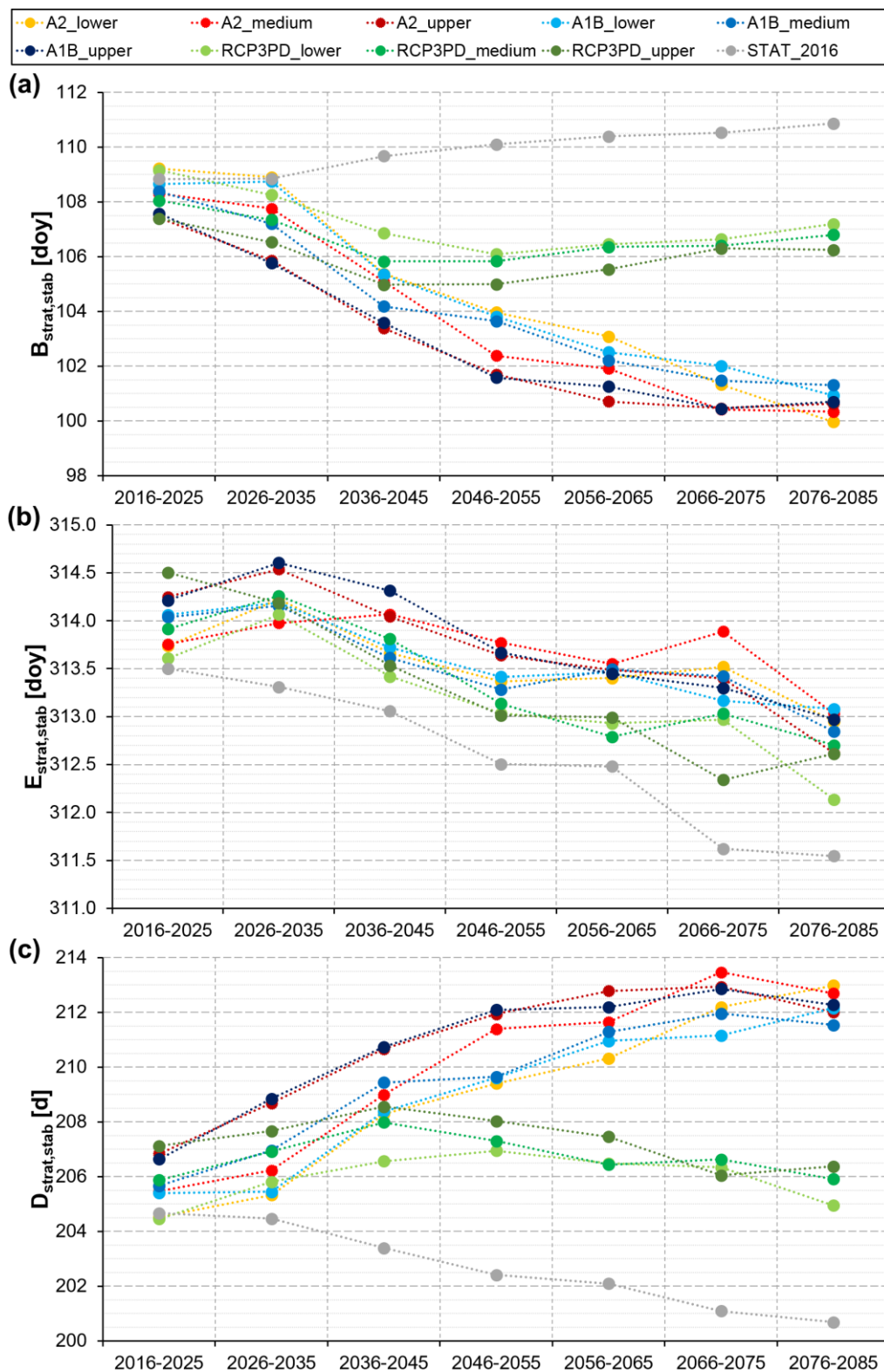


Fig. 2.10. Evoluzione del giorno di inizio (a), giorno di fine (b) e durata (c) del periodo di stratificazione stabile per il periodo 2016-2085 per i 10 scenari considerati.

Dalla Fig. 2.10, si può notare che il periodo di stratificazione stabile inizierà circa una settimana prima nel 2085 per gli scenari A2 e A1B, mentre per gli scenari RCP3PD e STAT_2016 è prevista un'anticipazione di 1-2 giorni e un ritardo di circa 2 giorni

rispettivamente. Per quanto riguarda la fine della stratificazione, si prevede che essa avverrà 1-2 giorni prima nella maggior parte dei casi, con risultati più significativi per lo scenario STAT_2016. L'effetto globale è quindi un aumento di circa 6 giorni della durata del periodo di stratificazione stabile per gli scenari A2 e A1B, un recupero della durata dell'inizio del periodo di simulazione per RCP3PD e una diminuzione di circa 4 giorni per lo scenario STAT_2016. Per ulteriori approfondimenti si rimanda a Fenocchi *et al.* (2018).

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Andrea Fenocchi dell'Università degli Studi di Pavia, con il quale è stato sviluppato il modello GLM per il Lago Maggiore.

Bibliografia

- CH2011. 2011. Swiss Climate Change Scenarios CH2011. Published by C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC. Zurich, Switzerland.
- CNR-ISE. 2016. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013–2015. Campagna 2015 e Rapporto triennale 2013–2015. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere:146.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti. 2017. Relevance of inflows on the thermodynamic structure and on the modeling of a deep subalpine lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Limnologica* 63:42-56. doi:10.1016/j.limno.2017.01.006.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti, 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Climate Dynamics*. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4094-6>.
- Fischer A.M., M.A. Liniger, C. Appenzeller. 2015. Climate scenarios of seasonal means: extensions in time and space. CH2011 Extension Series No. 2. Zurich, Switzerland.
- Hipsey M. R., L.C. Bruce, D.P. Hamilton. 2014. GLM - General Lake Model: Model overview and user information. AED Report #26, The University of Western Australia, Perth, Australia. 42 pp.
- Idso S.B. 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (4): 681-682.
- Livingstone D.M., 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climate change* 57: 205-225.
- Rogora M., Buzzi F., Dresti C., Leoni B., Lepori F., Mosello R., Patelli M., Salmaso N., 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3623-y>.
- Salmaso N., F. Buzzi, L. Cerasino, L. Garibaldi, B. Leoni, G. Morabito, M. Rogora, M. Simona. 2014. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia* 731(1):31-48. doi:10.1007/s10750-013-1659-6.
- Schmidt W. 1928. Ueber Temperatur und Stabilitätsverhältnisse von Seen. *Geogr. Ann.* 10: 145-177.

3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI

Michela Rogora, Paola Giacomotti, Rosario Mosello, Arianna Orrù, Gabriele Tartari

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2017 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (località Ghiffa) alle profondità di 0, -5, -10, -20, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. Al momento del prelievo dei campioni sono stati eseguite la misura della trasparenza con il disco di Secchi ed è stato eseguito un profilo di temperatura e conducibilità lungo la colonna d'acqua mediante la sonda Idronaut CDC304. Su tutti i campioni raccolti sono stati determinati pH, conducibilità, alcalinità (metodi potenziometrici), ossigeno disciolto (metodo di Winkler), nutrienti algali (fosforo reattivo e totale, azoto ammoniacale, nitrico e totale, silicati) (spettrofotometria UV-visibile) ed i principali anioni e cationi (cromatografia ionica). Nel campionamento di marzo sono stati inoltre determinati i principali metalli in tracce mediante ICP-OES con nebulizzatore ultrasonico.

I principali tributari del Lago Maggiore ed il Ticino emissario sono stati anch'essi campionati con frequenza mensile nel corso del 2017. Il campionamento è stato eseguito in prossimità del punto di ingresso a lago. La temperatura è stata misurata al momento del campionamento con un termometro a pozzetto. Sui campioni prelevati sono state eseguite le stesse analisi previste per le acque lacustri con l'eccezione dell'ossigeno disciolto e dei metalli.

Tutte le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR ISE di Verbania, con le metodiche analitiche in uso e già utilizzate nel corso delle precedenti campagne sul Lago Maggiore. Il laboratorio adotta regolarmente controlli di qualità sia interni (es. utilizzo carte di controllo, verifica del bilancio ionico, confronto conducibilità misurate e calcolate) che esterni (es. analisi di campioni certificati, partecipazione ad esercizi di intercalibrazione), per garantire la qualità dei dati prodotti e la loro confrontabilità nel tempo. I dettagli sulle metodiche analitiche e sui controlli di qualità adottati nel laboratorio sono disponibili al sito web <http://www.idrolab.ise.cnr.it/>.

I dati dell'anno 2017 sono messi a confronto nel presente rapporto con quelli disponibili dalle precedenti campagne (Rogora et al., 2017), utilizzando, nel caso delle acque lacustri, le medie ponderate sui volumi per lo strato epilimnico (0-25 m), ipolimnico (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m) delle variabili chimiche principali. Analogamente, nel caso dei tributari, i dati 2017 sono stati considerati unitamente a quelli degli anni precedenti (Rogora et al., 2017) per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne le concentrazioni e gli apporti dei composti di fosforo e azoto. Per i tributari per i quali erano disponibili i dati giornalieri di portata (Bardello, Boesio, Ticino Immissario, Toce, Cannobino, San Bernardino, Strona e Tresa, drenanti complessivamente circa il 67% del bacino) e per il Ticino emissario si sono calcolati i carichi annui di fosforo e azoto a partire dalle concentrazioni mensili. Per i tributari San Giovanni e Erno il calcolo è stato eseguito ricostruendo i valori di portata sulla base di correlazioni con i dati di tributari con caratteristiche simili dal punto di vista morfometrico ed idrologico. Infine, per i

tributari Maggia, Verzasca, Giona e Vevera (19% del bacino) gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari (escludendo Bardello e Boesio). I dati delle portate per Toce, San Bernardino e Strona sono stati forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale. Per maggiori dettagli sui dati di portata si rimanda al Capitolo 1 del presente rapporto.

3.1. Acque lacustri

In Tab. 3.1 sono riportati i valori medi sulla colonna d'acqua delle variabili chimiche analizzate mensilmente nel corso del 2017.

Tab. 3.1 – Valori medi sulla colonna d'acqua (ponderati sui volumi) delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa) nel corso del 2017.

	10.01	07.02	03.03	03.04	09.05	05.06	10.07	07.08	18.09	16.10	06.11	04.12
Temp. °C	7,3	6,9	6,9	7,2	7,7	7,9	8,4	8,6	8,5	8,4	8,1	7,8
O ₂ mg L ⁻¹	7,50	7,50	7,68	7,96	7,97	7,85	7,48	6,86	7,27	6,96	7,42	7,17
O ₂ %	64	63	65	68	69	68	66	61	64	61	65	62
pH	7,26	7,32	7,27	7,41	7,34	7,36	7,33	7,33	7,27	7,25	7,28	7,27
Cond. µS cm ⁻¹	147,6	149,4	150,4	150,3	150,2	150,0	149,4	149,3	148,9	149,3	148,6	149,9
Alc. meq L ⁻¹	0,816	0,816	0,819	0,819	0,817	0,807	0,814	0,811	0,805	0,808	0,802	0,812
N-NH ₄ µg L ⁻¹	2	2	5	6	5	3	4	4	3	1	4	3
N-NO ₃ µg L ⁻¹	765	808	791	795	788	789	780	780	786	769	750	773
NT mg L ⁻¹	0,92	0,91	0,88	0,90	0,87	0,90	0,90	0,90	0,86	0,89	0,89	0,83
PR µg L ⁻¹	11	9	10	10	11	9	9	9	8	9	7	11
PT µg L ⁻¹	13	12	13	12	13	11	12	11	11	12	10	14
Si mg L ⁻¹	1,72	1,69	1,77	1,67	1,67	1,63	1,73	1,67	1,66	1,69	1,60	1,73

3.1.1 Temperatura e ossigeno disciolto

Nel corso dei campionamenti mensili sul Lago Maggiore sono stati eseguiti dei profili verticali di temperatura e conducibilità mediante sonda multiparametrica. Questi dati, unitamente a quelli discreti di ossigeno disciolto e altre variabili chimiche, permettono di descrivere le dinamiche di mescolamento/stratificazione delle acque lacustri trattate in dettaglio nel Capitolo 2.

In figura 3.1 è riportato l'andamento delle temperature mensili nello strato superficiale (epilimnio: 0-25 m), profondo (ipolimnio: 25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m) nell'ultimo decennio. Nel 2017 le massime estive in epilimnio (17,7 °C ad agosto) sono state simili a quelle dell'anno precedente, non raggiungendo i massimi del 2015 o di altri anni con estati particolarmente calde (valori medi in epilimnio prossimi a 19 °C). Si deve però sottolineare come, trattandosi di dati mensili, potrebbero non venire rilevati brevi periodi con aumenti o diminuzioni repentine di temperatura tra un campionamento e l'altro.

I minimi invernali sono stati attorno a 7,0-7,3 °C (tra gennaio e marzo), confermando la tendenza ad un progressivo aumento di questi valori tardo invernali,

che deriva da condizioni miti e scarsamente ventose, come descritto in maggior dettaglio nel Capitolo 2 del presente rapporto. Anche i minimi in ipolimnio sono in progressivo aumento: sono infatti stati pari a 6,9 °C nell'ultimo triennio, mentre erano generalmente compresi tra 6,5 e 6,7 °C negli anni precedenti (Fig. 3.1).

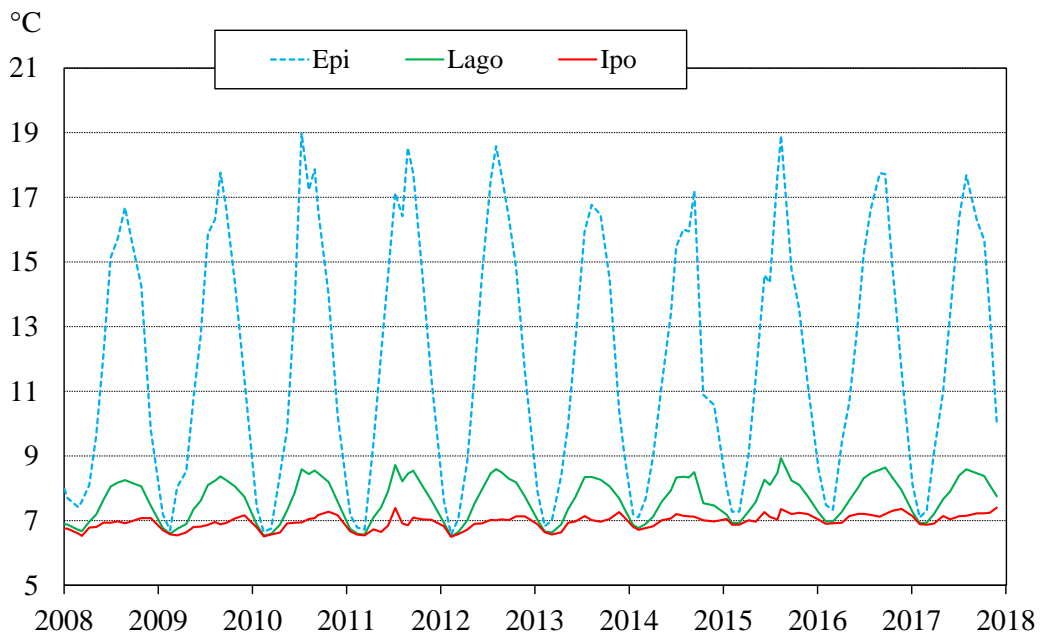


Fig. 3.1 Valori della temperatura media delle acque in epilimnio (0-25 m), ipolimnio (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua nel periodo 2008-2017 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

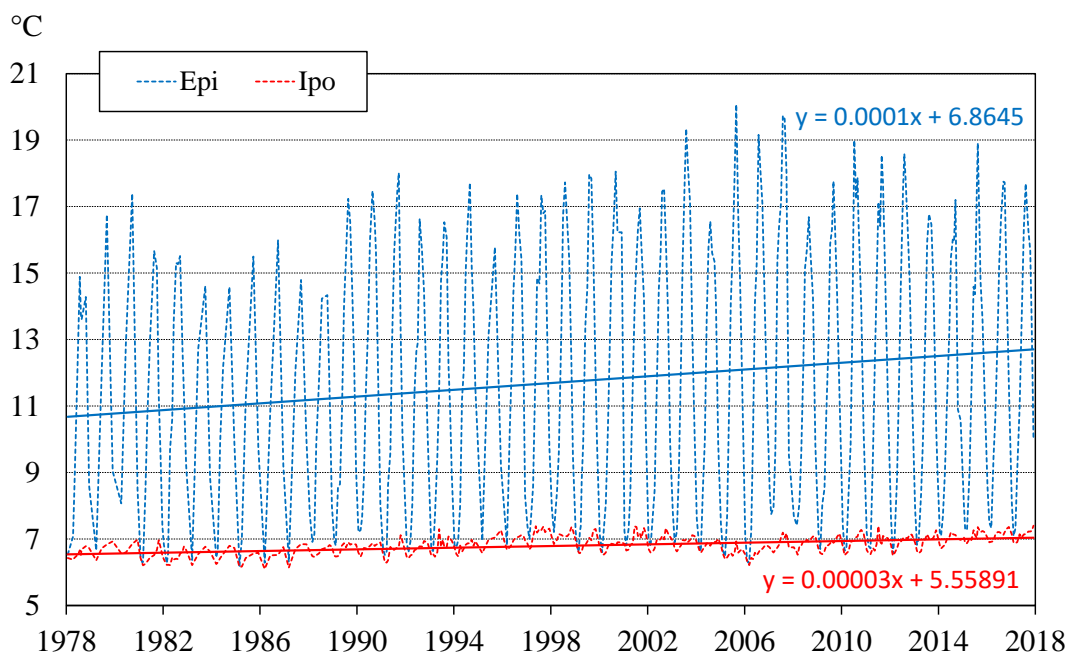


Fig. 3.2 Trend a lungo termine (1978-2017) e regressioni lineari delle temperature medie mensili delle acque in epilimnio (0-25 m) e ipolimnio (25-360 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Considerando la serie storica dei dati disponibili del 1978 (Figura 3.2), si può osservare come il riscaldamento del lago stia interessando sia le acque superficiali che quelle profonde, pur in modo diversificato. L'aumento di temperatura delle acque superficiali è stato abbastanza regolare, anche se ha subito un'intensificazione dagli anni '90. La tendenza si può quantificare in circa $0,04 \text{ }^\circ\text{C a}^{-1}$ per le acque epilimniche, in linea con il tasso medio di aumento a livello globale ($0,34 \text{ }^\circ\text{C}$ per decade) riportato in O'Reilly et al. (2015), e $0,014 \text{ }^\circ\text{C a}^{-1}$ per quelle ipolimniche. Il diverso riscaldamento degli strati d'acqua contribuisce ad aumentare la stabilità delle masse d'acqua e quindi l'inerzia al mescolamento (Livingstone, 2003), spiegando così il sempre più limitato mescolamento tardo-invernale che interessa il Lago Maggiore così come gli altri laghi profondi subalpini (Rogora et al., 2018).

I valori del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2008-2017 in ipolimnio e nello strato profondo (al di sotto dei 200 m) sono riportati in Fig. 3.3. I dati del 2017 hanno mostrato la diminuzione dei valori di ossigeno, sia come concentrazione che come % di saturazione, in entrambi gli strati considerati: in particolare in ipolimnio i valori in alcuni mesi dell'anno sono risultati al di sotto della soglia di $7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, cosa già osservata nel 2016 e che si era verificata in precedenza sono nel 1976 e nel 1998, limitatamente però ad un solo campionamento. Ancora più eclatante è la situazione dello strato profondo, in cui si sono rilevati valori prossimi o inferiori a $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, situazione anche questa senza precedenti nelle serie storiche di dati disponibili dagli anni '70. In generale, dal 2016 in poi, i valori dello strato profondo si sono stabilizzati al di sotto dei $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, proseguendo una tendenza alla diminuzione iniziata dopo l'ultima circolazione completa del 2005-2006. La % di saturazione si attesta attorno al 60% in ipolimnio e al di sotto del 50% nello strato profondo, con valori prossimi al 40% negli ultimi mesi del 2017 (Fig. 3.3).

Allo scopo di comprendere meglio quali siano i fattori che condizionano le dinamiche dell'ossigeno negli strati profondi, è stata eseguita un'analisi delle relazioni tra le concentrazioni di ossigeno disciolto al di sotto dei 200 m di profondità, considerando tre diverse metriche (massimo valore alla circolazione tardo-invernale (febbraio-marzo): O_2max ; minimo valore al termine del periodo di stratificazione (ottobre-dicembre): O_2min ; consumo di ossigeno durante il periodo di stratificazione, ovvero la differenza tra O_2max e O_2min , $\text{O}_2\Delta$) ed alcune variabili: tra queste sono state selezionate variabili indicative del clima a scala locale (temperatura media dell'aria rilevata nella stazione di Pallanza nei mesi invernali: ATDJF) e a scala più ampia (Indici climatici Eastern Atlantic Pattern (EA) e North Atlantic Oscillation (NAO) e logaritmo della profondità massima di mescolamento alla circolazione tardo invernale ($\log Z_{\text{mix}}$). Studi precedenti sui grandi laghi subalpini hanno dimostrato il ruolo di alcuni indici climatici su larga scala, in particolare dell'Eastern Atlantic Pattern, nell'influenzare le dinamiche termiche e dei nutrienti (Salmaso et al., 2014). I valori di NAO e EA utilizzati sono quelli calcolati da NOAA-CPC e disponibili al sito <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/teledoc/ea.shtml>.

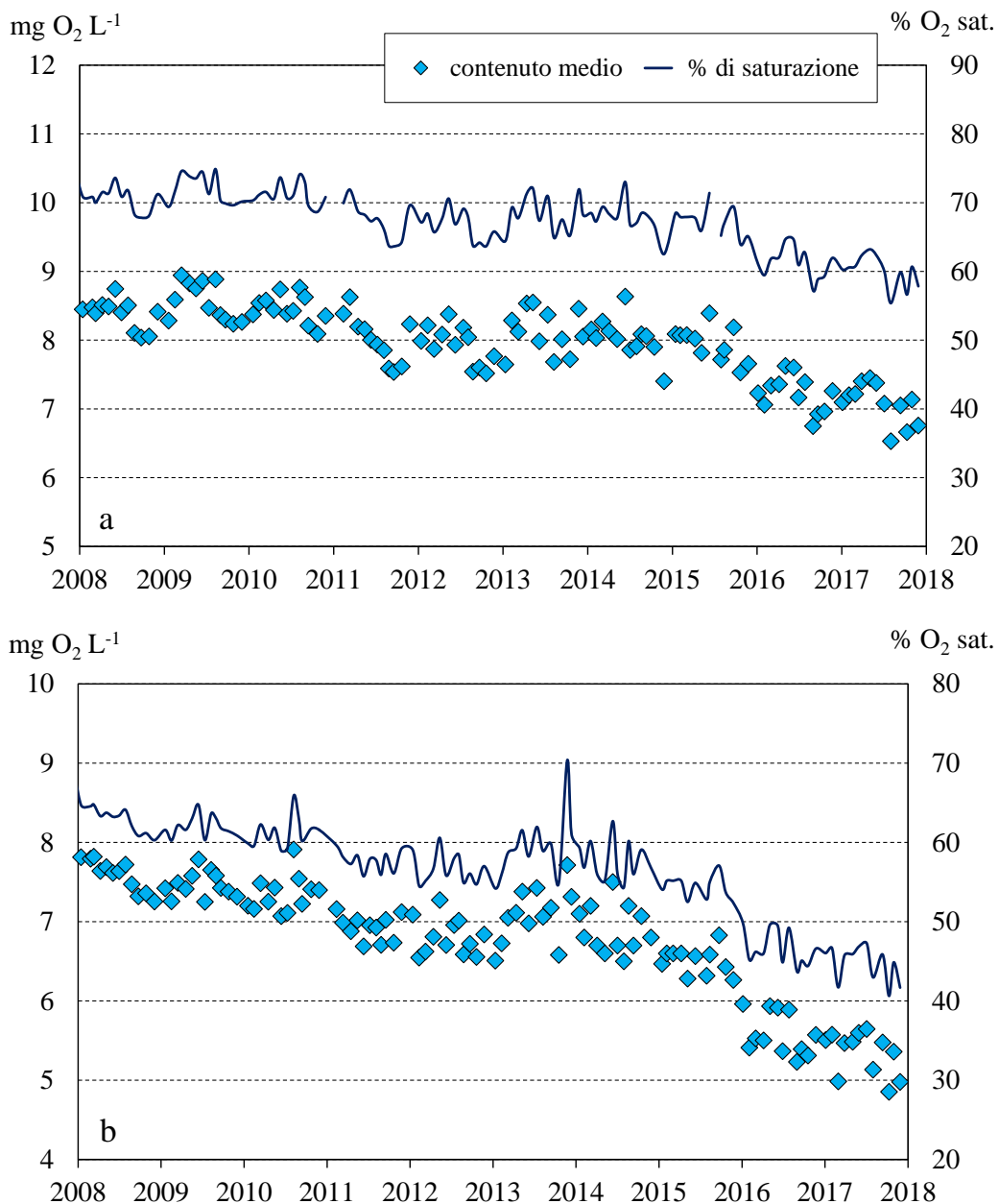


Fig. 3.3 Andamento nel periodo 2008-2017 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnio (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b).

I risultati dell'analisi, sotto forma di coefficienti di correlazione e livelli di significatività (Spearman's ρ , Monte Carlo permutation tests, $N=9999$), sono riportati in Tab. 3.2. Le metriche relative all'ossigeno risultano correlate significativamente sia alla temperatura dell'aria invernale che alla profondità di mescolamento ($p < 0.05$). Quest'ultima dipende a sua volta da fattori climatici sia a scala locale (ATDJF) che su larga scala, come dimostrato dalla relazione significativa con l'indice EA ($p < 0.001$). Non si osserva invece alcuna relazione con l'indice NAO.

Nel complesso si osserva quindi come il clima su larga scala influenzi fattori locali (temperatura dell'aria e dell'acqua, dinamiche di mescolamento) i quali a loro volta regolano le condizioni di ossigenazione delle acque profonde. Questo risultato è

stato riscontrato in un'analisi sinottica che ha considerato i grandi laghi subalpini (Rogora et al., 2018) e conferma la sempre maggior importanza dei fattori meteorologici nel regolare le dinamiche termiche e di ossigeno nei laghi profondi.

Tab. 3.2 – Coefficiente di correlazione (Spearman's ρ) e livello di significatività tra ossigeno disciolto nello strato al di sotto dei 200 m di profondità ($O_2\max$: (massimo valore alla circolazione tardo-invernale; $O_2\min$: minimo valore al termine del periodo di stratificazione; $O_2\Delta$: consumo di ossigeno durante il periodo di stratificazione) e variabili ambientali (AT_{DJF} , $\log Z_{mix}$, EA, NAO).+ $p < 0.1$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

	$O_2\max$	$O_2\min$	$O_2\Delta$	AT_{DJF}	$\log Z_{mix}$	EA	NAO
$O_2\max$		***	+	*	*		
$O_2\min$	0.951			**	*		
$O_2\Delta$	0.334	0.099					
AT_{DJF}	-0.456	-0.524	-0.015		*	*	*
$\log Z_{mix}$	0.499	0.503	0.311	-0.465		***	
EA	-0.296	-0.301	-0.116	0.423	-0.642		
NAO	-0.005	-0.067	0.143	0.415	0.113	-0.048	

La situazione descritta è ben lontana dal poter essere definita critica, in quanto il lago continua a presentare buone condizioni complessive di ossigenazione. Considerando i valori medi annui sulla colonna d'acqua, le concentrazioni di ossigeno disciolto sono state pari a 7,7 mg O_2 L^{-1} (65% di saturazione) sia nel 2016 che nel 2017. Anche questi valori presentano però una flessione rispetto a quelli degli anni precedenti, quando i valori medi erano stabilmente superiori a 8,0-8,5 mg O_2 L^{-1} (70-75% di saturazione). Questa tendenza ad una riduzione dei tenori di ossigeno, limitatamente all'ipolimnio, e alle acque profonde, accomuna il Lago Maggiore e i grandi laghi profondi subalpini: è emerso infatti come questi grandi bacini stiano andando incontro ad importanti modificazioni per effetto del sempre più limitato mescolamento verticale delle acque a fine inverno, con diminuzione dell'ossigeno e accumulo di fosforo nelle acque profonde tra le conseguenze più evidenti (Rogora et al., 2018). L'ultima circolazione completa che ha interessato le acque del Lago Maggiore e degli altri laghi profondi risale al 2005-2006; nel periodo intercorso da allora, di ormai 12 anni, l'ossigeno ipolimnico è andato progressivamente riducendosi a causa del consumo da parte dei processi di demolizione della sostanza organica e della mancata possibilità di riossigenazione dagli strati superficiali. In base agli scenari climatici futuri, questa situazione è destinata ad aggravarsi, come effetto della sempre maggior stabilità della massa d'acqua a seguito del riscaldamento climatico (Fenocchi et al., 2018).

3.1.2 Chimica di base e ioni principali

Il bilancio ionico delle acque lacustri nel campionamento di fine inverno, rappresentativo del momento di massimo mescolamento verticale della colonna d'acqua (3 marzo 2017) è riportato in Fig. 3.4, a confronto con i valori medi del decennio 2007-2016. Per ogni istogramma, la barra di sinistra riporta le concentrazioni delle specie ioniche con carica positiva (cationi) e quella di destra le concentrazioni

delle specie ioniche con carica negativa (anioni). I dati evidenziano la sostanziale stabilità del chimismo delle acque per quanto riguarda i soluti principali, con una conducibilità compresa tra i 148 e i 152 $\mu\text{s cm}^{-1}$ a 20 °C (150,4 $\mu\text{s cm}^{-1}$ nel 2017) ed un contenuto ionico totale tra 3,10 e 3,20 meq L^{-1} (3,14 meq L^{-1} nel 2017). Calcio e bicarbonati sono gli ioni prevalenti (35 e il 26% del contenuto ionico totale, rispettivamente), seguiti da solfati (19%) e magnesio (10%); gli altri ioni contribuiscono in misura inferiore al 4% e le concentrazioni dei cationi H^+ e NH_4^+ sono trascurabili.

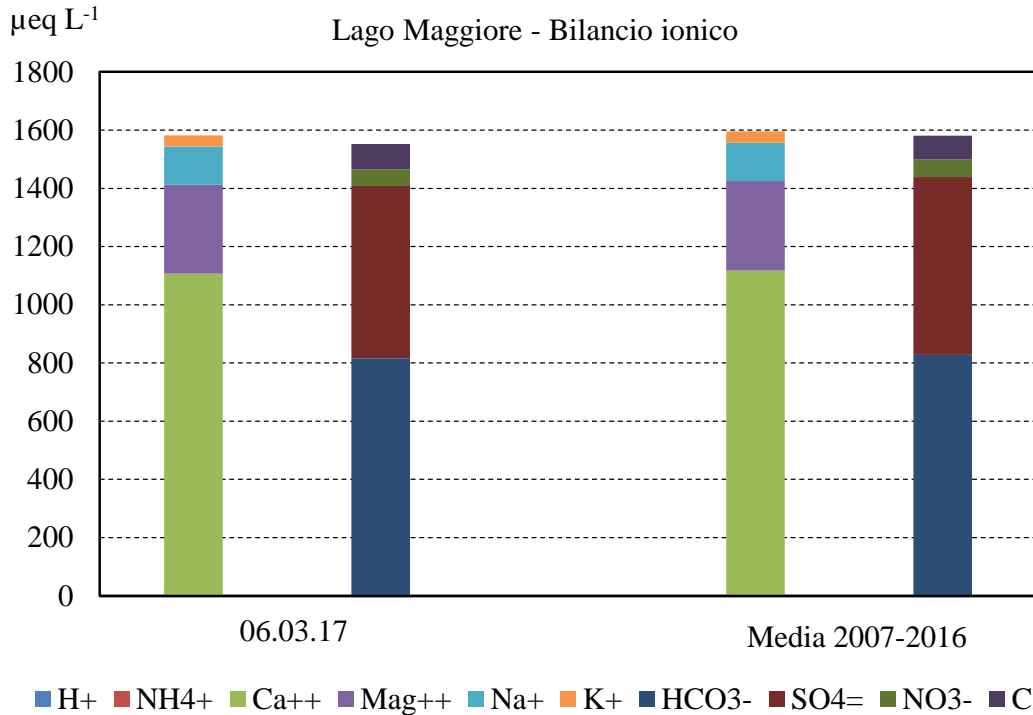


Fig. 3.4 Bilancio ionico delle acque del Lago Maggiore nel campionamento di marzo 2017 a confronto con i valori medi del periodo 2007-2016. Valori medi sulla colonna d'acqua dalla superficie al fondo.

Nella figura 3.5 sono riportati i valori medi di pH e ossigeno (come % di saturazione) misurati nello strato superficiale nel periodo 2008-2017. L'andamento stagionale di queste variabili si ripresenta in modo abbastanza regolare di anno in anno, con massimi nel periodo estivo in relazione alla produzione fitoplanctonica e minimi nei mesi invernali; i loro valori possono quindi dare indicazioni sul livello di produttività delle acque lacustri. I valori nel 2017 sono stati molto simili a quelli del 2016, con massimi di pH di 8,2 nei mesi tra giugno e agosto, e minimi di 7,5 nei mesi di gennaio e febbraio. I corrispondenti valori di saturazione di ossigeno sono stati 105-106% in estate e 79% in febbraio. I valori dell'ultimo biennio, per quanto riguarda i massimi estivi, sono risultati leggermente inferiori a quelli del 2015, anno in cui si erano raggiunte temperature particolarmente elevate nelle acque superficiali (Fig. 3.1). Nel complesso comunque queste variabili, le cui variazioni interannuali dipendono principalmente dalla maggiore o minore intensità della produttività biologica nel periodo estivo, non mostrano tendenze nell'ultimo decennio (Fig. 3.5).

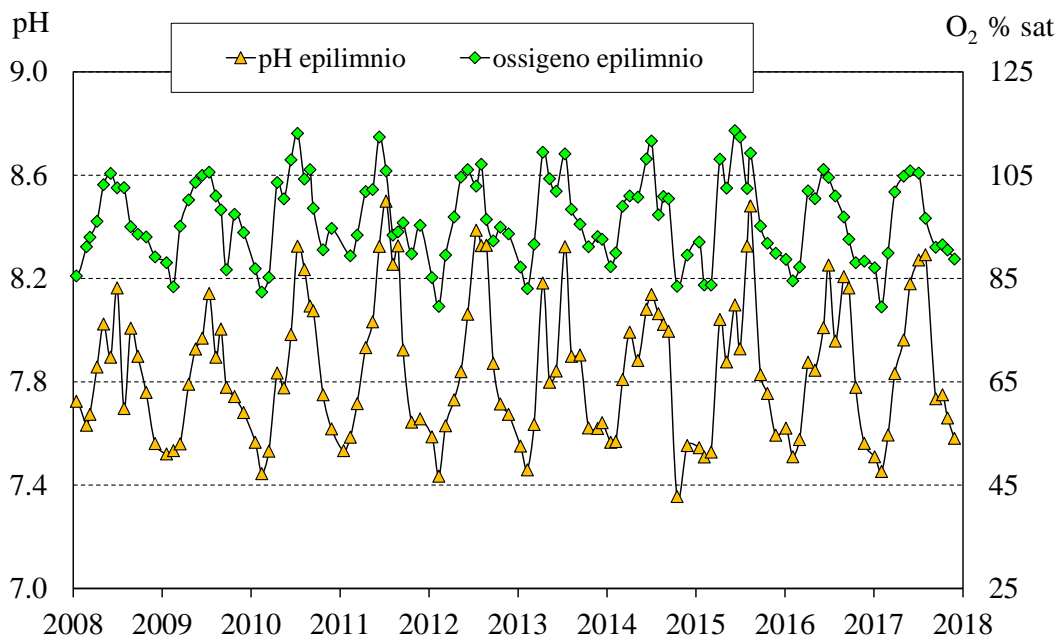


Fig. 3.5 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2008-2017 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 3.6 e 3.7 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2017 a confronto con l'ultimo decennio. Entrambe le variabili mostrano il tipico andamento stagionale, con massimi primaverili, generalmente a maggio, e minimi estivi, a seguito del processo di precipitazione del carbonato di calcio. L'andamento della conducibilità rispecchia quello dell'alcalinità essendo i bicarbonati, insieme al calcio, lo ione prevalente nelle acque lacustri (Fig. 3.4). L'andamento si è presentato anche nel 2017, quando si è passati da massimi di alcalinità e conducibilità di $0,82 \text{ meq L}^{-1}$ e $147 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ad aprile-maggio a minimi di $0,74 \text{ meq L}^{-1}$ e $138 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ in settembre (Fig. 3.6, 3.7). Nel 2017 è proseguita la tendenza ad una lieve diminuzione dei valori, sia di conducibilità che di alcalinità, in particolare per quanto riguarda i massimi primaverili. Nel periodo 2014-2017 i valori si sono mantenuti infatti attorno a $0,81\text{-}0,82 \text{ meq L}^{-1}$ e $147\text{-}148 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, rispetto a valori superiori a $0,85 \text{ meq L}^{-1}$ e $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ negli anni precedenti. Anche i valori medi sulla colonna d'acqua mostrano una leggera diminuzione nell'ultimo quinquennio, più evidente nel caso della conducibilità che risente della diminuzione delle concentrazioni di altri ioni come il calcio. Analizzando infatti l'andamento delle concentrazioni mensili degli ioni principali (calcio, magnesio, sodio, solfati, cloruri) nell'ultimo decennio (Fig. 3.8), si può osservare una lieve diminuzione per calcio e magnesio, passati da circa $22,5 \text{ mg L}^{-1}$ nella prima metà del decennio agli attuali $21,5 \text{ mg L}^{-1}$ e da circa $3,7\text{-}3,8 \text{ mg L}^{-1}$ a $3,6 \text{ mg L}^{-1}$ rispettivamente. I solfati, anch'essi in diminuzione nel periodo recente (2016-2016), hanno mostrato invece una ripresa dei valori nel 2017, con concentrazioni comprese tra $27,8$ e $29,3 \text{ mg L}^{-1}$. Le concentrazioni di sodio e cloruri, infine, dopo un periodo di progressivo aumento (Rogora et al., 2015), si sono stabilizzate nell'ultimo quinquennio attorno a $2,9\text{-}3,1 \text{ mg L}^{-1}$ per entrambe le variabili (Fig. 3.8).

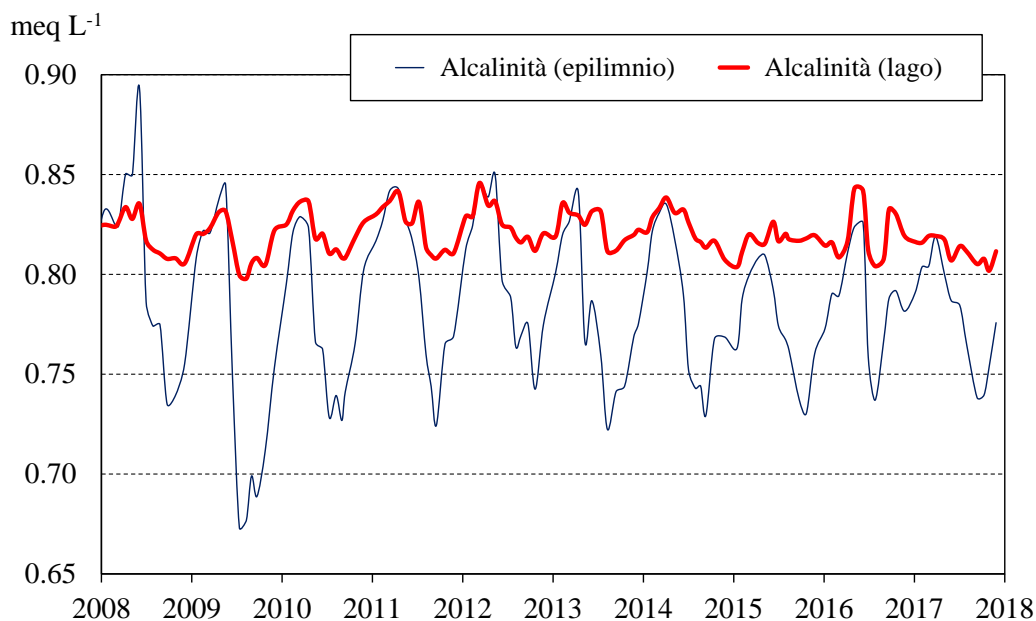


Fig. 3.6 Andamento nel periodo 2008–2017 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

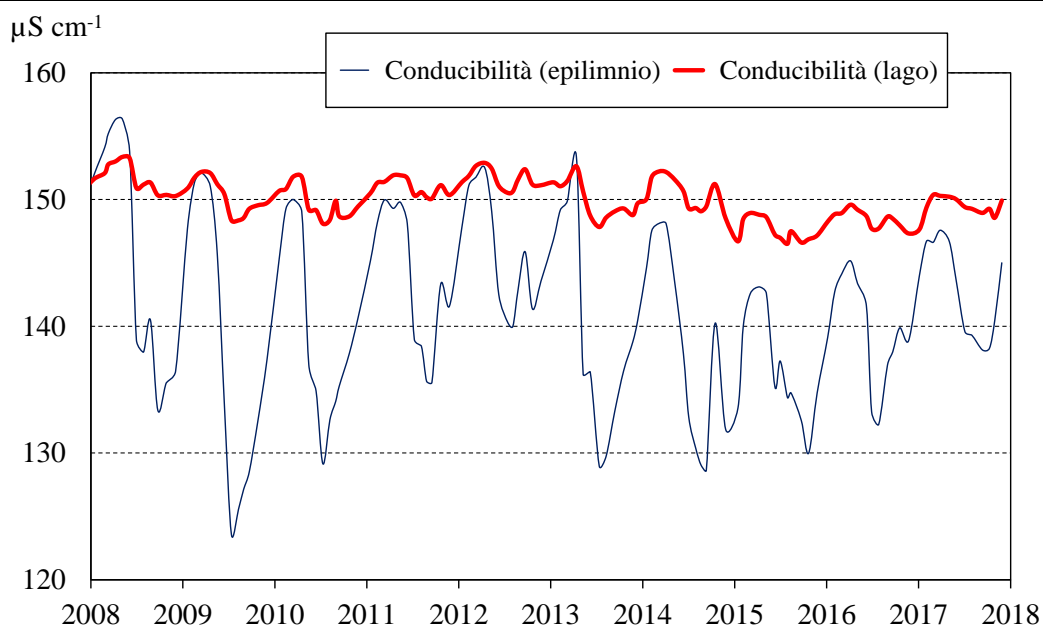


Fig. 3.7 Andamento nel periodo 2008–2017 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

In generale le variazioni osservate nelle concentrazioni degli ioni principali sono molto contenute e rientrano nella variabilità interannuale che caratterizza queste variabili chimiche e che può dipendere da fattori meteo-idrologici. Il contenuto ionico delle acque rimane infatti stabile nel tempo (Fig. 3.4). Modeste variazioni da un anno all'altro o tendenze nel lungo periodo possono dipendere anche da fattori antropici, come è stato il caso dell'aumento di sodio e cloruri osservato nelle acque del lago e

dei principali tributari e messo in relazione ad un maggior utilizzo di sale come antigelo nel periodo invernale (Rogora et al., 2015). Attualmente questa tendenza sembra essersi interrotta; le concentrazioni attuali di cloruri nelle acque del lago sono da ritenersi basse e ben lontane dalle soglie di criticità individuate per la qualità dell'acqua e per gli organismi acquatici.

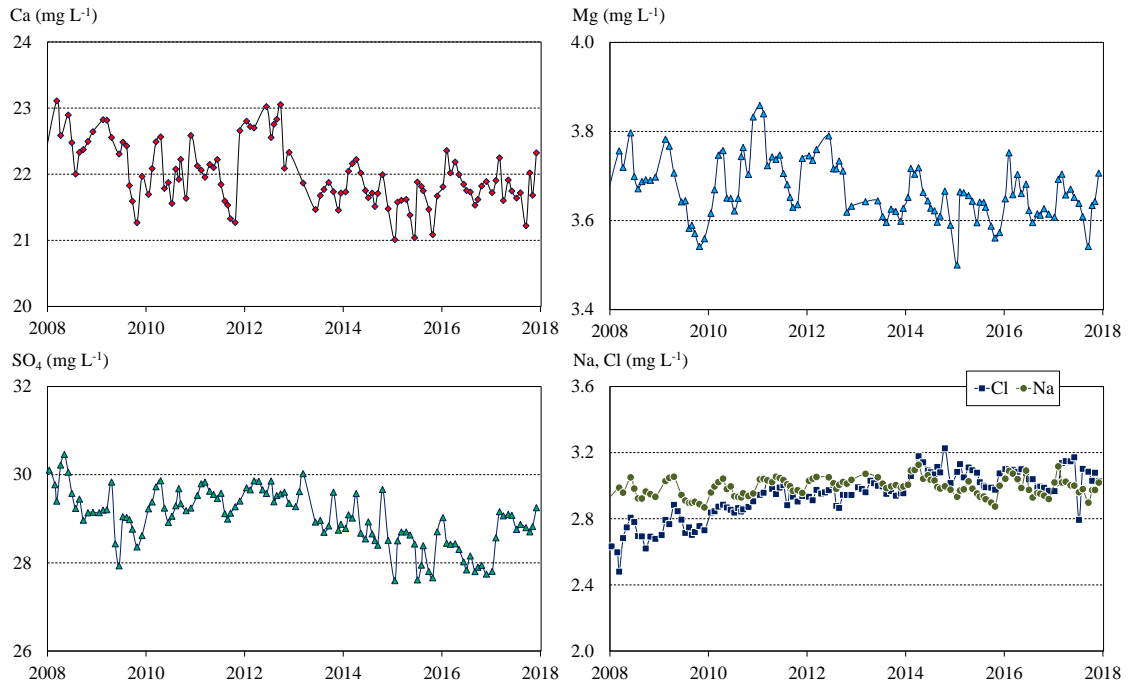


Fig. 3.8 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2008-2017. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m).

3.1.3 Composti del fosforo, dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate nel 2017 sono riportate in Fig. 3.9 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Le concentrazioni delle diverse forme di azoto (organico, nitrico e totale) in epilimnio e ipolimnio sono invece riportate in figura 3.10.

I valori di azoto nitrico nel 2017 sono stati compresi tra 0,75 mg N L⁻¹ in novembre e 0,81 mg N L⁻¹ in febbraio. A differenza di quanto osservato nel 2016 e nella maggior parte degli anni precedenti, nel 2017 non si sono rilevati dei minimi estivi nelle concentrazioni di nitrati: i valori sono rimasti pressoché costanti (0,78-0,79 mg N L⁻¹) da marzo a settembre, per poi diminuire leggermente nei mesi autunnali. Una situazione analoga ha riguardato l'azoto totale, con concentrazioni attorno a 0,90 mg N L⁻¹ da gennaio a novembre e una diminuzione a 0,83 mg N L⁻¹ in dicembre. Nel complesso entrambe le variabili mostrano una tendenza alla diminuzione: nell'ultimo biennio, in particolare, i valori medi sulla colonna d'acqua sono scesi al di sotto di 0,90 e 0,80 mg N L⁻¹ per azoto totale e nitrico rispettivamente, rispetto a valori di 0,95 e 0,85 mg N L⁻¹ che caratterizzavano le acque nella prima parte del decennio (Fig. 3.9). La riduzione delle concentrazioni di nitrati, e conseguentemente dell'azoto totale, è iniziata nella metà degli anni 2000 ed è stata messa in relazione alla riduzione degli apporti atmosferici di azoto nell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2016).

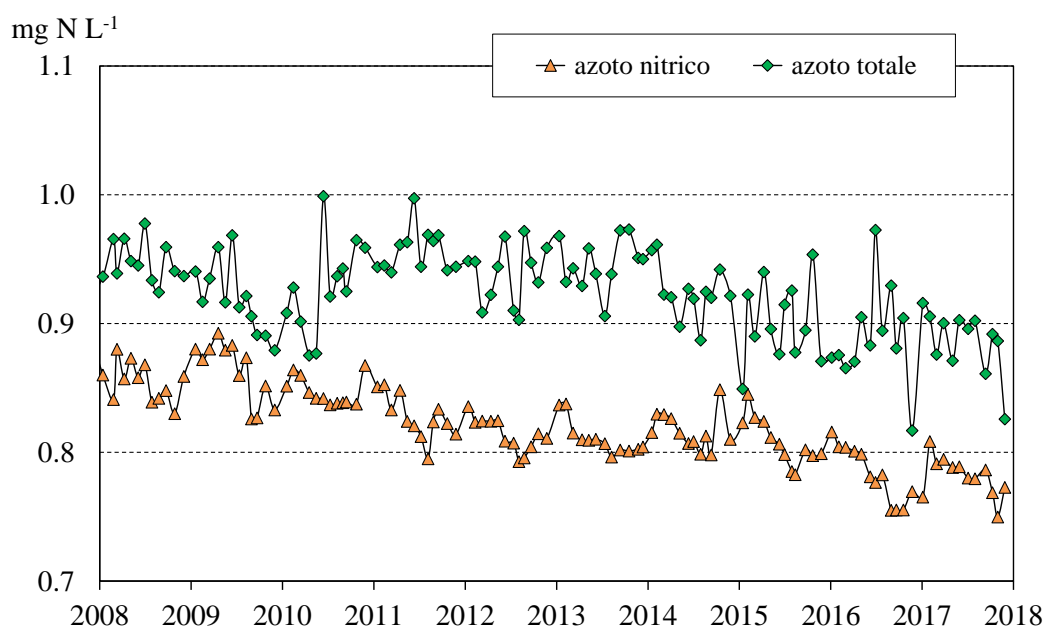


Fig. 3.9 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2008-2017 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel 2017 i valori di azoto nitrico, organico e totale nelle acque epilimniche sono stati compresi tra 0,72 e 0,81 mg N L⁻¹, tra 0,08 e 0,22 mg N L⁻¹ e tra 0,77 e 0,93 mg N L⁻¹ rispettivamente (Fig. 3.10a). Nelle acque ipolimniche i valori presentano una maggior stabilità: a parte una lieve flessione in dicembre, le concentrazioni delle tre forme di azoto sono state risultate attorno 0,80, 0,91-0,92 e 0,10-0,12 mg N L⁻¹ rispettivamente (Fig. 3.10b).

Considerando le concentrazioni delle diverse forme di azoto nelle acque superficiali (Fig. 3.10a), la diminuzione di nitrati e azoto totale appare meno evidente di quanto osservato per la media sulla colonna. Si può comunque osservare come stiano progressivamente diminuendo sia i massimi invernali di nitrati (0,78-0,81 mg N L⁻¹ negli ultimi anni rispetto a 0,86-0,89 mg N L⁻¹ nella prima metà del decennio) e azoto totale (0,93-0,95 mg N L⁻¹ rispetto a circa 1,0 mg N L⁻¹) che i minimi estivi (0,55-0,60 mg N L⁻¹ di nitrati e 0,76-0,77 mg N L⁻¹ di azoto totale negli ultimi anni rispetto a 0,65-0,70 e 0,80 mg N L⁻¹ negli anni 2008-2010). La diminuzione è abbastanza evidente anche nelle concentrazioni in ipolimnio, che presentano una variabilità stagionale molto più contenuta: i valori di nitrati sono passati da 0,88-0,90 mg N L⁻¹ agli attuali 0,78-0,80 mg N L⁻¹ e l'azoto totale da 0,95-1,0 mg N L⁻¹ a 0,85-0,90 mg N L⁻¹. Le concentrazioni di azoto organico, infine, non mostrano tendenze evidenti, come c'è da attendersi dati i valori sempre molto bassi nelle acque lacustri: nell'ultimo decennio le concentrazioni si sono attestate attorno a 0,10-0,20 mg N L⁻¹ in epilimnio e 0,05-0,10 mg N L⁻¹ in ipolimnio (Fig. 3.10a, b).

In contrasto con quanto si sta verificando per fosforo e silice, discussi in seguito, per i composti dell'azoto non si osserva quindi un progressivo accumulo in ipolimnio conseguente al sempre più limitato mescolamento delle acque. A prevalere sulle dinamiche a lungo termine dell'azoto sono gli effetti dovuti agli apporti dai tributari,

che sono andati via via diminuendo nell'ultimo decennio a causa dei minori carichi atmosferici di questo elemento (Rogora et al., 2016).

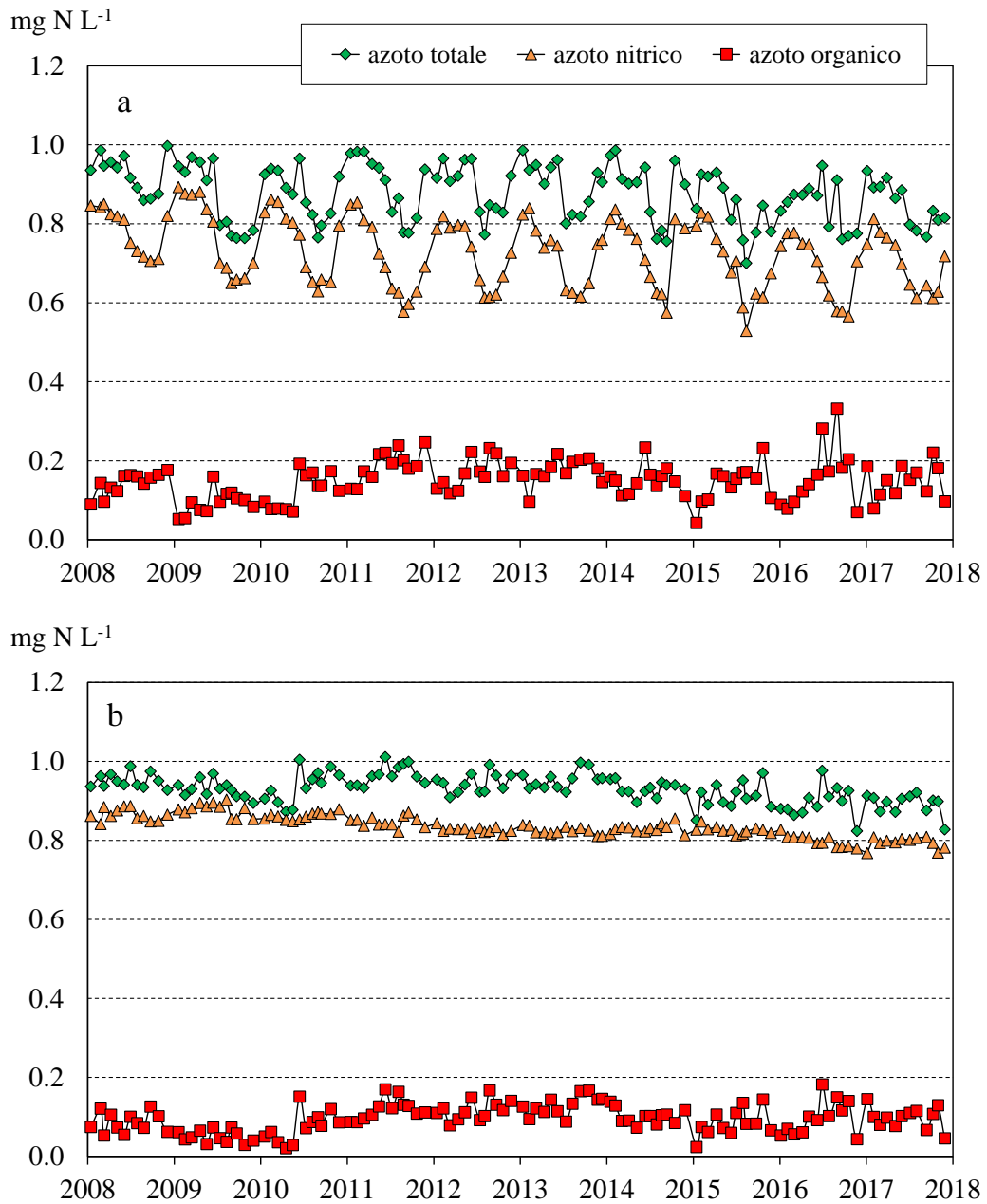


Fig. 3.10 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2008-2017.

La figura 3.11 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel periodo 2008-2017, mentre le concentrazioni medie di fosforo totale e negli strati epilimnico ed ipolimnico sono riportate in Fig. 3.12.

I valori medi nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2017 sono stati pari rispettivamente a 3, 12 e 9,5 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo e a 6, 16 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale. Rispetto all'anno precedente sono

ulteriormente aumentate le concentrazioni in ipolimnio (7 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2016) mentre sono rimaste pressoché invariate quelle nelle acque superficiali (3 e 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2016).

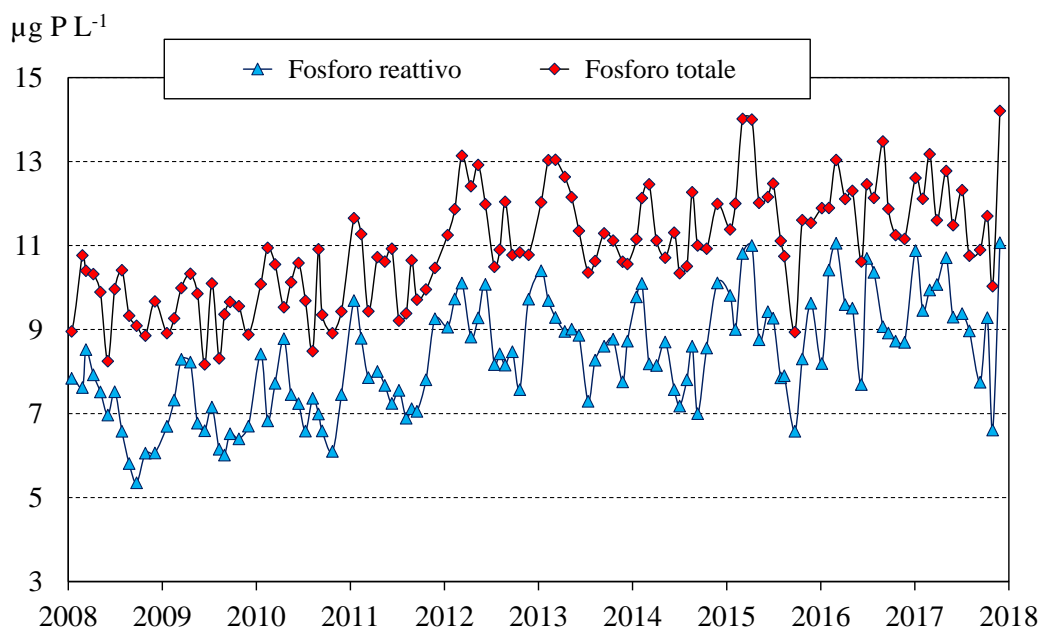


Fig. 3.11 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2008-2017 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

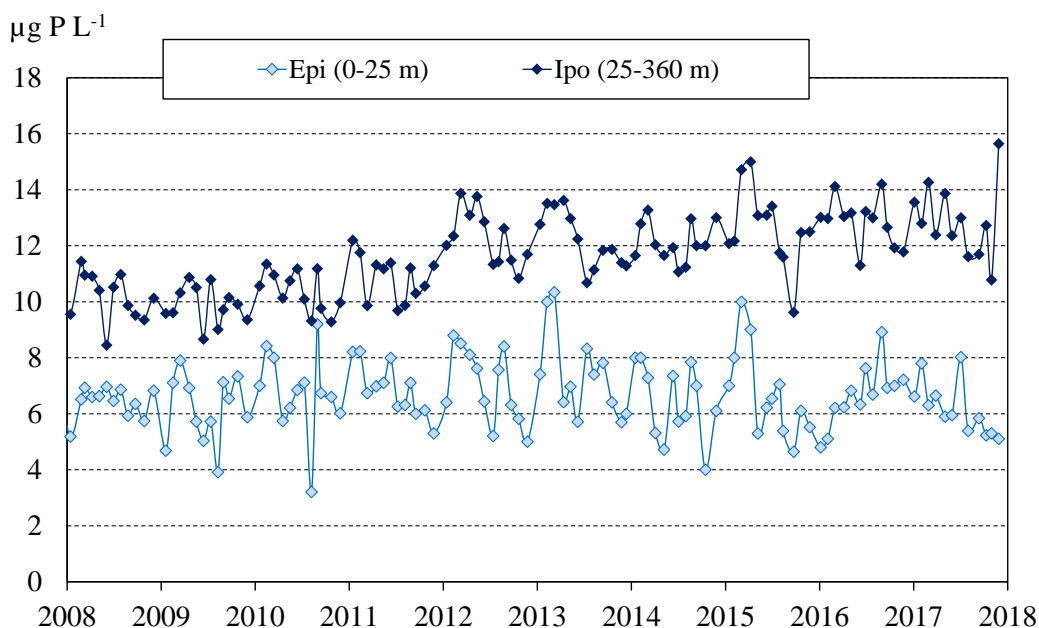


Fig. 3.12 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2008-2017.

Nel 2017 non si è osservato un andamento stagionale ben definito delle concentrazioni di fosforo, in quanto dopo i minimi estivi (8 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ come fosforo reattivo e totale in agosto-settembre) i valori sono risaliti in ottobre (9 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$) e

hanno poi presentato i minimi assoluti in novembre (7 e 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$) e i massimi in dicembre (10 e 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$). Questo andamento irregolare, che aveva caratterizzato anche il 2016, si discosta dal tipico andamento stagionale, con massimi a fine inverno e minimi estivi, evidente in quasi tutti gli anni in considerati; potrebbe essere dovuto ad una maggior presenza di alghe fitoplanctoniche nei mesi invernali riscontrata nel periodo recente, come descritto nel Capitolo 4 relativo alla struttura delle associazioni fitoplanctoniche. Nel 2017 i valori estivi si sono sempre mantenuti abbastanza elevati (8-9 e 11-12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ tra giugno e settembre per la forma reattiva e totale). Il valore misurato a dicembre 2017 si colloca inoltre tra i più alti del decennio: concentrazioni analoghe erano state rilevate solo nella primavera del 2015 (Fig. 3.11).

I dati del 2017 confermano quindi la tendenza all'aumento delle concentrazioni medie di fosforo sulla colonna d'acqua, evidente a partire dal 2011-12, e dipendente pressoché totalmente dall'aumento del fosforo nello strato ipolimnico (Fig. 3.12). Le concentrazioni in epilimnio si sono infatti mantenute costantemente attorno a 6-8 $\mu\text{g P L}^{-1}$, mentre in ipolimnio i valori sono andati aumentando progressivamente, da 10-11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ agli attuali 13-14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Fig. 3.12). Anche in questo caso a dicembre 2017 si è misurato un massimo assoluto di fosforo totale in ipolimnio (16 $\mu\text{g P L}^{-1}$), dovuto agli alti valori delle massime profondità (tra 20 e 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nei campioni prelevati tra 200 e 360 m). Alle profondità al di sotto dei 200 m le concentrazioni misurate nell'ultimo biennio sono state infatti nella maggior parte dei casi superiori a 15 e 20 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per fosforo reattivo e totale.

Come già descritto nelle precedenti relazioni, questo accumulo di fosforo nelle acque ipolimniche è da attribuire al limitato rimescolamento delle acque a fine inverno e quindi all'isolamento degli strati profondi, che impedisce una ridistribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua (Rogora et al., 2017). L'effetto complessivo, oltre all'aumento delle concentrazioni nelle acque profonde, è un mancato rifornimento di fosforo agli strati superficiali, effetto che è stato descritto anche per gli altri laghi profondi subalpini (Salmaso et al., 2017; Rogora et al., 2018). Così come per l'ossigeno, anche per il fosforo è importante sottolineare come le tendenze osservate siano da attribuire a fattori meteo-climatici che agiscono sulle dinamiche termiche del lago e non a una modificazione dello stato trofico conseguente a variazioni negli apporti di nutrienti dal bacino, come successivamente descritto nel paragrafo 3.2.3.

La figura 3.13 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati nel periodo 2008-2017. Le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2017 sono state pari rispettivamente a 0,99, 1,84 e 1,68 mg Si L^{-1} . Si tratta di valori superiori a quelli del 2016 per quanto concerne le acque ipolimniche (1,72 mg Si L^{-1} nel 2016) mentre i valori epilimnici e medi sono rimasti pressoché invariati. Nel 2017 i valori minimi nelle acque superficiali sono stati rilevati tra giugno e settembre (0,60-0,80 mg Si L^{-1}) e i massimi a fine inverno (1,47 mg Si L^{-1} a febbraio), con un andamento stagionale che rispecchia quello degli anni precedenti e che dipende dalle dinamiche del gruppo fitoplanctonico delle Diatomee: le concentrazioni di silice raggiungono i massimi a fine inverno, dopodiché iniziano a diminuire in primavera per effetto del consumo algale e raggiungono i minimi in genere in estate. I valori medi lungo la colonna d'acqua si mantengono più stabili durante l'anno rispetto a quelli epilimnici: nel 2017 i valori sono risultati compresi tra 1,60 e 1,73 mg Si L^{-1} (Fig. 3.13). I dati del 2017 confermano la tendenza ad un leggero aumento delle concentrazioni medie sulla colonna d'acqua, passate da 1,5-1,6 mg Si L^{-1} negli anni 2008-2010 agli attuali 1,70 mg Si L^{-1} . Così come per il fosforo, anche

per la silice questo aumento è dovuto in larga parte ad un incremento delle concentrazioni in ipolimnio (da 1,50-1,60 a 1,70-1,80 mg Si L⁻¹), evidente a partire dal 2014, e quindi a un progressivo accumulo nelle acque di fondo.

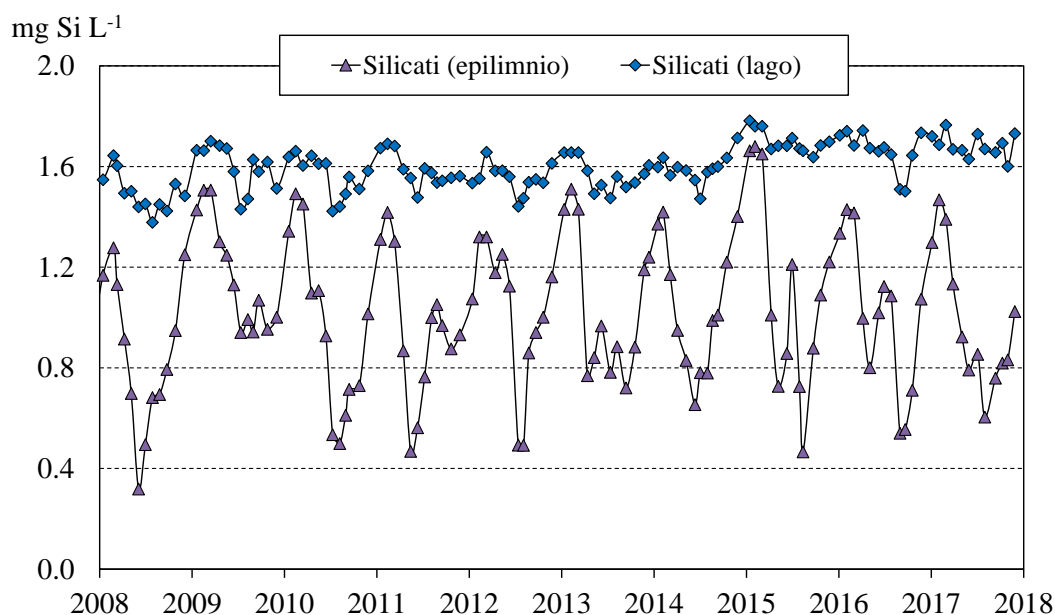


Fig. 3.13 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m) nel periodo 2008-2017.

3.1.4 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti di marzo e settembre 2017, rappresentativi delle condizioni di circolazione tardo-invernale e stratificazione, sui campioni raccolti alle diverse profondità sono state eseguite le analisi dei principali metalli in tracce mediante spettrofotometria ICP-OES con nebulizzatore concentrico ed ultrasonico. I risultati sono riportati in Tab. 3.3 insieme ai valori del limite di detezione (LOD) della metodica utilizzata.

Tab. 3.3 Concentrazioni ($\mu\text{g L}^{-1}$) dei principali metalli pesanti nelle acque del Lago Maggiore. Valori medi in epilimnio, ipolimnio e sulla colonna d'acqua nei campionamenti di marzo e settembre 2017. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

		Al	Ba	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	V	Zn
06.03.17	Epi	4.5	9.2	1.2	1.4	<	0.21	0.73	215	7	1.3
	Ipo	4.8	8.6	1.0	1.8	<	0.23	0.68	216	7	2.0
	Lago	4.7	8.7	1.0	1.7	<	0.23	0.68	216	7	1.9
26.09.16	Epi	6.4	9.3	1.2	1.4	0.6	0.40	0.65	172	<	1.0
	Ipo	2.2	8.7	0.9	1.3	0.6	0.20	0.52	186	<	2.0
	Lago	2.7	8.8	1.0	1.3	0.6	0.23	0.54	184	<	1.9
LOD		2,0	0,1	0,7	1,0	0,3	0,1	0,3	0,03	1,0	0,5

As, Cd, Co, Cr, Pt, Pb, Se e Ti sono risultati sempre al di sotto del LOD. Tutti gli altri elementi presentano concentrazioni molto basse, spesso al limite del LOD, con l'eccezione dello stronzio (180-220 $\mu\text{g L}^{-1}$), derivante dal dilavamento di rocce nel bacino. Non si osservano differenze evidenti tra i due momenti stagionali considerati, se non concentrazioni leggermente più elevate di Al, Mn e Ni negli strati superficiali nel periodo di stratificazione. Nel complesso i metalli potenzialmente nocivi per il biota, come Al, Cr, Cu, Cd, Ni e Pb sono presenti in quantità minime o addirittura non rilevabili.

3.2. Tributari ed emissario

3.2.1 Concentrazioni medie

Nel 2017 sono proseguite, con frequenza mensile, le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario. I valori medi annui ottenuti dai dati mensili per alcalinità, conducibilità, composti dell'azoto, fosforo totale e silicati sono riportati in Tab. 3.4.

Tab. 3.4 Valori medi annuali (ottenuti dai campionamenti mensili) delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2017.

		Alc. meq L ⁻¹	Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	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 $\mu\text{g P L}^{-1}$	RSi mg Si L ⁻¹
Boesio	BOE	5.68	720	0.16	4.30	0.73	5.20	365	3.0
Bardello	BAR	3.14	376	0.17	1.70	0.48	2.34	158	1.8
Tresa (a)	TRE	1.80	211	0.08	1.01	0.29	1.39	31	0.7
Giona	GIO	0.40	85	0.01	1.10	0.14	1.25	23	4.0
Vevera	VEV	1.85	253	0.02	2.49	0.26	2.77	22	5.2
Strona	STR	0.48	90	0.05	1.20	0.20	1.45	30	2.7
Toce	TOC	0.84	190	0.05	0.60	0.12	0.78	24	2.5
San Giovanni	SGI	0.27	62	0.01	1.11	0.15	1.26	11	4.4
Erno	ERN	0.38	135	0.00	1.56	0.17	1.73	23	4.3
San Bernardino	SBE	0.33	58	0.00	0.90	0.14	1.05	4	3.2
Cannobino	CAN	0.25	46	0.01	0.57	0.13	0.70	5	3.5
Maggia	MAG	0.47	68	0.00	0.75	0.13	0.88	3	3.1
Ticino immissario	TIM	1.07	263	0.02	0.76	0.11	0.89	5	2.3
Verzasca	VER	0.20	38	0.01	0.65	0.11	0.77	4	2.5
Ticino emissario	TEM	0.79	143	0.02	0.64	0.18	0.83	10	0.8

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

I valori delle variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità) e dei silicati dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini e si mantengono quindi abbastanza costanti da un anno all'altro. Queste variabili presentano valori caratteristici per ciascun corso d'acqua, in funzione della tipologia di rocce dominanti nel bacino: l'alcalinità ad esempio, rappresentativa dei bicarbonati, varia tra 0,20-0,35 meq L⁻¹ nei tributari con bacino a composizione prevalentemente

silicica (es. San Giovanni, San Bernardino, Cannobino, Verzasca) e 1,00-2,00 meq L⁻¹ nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Vevera, Tresa, Ticino immissario). Analogamente la conducibilità varia tra 40-70 µS cm⁻¹ e 210-260 µS cm⁻¹ a 20 °C (Tab. 3.4). I silicati sono compresi tra 2,3-2,5 mg Si L⁻¹ (Toce, Strona, Ticino Immissario, Verzasca) e 4,0-5,0 mg Si L⁻¹ (Giona, Vevera, San Giovanni, Erno); valori più bassi, inferiori a 1,0 mg Si L⁻¹, sono presenti nel Tresa, trattandosi dell'emissario del Lago di Lugano.

Un discorso a parte riguarda gli immissari Boesio e Bardello in cui alcalinità e conducibilità risentono di un elevato contenuto di sali non sufficientemente depurati: l'alcalinità supera infatti i 3,0 meq L⁻¹ (5,68 nel Boesio) e la conducibilità i 300 µS cm⁻¹ (oltre 700 nel Boesio). A differenziare questi due corsi d'acqua dai restanti tributari sono però principalmente le concentrazioni dei composti di fosforo e azoto. Il fosforo totale raggiunge valori di 158 e 365 µg P L⁻¹ nel Bardello e Boesio rispettivamente, mentre si mantiene al di sotto di 5 µg P L⁻¹ nei Torrenti San Bernardino e Cannobino e nei tributari ticinesi Maggia, Ticino Immissario e Verzasca e tra 11 e 30 µg P L⁻¹ nei restanti immissari. L'azoto totale presenta concentrazioni superiori a 2,0 mg N L⁻¹ in Bardello, Vevera e Boesio (oltre 5,0 mg N L⁻¹ in quest'ultimo corso d'acqua). Il contributo maggiore a queste concentrazioni di azoto viene dai nitrati (2,49, 1,70 e 4,30 mg N L⁻¹ rispettivamente) ma nel Bardello e nel Boesio appaiono elevate anche le concentrazioni di azoto ammoniacale (0,16-0,17 mg N L⁻¹) e organico (0,48-0,73 mg N L⁻¹). Negli altri corsi d'acqua il nitrato risulta compreso tra 0,60 e 1,50 mg N L⁻¹, l'azoto ammoniacale tra 0,01 e 0,08 mg N L⁻¹ e l'azoto organico tra circa 0,10 e 0,30 mg N L⁻¹. Con l'eccezione quindi di Boesio e Bardello e, limitatamente ad alcune variabili, del Torrente Vevera, i tributari presentano un contenuto medio-basso di nutrienti. Concentrazioni medie di circa 30 µg P L⁻¹ e 1,40-1,45 mg N L⁻¹ come fosforo e azoto totale caratterizzano le acque di Strona e Tresa, che necessitano quindi di essere monitorati con attenzione.

Confrontando i dati del 2017 con quelli dell'anno precedente emerge una diminuzione delle concentrazioni di fosforo nella maggior parte dei tributari, evidente soprattutto nello Strona (da 49 µg P L⁻¹ nel 2016 a 30 µg P L⁻¹ nel 2017). Inoltre sono ulteriormente diminuite le concentrazioni, già basse, di Maggia (da 6 a 3 µg P L⁻¹), Cannobino (da 8 a 5 µg P L⁻¹) e San Bernardino (da 7 a 4 µg P L⁻¹). Al contrario, si è verificato un aumento dei valori sia nel Boesio (di quasi il 50%, da 245 a 365 µg P L⁻¹) che nel Bardello (da 128 a 158 µg P L⁻¹). Il Boesio ha mostrato un peggioramento rispetto all'anno precedente anche per quanto riguarda i composti dell'azoto: da 0,74 mg N L⁻¹ nel 2016 a 0,73 mg N L⁻¹ nel 2017 per l'azoto organico, da 0,14 a 0,16 mg N L⁻¹ per l'ammonio e da 3,86 a 4,30 mg N L⁻¹ per i nitrati.

Per analizzare la variabilità stagionale delle concentrazioni dei nutrienti, in Fig 3.14 e 3.15 sono riportati i valori mensili di fosforo e azoto totale rilevati nei principali tributari nel corso del 2017. La variabilità interannuale delle concentrazioni dipende prevalentemente dall'idrologia, ma può essere indicativa anche di apporti inquinanti discontinui (scarichi civili e/o industriali).

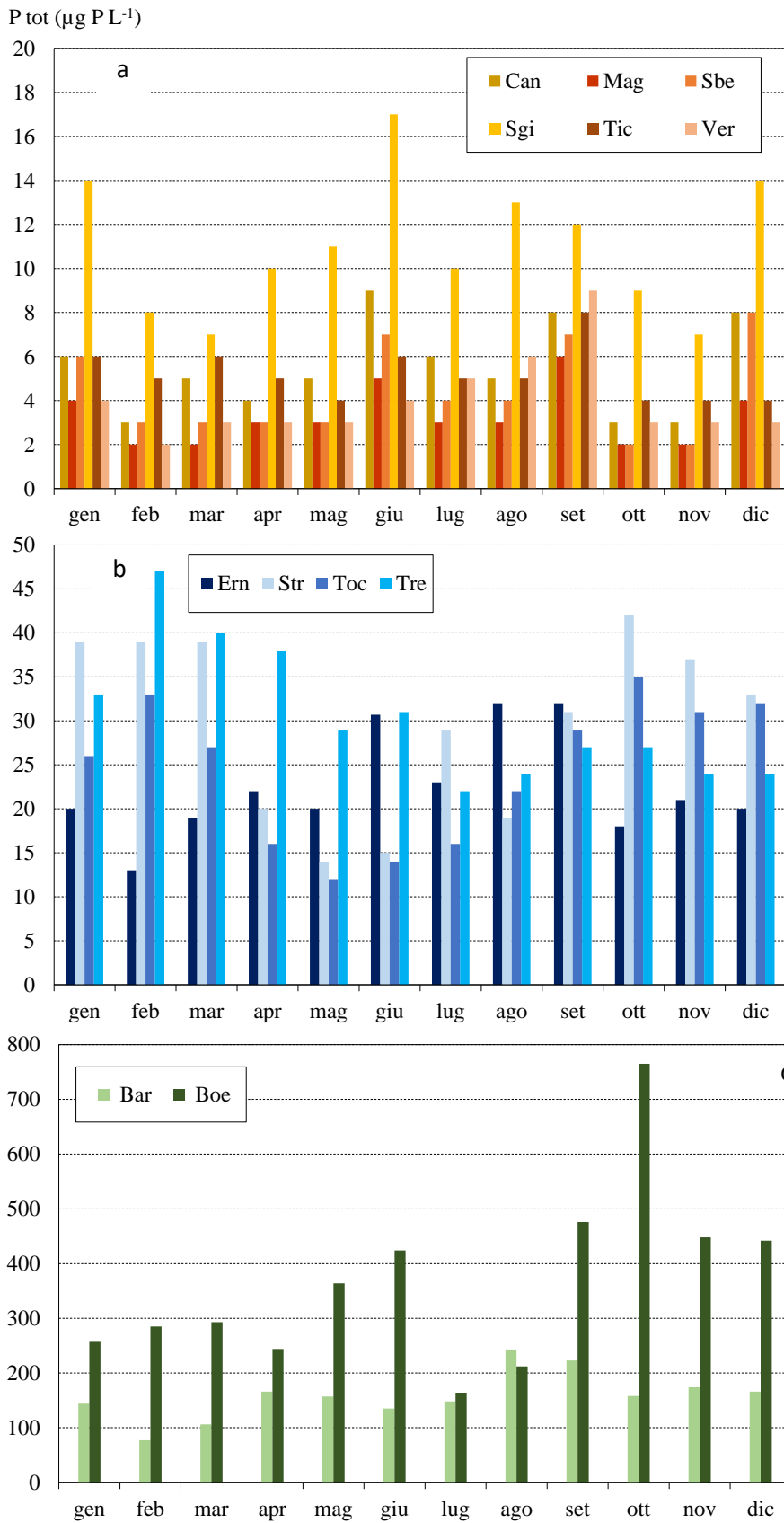


Fig. 3.14 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2017.

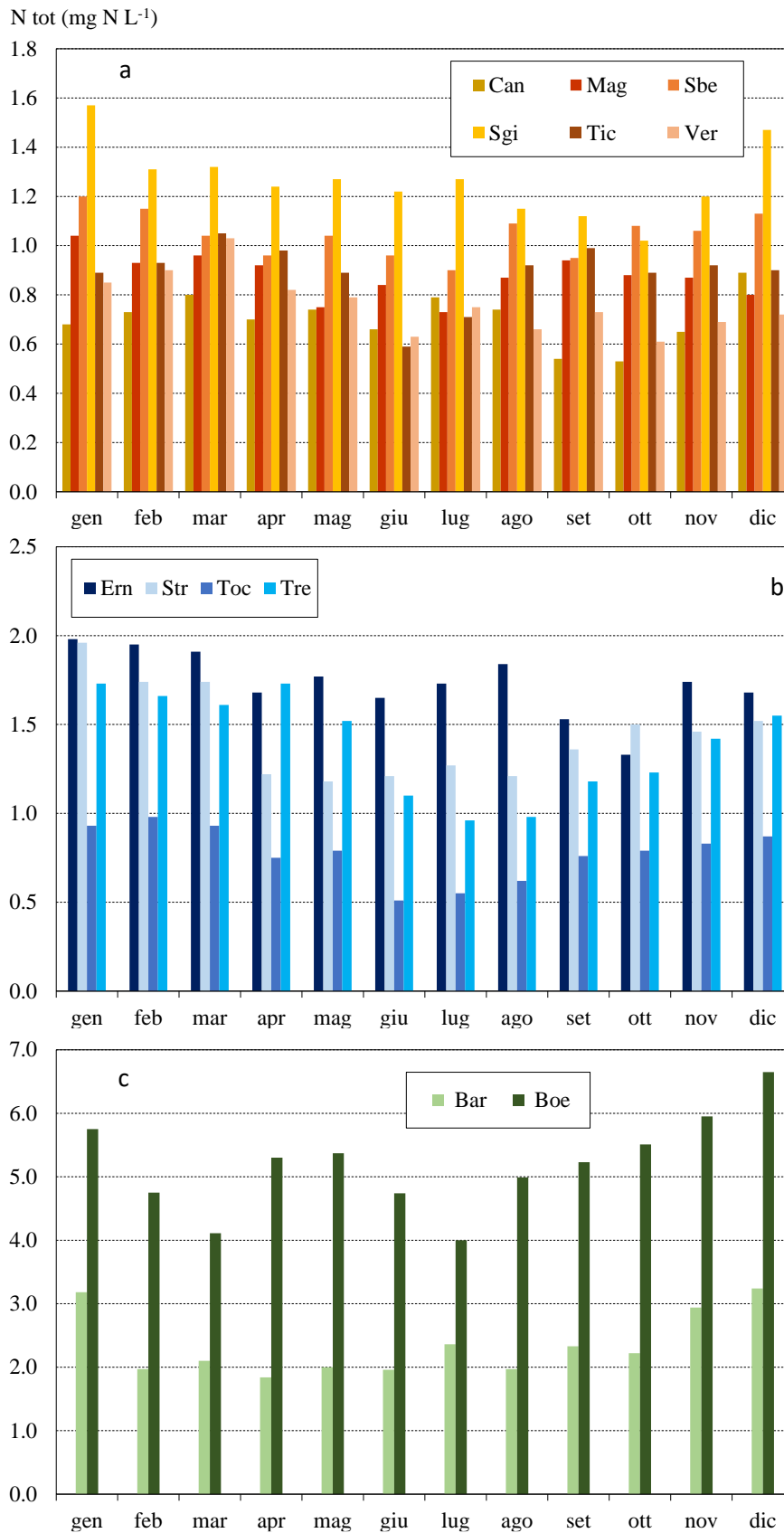


Fig. 3.15 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2017.

Sia per il fosforo che per l'azoto non si evidenzia un ciclo stagionale delle concentrazioni: nella maggior parte dei tributari caratterizzati da tenori medio-bassi di fosforo (Fig. 3.14a) e nel Boesio (Fig. 3.14c), i valori più elevati sono stati misurati in settembre e ottobre, mesi caratterizzati nel 2017 da portate inferiori alla media di lungo periodo a causa del protrarsi di un periodo di siccità prolungata. Nel Boesio la concentrazione di fosforo totale misurata in ottobre è stata particolarmente elevata ($765 \mu\text{g P L}^{-1}$) e ha contribuito ad una media annua complessiva superiore alla media di lungo termine per questo corso d'acqua (Tab. 3.4).

Anche per l'azoto totale non si osserva una stagionalità evidente delle concentrazioni e nel complesso la variabilità nel corso dell'anno appare abbastanza contenuta (Fig. 3.15). Al contrario di quanto osservato per il fosforo, le concentrazioni appaiono leggermente inferiori nei mesi autunnali nella maggior parte dei tributari: poiché l'azoto proviene prevalentemente dalle deposizioni atmosferiche: questo andamento potrebbe dipendere dagli scarsi apporti meteorici che hanno caratterizzato l'autunno del 2017.

Il Tresa, in quanto emissario di un lago, mostra valori più elevati di fosforo e azoto nei primi mesi dell'anno e in diminuzione nei mesi estivi a causa di un maggior trattenimento dei nutrienti a lago.

Anche i dati mensili confermano la marcata differenza in termini qualitativi tra i tributari: alcuni di essi (Cannobino, Maggia, San Bernardino, Ticino Immissario, Verzasca) presentano concentrazioni di P e N totale stabilmente inferiori a $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $1,2 \text{ mg N L}^{-1}$ rispettivamente (Fig. 3.14a e 3.15a); altri si collocano ad un livello intermedio, con concentrazioni di P e N che durante l'anno variano tra 20 e $40 \mu\text{g P L}^{-1}$ e tra $1,0$ e $1,5 \text{ mg N L}^{-1}$ (Fig. 3.14b e 3.15b); infine Boesio e Bardello si caratterizzano per tenori elevati di P e N durante tutto l'anno, in quanto le concentrazioni non scendono in nessun mese al di sotto di $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $2,0 \text{ mg N L}^{-1}$ rispettivamente (Fig. 3.14c e 3.15c).

Il monitoraggio su base mensile dei tributari consente innanzitutto una miglior stima delle concentrazioni medie e dei carichi dei nutrienti veicolati a lago; inoltre permette di evidenziare una variabilità interannuale dipendente da fattori meteorologici ma anche da eventuali criticità in termini di apporti inquinanti.

3.2.2 Concentrazioni medie areali

Per confrontare il livello qualitativo dei diversi tributari e dei loro areali, dai dati 2017 sono state calcolate le concentrazioni medie areali annuali di fosforo e azoto totale. I valori per il 2017, raggruppati per le tre aree geografiche Lombardia, Piemonte e Canton Ticino sono messi a confronto con quelli dell'ultimo decennio in Fig. 3.16.

I valori del 2017 sono risultati in linea con quelli degli anni precedenti per entrambe le variabili: i valori medi per l'areale drenato sono stati infatti pari a $21 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $1,02 \text{ mg N L}^{-1}$ rispettivamente, molto simili a quelli del decennio considerato (tra 18 e $23 \mu\text{g P L}^{-1}$ e tra $0,92$ e $1,09 \text{ mg N L}^{-1}$). Anche le differenze tra i diversi areali si mantengono inalterate nel tempo, con le concentrazioni medie per l'areale lombardo marcatamente superiori a quelle dell'areale piemontese e ticinese. Nel 2017 i valori per le tre aree sono stati rispettivamente 63 , 22 e $4 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $1,69$, $0,91$ e $0,87 \text{ mg N L}^{-1}$. Mentre per il fosforo anche tra areale piemontese e ticinese si osserva una certa differenza, per l'azoto queste due aree presentano concentrazioni molto simili.

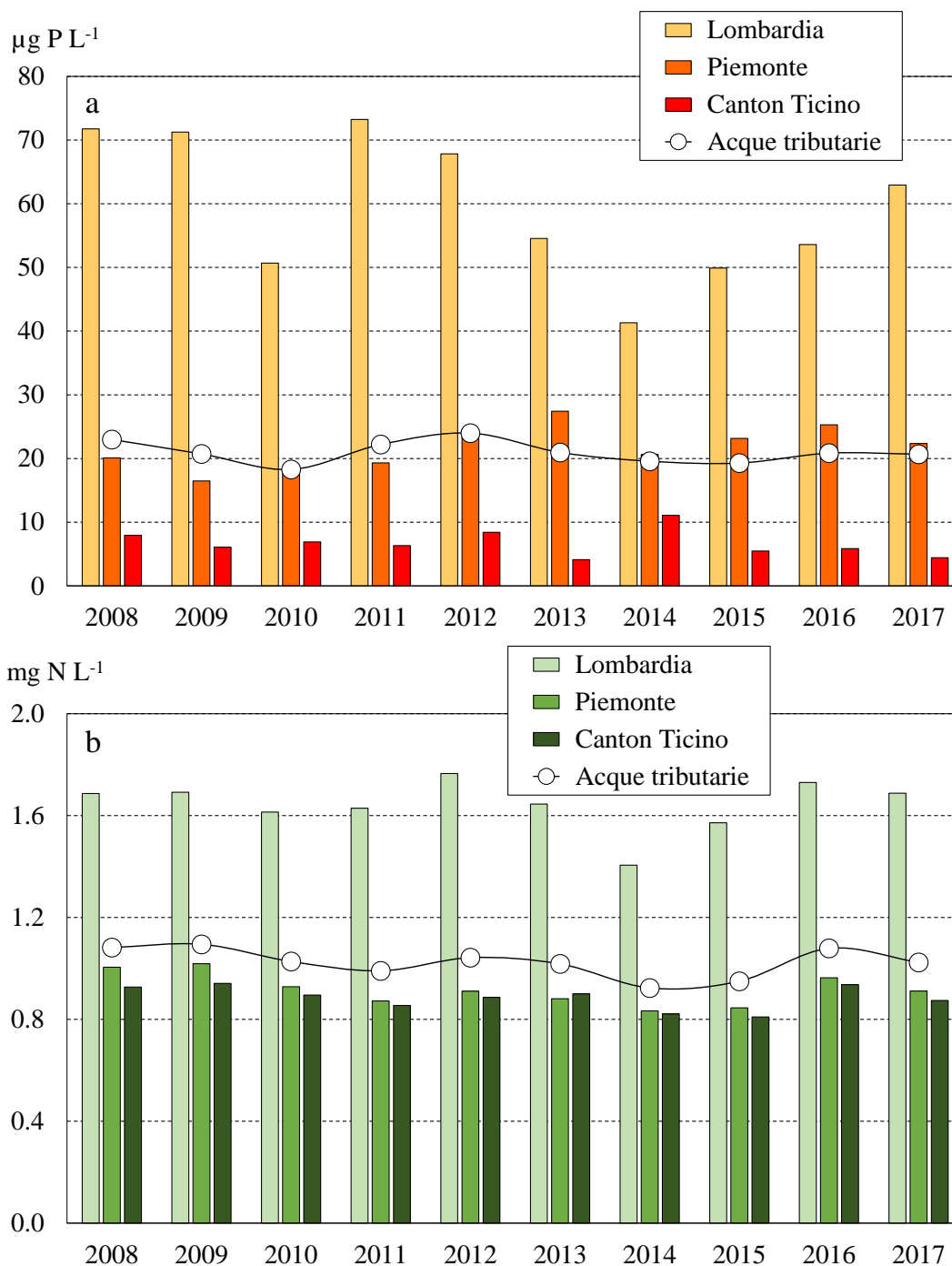


Fig. 3.16 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale (a) e azoto totale (b) nel decennio 2008-2017 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

L'areale Ticinese presenta concentrazioni di fosforo molto basse, sempre inferiori a $8 \mu\text{g P L}^{-1}$ nell'ultimo decennio e tra 4 e $6 \mu\text{g P L}^{-1}$ negli ultimi tre anni; gli areali piemontese e ticinese mostrano invece concentrazioni attorno a 20 e tra 40 e $70 \mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente; mentre le prime possono essere considerate accettabili, quelle dell'areale lombardo, che dipendono in larga parte dai tributari Bardello e Boesio, sono tuttora troppo elevate.

Le concentrazioni medie di azoto totale presentano anch'esse una certa stabilità, pur con un lieve diminuzione nel 2017 rispetto all'anno precedente. Gli areali piemontese e ticinese presentano concentrazioni tra loro molto simili e sempre inferiori a 1,0 mg N L⁻¹ nell'ultimo decennio, mentre l'areale lombardo anche in questo caso è caratterizzato da concentrazioni nettamente superiori, tra 1,6 e 1,8 mg N L⁻¹. La differenza riguarda in particolare l'azoto organico, che varia tra 0,20 e 0,50 mg N L⁻¹ nell'areale lombardo mentre si mantiene attorno a 0,10-0,15 mg N L⁻¹ in quelli piemontese e ticinese (Fig. 3.16).

I dati nel loro complesso confermano le differenze qualitative tra i diversi tributari, già descritte nel paragrafo relativo alle concentrazioni medie. In termini areali la differenza più marcata riguarda il fosforo, per il quale il rapporto tra le aree Canton Ticino, Piemonte e Lombardia è mediamente 1: 3: 6,5. Pur con queste differenze, lo stato qualitativo complessivo delle acque tributarie si può considerare buono e stabile nel tempo.

3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi per l'anno 2017 di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario sono riportati in Tab. 3.5.

Tab. 3.5 Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2017.

	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{org}	TN	TP
Ticino Immissario ^(a)	20	1167	189	1376	8
Maggia ^(b)	4.5	618	109	731	2.5
Verzasca ^(b)	1.4	134	23	158	0.8
Cannobino ^(a)	0.5	46	10	57	0.4
San Giovanni ^(a)	0.4	65	8.6	74	0.6
San Bernardino ^(a)	0.6	101	17.2	119	0.4
Toce Ossola ^(a)	66.3	926	198	1189	33.6
Strona ^(a)	12.2	318	52.9	383	6.9
Erno (a)	0.1	39	4	43	0.5
Vevera (b)	0.4	55	5	60	0.4
Bardello (a)	9.6	93	29	131	9
Boesio (a)	1.7	43	7	52	3.3
Tresa (a)	43.5	562	204	810	18
Giona (b)	0.3	53	6	59	1.1
Totale	162	4218	863	5243	86
Ticino emissario ^(a)	117	4059	1223	5399	58

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

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

Per quanto riguarda i composti dell'azoto, i carichi più rilevanti sono quelli dovuti a Toce e Ticino Immissario. Il carico di azoto nitrico (che rappresenta la forma

principale di azoto) da questi tributari è stato pari a 926 e 1167 t N a⁻¹ rispettivamente; seguono i contributi di Maggia, Tresa e Strona (618, 562 e 318 t N a⁻¹). Per l'azoto organico il carico più importante viene invece dal Tresa (204 t N a⁻¹), seguito da Toce e Ticino. Anche per l'azoto ammoniacale i fiumi con il carico maggiore risultano essere Toce, Tresa e Ticino Immissario; si segnala però un contributo abbastanza importante (9,6 t N a⁻¹) dal Bardello. I restanti tributari presentano carichi di azoto totale in genere compresi tra 50 e 150 t N a⁻¹; per l'azoto organico e ammoniacale i valori si attestano per lo più al di sotto di 10 t N a⁻¹ e 1 t N a⁻¹ rispettivamente (Tab. 3.5). In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona al carico totale di azoto nel 2017 è stato pari al 30%, seguito da quelli di Ticino Immissario (26%), Tresa (15,5%) e Maggia (14%); i restanti tributari contribuiscono per il 14,5%.

Nel caso del fosforo il contributo del Toce (33 t P a⁻¹) è decisamente più elevato rispetto a quello degli altri tributari (es. 18 t P a⁻¹ dal Tresa e 8 t P a⁻¹ dal Ticino Immissario), ad indicare l'importanza del primo corso d'acqua nel determinare il carico complessivo di fosforo al lago. Il suo contributo, considerato unitamente a quello dello Strona, in termini percentuali raggiunge infatti il 47%, ben superiore a quello del Tresa (21%). Tra gli altri tributari, Bardello e Ticino contribuiscono per il 10,3 e 9,8% rispettivamente del carico totale di fosforo, mentre Maggia, Boesio e i restanti corsi d'acqua in misura non superiore al 5%. La maggior parte dei tributari presenta bassi carichi di fosforo totale, compresi tra 0,3 t P a⁻¹ (San Bernardino) e 1,1 t P a⁻¹ (Giona). Considerata la loro portata limitata, il contributo complesso di Bardello e Boesio (12,3 t P a⁻¹, pari al 14,2%) del totale risulta piuttosto rilevante.

Confrontando i dati con quelli del 2016, si osserva una diminuzione dei carichi di fosforo per tutti i tributari, fino al 40-50% per Maggia, Cannobino e San Bernardino e tra il 15 e il 25% per gli altri tributari; fanno eccezione San Giovanni e Bardello, in cui il carico del 2017 è stato leggermente più elevato di quello del 2016 (del 2 e 12% rispettivamente). Nel complesso la somma dei carichi veicolari a lago è stata inferiore del 17% a quella del 2016 (86 rispetto a 104 t P a⁻¹). Come descritto in dettaglio nel paragrafo 1.1.2 relativo ai deflussi, quasi tutti i tributari hanno presentato nel 2017 portate inferiori alla media di lungo periodo, soprattutto nei mesi autunnali a causa delle piogge pressoché assenti nel mese di ottobre, giustificando così la diminuzione complessiva dei carichi. Nel caso del Bardello, le concentrazioni sono state elevate in questo corso d'acqua nel 2017, comportando un leggero aumento del carico nonostante la bassa portata.

Anche per l'azoto totale si è osservato lo stesso andamento, con carichi inferiori a quelli del 2016 in tutti i tributari e una diminuzione complessiva del 19% (da circa 6500 t N a⁻¹ nel 2016 a 5200 nel 2017). La diminuzione più marcata ha riguardato Cannobino e San Bernardino i cui carichi sono stati inferiori di oltre il 50% a quelli del 2016, a causa soprattutto delle basse portate rilevate nel 2017.

Anche i carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario sono risultati inferiori nel 2017 rispetto a quelli dell'anno precedente, di oltre il 30% nel caso del fosforo (58 rispetto a 82 t P a⁻¹) e del 12% per l'azoto (5400 rispetto a circa 6100 t N a⁻¹ nel 2016).

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2017 e riportati rispettivamente nelle Tab. 3.6 e 3.7 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Alla somma degli apporti dai tributari campionati vengono aggiunti quelli dall'areale non campionato (ottenuto attribuendo il contributo areale medio dall'areale campionato alla parte di bacino non drenata dai tributari) e dalla popolazione rivierasca

(ottenuto applicando un coefficiente per abitante equivalente e considerando la popolazione residente nel bacino, incluse le presenze turistiche). Nel caso dell'azoto si considera anche il contributo dovuto alle precipitazioni sullo specchio lacustre, calcolato in base alle concentrazioni di azoto nelle deposizioni atmosferiche monitorate nella stazione di Verbania Pallanza ed ai volumi di precipitazione; il contributo meteorico non viene invece considerato nel caso del fosforo in quanto trascurabile, date le basse concentrazioni di questo elemento nelle deposizioni. In tabella sono inoltre riportate le uscite attraverso l'emissario e la ritenzione percentuale a lago calcolata dalle differenza tra il totale degli apporti e le uscite.

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2008-2017 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17
Tributari campionati	8300	8200	7700	7400	7300	7900	9300	6000	6500	5200
Areale non campionato	711	703	660	634	626	677	797	514	557	446
Totale bacino emerso	9000	8900	8400	8000	7900	8600	10100	6500	7100	5600
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	540	505	480	309	472	498	465	420	549	451
Totale apporti	10100	10000	9500	8900	9000	9700	11200	7500	8200	6600
Uscite da emissario	8200	9309	8403	7447	7809	8484	10497	7202	6142	5399
Ritenzione in lago	19%	7%	12%	16%	13%	12,5%	6%	4%	25%	18%

Tab. 3.7 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2008-2017 del fosforo totale (t P a⁻¹).

	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17
Tributari campionati	161	127	125	154	178	159	185	117	104	86
Areale non campionato	14	11	11	13	15	14	16	10	9	7
Totale bacino emerso	175	138	136	168	194	173	201	127	113	94
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
Totale apporti	234	197	195	227	253	232	260	186	172	153
Uscite da emissario	116	103	108	104	105	83	135	74	82	58
Ritenzione in lago	51%	48%	45%	54%	59%	64%	48%	60%	52%	62%

I carichi complessivi di fosforo e azoto totale nel 2017 sono stati pari a 153 t P a⁻¹ e 6660 t N a⁻¹, in entrambi i casi inferiori a quelli del 2016 ed ai valori registrati nell'ultimo decennio; questo è in larga parte dovuto ai bassi apporti meteorici del 2017 (1376 mm come totale su bacino imbrifero) e quindi alle basse portate dei tributari, soprattutto nei mesi autunnali che sono invece normalmente caratterizzati dai maggiori afflussi. Nel caso dell'azoto nel 2017 si è rilevato anche un leggero calo delle concentrazioni areali (Fig. 3.16), che conferma una tendenza già descritta per gli anni precedenti: i carichi atmosferici di azoto, che rappresentano il veicolo principale di questo elemento alle acque tributarie e al lago, sono infatti diminuiti nell'areale del Lago Maggiore, passando da 25-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ negli anni '80 e '90 agli attuali 15-20

kg N ha⁻¹ a⁻¹ (dati della stazione di Verbania Pallanza; Rogora et al., 2016). Nel 2017 le precipitazioni atmosferiche sul lago hanno apportato un carico di azoto di 450 t N a⁻¹, inferiore a quello della maggior parte degli anni considerati in Tab. 3.5, sempre a causa dei limitati afflussi meteorici. A contribuire alla diminuzione degli apporti sono però anche le minori concentrazioni di composti dell'azoto, soprattutto nella forma nitrica, nelle deposizioni, dovute a loro volta ad una riduzione delle emissioni di azoto in atmosfera (Rogora et al., 2016).

Nel caso del fosforo le concentrazioni areali sono rimaste pressoché stabili rispetto agli anni precedenti (Fig. 3.16) e la diminuzione dei carichi nel 2017 è quindi da attribuire esclusivamente a fattori meteo-idrologici. Si deve comunque rilevare come nell'ultimo decennio i carichi di fosforo siano rimasti abbastanza stabili, attorno a 200 t P a⁻¹, pur presentando un'elevata variabilità interannuale. Nell'ultimo triennio (2015-17) i valori sono stati al di sotto delle 200 t P a⁻¹, valore ritenuto accettabile per il mantenimento dello stato di oligotrofia delle acque lacustri. Questo conferma come l'aumento delle concentrazioni a lago osservato a partire dal 2012 (paragrafo 3.1.3; Fig. 3.11) non possa essere attribuito ad un aumento degli apporti dal bacino, che si presentano stabili se non in diminuzione nello stesso periodo, ma a fattori meteo-climatici che regolano le dinamiche di mescolamento e l'accumulo di nutrienti nelle acque ipolimniche (Rogora et al., 2018).

I diversi tributari possono essere confrontati in termini qualitativi utilizzando i contributi areali, ovvero i carichi rapportati al territorio drenato dai singoli corsi d'acqua (Tab. 3.8). I contributi areali più elevati per quanto riguarda il fosforo sono quelli di Bardello e Boesio (0,067 e 0,074 g P m⁻² a⁻¹ rispettivamente). Altri tributari (Toce, Strona, Erno, Vevera, Tresa e Giona) presentano valori abbastanza elevati, compresi tra 0,020 e 0,030 g P m⁻² a⁻¹, mentre i rimanenti corsi d'acqua sono caratterizzati da contributi areali inferiori a 0,010 g P m⁻² a⁻¹.

Per quanto riguarda i composti dell'azoto, la situazione si presenta diversificata a seconda che si considerino azoto ammoniacale ed organico, maggiormente dipendenti dalla presenza di scarichi non depurati, ed azoto nitrico e totale. I primi infatti mostrano i contributi areali più elevati per Bardello, Boesio, Strona, Vevera e Tresa (0,020-0,060 g N m⁻² a⁻¹ e 0,150-0,250 g N m⁻² a⁻¹ per azoto ammoniacale ed organico rispettivamente). Anche i carichi areali rispecchiano quindi le diversità tra i tributari in termini qualitativi.

Complessivamente, i carichi areali di fosforo e azoto totale nel 2017 sono stati pari a 0,015 g P m⁻² a⁻¹ e 0,891 g N m⁻² a⁻¹, valori inferiori rispetto a quelli del 2016 e in generale al periodo recente, per i motivi già esposti relativamente ai carichi assoluti. Questa tendenza emerge chiaramente dal confronto tra i contributi areali di fosforo totale e azoto totale calcolati per il 2017 e quelli del triennio 2014-2016 (Fig. 3.18). I contributi areali di fosforo nel 2017 sono stati inferiori rispetto al triennio precedente per tutti i tributari, con la sola eccezione del Bardello, a causa delle concentrazioni piuttosto elevate rilevate soprattutto in alcuni mesi dell'anno (Tab. 3.4; Fig. 3.14c). Sono stati invece nettamente inferiori a quelli del triennio precedente i carichi areali del Boesio (0,070 rispetto a 0,104 g P m⁻² a⁻¹). Nel complesso, sia considerando il 2017 che gli anni immediatamente precedenti, si può osservare come i carichi areali siano attorno a 0,02-0,03 g P m⁻² a⁻¹ per sei dei tributari campionati (Tresa, Giona, Vevera, Strona, Toce, Erno) e vicini o di poco superiori a 0,010 g P m⁻² a⁻¹ per altri sei corsi d'acqua (Cannobino, San Bernardino, San Giovanni, Ticino, Verzasca, Maggia).

Tab. 3.8 Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dall'emissario nel 2017.

	N-NH ₄	N-NO ₃	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.013	0.722	0.117	0.851	0.005
Maggia	0.005	0.667	0.118	0.789	0.003
Verzasca	0.006	0.565	0.097	0.668	0.003
Cannobino	0.003	0.590	0.078	0.672	0.006
San Giovanni	0.006	1.069	0.142	1.217	0.010
San Bernardino	0.004	0.770	0.131	0.906	0.003
Toce Ossola	0.044	0.702	0.141	0.888	0.023
Strona	0.055	1.424	0.240	1.715	0.031
Erno	0.003	1.509	0.155	1.666	0.021
Vevera	0.019	2.596	0.221	2.836	0.020
Bardello	0.071	0.695	0.213	0.979	0.067
Boesio	0.037	0.946	0.157	1.140	0.074
Tresa	0.058	0.745	0.271	1.074	0.024
Giona	0.006	1.060	0.123	1.189	0.021
Totale campionati	0.028	0.717	0.147	0.891	0.015
Ticino emissario	0.018	0.615	0.185	0.818	0.009

Per quanto riguarda i contributi di azoto totale, non si osservano le differenze marcate tra Bardello e Boesio da un lato e i restanti tributari che si hanno nel caso del fosforo. I tributari con i contributi areali maggiori, sia nel 2017 che nel triennio 2014-16, sono infatti Vevera, Erno e Strona ($2,0\text{-}2,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). I contributi areali più bassi ($0,5\text{-}1,0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) sono quelli che caratterizzano Cannobino, Toce, Ticino Immissario, Verzasca e Maggia. Anche nel caso dell'azoto, nel 2017 i contributi sono stati inferiori a quelli del triennio precedente per tutti i tributari ad eccezione di Vevera e, in minima parte, Bardello. Il Torrente Vevera è stato infatti caratterizzato nel 2017 da elevate concentrazioni di azoto nitrico e totale (Tab. 3.4).

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali indicano una situazione complessiva buona per le acque immissarie, anche se in alcuni tributari i livelli di nutrienti rimangono elevati e di conseguenza gli apporti a lago. I dati del 2017 sottolineano l'elevata variabilità interannuale che interessa i carichi in relazione a fattori meteo-idrologici e quindi l'utilità di disporre di dati mensili e di un monitoraggio regolare.

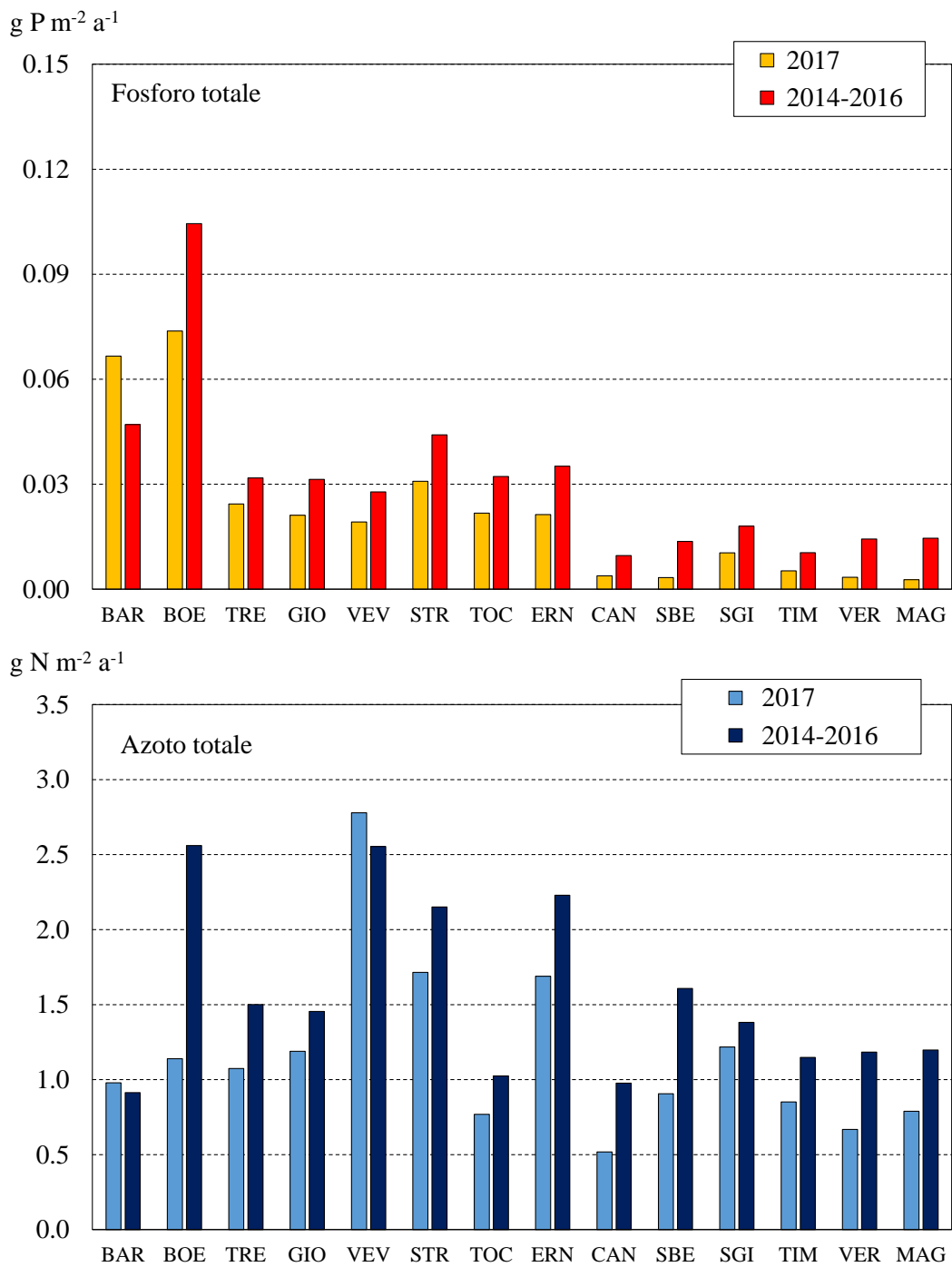


Fig. 3.18 Contributi areali di fosforo totale (sopra) e azoto totale (sotto) dai singoli tributari nel 2017 a confronto con il triennio 2014-2016.

Bibliografia

- Fenocchi, A., M. Rogora, S. Sibilla, M. Ciampittiello, C. Dresti. 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Climate Dynamics*. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4094-6>
- Livingstone, D.M., 2003. Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake. *Climatic Change* 57: 205-225.
- Rogora M., R. Mosello, L. Kamburska, N. Salmaso, L. Cerasino, B. Leoni, L. Garibaldi, V. Soler, F. Lepori, L. Colombo, F. Buzzi. 2015. Recent trends in chloride and sodium concentrations in the deep subalpine lakes (Northern Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 19013–19026.
- Rogora M., L. Colombo, A. Marchetto, R. Mosello, S. Steingruber. 2016. Temporal and spatial patterns in the chemistry of wet deposition in Southern Alps. *Atm. Envir.* 146: 44-54.
- Rogora, M., P. Giacomotti, A. Orrù, G.A. Tartari. 2017. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e bilancio dei nutrienti a lago (azoto e fosforo). In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016 – 2018. Campagna 2016. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 35-63.
- Rogora, M., F. Buzzi, C Dresti, B. Leoni, M. Patelli, F. Lepori, R. Mosello, N. Salmaso. 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3623-y>
- Salmaso N., F. Buzzi, L. Cerasino, L. Garibaldi, B. Leoni, G. Morabito, M. Rogora, M. Simona. 2014. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia*, 731: 31-48. DOI: 10.1007/s10750-013-1659-6.
- Salmaso, N., A. Boscaini, C. Capelli & L. Cerasino. 2017. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3402-1

4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI

Martina Austoni, Giuseppe Morabito, Aldo Marchetto

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2017, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 10 gennaio ed il 4 dicembre 2017, sopralluoghi con prelevamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile per l'intero anno.

I campioni sono stati analizzati in laboratorio seguendo le tecniche già utilizzate negli anni passati, per quanto riguarda i conteggi, l'identificazione delle specie e il calcolo della biomassa (biovolume). La determinazione della concentrazione della clorofilla a e dei feopigmenti, sui campioni raccolti, è stata effettuata esclusivamente tramite determinazione fluorimetrica con sonda bbe-Fluoroprobe, metodica più sensibile e meno soggetta ad errori dovuti a manipolazione e degradazione del campione.

Il numero totale dei taxa censiti durante il 2017 è stato di 116 unità, valore aumentato rispetto ai 96 dell'anno precedente e simile ai 117 taxa del 2013 ma in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2017 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 49, aumentando di 7 unità rispetto l'anno precedente, ma inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità.

Al contrario, 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 decremento rispetto al 2016, attestandosi sul valore di 34 specie, valore 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.

La distribuzione dei singoli taxa in categorie sistematiche più ampie ha mostrato alcune variazioni rispetto al 2016: il gruppo con la maggiore diversità è ora quello delle diatomee, rappresentate da ben 35 specie (erano 28 l'anno precedente), seguite dalle cloroficee (30 specie invece di 21) e dai cianobatteri (ancora 23 specie).

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 11 unità, (10 nel 2016), le criptoficee e le dinoficee, che con 9 e 8 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore. Le unità tassonomiche di queste ultime due classi sono rimaste invariate rispetto all'anno precedente soltanto per quanto riguarda il gruppo delle criptoficee, mentre le

dinoficee sono aumentate di 4 unità. È quindi evidente come l'aumento della diversità tra il 2016 ed il 2017 sia stato guidato soprattutto dalla comparsa di numerose nuove diatomee e cloroficee, la maggior parte delle quali tuttavia è comparsa occasionalmente senza mai entrare nel gruppo delle specie significative.

La successione stagionale si è svolta, nel 2017, con una dinamica, in linea generale, simile a quella osservata negli ultimi anni: infatti, anche il 2017 si potrebbe definire un anno “a diatomee”, essendo stati questi gli organismi algali costantemente dominanti in termini di biomassa, durante l'arco dell'intero anno (Fig. 4.1).

Quindi l'anno 2017 è stato caratterizzato da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico di *Fragilaria crotonensis*, largamente presente da gennaio a dicembre (nel 2016 da gennaio a ottobre), cui si sono unite *Asterionella formosa*, *Synedra acus var. angustissima* e *Rhizosolenia eriensis*. Mentre la prima, *Asterionella formosa*, è pressoché presente da gennaio a dicembre, le ultime due specie sono presenti entrambe nel periodo primaverile e rispettivamente da agosto a settembre per *S. acus var. angustissima* e da novembre a dicembre per *R. eriensis*.

Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato (Fig. 4.1), come di consueto, i gruppi dominanti, sebbene, in estate, un contributo significativo sia venuto anche dai dinoflagellati con *Ceratium hirundinella* e *Peridinium spp.* Accanto a queste, merita una segnalazione la presenza di Oscillatoriales, rappresentate per la maggior parte dai generi *Pseudoanabaena spp.* e *Geitlerinema spp.* abbondanti sia in estate che autunno, anche se non hanno mai raggiunto le biomasse dell'anno precedente.

Secondo uno schema di successione ormai tipico per il Lago Maggiore, le diatomee sono state in prevalenza responsabili dei picchi di biomassa osservati nei periodi marzo-maggio e luglio-agosto con *F. crotonensis* dominante (fino al 77% del biovolume totale) durante la fase di sviluppo tardo-primaverile, mentre *S. acus var. angustissima* unitamente alle diatomee centrales quali *Cyclotella comensis* accompagnano *F. crotonensis* durante la fase estiva e sempre in presenza di *A. formosa* per tutto il periodo studiato.

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha avuto inizio, nel 2017, già dal mese di gennaio con *Fragilaria crotonensis*. Insieme a questa specie, la successione primaverile vede anche la dominanza di *Asterionella formosa* e la compresenza delle pennales *Rhizosolenia* e *Synedra* che declinano ad aprile lasciando spazio a *Fragilaria crotonensis* che, verso la metà di maggio, crea, da sola, il primo picco di diatomee. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo di *Cyclotella comensis* e *C. comensis morf. Minima*, che sono rappresentate durante l'anno con picchi nella stagione estiva.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata, anche nel 2017, anticipata rispetto agli anni passati, probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature atmosferiche del periodo invernale superiori alla norma. Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di questa costante dominanza nel 2017 potrebbe essere dovuta, ancora una volta, a eventi meteorologici eccezionali. Come descritto nel Capitolo 1, i mesi primaverili sono stati caratterizzati da precipitazioni molto abbondanti, che hanno probabilmente portato al lago notevoli quantità di silice (evento estremo del 19 maggio 2017).

Come è stato osservato in rapporti precedenti e come evidenziato da uno studio sui fattori di controllo della crescita delle diatomee nel Lago Maggiore (Morabito et al., 2012), precipitazioni elevate possono apportare al lago notevoli quantità di silice, essendo il bacino del lago di natura prevalentemente silicea. La silice, il cui

esaurimento durante lo sviluppo primaverile rappresenta di solito il principale fattore limitante per il proseguimento della crescita delle diatomee, sarebbe risultato quindi presente in concentrazioni tali da sostenere la produzione di questi organismi fino al tardo autunno. Il fenomeno è, peraltro, ben documentato nella letteratura scientifica (si veda, per es. Znachor et al., 2008). Da rilevare la totale assenza di *Tabellaria flocculosa*, ormai pressoché nulla negli ultimi anni, la cui presenza appare maggiormente correlata a fattori fisici soprattutto a intensità del vento, piuttosto che a condizioni trofiche (Morabito et al., 2012). Infatti, è a partire dal 2012, che si riscontra la drastica riduzione di *Tabellaria flocculosa*, specie fortemente silicizzata e di grandi dimensioni, che necessita di un intenso mescolamento per rimanere in sospensione negli strati d'acqua illuminati e quindi competitivamente svantaggiata rispetto a *Fragilaria crotonensis* in situazioni di ridotto mescolamento (Morabito et al., 2012).

A questo riguardo, è interessante osservare che, a partire dal 2013, lo strato d'acqua che, nel periodo invernale, va incontro a rimescolamento, non ha più superato i 100 metri di profondità come riscontrato negli ultimi 3 anni.

Le Cryptophyta danno un contributo durante tutto l'anno con *Plagioselmis nannoplantica* e con *Cryptomonas ovata* durante il periodo primaverile e invernale. Tra le Crysophyceae la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina parva*. L'importanza delle Chlorophyceae risulta drasticamente ridotta: in pratica, delle 35 specie rinvenute solo il genere *Mougeotia* contribuisce, a giugno, con una biomassa di $39,5 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$. La serie dei dati relativi alla concentrazione della clorofilla a mostra i valori decisamente più alti nel corso di tutto l'anno rispetto agli anni precedenti, con valori simili a quelli riscontrati negli anni '80. La clorofilla *a* media è risultata essere di $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$ con il massimo assoluto registrato il 7 agosto ($9,02 \mu\text{g l}^{-1}$) e quindi con valori di concentrazione inferiori rispetto al 2016.

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate e di condizioni climatiche favorevoli (Fig. 4.1): al gruppo appartengono le Oscillatoriales del complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, seppur in quantità più ridotte anche nel 2017, unitamente a *Aphanizomenon flos-aquae* e *Tychonema bourellyi* mentre i generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena*, acquistano importanza significativa pur non raggiungendo i valori di biomassa dell'anno precedente. Inoltre, sempre tra i cianobatteri, risultano trascurabili le Chroococcales di piccole dimensioni (picocianobatteri, vedi Capitolo 6 per ulteriori dettagli), come si è potuto osservare da qualche anno a questa parte. Il contributo di questo ordine al biovolume algale era gradualmente cresciuto con il progredire dell'oligotrofizzazione e, quindi, l'inversione di tendenza degli ultimi anni potrebbe essere un ulteriore segnale di cambiamenti trofici (Callieri, 2017).

Anche *Dolichospermum lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è presentata timidamente nel 2017: presente già dai primi di luglio, ha il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, nel mese di agosto anziché nel periodo tardo estivo. I dati del 2017 confermano ulteriormente quanto osservato negli ultimi anni (presenza, tra le dominanti, di specie a carattere meso-eutrofo e riduzione di altre con esigenze oligotrofe), che sembrano confermare una tendenza verso un peggioramento qualitativo delle acque lacustri. In conclusione, ancora una volta è stato possibile mettere in relazione alcuni scostamenti dallo schema di successione caratteristico con particolari vicende meteorologiche e climatiche, a

conferma dell'importanza che hanno assunto i fattori fisici nel controllare la dinamica interannuale delle successioni algali nel Lago Maggiore. 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. Anche nel 2017 si conferma l'ulteriore riduzione, già in atto da alcuni anni, delle *Chroococcales* (cianobatteri di piccole dimensioni).

Anche nel 2017 si conferma l'ulteriore riduzione, già in atto da alcuni anni, delle *Chroococcales* (cianobatteri di piccole dimensioni).

Il conteggio del picoplancton autotrofo insieme agli organismi fitoplanctonici più grandi con il microscopio invertito comporta una sottostima o sovrastima delle forme più piccole, che però inficia in modo marginale la stima del biovolume totale del fitoplancton, dal momento che le *Chroococcales* ne rappresentano una proporzione minima. Si può quindi ritenere trascurabile l'errore data la scarsa biomassa che questi raggiungono nel Lago Maggiore nel corso della successione stagionale.

Il valore di biovolume del fitoplancton ottenuto con il microscopio invertito, conforme alle norme CEN 15204:2006, è di grande utilità nel contesto delle attività CIP AIS perché permette un confronto con la serie temporale di lungo periodo, e anche perché è il valore necessario per la valutazione della qualità ecologica del lago ai sensi del Decreto Ministeriale 260/2010.

Uno studio recente delle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore (Kamenir & Morabito, 2009) indica che l'aumento delle piccole chroococcali coincide con gli anni di minor trofia del lago: quindi una loro riduzione potrebbe indicare una tendenza opposta. Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton e un confronto con metodi di conteggio più appropriati per una quantificazione della frazione picoplanctonica.

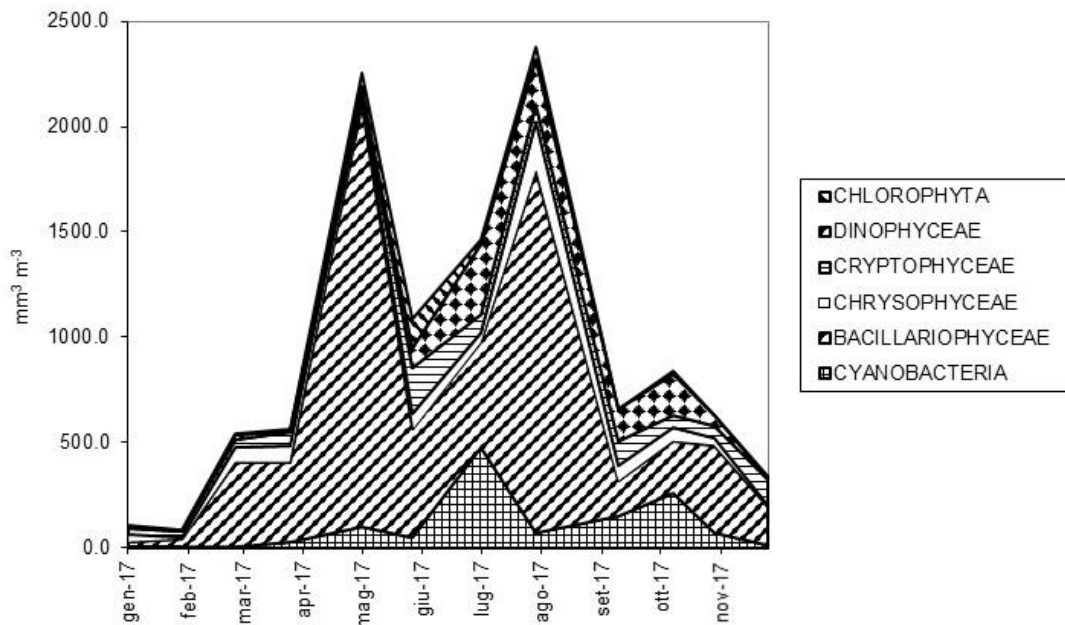


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2017.

4.2. Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore, si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$. Nel 2017 il biovolume medio annuo è diminuito ancora rispetto al 2016 passando dai $1,3 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ ai $0,9 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ unitamente ad un decremento del valore medio di clorofilla *a* pari a $4,8 \text{ mg m}^{-3}$.

Come detto in precedenza, il 2017 è stato un anno caratterizzato dalla presenza costante e quasi esclusiva delle diatomee; di conseguenza la successione delle specie di diatomee riflette quasi esattamente la successione stagionale del fitoplancton.

Nel 2017 anche la fase di successione primaverile delle diatomee ha mostrato alcune differenze rispetto al passato: è completamente assente *Tabellaria flocculosa*, a vantaggio di *Fragilaria crotonensis* largamente presente da gennaio a dicembre (Fig. 4.2). *Asterionella formosa* è ancora presente durante l'intero anno unitamente ai generi *Aulacoseira* e *Synedra* mentre il genere *Rhizosolenia* rappresentato da *R. eriensis* e *R. longiseta* compare dal mese di febbraio fino a giugno e da ottobre alla fine dell'anno.

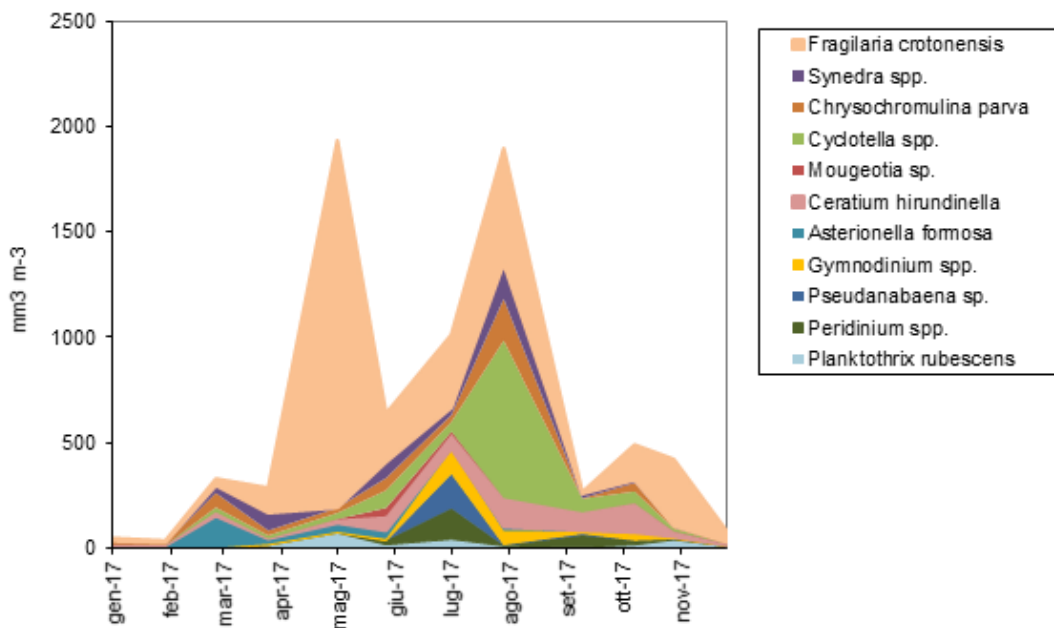


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significativi per il 2017.

La fase estiva della successione vede nuovamente la dominanza di *Fragilaria crotonensis* unitamente a diatomee centriche quali *Cyclotella gabriuscula* e *C. comensis*.

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto uno sviluppo degno di nota solo a luglio, con il contributo delle cianofitiche filamentose rappresentato dalle Oscillatoriales come *Tychonema bourrellyi*, *Planktothrix rubescens/agardhii*, *Dolichospermum lemmermanni*, *Pseudoanabaena*

spp. e *Geitlerinema* cfr. *acutissimum*. Interessante la riduzione della presenza di *Aphanizomenon flos-aquae*. Questa specie, sebbene sempre presente tra i cianobatteri quantitativamente significativi, tuttavia non è mai stata dominante se non nel 2002. Anche il complesso *Plankthotrix agardhii/rubescens* da sempre ben rappresentato nel lago Maggiore sembra essere diminuito ulteriormente nel corso del 2017. La recente prevalenza dei generi *Pseudonabaena* e *Geitlerinema* unitamente a *Planktolyngbya* potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le temperature alte (Pearl, 1988). Probabilmente anche le preferenze trofiche di queste specie sono da tenere in considerazione. Infatti, la letteratura scientifica descrive il genere *Pseudonabaena* come una specie tipica di ambienti eutrofici (Reynolds *et al.*, 2002) e particolarmente sensibile alla carenza di fosforo, anche se un recente studio comparato sul fitoplancton dei laghi profondi italiani (Salmaso, 2003) ha leggermente corretto precedenti indicazioni sulle preferenze trofiche di questo cianobatterio, associandolo più tipicamente ai bacini meso-eutrofici.

Le Cryptophyta danno contributo con la solita *Plagioselmis nannoplanctica* e con *Cryptomonas ovata* presenti lungo l'arco dell'intero anno (Fig. 4.2). Importante anche *Katablepharis ovalis*, anch'essa presente durante tutto l'anno.

La presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata decisamente modesta: questo gruppo compete con le diatomee per i silicati e, quindi, la loro crescita potrebbe essere stata limitata dal forte sviluppo delle diatomee. Tra le Chrysophyceae *Chrysochromulina parva* è presente tutto l'anno nel gruppo delle dominanti ma anche *Dynobryon divergens* (che ha sostituito il *D. sociale* del 2016) ha avuto una presenza significativa in termini di biomassa nel mese di maggio e dal mese di agosto a novembre.

Per quanto riguarda l'importanza delle Chlorophyta, si è scritto in precedenza della loro diminuzione in termini di biomassa. La loro presenza risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili. Da notare la presenza di *Mougeotia* sp. che in precedenza aveva dato luogo anche ad una imponente fioritura nel 2011. Questo organismo, con abbondanze relativamente basse, è sempre stato presente nel Lago Maggiore ed è estremamente comune in tutti i laghi profondi subalpini: fioriture di *Mougeotia* hanno avuto luogo anche nel Lago di Lugano e nel Lago di Garda e sono state interpretate come segnale di peggioramento dello stato trofico (Salmaso, 2002; Simona, 2002). Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti recenti in corso nel Lago Maggiore.

Bibliografia

- Callieri, C. 2017. Synechococcus plasticity under environmental changes. FEMS Microbiol. Lett. 364, fnx229.
- Kamenir, Y. & G. Morabito. 2009. Lago Maggiore oligotrophication as seen from the long-term evolution of its phytoplankton taxonomic size structure. J. Limnol., 68: 146-161.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni. 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. Hydrobiologia, 698: 47-60.

- Pearl, H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (Ed.), Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press: 261-315.
- 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.
- Salmaso, N., G. Morabito, R. Mosello, L. Garibaldi, M. Simona, F. Buzzi & D. Ruggiu. 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, 62: 207-227.
- Simona, M. 2002. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *J. Limnol.*: 62(2):190-206.
- Znavor, P., E. Zapomelova, K. Rehakova, J. Nedoma, & K. Simek, K., 2008. The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir. *Aquatic Sciences*, 70: 77-86.

5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE: BARCODING MOLECOLARE PER L'IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA

Roberta Piscia, Alessia Arpaia, Marina Manca, Diego Fontaneto, Ester M. Eckert

5.1. Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili

Nel corso del 2017 la raccolta di dati riguardanti il popolamento zooplanctonico pelagico è stata svolta prelevando i campioni con frequenza mensile come previsto dal progetto, presso il sito storico di campionamento situato a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé e corrispondente alla zona di massima profondità. I campioni sono stati raccolti con due campionatori di plancton di Clarke-Bumpus armati con reti a maglie di 76 μm e 126 μm di luce, trascinati lungo una traiettoria sinusoidale nello strato 0-50 m del pelago lacustre. In aggiunta a questi, nel periodo di stratificazione delle acque lacustri, ovvero da maggio ad ottobre, sono stati acquisiti, sempre mensilmente, campioni aggiuntivi negli strati 0-20 m e 30-50 m al fine di definire la tendenza dei diversi taxa zooplanctonici ad occupare zone più o meno profonde della colonna d'acqua. Tali campioni sono stati prelevati attraverso l'utilizzo di un campionatore di plancton dotato di flussimetro, chiudibile attraverso un messaggero, armato rete a maglia di 76 μm . Per questi campioni, sono state eseguite retinate verticali, negli strati sopra indicati, in numero tale da filtrare circa 1 m³ d'acqua. Tutti i campioni sono stati fissati direttamente in barca con etanolo al 96% e successivamente analizzati al microscopio per l'identificazione dei singoli taxa, per la determinazione della densità di popolazione e per la stima della biomassa. Inoltre, sempre nel periodo di stratificazione, sono stati raccolti anche campioni di crostacei zooplanctonici tramite retinate verticali nello strato 0-50 m, con retini a maglie di 450 μm e 850 μm di luce e campioni integrati di acqua degli strati 0-20 m e 30-50 m. Questi ultimi, dopo pre-filtrazione su un filtro da 50 μm , sono stati filtrati su filtri in fibra di vetro (GF/C a porosità media di 1,2 μm) ed essiccati per 24h in stufa a 60°C, mentre i campioni di crostacei zooplanctonici pelagici sono stati conservati a -18°C. Sia questi ultimi opportunamente trattati che i filtri sono stati inviati al laboratorio G. G. Hatch, per la determinazione del *fingerprint* isotopico di carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}\text{‰}$) nel seston (particellato di dimensioni comprese tra 1,2 μm e 50 μm), nei singoli taxa e nei pool delle frazioni dimensionali $\geq 450 \mu\text{m}$ e $\geq 850 \mu\text{m}$.

L'anno 2017 è stato caratterizzato da un significativo incremento della densità numerica del popolamento zooplanctonico fin dal mese di marzo con un valore totale quasi triplicato rispetto ai mesi di gennaio e febbraio (ca. 26000 ind m⁻³; Fig. 5.1.1). L'aumento è continuato nel mese di aprile, con un valore di densità numerica più che doppio rispetto al mese precedente. Tale valore è rimasto pressoché costante fino al mese di giugno, mentre a partire da luglio è stata registrata una diminuzione della densità totale del popolamento zooplanctonico pelagico, che è perdurata fino al mese di ottobre, quando è stato osservato un valore di densità numerica del tutto comparabile con quelli dei primi due mesi dell'anno. Gli ultimi due mesi dell'anno, invece, sono stati caratterizzati da un ulteriore incremento numerico del popolamento

zooplanctonico pelagico, con un insolito picco a dicembre il cui valore è risultato del tutto comparabile a quelli registrati nei mesi estivi (ca. 62000 ind m⁻³).

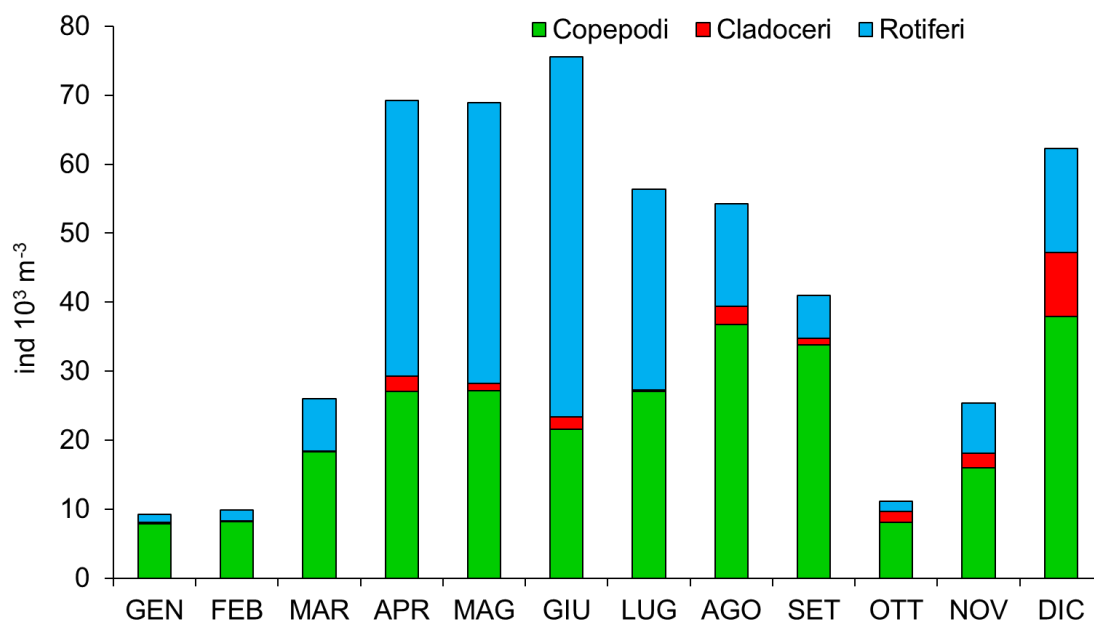


Fig. 5.1. Densità di popolazione dello zooplancton di rete nel corso del 2017 del Lago Maggiore.

Come usualmente si osserva, complessivamente la dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico pelagico è stata determinata dalla componente di organismi di taglia piccola, ovvero dai rotiferi e dagli stadi naupliari e a copepodite dei ciclopidi e dei diaptomidi (Fig. 5.1 e Fig. 5.2A e B). In particolare, i ciclopidi sono stati caratterizzati dalla quasi scomparsa della specie di taglia minore, ovvero *Mesocyclops leukarti*, presente con pochi individui solo nel mese di febbraio (Fig. 5.1.2A), pertanto, il popolamento a ciclopidi, nel corso del 2017, è risultato costituito quasi interamente dal gruppo *Cyclops abyssorum*, come era già stato osservato negli anni precedenti. La dinamica stagionale degli stadi giovanili (naupli + copepodite) ha ricalcato quella già descritta per il popolamento totale, mentre gli adulti sono risultati maggiormente presenti in termini di abbondanza numerica nel periodo compreso tra aprile e settembre, con valori compresi tra circa i 360 i 760 ind m⁻³.

Diversa è risultata invece la dinamica stagionale della componente zooplanctonica a diaptomidi (Fig. 5.2B). In particolare, gli stadi adulti sono stati caratterizzati da 3 picchi di crescita: ad aprile e a dicembre, quando sono stati registrati valori simili intorno ai 3500 ind m⁻³, e a settembre quando è stato osservato il picco massimo di densità numerica di circa 10000 ind m⁻³. Per quanto riguarda gli stadi giovanili dei diaptomidi, essi sono stati contraddistinti da tre fasi di crescita, la prima nella prima parte dell'anno con un picco di circa 17300 ind m⁻³ ad aprile, la seconda in estate con il picco massimo di densità numerica di circa 26800 ind m⁻³ e la terza in inverno, quando a dicembre è stato osservato l'inusuale picco di entità maggiore a quello osservato in primavera (ca. 23800 ind m⁻³). Anche per i diaptomidi il popolamento è risultato composto quasi interamente da un'unica specie (*Eudiaptomus padanus*), in quanto la specie di taglia maggiore (*Mixodiaptomus laciniatus*) è risultata presente con soli 10 ind m⁻³ nel mese di gennaio.

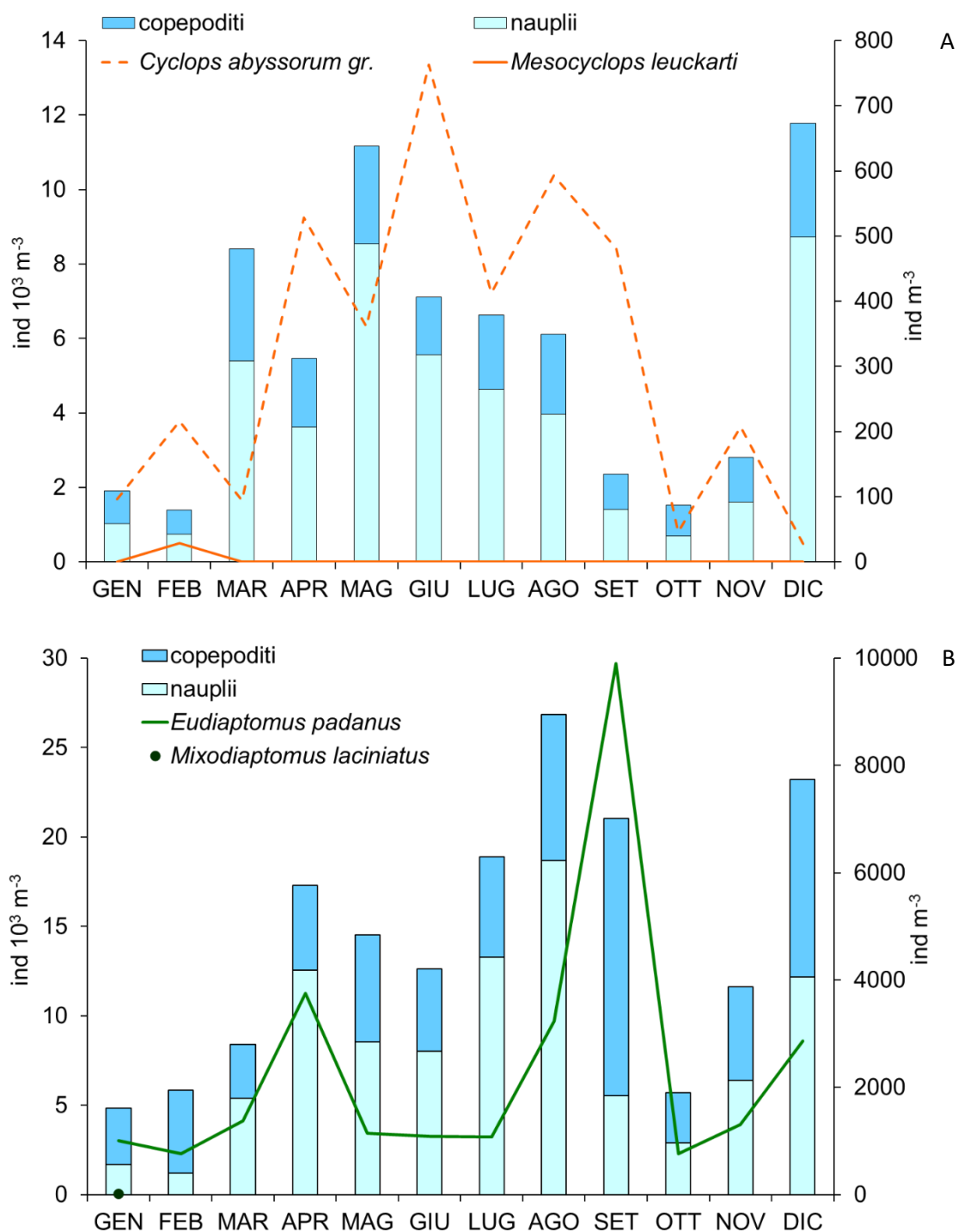


Fig. 5.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2017 nel Lago Maggiore (i valori della linea e del simbolo vanno riferiti all'asse di destra).

Completivamente il popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri è stato caratterizzato da una maggiore presenza numerica a partire da agosto fino a dicembre, con valori totali compresi tra 4250 ind m⁻³ e 10250 ind m⁻³ (Fig. 5.3). La dinamica stagionale dei filtratori e dei *particle feeders* è stata caratterizzata da due picchi simili di densità numerica, il primo ad agosto (11000 ind m⁻³) e il secondo a dicembre (10200

ind m⁻³). Tuttavia, i due picchi sono risultati diversi in termini di composizione, infatti ad agosto il popolamento era composto per il 75% da *Diaphanosoma brachyurum* e per il 15% da *Daphnia longispina galeata* gr., mentre a dicembre più dell'80% del popolamento zooplanctonico a cladoceri era costituito da *Eubosmina longispina*. Come già osservato nel 2016, anche quest'anno il picco massimo di densità primaverile di *Daphnia* è stato registrato ad aprile (2126 ind m⁻³) invece che a maggio. Tale anticipo potrebbe essere il risultato di una frequenza di campionamento non propriamente adatta, considerati i veloci tempi di sviluppo degli organismi alle temperature primaverili, come già ipotizzato lo scorso anno, ma anche una vera e propria tendenza ad anticipare il picco di crescita primaverile. Solo la prosecuzione dell'attività di monitoraggio nei prossimi anni con l'acquisizione di ulteriori dati fornirà le informazioni necessarie per la verifica di una delle due ipotesi.

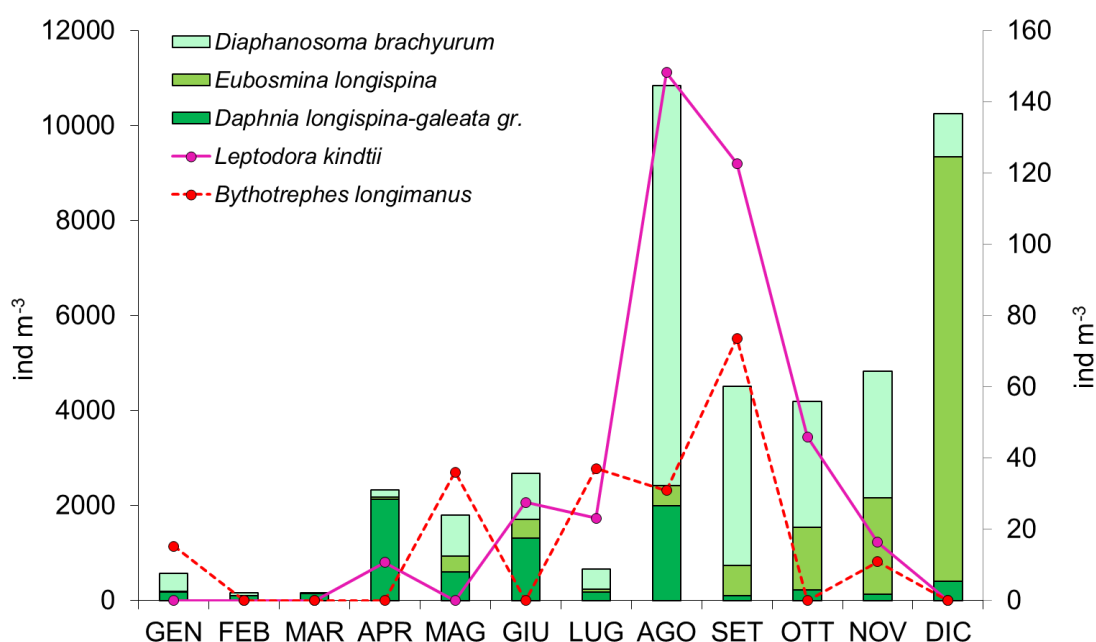


Fig. 5.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2017 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

I due grossi cladoceri predatori, *Bythotrephes* e *Leptodora*, sono risultati presenti a fasi alterne nei primi sei mesi dell'anno, raggiungendo il massimo sviluppo numerico ad agosto il primo (148 ind m⁻³) e a settembre il secondo (123 ind m⁻³).

Come già osservato, fondamentale è stato il contributo dei rotiferi alla densità di popolazione, soprattutto nei mesi primaverili (50-70%), mentre il loro apporto al picco di dicembre è risultato decisamente minore (25%; Fig. 5.1. e Fig. 5.4A). Le specie maggiormente presenti dal punto di vista numerico sono state: *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., *Ploesoma* spp., *Synchaeta* spp., *Keratella* spp., *Kellicotia longispina*, *Polyarthra* spp., *Asplanchna priodonta* e *Notholca acuminata labis*. In particolare, sono stati osservati due veri e propri bloom, il primo ad aprile a carico di *Aplanchna* e *Notholca* (ca. 17100 ind m⁻³ e 17300 ind m⁻³, rispettivamente) e il secondo a giugno a carico di *Keratella* dell'ordine di 35000 ind m⁻³. Se consideriamo la composizione percentuale (Fig. 5.4B), possiamo notare che i primi 4 mesi dell'anno e gli ultimi due sono stati caratterizzati dalla dominanza numerica di *Asplanchna*, mentre da maggio

ad agosto predominava *Keratella* e a settembre *Conochilus*. Se invece, consideriamo il numero di specie presenti ad ogni data, i mesi nei quali è stata registrata la maggiore diversità sono stati luglio e agosto (11 e 10 specie, rispettivamente), i più poveri in ricchezza di specie marzo ed ottobre (5 specie entrambi).

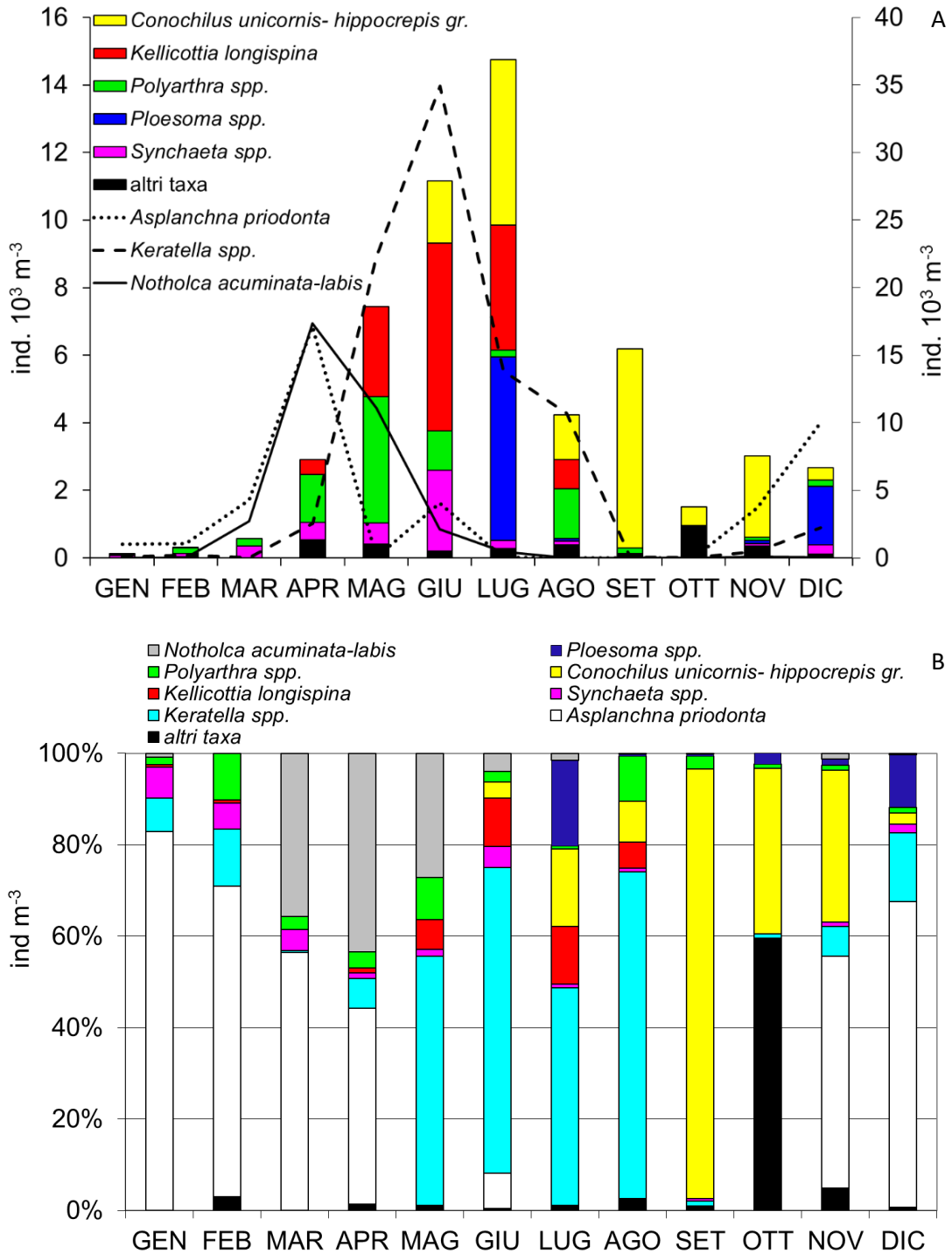


Fig. 5.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2017 (A) e composizione relativa (B). I valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra.

L'analisi della distribuzione verticale ha confermato la tendenza di alcuni organismi a privilegiare le acque superficiali più calde. Complessivamente, sono risultati numericamente maggiormente presenti nello strato 0-20 m i rotiferi e i cladoceri (Fig. 5.5). Tale tendenza conferma quanto già osservato in passato e nel 2016 relativamente alla distribuzione verticale dei diversi taxa componenti i cladoceri, in particolar modo, la tendenza di *Diaphanosoma* ed *Eubosmina* a prediligere gli strati superficiali. Tra i consumatori primari, in controtendenza solo *Daphnia* nel mese di giugno presente in maggior quantità nel campione profondo (30-50 m), mentre tra i grandi predatori *Bythotrephes* a settembre e ottobre.

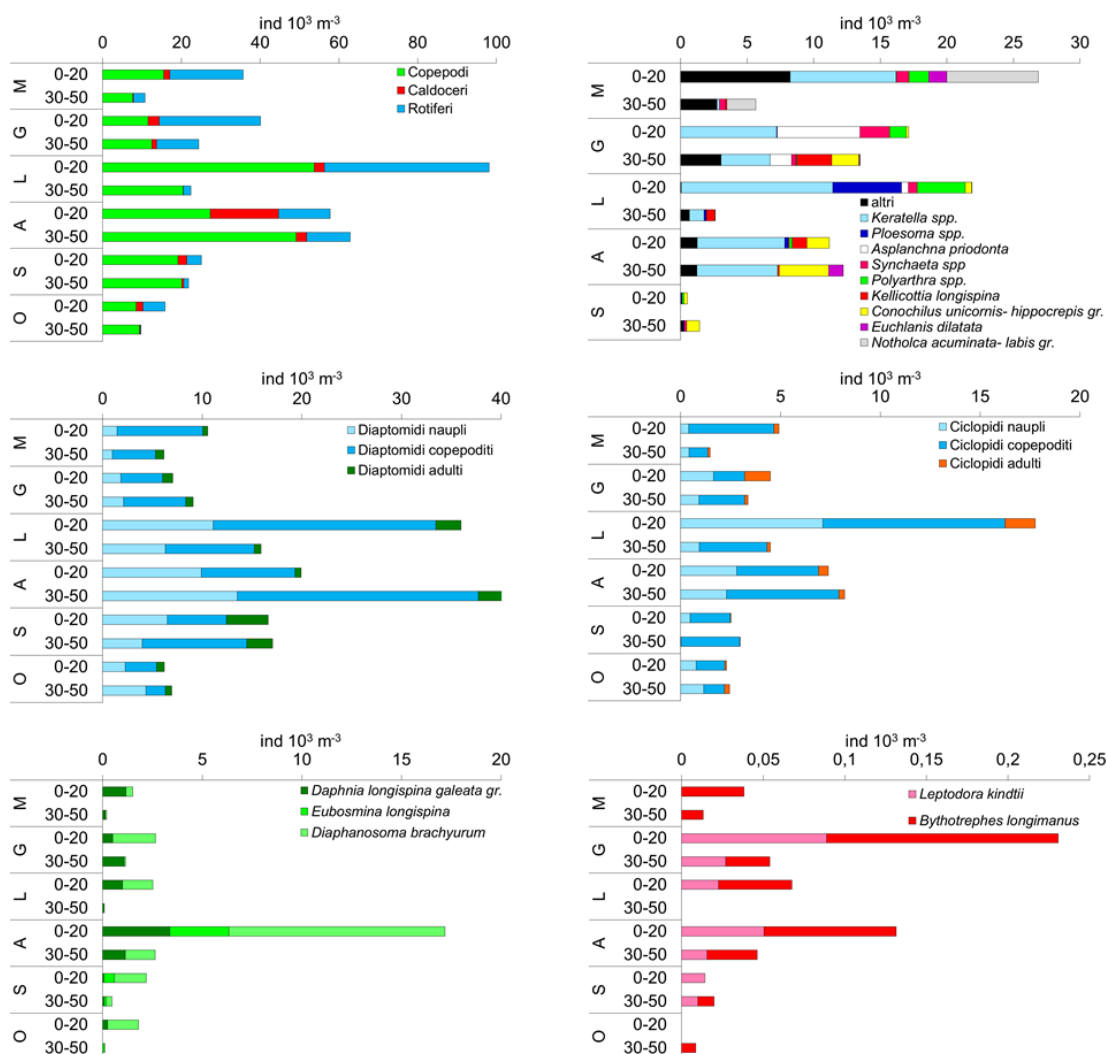


Fig. 5.5. Densità di popolazione del popolamento zooplanctonico totale costituente lo zooplancton di rete nel Lago Maggiore e di tutte le sue componenti negli strati 0-20m e 30-50m nel periodo compreso tra maggio e ottobre del 2017.

Per quanto riguarda i rotiferi, la densità di popolazione è risultata maggiore nei campioni relativi allo strato 0-20 m, tuttavia alcuni organismi (e.g. *Keratella*) hanno mostrato la tendenza in talune occasioni a distribuirsi in maniera pressoché uniforme lungo la colonna d'acqua campionata (0-50 m). Decisamente in controtendenza i copepodi, che hanno mostrato una predilezione per uno dei due strati campionati

solamente a maggio e luglio, quando sia la densità numerica dei diaptomidi che dei ciclopidi è risultata maggiore nello strato 0-20 m e ad agosto, quando viceversa i diaptomidi privilegiavano la zona profonda della colonna d'acqua.

L'analisi degli isotopi stabili ha sostanzialmente confermato quanto era già stato osservato nel corso degli anni precedenti. Infatti, per quanto riguarda il contenuto isotopico di carbonio, è stato osservato il consueto graduale arricchimento a partire dalla primavera all'estate, con un valore minimo registrato dai Ciclopidi ad aprile ($\delta^{13}\text{C}\text{‰} = -39,49$) e un valore massimo da *Diaphanosoma* in agosto (Fig. 5.6). Tale arricchimento in estate risulta essere conseguenza sia di una diversa composizione del popolamento fitoplanctonico che di un maggiore tasso di crescita algale. Infatti, l'elevata attività fotosintetica esaurendo l'anidride carbonica disciolta nell'acqua favorisce l'utilizzo di fonti di carbonio alternative più arricchite in $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$. Per quanto riguarda l'arricchimento isotopico in azoto, i valori osservati sono risultati compresi tra ca. 3‰ e 11‰ in tutti i campioni analizzati. Unica eccezione *Eubosmina*, per la quale è stato registrato un valore particolarmente basso di $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ (0,4‰) ad agosto, probabilmente dovuto all'utilizzo di alghe filamentose azoto fissatrici.

I Cladoceri zooplanctonici sono risultati quasi sempre utilizzare le stesse fonti di carbonio di *Daphnia*, in quanto organismo rappresentativo della linea di base. I Copepodi invece, ovvero i Ciclopidi e i Diaptomidi, come gli scorsi anni hanno mostrato di prediligere fonti di carbonio alternative e sono stati caratterizzati da un intervallo di variazione molto ristretto del segnale isotopico di carbonio e azoto, indice di una nicchia trofica ben definita.

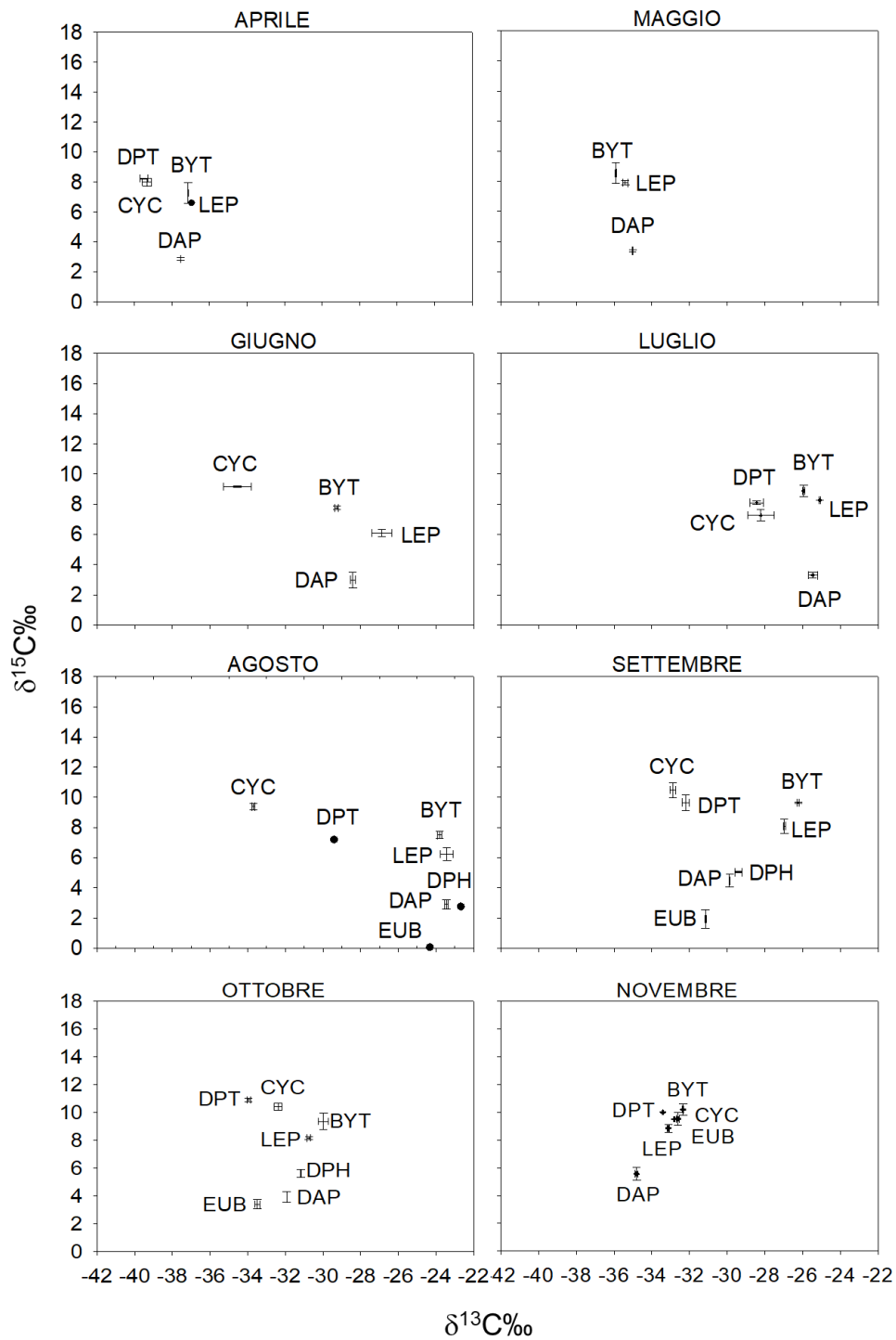


Fig. 5.6. Variazioni mensili dei segnali isotopici di carbonio e azoto ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$) nei crostacei zooplanctonici pelagici del Lago Maggiore nel periodo di stratificazione delle acque lacustri. DAP: *Daphnia*; EUB: *Eubosmina*; DPH: *Diaphanosoma*; DPT: *Diatomidi*; CYC: ciclopidi; BYT: *Bythotrephes*; LEP: *Leptodora*.

5.2. Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA

Le raccolte di zooplankton sono state sottoposte a trattamento in laboratorio per l'estrazione di DNA da singolo individuo, focalizzandoci per il secondo anno sull'intera comunità di crostacei cladoceri. Gli animali sono stati estratti dall'etanolo, sciacquati in acqua distillata, ed il DNA è stato estratto mediante protocolli ottimizzati per piccoli invertebrati acquatici (Tang et al., 2014). Ci siamo focalizzati su un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), un marcatore molecolare mitocondriale, comunemente utilizzato per il barcoding molecolare, e per cui esistono database di riferimento online (tipo GenBank, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/> e BOLD, <http://www.boldsystems.org/>).

Le specie di crostacei cladoceri presenti nel plankton del Lago Maggiore sono cinque, *Bythotrephes longimanus* (Leydig, 1860), *Daphnia* gruppo *galeata/longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848), *Eubosmina longispina* (Leydig, 1860), *Leptodora kindtii* (Focke, 1844), tutte presenti in ogni stagione dell'anno. Abbiamo isolato e sequenziato animali di tutte le specie in ogni stagione, selezionando da 3 a 5 animali per ogni specie in ogni stagione, primavera (P), estate (S), autunno (A) e inverno (W), per un totale di 96 animali. Di questi, 74 hanno prodotto sequenze di COI utilizzabili per le successive analisi. Con le sequenze, abbiamo costruito alberi filogenetici includendo tutti gli individui sequenziati dal Lago Maggiore. Inoltre, abbiamo anche scaricato da GenBank tutte le sequenze di COI disponibili per le stesse specie, aggiungendo così ulteriori 214 sequenze per un totale di 288. Gli alberi filogenetici sono stati costruiti mediante approcci di Maximum Likelihood. Le distanze genetiche riportate nel testo sono state calcolate come distanze non corrette.

Le sequenze delle cinque specie si raggruppano in cinque cladi ben distinte che corrispondono alle cinque specie (Figura 5.7). Le distanze genetiche tra le specie sono risultate essere in un intervallo da 22,91% a 38,79%, dimostrandone la loro indipendenza tassonomica: la soglia intra-interspecifica per il barcoding molecolare con COI in crostacei dello zooplankton è stimata intorno al 3% e i valori osservati sono molto più alti.

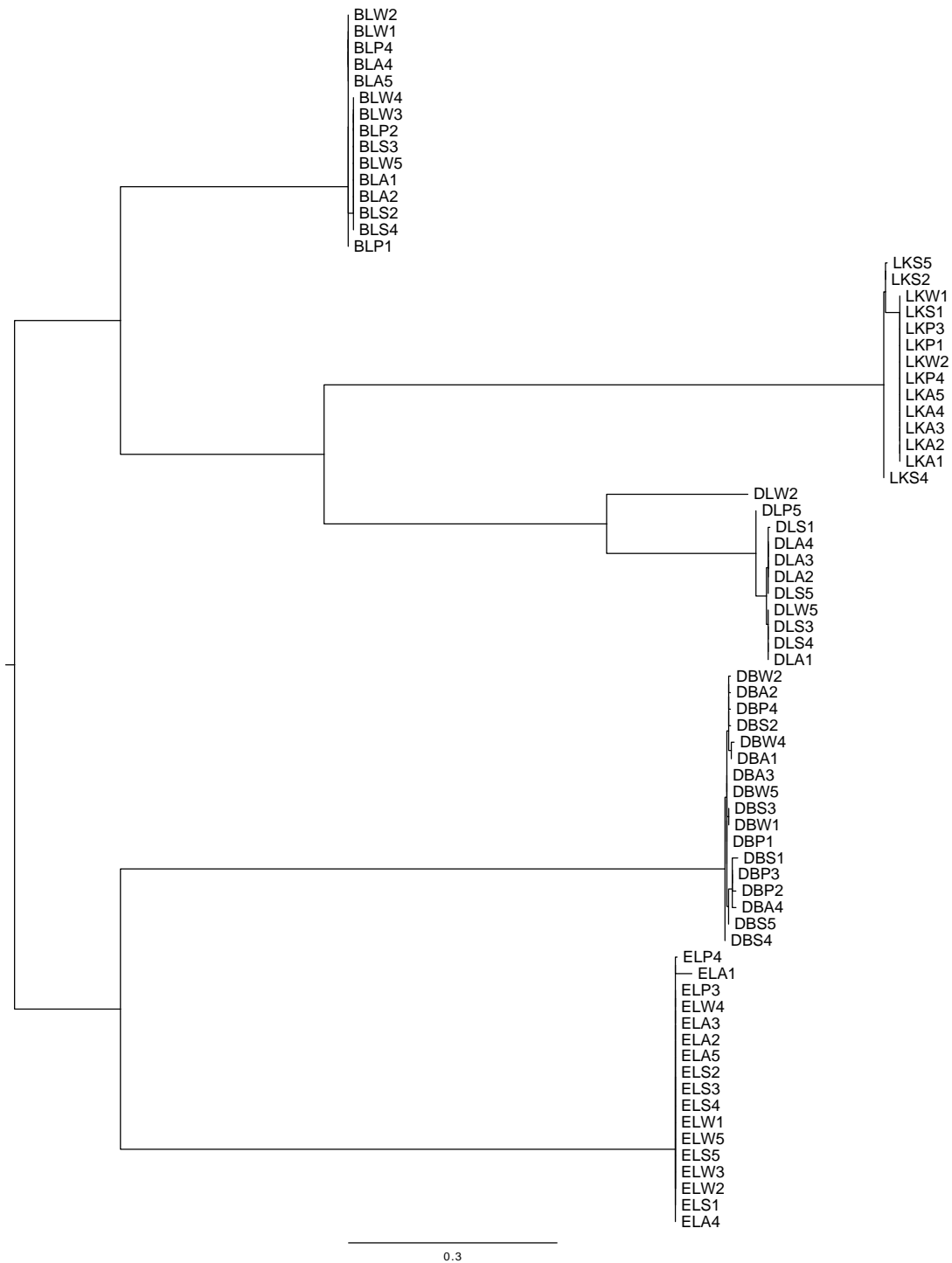


Figura 5.7. Albero filogenetico di Maximum Likelihood con tutte le 74 sequenze delle cinque specie di crostacei cladoceri presenti nel Lago Maggiore. Ogni individuo è rappresentato come un ramo terminale, con un codice di 3 lettere ed una cifra. Le prime due lettere sono l'acronimo per la specie (BL = *Bythotrephes longimanus*, DB = *Diaphanosoma brachyurum*, DL = *Daphnia* gruppo *galeata/longispina*, EL = *Eubosmina longispina*, LK = *Leptodora kindtii*); la terza lettera è l'acronimo per la stagione (A = autunno, P = primavera, S = estate, W = inverno); il numero identifica l'individuo da 1 a 5 per ogni specie e ogni stagione.

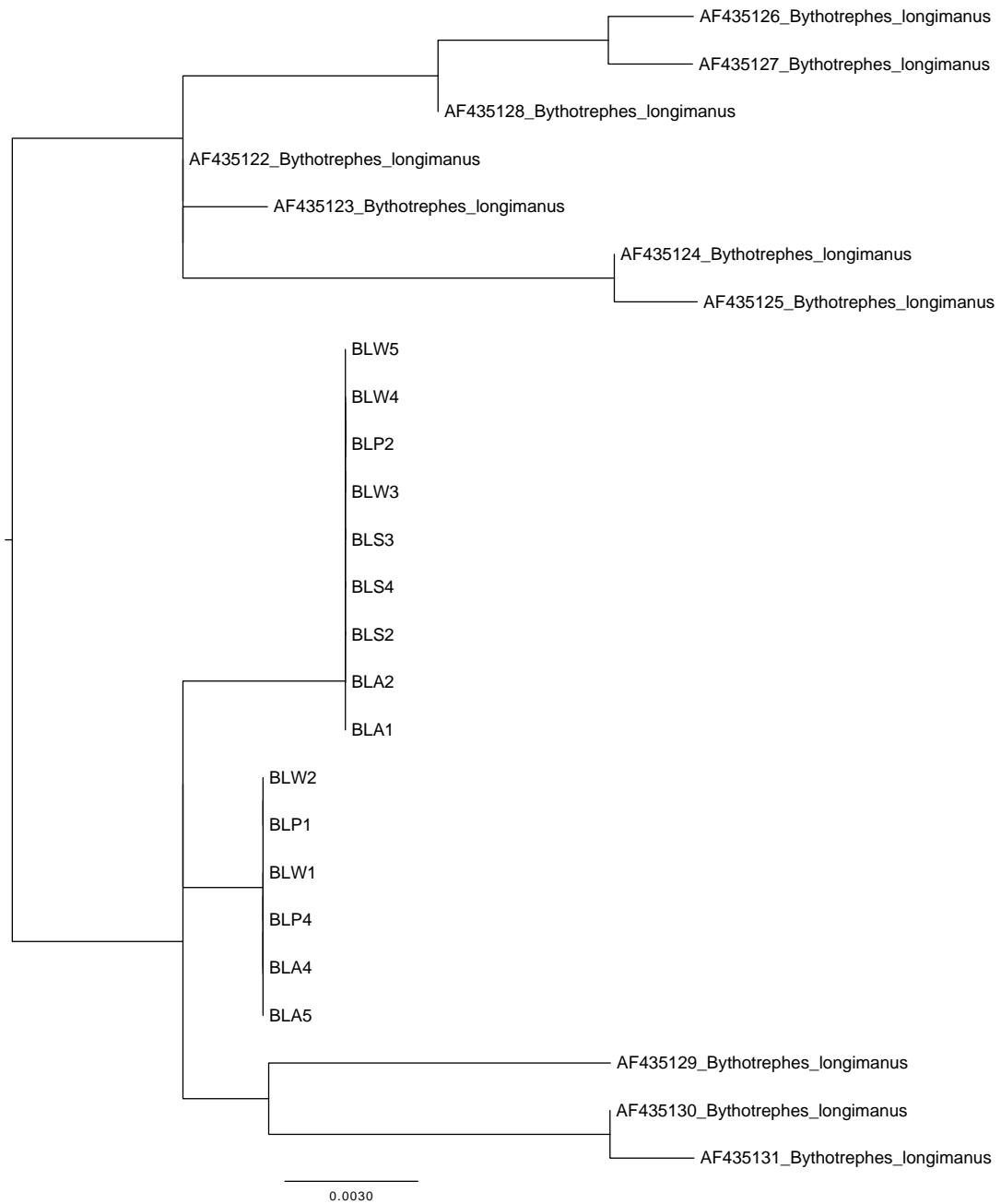


Figura 5.8. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Bythotrephes longimanus*, comprendente anche le sequenze disponibili in GenBank.

Per *Bythotrephes longimanus* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 15 animali (3 in primavera, 3 in estate, 4 in autunno, 5 in inverno). Queste si raggruppano in due aplotipi mitocondriali (Figura 5.8) distanti tra di loro 0,50%. Le uniche dieci sequenze disponibili in GenBank provengono da Canada, Finlandia, Germania, Olanda, Russia (Tabella 5.1), e sono distanti da quelle del Lago Maggiore da un minimo di 0,69% ad un massimo di 2,29%. Questi valori sono tutti ben al di sotto della soglia di DNA barcoding del 3% e confermano l'attendibilità dell'identificazione morfologica di questa specie.

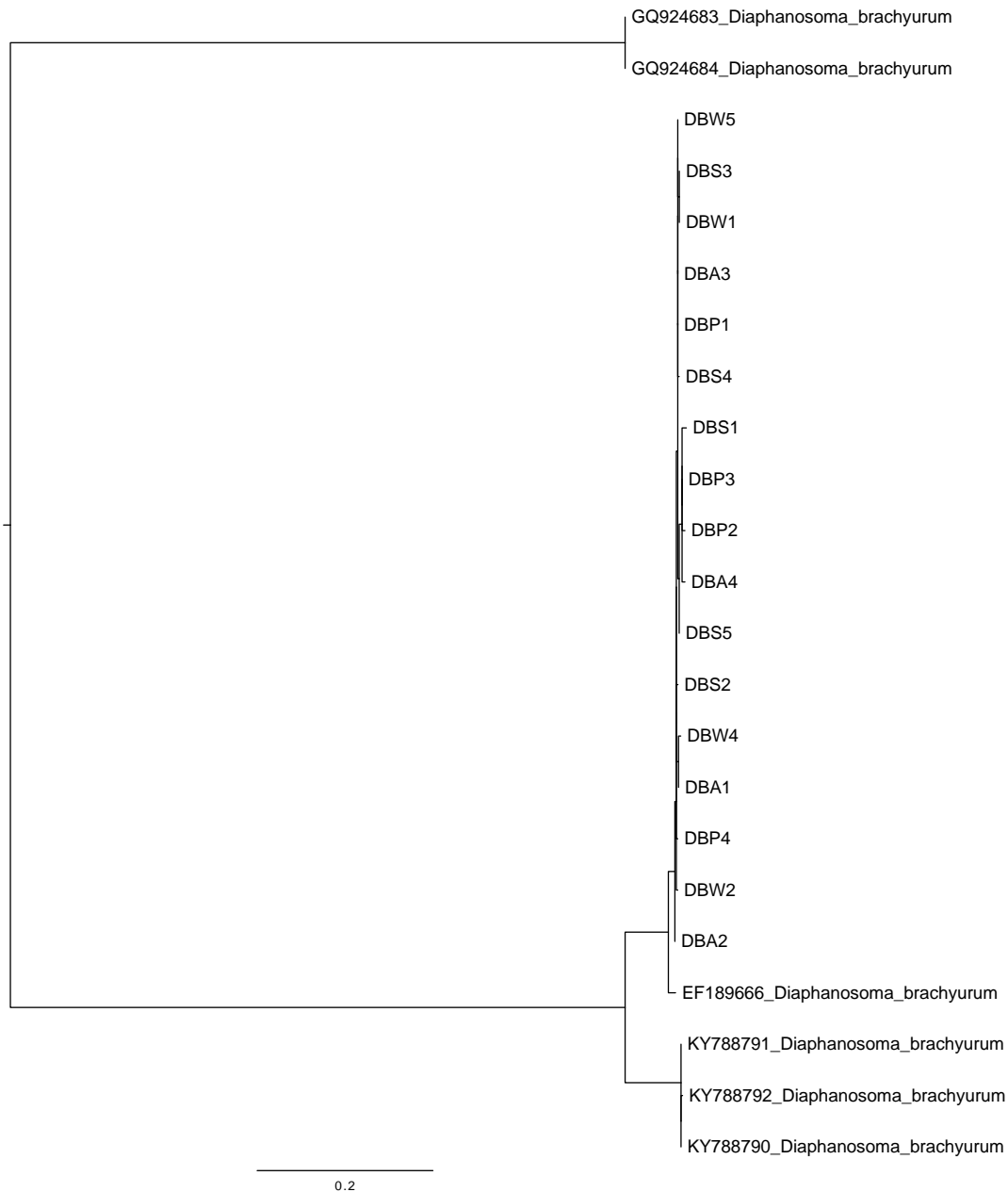


Figura 5.9. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Diaphanosoma brachyurum*, comprendente anche le sequenze disponibili in GenBank.

Per *Diaphanosoma brachyurum* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 17 animali (4 in primavera, 5 in estate, 4 in autunno, 4 in inverno). Queste si raggruppano in 14 aplotipi mitocondriali (Figura 5.9) distanti tra di loro da 0,15% a 1,33%. Le uniche sei sequenze disponibili in GenBank provengono da Canada, Cina, Germania (Tab. 5.1), e sono distanti da quelle del Lago Maggiore da un minimo di 1,41% ad un massimo di 19,56%. I valori massimi sono ben al di sopra della soglia di DNA barcoding del 3% e suggeriscono che i due gruppi visibili in figura 5.2.3 corrispondano in realtà a due specie diverse. Le quattro sequenze provenienti da Cina e Germania sono molto vicine geneticamente a quelle del Lago Maggiore (meno del 3%), mentre le due sequenze del Canada sono molto lontane e non appartengono sicuramente alla stessa specie.

Potrebbe trattarsi di specie criptiche, note nel genere *Diaphanosoma* (Liu et al., 2018), oppure di errata identificazione degli organismi canadesi (Briski et al., 2011).

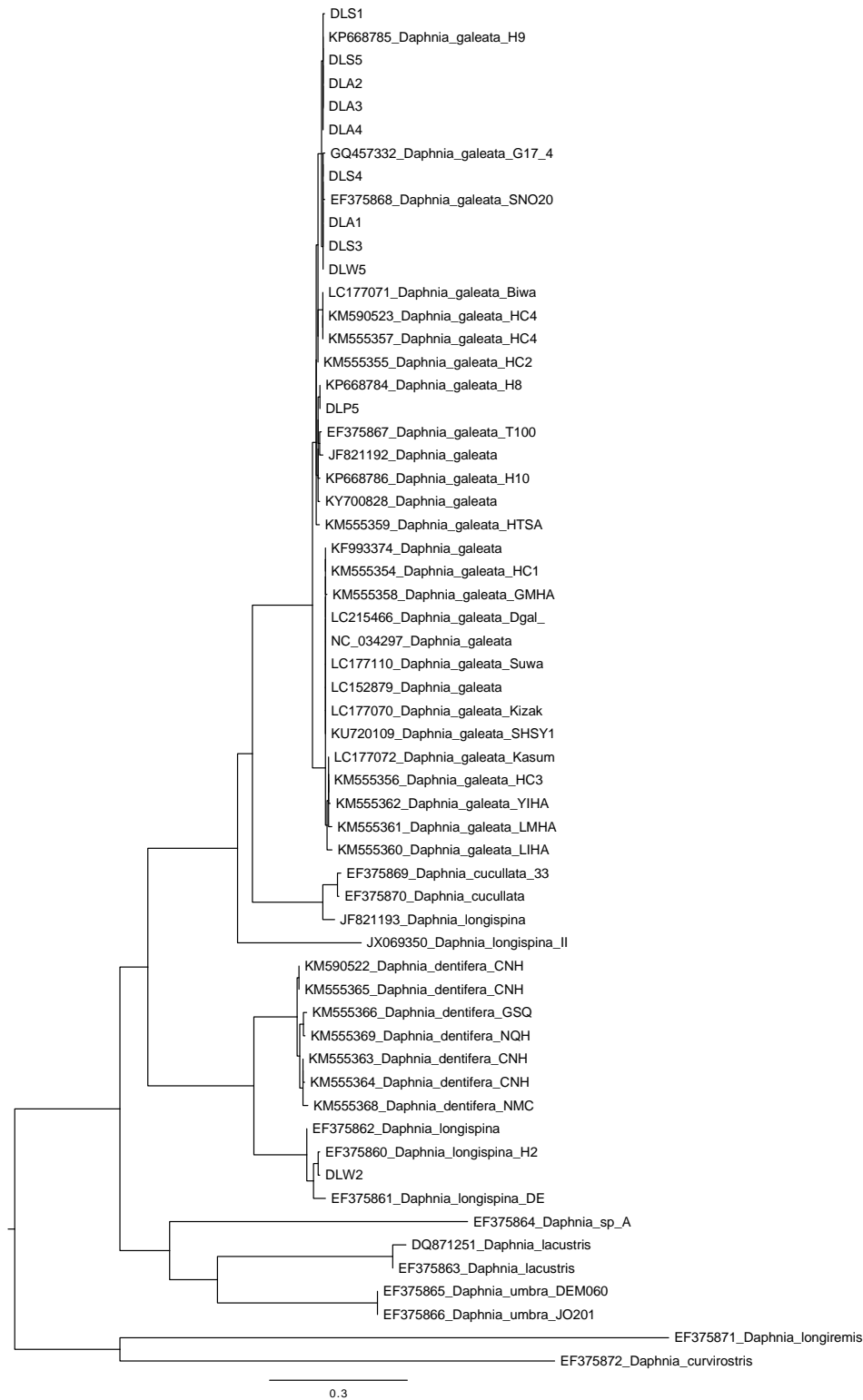


Figura 5.10. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Daphnia* gruppo *galeata/longispina*, comprendente anche le sequenze disponibili in GenBank.

Per il gruppo di specie *Daphnia galeata/longispina* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 11 animali (1 in primavera, 4 in estate, 4 in autunno, 2 in inverno). Queste si raggruppano in 5 aplotipi mitocondriali (Figura 5.10) distanti tra di loro da 0,15% a 16,79%. I valori massimi sono ben al di sopra della soglia di DNA barcoding del 3% e suggeriscono che ci siano in realtà più di una sola specie nel Lago Maggiore. Questo è confermato confrontando le sequenze del Lago Maggiore con le 48 sequenze disponibili in GenBank per lo stesso gruppo di specie, provenienti da Canada, Cina, Finlandia, Germania, Giappone, Norvegia, Olanda, Repubblica Ceca, Svezia, Svizzera, Turchia e dall'Australia come specie invasiva (Tabella 5.1). Nell'albero completo (Figura 5.10) si vede come le sequenze del Lago Maggiore si dividano in due gruppi: un gruppo di 10 sequenze finisce con le *Daphnia galeata* e un'unica sequenza finisce con le *Daphnia longispina*, confermano la presenza nel Lago Maggiore di entrambe le specie nel gruppo di specie *Daphnia galeata/longispina*. Le distanze genetiche tra le *Daphnia galeata* del Lago Maggiore varia da 0,15% a 1,23%, mentre le distanze tra loro e le *Daphnia galeata* di altre zone varia da 0,00% a 3,01%. Le distanze genetiche tra la *Daphnia longispina* del Lago Maggiore e le *Daphnia longispina* di altre zone varia da 0,32% a 1,82%.

Per *Eubosmina longispina* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 17 animali (2 in primavera, 5 in estate, 5 in autunno, 5 in inverno). Queste si raggruppano in tre aplotipi mitocondriali (Figura 5.7) distanti tra di loro da 0,16% a 1,57%. Anche in questo caso i valori sono al di sotto della soglia di DNA barcoding del 3%. Non sono disponibili sequenze per questa specie in GenBank per effettuare confronti.

Per *Leptodora kindtii* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 14 animali (3 in primavera, 4 in estate, 5 in autunno, 2 in inverno). Queste si raggruppano in 4 aplotipi mitocondriali (Figura 5.11) distanti tra di loro da 0,16% a 1,38%. Le 150 sequenze disponibili in GenBank per questa specie provengono da Austria, Belgio, Canada, Cina, Finlandia, Francia, Germania, Grecia, Irlanda, Italia, Giappone, Olanda, Polonia, Romania, Repubblica Ceca, Russia, Slovenia, Turchia, Ungheria, USA (Tabella 5.2.1), e sono distanti da quelle del Lago Maggiore da un minimo di 0,00% ad un massimo di 19,27%. I valori massimi sono ben al di sopra della soglia di DNA barcoding del 3% e anche in questo caso suggeriscono che ci siano in realtà più di una specie. Questo fatto era già noto, e Millette et al. (2011) avevano identificato due gruppi principali nella specie, uno con popolazioni del Nord America e Paleartico Orientale, e l'altro con popolazioni del Paleartico Occidentale. Le sequenze del Lago Maggiore rientrano nel gruppo del Paleartico Occidentale e sono identiche ad aplotipi già noti in Belgio, Finlandia, Olanda, Polonia e Russia (Millette et al., 2011; Xu et al., 2011).

Per quanto riguarda i cladoceri, i dati di sequenze di DNA ottenuti nel secondo anno di attività dimostrano come un approccio di metabarcoding per il loro monitoraggio qualitativo sia ora possibile, avendo messo a punto il database di riferimento, chiamato barcodoma. In laboratorio stiamo estraendo DNA e amplificando COI per i crostacei copepodi, da confrontare con le sequenze disponibili online, in modo da mettere a punto un sistema di monitoraggio basato sul DNA e non sulla morfologia. Alla fine del processo di validazione delle sequenze ottenute, il Lago Maggiore sarà il primo lago al mondo ad avere il barcodoma dello zooplancton completamente noto.

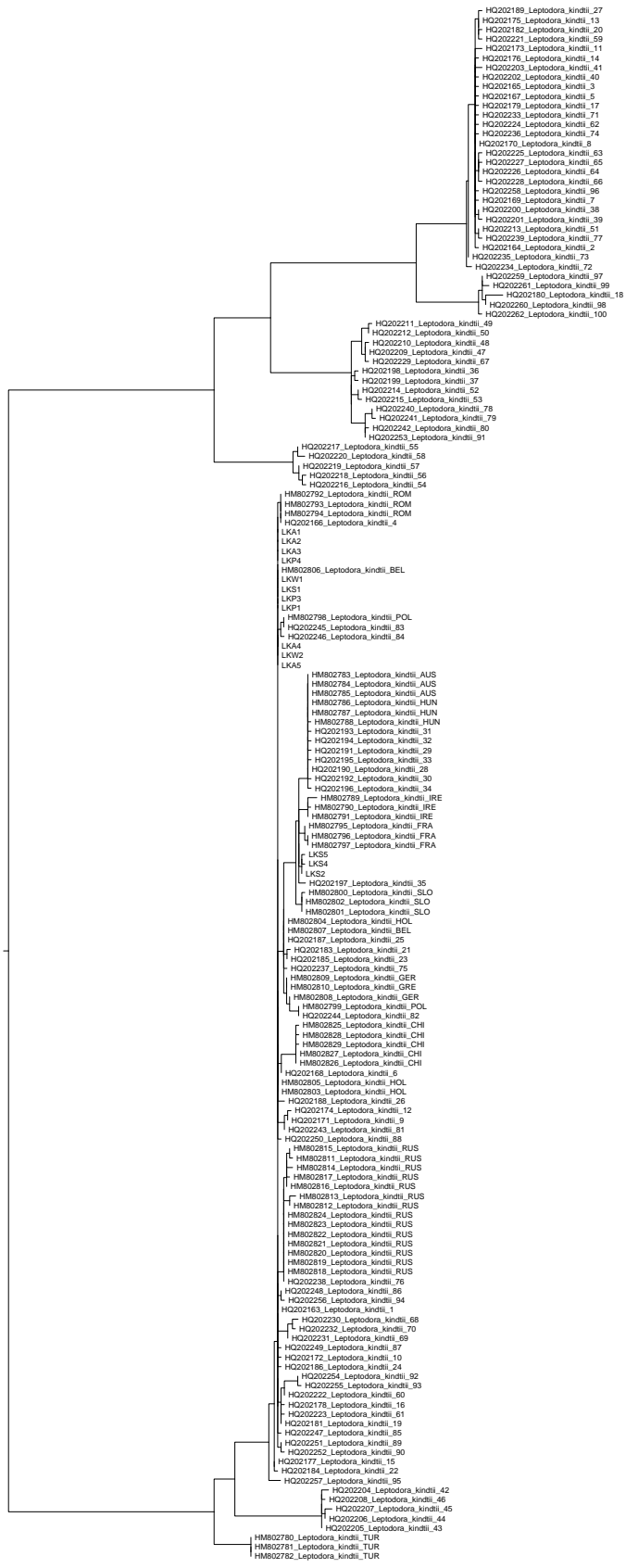


Figura 5.11. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Leptodora kindtii*, comprendente anche le sequenze disponibili in GenBank.

Tabella 5.1. Lista delle sequenze utilizzate per le analisi, includendo le sequenze ottenute dal Lago Maggiore (N=74) e quelle prese da GenBank (N=214) per i confronti.

name	species	GenBank Accession Number	country	locality	reference
BLA1	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLA2	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLA4	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLA5	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLP1	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLP2	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLP4	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLS2	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLS3	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLS4	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLW1	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLW2	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLW3	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLW4	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
BLW5	<i>Bythotrephes longimanus</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
AF435122_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435122	Canada	Lake Ontario	Therriault et al. (2002)
AF435123_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435123	Finland	Lake Puruvesi	Therriault et al. (2002)
AF435124_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435124	Germany	Post See	Therriault et al. (2002)
AF435125_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435125	Germany	Post See	Therriault et al. (2002)
AF435126_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435126	Germany	Selenter See	Therriault et al. (2002)
AF435127_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435127	Germany	Selenter See	Therriault et al. (2002)
AF435128_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435128	Netherlands	Dordrecht (Petrusplaat)	Therriault et al. (2002)
AF435129_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435129	Russia	river Volga, Volgograd	Therriault et al. (2002)
AF435130_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435130	Russia	river Volga, Volgograd	Therriault et al. (2002)
AF435131_B_longimanus	<i>Bythotrephes longimanus</i>	AF435131	Russia	river Volga, Volgograd	Therriault et al. (2002)
DLA1	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLA2	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLA3	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLA4	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report

DLP5	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLS1	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLS3	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLS4	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLS5	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLW2	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DLW5	<i>Daphnia galeata longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DQ871251_D_lacustris	<i>Daphnia lacustris</i>	DQ871251	Norway	Lake Maridalsvann	unpublished
EF375860_D_longispina_H2	<i>Daphnia longispina</i>	EF375860	Germany	Lake Constance	Petrusek et al. (2008)
EF375861_D_longispina_DE	<i>Daphnia longispina</i>	EF375861	Sweden	Laerjeholm	Petrusek et al. (2008)
EF375862_D_longispina	<i>Daphnia longispina</i>	EF375862	Switzerland	Great St. Bernard pass	Petrusek et al. (2008)
EF375863_D_lacustris	<i>Daphnia lacustris</i>	EF375863	Norway		Petrusek et al. (2008)
EF375864_D_sp_A	<i>Daphnia sp</i>	EF375864	Norway	Lake Berse	Petrusek et al. (2008)
EF375865_D_umbra_DEM060	<i>Daphnia umbra</i>	EF375865	Finland	Mallalampi	Petrusek et al. (2008)
EF375866_D_umbra_JO201	<i>Daphnia umbra</i>	EF375866	Norway	Jotunheimen	Petrusek et al. (2008)
EF375867_D_galeata_T100	<i>Daphnia galeata</i>	EF375867	Netherlands	Tjeukemeer	Petrusek et al. (2008)
EF375868_D_galeata_SNO20	<i>Daphnia galeata</i>	EF375868	Sweden	Norrviken	Petrusek et al. (2008)
EF375869_D_cucullata_33	<i>Daphnia cucullata</i>	EF375869	Netherlands	Tjeukemeer	Petrusek et al. (2008)
EF375870_D_cucullata	<i>Daphnia cucullata</i>	EF375870	Czech Republic	Medlov	Petrusek et al. (2008)
EF375871_D_longiremis	<i>Daphnia longiremis</i>	EF375871	Norway	Lake Berse	Petrusek et al. (2008)
EF375872_D_curvirostris	<i>Daphnia curvirostris</i>	EF375872	Germany	Stienitzsee	Petrusek et al. (2008)
GQ457332_D_galeata_G17_4	<i>Daphnia galeata</i>	GQ457332	Canada	ballast water	Briski et al. (2011)
JF821192_D_galeata	<i>Daphnia galeata</i>	JF821192	NA		unpublished
JF821193_D_longispina	<i>Daphnia longispina</i>	JF821193	NA		unpublished
JX069350_D_longispina_II	<i>Daphnia longispina</i>	JX069350	Czech Republic	Zelivka reservoir	Petrusek et al. (2012)
KF993374_D_galeata	<i>Daphnia galeata</i>	KF993374	China		unpublished
KM555354_D_galeata_HC1	<i>Daphnia galeata</i>	KM555354	China		Ma et al. (2011)
KM555355_D_galeata_HC2	<i>Daphnia galeata</i>	KM555355	China		Ma et al. (2011)
KM555356_D_galeata_HC3	<i>Daphnia galeata</i>	KM555356	China		Ma et al. (2011)
KM555357_D_galeata_HC4	<i>Daphnia galeata</i>	KM555357	China		Ma et al. (2011)
KM555358_D_galeata_GMHA	<i>Daphnia galeata</i>	KM555358	China		Ma et al. (2011)
KM555359_D_galeata_HTSA	<i>Daphnia galeata</i>	KM555359	China		Ma et al. (2011)

KM555360_D_galeata_LIHA	<i>Daphnia galeata</i>	KM555360	China		Ma et al. (2011)
KM555361_D_galeata_LMHA	<i>Daphnia galeata</i>	KM555361	China		Ma et al. (2011)
KM555362_D_galeata_YIHA	<i>Daphnia galeata</i>	KM555362	China		Ma et al. (2011)
KM555363_D_dentifera_CNH	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555363	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM555364_D_dentifera_CNH	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555364	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM555365_D_dentifera_CNH	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555365	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM555366_D_dentifera_GSQ	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555366	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM555368_D_dentifera_NMC	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555368	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM555369_D_dentifera_NQH	<i>Daphnia dentifera</i>	KM555369	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM590522_D_dentifera_CNH	<i>Daphnia dentifera</i>	KM590522	China	Tibet	Ma et al. (2011)
KM590523_D_galeata_HC4	<i>Daphnia galeata</i>	KM590523	China		Ma et al. (2011)
KP668784_D_galeata_H8	<i>Daphnia galeata</i>	KP668784	Turkey	Urfa	Özdemir et al. (2017)
KP668785_D_galeata_H9	<i>Daphnia galeata</i>	KP668785	Turkey	Izmir	Özdemir et al. (2017)
KP668786_D_galeata_H10	<i>Daphnia galeata</i>	KP668786	Turkey	Urfa	Özdemir et al. (2017)
KU720109_D_galeata_SHSY1	<i>Daphnia galeata</i>	KU720109	China		unpublished
KY700828_D_galeata	<i>Daphnia galeata</i>	KY700828	Australia		Karabanov et al. (2018)
LC152879_D_galeata	<i>Daphnia galeata</i>	LC152879	Japan	Lake Shirakaba	Tokishita et al. (2017)
LC177070_D_galeata_Kizak	<i>Daphnia galeata</i>	LC177070	Japan	Lake Kizaki	Tokishita et al. (2017)
LC177071_D_galeata_Biwa	<i>Daphnia galeata</i>	LC177071	Japan	Lake Biwa	Tokishita et al. (2017)
LC177072_D_galeata_Kasum	<i>Daphnia galeata</i>	LC177072	Japan	Lake Kasumigaura	Tokishita et al. (2017)
LC177110_D_galeata_Suwa	<i>Daphnia galeata</i>	LC177110	Japan	Lake Suwa	Tokishita et al. (2017)
LC215466_D_galeata_Dgal_	<i>Daphnia galeata</i>	LC215466	Japan	Lake Kasumigaura	Makino et al. (2017)
NC_034297_D_galeata	<i>Daphnia galeata</i>	NC_034297	Japan	Lake Shirakaba	Tokishita et al. (2017)
DBA1	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBA2	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBA3	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBA4	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBP1	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBP2	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBP3	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBP4	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBS1	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBS2	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBS3	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBS4	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report

DBS5	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBW1	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBW2	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBW4	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
DBW5	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
EF189666_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	EF189666	Germany	Nikolassee	Richter et al. (2007)
GQ924683_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	GQ924683	Canada	ballast water	Briski et al. (2011)
GQ924684_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	GQ924684	Canada	ballast water	Briski et al. (2011)
KY788790_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	KY788790	China	Tuohongtai Reservoir	Liu et al. (2018)
KY788791_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	KY788791	China	Tuohongtai Reservoir	Liu et al. (2018)
KY788792_D_brachyurum	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	KY788792	China	Tuohongtai Reservoir	Liu et al. (2018)
ELA1	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELA2	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELA3	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELA4	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELA5	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELP3	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELP4	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELS1	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELS2	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELS3	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELS4	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELS5	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELW1	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELW2	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELW3	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELW4	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
ELW5	<i>Eubosmina longispina</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKA1	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKA2	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKA3	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKA4	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKA5	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKP1	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKP3	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report

LKP4	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKS1	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKS2	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKS4	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKS5	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKW1	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
LKW2	<i>Leptodora kindtii</i>		Italy	Lake Maggiore	this report
HM802780_L_kindtii_TUR	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802780	Turkey	Catalan Dam	Xu et al. (2011)
HM802781_L_kindtii_TUR	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802781	Turkey	Catalan Dam	Xu et al. (2011)
HM802782_L_kindtii_TUR	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802782	Turkey	Catalan Dam	Xu et al. (2011)
HM802783_L_kindtii_AUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802783	Austria	Neusiedler See	Xu et al. (2011)
HM802784_L_kindtii_AUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802784	Austria	Neusiedler See	Xu et al. (2011)
HM802785_L_kindtii_AUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802785	Austria	Neusiedler See	Xu et al. (2011)
HM802786_L_kindtii_HUN	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802786	Hungary	Lake Balaton	Xu et al. (2011)
HM802787_L_kindtii_HUN	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802787	Hungary	Lake Balaton	Xu et al. (2011)
HM802788_L_kindtii_HUN	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802788	Hungary	Lake Balaton	Xu et al. (2011)
HM802789_L_kindtii_IRE	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802789	Ireland	Lake Derg	Xu et al. (2011)
HM802790_L_kindtii_IRE	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802790	Ireland	Lake Derg	Xu et al. (2011)
HM802791_L_kindtii_IRE	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802791	Ireland	Lake Derg	Xu et al. (2011)
HM802792_L_kindtii_ROM	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802792	Romania	Bicaz Reservoir	Xu et al. (2011)
HM802793_L_kindtii_ROM	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802793	Romania	Bicaz Reservoir	Xu et al. (2011)
HM802794_L_kindtii_ROM	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802794	Romania	Bicaz Reservoir	Xu et al. (2011)
HM802795_L_kindtii_FRA	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802795	France	Lake Lemane	Xu et al. (2011)
HM802796_L_kindtii_FRA	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802796	France	Lake Lemane	Xu et al. (2011)
HM802797_L_kindtii_FRA	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802797	France	Lake Lemane	Xu et al. (2011)
HM802798_L_kindtii_POL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802798	Poland	Lake Mikołajki	Xu et al. (2011)
HM802799_L_kindtii_POL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802799	Poland	Lake Mikołajki	Xu et al. (2011)
HM802800_L_kindtii_SLO	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802800	Slovenia	Podpesko Lake	Xu et al. (2011)
HM802801_L_kindtii_SLO	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802801	Slovenia	Podpesko Lake	Xu et al. (2011)
HM802802_L_kindtii_SLO	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802802	Slovenia	Podpesko Lake	Xu et al. (2011)
HM802803_L_kindtii_HOL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802803	Netherlands	Biesbos	Xu et al. (2011)
HM802804_L_kindtii_HOL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802804	Netherlands	Biesbos	Xu et al. (2011)
HM802805_L_kindtii_HOL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802805	Netherlands	Biesbos	Xu et al. (2011)
HM802806_L_kindtii_BEL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802806	Belgium	Lake Donk	Xu et al. (2011)
HM802807_L_kindtii_BEL	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802807	Belgium	Lake Donk	Xu et al. (2011)

HM802808_L_kindtii_GER	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802808	Germany	Bremen	Xu et al. (2011)
HM802809_L_kindtii_GER	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802809	Germany	Bremen	Xu et al. (2011)
HM802810_L_kindtii_GRE	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802810	Germany	Bremen	Xu et al. (2011)
HM802811_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802811	Russia	Glubokoe Lake	Xu et al. (2011)
HM802812_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802812	Russia	Tomsk	Xu et al. (2011)
HM802813_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802813	Russia	Tver	Xu et al. (2011)
HM802814_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802814	Russia	Tver	Xu et al. (2011)
HM802815_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802815	Russia	Pskov	Xu et al. (2011)
HM802816_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802816	Russia	Novosibirsk	Xu et al. (2011)
HM802817_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802817	Russia	Novosibirsk	Xu et al. (2011)
HM802818_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802818	Russia	Novosibirsk	Xu et al. (2011)
HM802819_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802819	Russia	Ryazan	Xu et al. (2011)
HM802820_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802820	Russia	Ryazan	Xu et al. (2011)
HM802821_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802821	Russia	Ryazan	Xu et al. (2011)
HM802822_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802822	Russia	Khabarovsk	Xu et al. (2011)
HM802823_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802823	Russia	Khabarovsk	Xu et al. (2011)
HM802824_L_kindtii_RUS	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802824	Russia	Khabarovsk	Xu et al. (2011)
HM802825_L_kindtii_CHI	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802825	China	Wulungu Lake	Xu et al. (2011)
HM802826_L_kindtii_CHI	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802826	China	Wulungu Lake	Xu et al. (2011)
HM802827_L_kindtii_CHI	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802827	China	Wulungu Lake	Xu et al. (2011)
HM802828_L_kindtii_CHI	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802828	China	Wulungu Lake	Xu et al. (2011)
HM802829_L_kindtii_CHI	<i>Leptodora kindtii</i>	HM802829	China	Wulungu Lake	Xu et al. (2011)
HQ202163_L_kindtii_1	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202163	Finland, Netherlands, Poland, Russia		Millette et al. (2011)
HQ202164_L_kindtii_2	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202164	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202165_L_kindtii_3	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202165	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202166_L_kindtii_4	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202166	USA	OR	Millette et al. (2011)
HQ202167_L_kindtii_5	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202167	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202168_L_kindtii_6	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202168	Czech Republic		Millette et al. (2011)
HQ202169_L_kindtii_7	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202169	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202170_L_kindtii_8	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202170	Canada	BC, IN, ON, OR, SK, WA	Millette et al. (2011)
HQ202171_L_kindtii_9	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202171	Czech Republic		Millette et al. (2011)
HQ202172_L_kindtii_10	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202172	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202173_L_kindtii_11	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202173	Canada	QC	Millette et al. (2011)
HQ202174_L_kindtii_12	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202174	Czech Republic		Millette et al. (2011)
HQ202175_L_kindtii_13	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202175	USA	MI, ON	Millette et al. (2011)

HQ202176_L_kindtii_14	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202176	Canada	QC	Millette et al. (2011)
HQ202177_L_kindtii_15	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202177	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202178_L_kindtii_16	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202178	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202179_L_kindtii_17	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202179	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202180_L_kindtii_18	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202180	USA	OR	Millette et al. (2011)
HQ202181_L_kindtii_19	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202181	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202182_L_kindtii_20	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202182	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202183_L_kindtii_21	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202183	Netherlands		Millette et al. (2011)
HQ202184_L_kindtii_22	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202184	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202185_L_kindtii_23	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202185	Netherlands		Millette et al. (2011)
HQ202186_L_kindtii_24	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202186	Germany		Millette et al. (2011)
HQ202187_L_kindtii_25	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202187	Ireland, Italy, Netherlands		Millette et al. (2011)
HQ202188_L_kindtii_26	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202188	Netherlands		Millette et al. (2011)
HQ202189_L_kindtii_27	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202189	Canada	ON	Millette et al. (2011)
HQ202190_L_kindtii_28	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202190	Austria, Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202191_L_kindtii_29	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202191	Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202192_L_kindtii_30	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202192	Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202193_L_kindtii_31	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202193	Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202194_L_kindtii_32	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202194	Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202195_L_kindtii_33	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202195	Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202196_L_kindtii_34	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202196	Austria, Hungary		Millette et al. (2011)
HQ202197_L_kindtii_35	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202197	Czech Republic		Millette et al. (2011)
HQ202198_L_kindtii_36	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202198	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202199_L_kindtii_37	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202199	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202200_L_kindtii_38	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202200	Canada	SK	Millette et al. (2011)
HQ202201_L_kindtii_39	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202201	Canada	SK	Millette et al. (2011)
HQ202202_L_kindtii_40	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202202	Canada	SK	Millette et al. (2011)
HQ202203_L_kindtii_41	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202203	Romania		Millette et al. (2011)
HQ202204_L_kindtii_42	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202204	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202205_L_kindtii_43	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202205	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202206_L_kindtii_44	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202206	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202207_L_kindtii_45	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202207	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202208_L_kindtii_46	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202208	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202209_L_kindtii_47	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202209	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202210_L_kindtii_48	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202210	Russia		Millette et al. (2011)

HQ202211_L_kindtii_49	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202211	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202212_L_kindtii_50	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202212	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202213_L_kindtii_51	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202213	Canada	SK	Millette et al. (2011)
HQ202214_L_kindtii_52	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202214	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202215_L_kindtii_53	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202215	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202216_L_kindtii_54	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202216	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202217_L_kindtii_55	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202217	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202218_L_kindtii_56	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202218	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202219_L_kindtii_57	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202219	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202220_L_kindtii_58	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202220	Japan		Millette et al. (2011)
HQ202221_L_kindtii_59	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202221	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202222_L_kindtii_60	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202222	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202223_L_kindtii_61	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202223	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202224_L_kindtii_62	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202224	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202225_L_kindtii_63	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202225	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202226_L_kindtii_64	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202226	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202227_L_kindtii_65	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202227	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202228_L_kindtii_66	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202228	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202229_L_kindtii_67	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202229	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202230_L_kindtii_68	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202230	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202231_L_kindtii_69	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202231	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202232_L_kindtii_70	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202232	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202233_L_kindtii_71	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202233	USA	IN	Millette et al. (2011)
HQ202234_L_kindtii_72	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202234	USA	IN	Millette et al. (2011)
HQ202235_L_kindtii_73	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202235	USA	IN	Millette et al. (2011)
HQ202236_L_kindtii_74	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202236	USA	MI	Millette et al. (2011)
HQ202237_L_kindtii_75	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202237	Ireland		Millette et al. (2011)
HQ202238_L_kindtii_76	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202238	Netherlands		Millette et al. (2011)
HQ202239_L_kindtii_77	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202239	Canada	SK	Millette et al. (2011)
HQ202240_L_kindtii_78	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202240	China		Millette et al. (2011)
HQ202241_L_kindtii_79	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202241	China		Millette et al. (2011)
HQ202242_L_kindtii_80	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202242	China		Millette et al. (2011)
HQ202243_L_kindtii_81	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202243	Czech Republic		Millette et al. (2011)
HQ202244_L_kindtii_82	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202244	Poland		Millette et al. (2011)
HQ202245_L_kindtii_83	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202245	Poland		Millette et al. (2011)

HQ202246_L_kindtii_84	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202246	Poland		Millette et al. (2011)
HQ202247_L_kindtii_85	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202247	Poland		Millette et al. (2011)
HQ202248_L_kindtii_86	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202248	Finland, Russia		Millette et al. (2011)
HQ202249_L_kindtii_87	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202249	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202250_L_kindtii_88	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202250	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202251_L_kindtii_89	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202251	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202252_L_kindtii_90	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202252	Russia		Millette et al. (2011)
HQ202253_L_kindtii_91	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202253	China		Millette et al. (2011)
HQ202254_L_kindtii_92	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202254	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202255_L_kindtii_93	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202255	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202256_L_kindtii_94	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202256	Finland		Millette et al. (2011)
HQ202257_L_kindtii_95	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202257	Greece		Millette et al. (2011)
HQ202258_L_kindtii_96	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202258	USA	WA	Millette et al. (2011)
HQ202259_L_kindtii_97	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202259	USA	WA	Millette et al. (2011)
HQ202260_L_kindtii_98	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202260	USA	WA	Millette et al. (2011)
HQ202261_L_kindtii_99	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202261	USA	WA	Millette et al. (2011)
HQ202262_L_kindtii_100	<i>Leptodora kindtii</i>	HQ202262	USA	WA	Millette et al. (2011)

Bibliografia

- Briski, E., Cristescu, M. E., Bailey, S. A., & MacIsaac, H. J. (2011). Use of DNA barcoding to detect invertebrate invasive species from diapausing eggs. *Biological Invasions*, 13(6), 1325-1340.
- Karabanov, D. P., Bekker, E. I., Shiel, R. J., & Kotov, A. A. (2018). Invasion of a Holarctic planktonic cladoceran *Daphnia galeata* Sars (Crustacea: Cladocera) in the Lower Lakes of South Australia. *Zootaxa*, 4402(1), 136-148.
- Liu, P., Xu, L., Xu, S. L., Martínez, A., Chen, H., Cheng, D., ... & Fontaneto, D. (2018). Species and hybrids in the genus *Diaphanosoma* Fischer, 1850 (Crustacea: Branchiopoda: Cladocera). *Molecular phylogenetics and evolution*, 118, 369-378.
- Ma, X., Petrussek, A., Wolinska, J., Gießler, S., Zhong, Y., Yang, Z., ... & Yin, M. (2014). Diversity of the *Daphnia longispina* species complex in Chinese lakes: a DNA taxonomy approach. *Journal of Plankton Research*, 37(1), 56-65.
- Makino, W., Maruoka, N., Nakagawa, M., & Takamura, N. (2017). DNA barcoding of freshwater zooplankton in Lake Kasumigaura, Japan. *Ecological Research*, 32(4), 481-493.
- Millette, K. L., Xu, S., Witt, J. D., & Cristescu, M. E. (2011). Pleistocene-driven diversification in freshwater zooplankton: Genetic patterns of refugial isolation and postglacial recolonization in *Leptodora kindtii* (Crustacea, Cladocera). *Limnology and Oceanography*, 56(5), 1725-1736.

- Özdemir, E., Altındağ, A., & Kandemir, İ. (2017). Molecular diversity of some species belonging to the genus *Daphnia* OF Müller, 1785 (Crustacea: Cladocera) in Turkey. *Mitochondrial DNA Part A*, 28(3), 424-433.
- Petrusek, A., Hobaek, A., Nilssen, J. P., Skage, M., Černý, M., Brede, N., & Schwenk, K. (2008). A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta*, 37(5), 507-519.
- Petrusek, A., Thielsch, A., & Schwenk, K. (2012). Mitochondrial sequence variation suggests extensive cryptic diversity within the Western Palearctic *Daphnia longispina* complex. *Limnology and Oceanography*, 57(6), 1838-1845.
- Richter, S., Olesen, J., & Wheeler, W. C. (2007). Phylogeny of Branchiopoda (Crustacea) based on a combined analysis of morphological data and six molecular loci. *Cladistics*, 23(4), 301-336.
- Tang, C.Q., U. Obertegger, D. Fontaneto & T.G. Barraclough. 2014. Sexual species are separated by larger genetic gaps than asexual species in rotifers. *Evolution*, 68, 2901-2916.
- Therriault, T. W., Grigorovich, I. A., Cristescu, M. E., Ketelaars, H. A., Viljanen, M., Heath, D. D., & Macisaac, H. J. (2002). Taxonomic resolution of the genus *Bythotrephes* Leydig using molecular markers and re-evaluation of its global distribution. *Diversity and Distributions*, 8(2), 67-84.
- Tokishita, S. I., Shibuya, H., Kobayashi, T., Sakamoto, M., Ha, J. Y., Yokobori, S. I., & Hanazato, T. (2017). Diversification of mitochondrial genome of *Daphnia galeata* (Cladocera, Crustacea): Comparison with phylogenetic consideration of the complete sequences of clones isolated from five lakes in Japan. *Gene*, 611, 38-46.
- Xu, L., Han, B. P., Van Damme, K., Vierstraete, A., Vanfleteren, J. R., & Dumont, H. J. (2011). Biogeography and evolution of the Holarctic zooplankton genus *Leptodora* (Crustacea: Branchiopoda: Haplopoda). *Journal of Biogeography*, 38(2), 359-370.

6. CARATTERISTICHE QUALITATIVE ED EVOLUZIONE DEL CARBONIO ORGANICO E DELLE SUE FRAZIONI

Cristiana Callieri, Roberto Bertoni, Evelina Crippa, Mario Contesini, Andrea Di Cesare, Ester M. Eckert

6.1. TOC (Total Organic Carbon) e DIC (Dissolved Inorganic Carbon): mappe di distribuzione spazio-temporale

6.1.1 Metodi

La concentrazione di Carbonio Organico Totale e Carbonio Inorganico Disciolto (rispettivamente TOC e DIC) è stata valutata analiticamente su campioni di acqua di lago prelevati con frequenza mensile alla stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 200, 300, 350 m) scelte in modo da ottenere un profilo di questa variabile lungo la colonna d'acqua. Come in passato anche nel 2017 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH) dotato di auto campionatore, nel giorno stesso del prelievo.

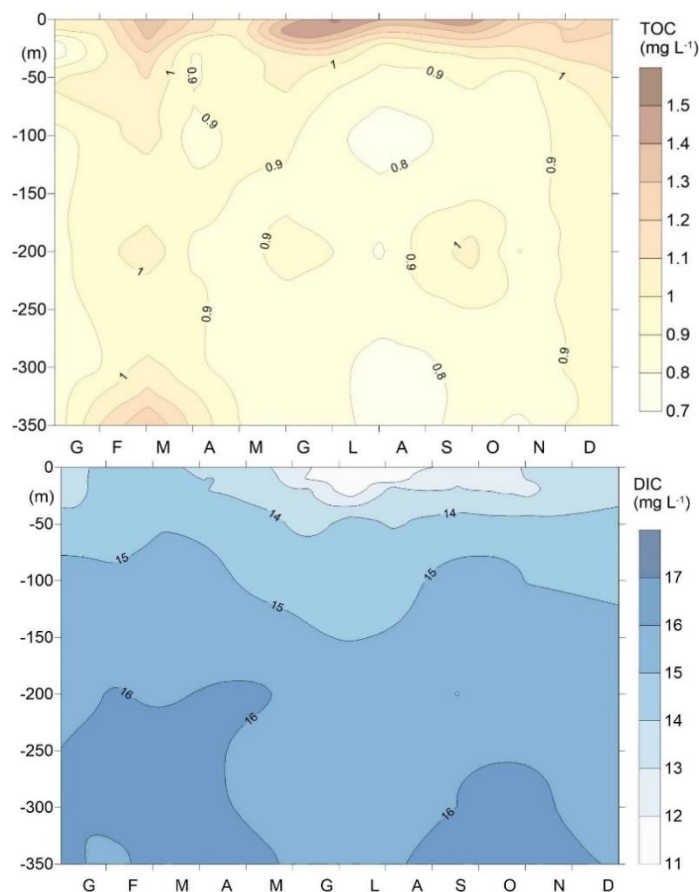


Fig. 6.1 Mappa della concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC, pannello superiore) e Carbonio Inorganico Disciolto (DIC, pannello inferiore) su campioni non prefiltrati, nella colonna verticale nel Lago Maggiore nel corso del 2017.

6.1.2 Risultati

Osservando la mappa del 2017 si osserva che la concentrazione di TOC in generale diminuisce con la profondità, mentre quelle del DIC ha un andamento opposto (Fig. 5.1). Nonostante il Lago Maggiore sia un lago oligomittico si può notare che in gennaio la concentrazione del TOC è abbastanza uniforme su tutta la colonna d'acqua con concentrazioni intorno a 1 mg/L. In febbraio/marzo si cominciano a individuare aumenti superficiali di TOC e la presenza di risospensione dal fondo, anche confermata dal valore del DIC che rimane attorno ai 16 mg/L dai 200 ai 350 m.

Ad una primavera anticipata sembra seguire un'estate in ritardo rispetto agli altri anni, con aumenti di TOC che iniziano soltanto in giugno (1.95 mg/L) a 15 m e che comunque permangono elevati per tutti i mesi estivi con concentrazioni che variano da 1.2 a 1.7 mg/L. Tali concentrazioni, mai raggiunte nel precedente triennio, costituiscono un motivo di attenzione per le condizioni del Lago Maggiore e sono anche più elevate delle concentrazioni misurate nel 2016. Durante la stratificazione le concentrazioni di TOC dai 100 m ai 350 m variano da 0.7 a 1.8 mg/L e sono anche in questi strati ipolimnetici più alte dei precedenti anni.

Esaminando la concentrazione del DIC si può constatare che nel Lago Maggiore il carbonio inorganico non è mai limitante poiché la sua concentrazione è sempre di un ordine di grandezza superiore a quella del TOC. E' comunque evidente la diminuzione di DIC e il corrispondente aumento di TOC negli strati più superficiali nei mesi di maggior produzione autotrofa. Il più elevato consumo biologico di DIC negli strati fotici concorre con le diverse condizioni fisiche e biologiche dell'ipolimnio a determinare le più elevate concentrazioni di DIC misurate negli strati profondi. I valori più superficiali sono, nei periodi estivi di maggiore utilizzo di carbonio inorganico da parte delle alghe, intorno ai 10-11 mg/L mentre in profondità o nei mesi invernali si situano intorno ai 14-16 mg/L con un picco di 17 mg/L in ottobre ai 300 m.

6.2. TOC, DOC, DIC, TDN, Picocianobatteri e Batteri nella zona eufotica e afotica

6.2.1 Metodi

Con frequenza mensile sono stati prelevati anche due campioni integrati: uno dalla zona 0-20 m che rappresenta la zona eufotica trofogenica (EUF) e l'altro dalla zona 20-350 m che rappresenta la zona afotica (AFO), buia, che include l'ipolimnio profondo. Il primo campione (EUF) viene prelevato con un campionatore brevettato (Bertoni, pat. 96/A 000121) che permette di ottenere una perfetta integrazione dei primi 20 metri, prelevando piccoli volumi d'acqua in calata, per un volume totale di 3 litri. Il secondo campione (AFO) si ottiene unendo in proporzioni adeguate i campioni delle diverse profondità da 20 a 350 m. I due campioni integrati vengono prefiltrati su 126 µm per eliminare lo zooplancton filtratore. Su questi campioni vengono effettuate analisi di TOC, DIC (come per i campioni discreti). Inoltre si esegue una filtrazione su filtri in fibra di vetro Whatman GF/C, precedentemente muffolati ad alta temperatura per eliminare il contenuto di carbonio. Successivamente il filtrato, dal quale è stata quindi eliminata la frazione particellata, viene analizzato con l'analizzatore Shimadzu ottenendo così la concentrazione di carbonio organico disciolto (DOC). Inoltre su questo campione di analizza anche l'azoto totale disciolto (TDN). Per i campioni EUF e AFO viene conservata un'aliquota (10 ml) fissata con

formalina al 2% c.f. per il conteggio con il citometro a flusso di batteri totali e dei picocianobatteri.

6.2.2 Risultati

Le variazioni dei parametri del carbonio e azoto e dei microrganismi misurati mensilmente nel corso del 2017 nei due campioni integrati EUF e AFO riassumono le differenze prima evidenziate nelle mappe con il dettaglio delle profondità. Le concentrazioni di DIC sono mediamente di 13.3 mg/L nella zona EUF e di 15.1 mg/L nella zona AFO. Si nota come i maggiori consumi di DIC avvengano nei mesi di luglio-agosto e settembre in coincidenza con le attività di fissazione del carbonio da parte del fitoplancton nella zona trofogenica (Fig. 6.2).

Mentre le concentrazioni di DIC sono rimaste simili a quelle misurate nel 2016 non altrettanto si può dire per le concentrazioni di TOC e DOC. Così i valori del campione integrato che mediano le concentrazioni dello strato, sono per il TOC e DOC 1.3 e 1.2 mg/L, rispettivamente. Chiaramente in un campione integrato sono meno visibili i picchi delle diverse profondità analizzati in dettaglio nelle mappe.

Nella zona afotica, anche se si osservano tre picchi in corrispondenza dei massimi superficiali di produzione, tuttavia le concentrazioni risultano più basse e sono in media 0.9 mg/L. L'azoto totale disciolto (TDN) è mediamente più elevato in profondità dove si accumula principalmente sotto forma di nitrati. Le sue concentrazioni medie sono 0.79 e 0.83 mg/L nella zona EUF e AFO rispettivamente, quindi vicine a quelle misurate nel 2016 (Fig. 6.2).

Come è noto, la dinamica della sostanza organica è in gran parte determinata dalle attività dei popolamenti microbici eterotrofi (batteri) che la consumano ed autotrofi (picocianobatteri e alghe eucariote) che la producono. Le variazioni di abbondanza di questi microrganismi nel corso dell'anno sono anch'esse sintetizzate nella Fig. 6.2. Si può notare che il numero medio dei batteri eterotrofi totali è stato 2.3×10^6 cell/ml nella zona EUF e 0.6×10^6 cell/ml nella zona AFO. I picchi più elevati sono registrati in aprile, e per tutto il periodo estivo con un picco in agosto di 3.3×10^6 cell/ml, nella zona EUF. Tali numeri sono notevolmente aumentati rispetto al 2016. Nella zona AFO ci sono stati tre picchi a cominciare da marzo, poi in agosto e infine in novembre con valori medi di $0.7-0.8 \times 10^6$ cell/ml (Fig. 6.2).

Per quanto riguarda la componente autotrofa, i picocianobatteri, nel Lago Maggiore rappresentati dal genere *Synechococcus* (Callieri et al. 2013), sono del tipo con fitoeritrina (PE) e con ficocianina (PC) come principali ficobiliproteine. Il loro numero medio è intorno a 65×10^3 cell/ml nella zona EUF con tre picchi in aprile, in luglio ed ottobre, anche visibili, seppure con abbondanze inferiori, nella zona AFO.

Nel 2017 il picco massimo è stato in luglio con 170×10^3 cell/ml quindi inferiore ai numeri ritrovati nel 2016. La diminuzione di questi cianobatteri appartenenti alla frazione picoplanctonica, tipici degli ambienti oligotrofi, è in accordo con quanto riscontrato per il fitoplancton (vedi Capitolo 4) e potrebbe indicare una tendenza verso un aumento di trofia del Lago Maggiore (Callieri 2017). L'abbondanza del fitoplancton eucariota, essa pure misurata con il citometro, mostra una generale coincidenza con le variazioni dei picocianobatteri, con l'eccezione di uno scostamento in estate-autunno. Il picco principale di abbondanza degli eucarioti avviene in aprile con 16×10^3 cell/ml e successivamente in luglio e agosto con 13×10^3 cell/ml. L'abbondanza media è intorno a 8.5×10^3 cell/ml (Fig.6.2). Nella zona afotica, dove non ci dovremmo aspettare presenza di organismi autotrofi che hanno bisogno di luce,

si osserva la presenza di eucarioti e di picocianobatteri soprattutto in marzo quando si hanno condizioni termiche tali da permettere la sedimentazione e il trasporto, dalla zona eufotica, negli strati più profondi anche di organismi che preferenzialmente vivono nei primi 20 m.

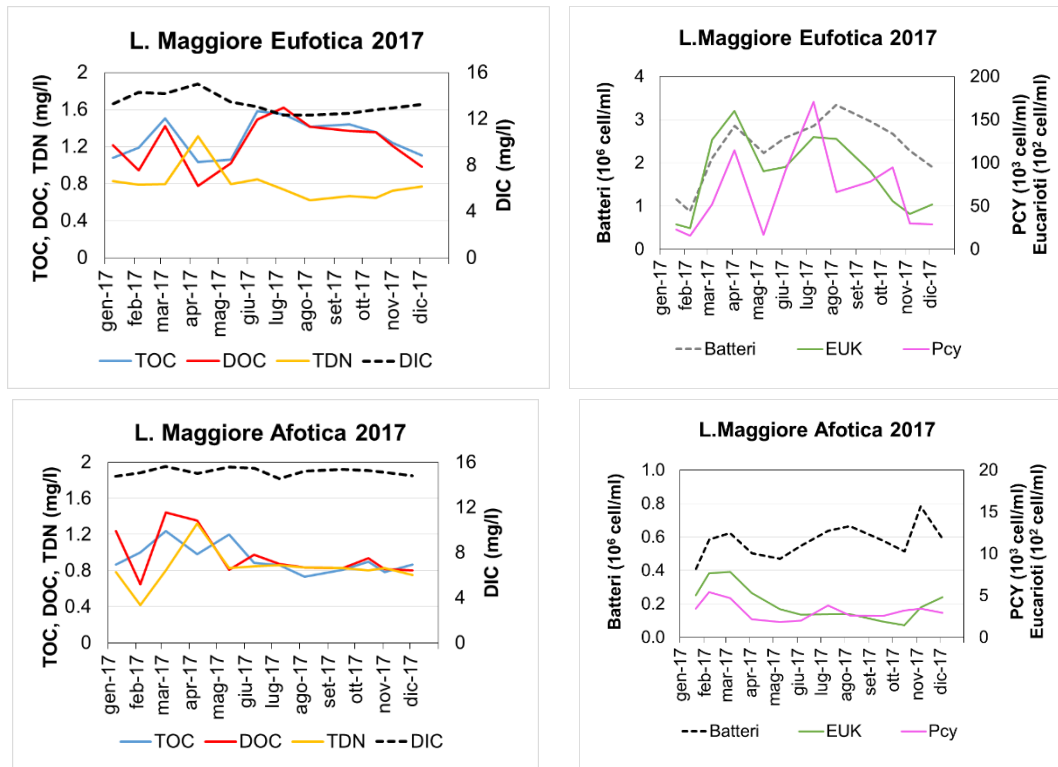


Fig. 6.2 Andamenti delle concentrazioni di TOC, DOC, DIC, TDN (in mg/L) nel corso del 2017, nelle zone Eufotica (0-20m) ed Afotica (20-350m), sui pannelli di sinistra. Sui pannelli di destra sono riportati gli andamenti dei conteggi degli organismi contati al citometro.

In Figura 6.3 sono riportati, a titolo di esempio, sei citogrammi per mostrare le numerose informazioni che si ottengono da questo tipo di conteggio rispetto al conteggio con microscopio ad epifluorescenza. L'area circoscritta con linea rosa rappresenta gli eventi, rappresentativi del numero di cellule, riconducibili al *Synechococcus* (PE), quelli in blu agli eventi riconducibili agli organismi eucarioti. In alcuni mesi come per esempio in febbraio e in maggio, gli eucarioti sono chiaramente separati in due nuvole nei citogrammi, a dimostrazione della presenza di frazioni dimensionali nettamente diverse. In luglio e settembre invece si osservano cianobatteri filamentosi o cianobatteri coloniali che danno un segnale nettamente più alto in fluorescenza rossa (canale FL3 = >670 nm) e arancione (canale FL2 = 585/40 nm). Anche se in numero minore, nel Lago Maggiore sono anche visibili picocianobatteri con ficocianina (nuvola verde nella figura 6.3).

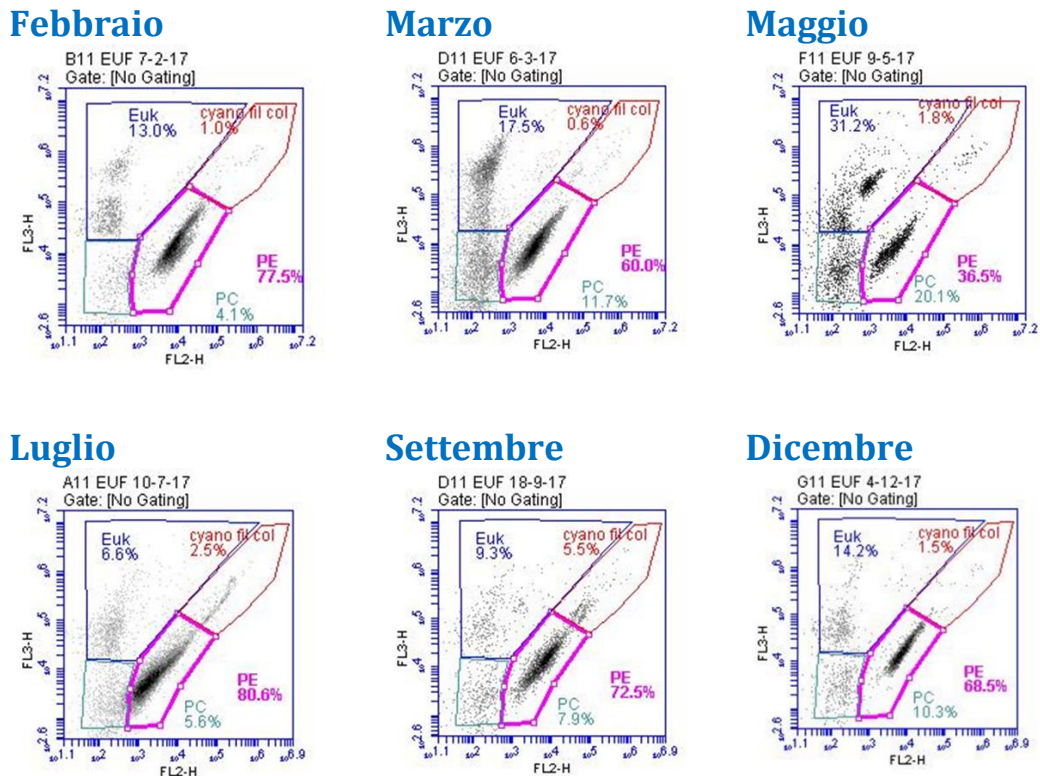


Fig. 6.3 Citogrammi di alcuni mesi del 2017 presi come esempio per evidenziare la presenza di organismi autotrofi con diversi pigmenti. Rosa: picocianobatteri con ficoeritrina; Verde: picocianobatteri con ficocianina; Rosso: cianobatteri filamentosi e aggregati; Blu: organismi eucarioti.

6.3. Profili verticali di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) e di Clorofilla *a*

Lo studio quantitativo del TEP nel Lago Maggiore lungo il profilo verticale e nelle diverse fasi stagionali può dare indicazioni utili sulle sostanze polimeriche extracellulari di natura glucidica che, rilasciate nell'ambiente dalle alghe, tendono a costituire aggregati ed a formare mucillagini e/o schiume anche in occasione di fioriture algali.

6.3.1 Metodi

I campioni sono stati prelevati nella stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità: superficie, 5m, 10m, 15m, 20m, 50m, 100m, 200m, 300m, 350m ed inoltre si è analizzato un campione integrato 0-20m per caratterizzare la zona epilimnetica ed uno 20-350m per quella ipolimnetica. Questi due ultimi campioni sono stati prefiltrati attraverso una rete da 126 μm come per le analisi del TOC.

La metodica utilizzata è stata quella descritta da Passow e Alldredge (1995) con la quale il TEP è colorato con alcian blu, un colorante cationico idrofilo che si lega ai lipopolisaccaridi. La concentrazione di TEP viene poi misurata come assorbanza a 787 nm in una cuvetta di 1 cm utilizzando una curva di calibrazione con gomma xantano ed espressa come gomma xantano (GX) equivalenti per litro ($\mu\text{g GX eq L}^{-1}$). Per poter

fare una comparazione delle concentrazioni di TEP e TOC è necessario trasformare l'unità di misura del TEP da gomma xantano equivalenti in carbonio. Si è usato il fattore di conversione di 0.63 (Engel e Passow 2001), come descritto in dettaglio in Callieri et al. (2017).

Tabella 6.1 Concentrazioni di TEP, TOC e Clorofilla *a* ($\mu\text{g/L}$) e % di TEP nella zona Eufotica (0-20 m) e Afotica (20-350 m) del Lago Maggiore nel 2017.

0-20 m	TEP ($\mu\text{gC/L}$)	TOC ($\mu\text{gC/L}$)	%TEP	Chl ($\mu\text{g/L}$)
07/02/2017	14	1187	1.18	0.74
03/04/2017	54	1032	5.26	1.28
09/05/2017	26	1056	2.48	2.94
10/07/2017	155	1550	10.03	1.24
07/08/2017	76	1416	5.38	1.81
18/09/2017	80	1436	5.54	1.81
16/10/2017	81	1355	5.94	1.2
04/12/2017	35	1106	3.13	0.69
20-350 m				
07/02/2017	6.4	999	0.64	0.60
03/04/2017	12.4	983	1.26	0.49
09/05/2017	6.7	1202	0.56	0.58
10/07/2017	13	858	1.57	0.43
07/08/2017	1.6	730	0.23	0.51
18/09/2017	1.8	808	0.23	0.73
16/10/2017	18	898	1.95	0.58
04/12/2017	6.8	863	0.79	0.16

6.3.2 Risultati

Nella Tabella 6.1 sono riportati i dati ottenuti dall'analisi dei campioni integrati dove il TEP è stato convertito in unità di carbonio. Come si vede nella tabella, la concentrazione del TEP nel 2017 ha rappresentato al massimo il 10% del carbonio totale organico (TOC). Questa percentuale, che nel 2016 aveva raggiunto il 40%, si è notevolmente abbassata ritornando a valori più vicini a quelli del 2015.

Anche considerando le concentrazioni assolute di TEP queste hanno subito una notevole diminuzione rispetto al 2016. Infatti i valori massimi di TEP nella zona eufotica sono passati da 209 $\mu\text{gC/L}$ in luglio 2014 a 516 $\mu\text{gC/L}$ in giugno del 2016 per tornare bassi nel 2017 (155 $\mu\text{gC/L}$) (Tabella 6.1).

I profili verticali del TEP hanno mostrato picchi modesti di concentrazione durante tutto l'anno con un massimo di 182 $\mu\text{gC/L}$ a luglio, a 5 m (Fig. 6.4) in corrispondenza del massimo di clorofilla misurato alla stessa profondità. Si osserva che il TEP nell'ipolimnio profondo è presente a concentrazioni basse o è assente. Questo perché il TEP è principalmente prodotto nella zona trofogenica e viene rapidamente utilizzato nei primi 50-100 metri. Tuttavia si è osservato che in ottobre, i valori del TEP nell'ipolimnio hanno mostrato i valori più elevati e costanti su tutta la colonna.

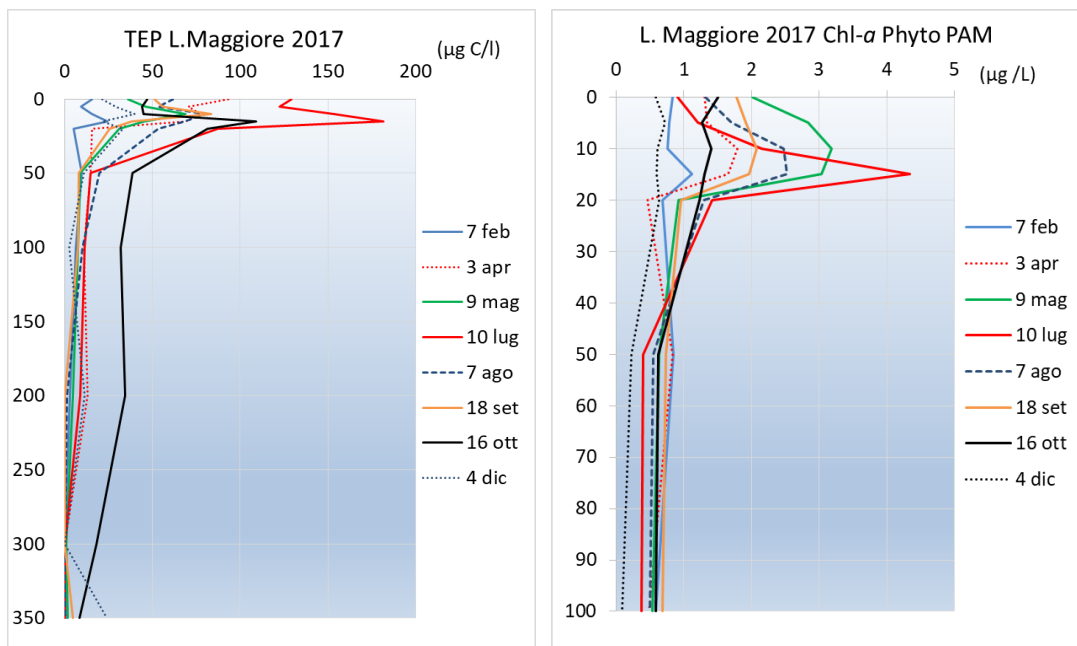


Fig. 6.4 Profili verticali della concentrazione di TEP e della Clorofilla *a* (µg/L) lungo la colonna d'acqua del Lago Maggiore nel 2017.

Dai profili della clorofilla mostrati in figura 6.4 si vede come i massimi siano intorno ai 15 m in maggio, luglio e agosto (valore massimo 4.34 µg/L in luglio) e come al disotto dei 20 m le concentrazioni non siano trascurabili per un lago oligotrofo, superando in alcuni casi 1 µg/L, e dimostrando la presenza di organismi autotrofi o mixotrofi (comunque con pigmenti autofluorescenti) anche in strati con percentuali di luce inferiori all'1%.

Il TEP è correlato alle alghe dalle quali principalmente è prodotto come sostanza escretata. Nel 2017 si è trovata una correlazione significativa tra clorofilla e TEP (Pearson: $p < 0.0001$, $R^2: 0.44$; Fig. 6.5) anche se durante questo anno non ci sono state particolari fioriture o alte concentrazioni di clorofilla e pertanto i valori di TEP hanno subito un decremento significativo rispetto all'anno precedente.

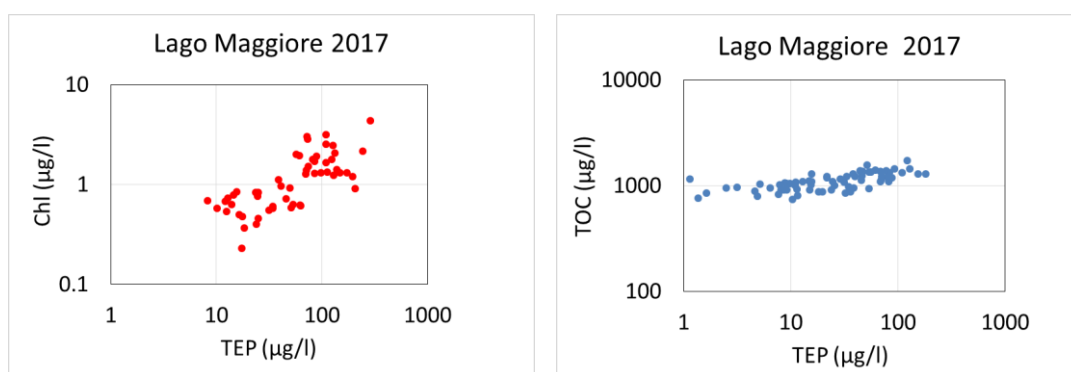


Fig. 6.5 Regressioni TEP vs clorofilla (pannello di sinistra) e TEP vs TOC (pannello di destra) (unità di misura: µg/L) ottenute con tutti i dati dei profili verticali relativi all'anno 2017.

Il TEP è correlato al TOC (Pearson: $p < 0.0001$, $R^2: 0.28$; Fig. 6.5) del quale costituisce la frazione mucillaginosa escretata dalle alghe. È interessante notare come

la composizione del TOC possa variare di anno in anno, arrivando a caratterizzarsi come di origine prevalentemente autoctona algale oppure di origine alloctona o dal catabolismo di organismi eterotrofi.

6.4. Conclusioni

Nel Lago Maggiore alla stazione di Ghiffa, le concentrazioni di carbonio organico totale (TOC) nel 2017 sono aumentate rispetto al 2016. Tuttavia tale aumento non sembra imputabile alla frazione autotrofa che, almeno come clorofilla, è stata inferiore al 2016 ma piuttosto a quella eterotrofa. Infatti il TEP escreto dalle alghe è diminuito drasticamente nel 2017, mentre il popolamento batterico è notevolmente aumentato rispetto al 2016.

Bibliografia

- Callieri, C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. *FEMS Microbiol. Lett.* 364, fnx229.
- Callieri C., G. Corno, M. Contesini, D. Fontaneto e R. Bertoni. 2017. Transparent exopolymer particles (TEP) are driven by chlorophyll a and mainly confined to the euphotic zone in a deep subalpine lake. *Inland Waters.* 7 (1): 118-127.
- Callieri C., M. Coci, G. Corno, M. Macek, B. Modenutti, E. Balseiro e R. Bertoni. 2013. Phylogenetic diversity of nonmarine picocyanobacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.* 85: 293-301.
- Engel A, U. Passow. 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption, *Mar Eco Prog Ser.* 219:1–10.
- Passow U., A.L. Alldredge. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol. Oceanogr.* 40: 1326–1335.

7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE

Pietro Volta, Paolo Sala, Igorio Cerutti

La presente attività di ricerca si inquadra nel contesto delle ricerche finanziate dalla CIP AIS e finalizzate ad arricchire e completare le serie limnologiche disponibili con dati relativi a componenti ecosistemiche poco conosciute o non indagate nella lunga serie storica già presente. La fauna ittica rientra tra queste.

Le attività di ricerca nel triennio 2016-2018 sono finalizzate ad approfondimenti sulla comunità ittica del Lago Maggiore ed in particolare al regime alimentare di alcune delle principali specie ittiche presenti, l'agone, il coregone bondella e il gardon, tale da permettere una analisi della sovrapposizione della nicchia trofica e dunque definire se vi siano i presupposti di una competizione alimentare significativa tra le specie più importanti nonché fornire le informazioni necessarie alla compilazione del "Pannello di Controllo".

Nella presente relazione si illustrerà dunque l'attività svolta nel corso del 2017 e finalizzata alla analisi della sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie ittiche con attitudine pelagica più frequentemente catturate dai pescatori professionisti, e presumibilmente più abbondanti nella zona pelagica del Lago Maggiore: l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*).

7.1 Sovrapposizione della nicchia trofica

Come misura del grado di sovrapposizione della nicchia trofica è stato utilizzato l'indice di sovrapposizione di nicchia α (Schoener, 1970) rivisto in Northcote & Hammar (2006), che è espresso dalla formula:

$$\alpha = 1 - 0,5(\sum_{i=1}^n |V.I_{.xi} - V.I_{.yi}|)$$

dove:

n = numero delle categorie alimentari

$V.I_{.xi}$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie x

$V.I_{.yi}$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie y

Sono stati esaminati circa 15 stomaci per specie per mese. I pesci sono stati catturati nell'area centrale del Lago Maggiore, indicativamente tra Intra e Ghiffa. I pesci catturati venivano immediatamente portati in laboratorio per la dissezione, il prelievo degli stomaci (agone, bondella) o dei tratti digerenti (gardon). Gli stomaci venivano conservati singolarmente fino al momento delle analisi.

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti in un subcampione, esprimendo i dati come: abbondanza percentuale (%N), equivalente al numero di individui di ciascuna categoria alimentare rispetto al numero totale di individui conteggiati; presenza percentuale (%S), ossia il numero degli stomaci contenenti ciascuna categoria alimentare sul totale degli stomaci pieni; sulla

base di queste informazioni è stato calcolato il valore d'importanza (V.I.), secondo la formula seguente:

$$V.I. = \%N \times \sqrt{\%S}$$

L'indice α può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione). Valori superiori a 0,6 devono essere giudicati biologicamente significativi ed indicativi di competizione interspecifica se le risorse sono limitate, mentre $\alpha > 0,8$ può essere considerato indice di un elevato grado di similarità nelle diete e di significativa competizione anche in condizioni di elevata produzione ambientale e disponibilità di risorse alimentari.

7.2 Risultati

Come si può vedere di seguito, l'indice di sovrapposizione di nicchia tra agone e coregone bondella (Fig. 7.1) raggiunge mediamente valori piuttosto elevati ($\alpha=0,67$) e si mantiene sempre al di sopra del valore di 0,6. Il valore minimo è toccato a gennaio ($\alpha=0,61$) mentre il valore massimo è raggiunto a dicembre ($\alpha=0,75$).

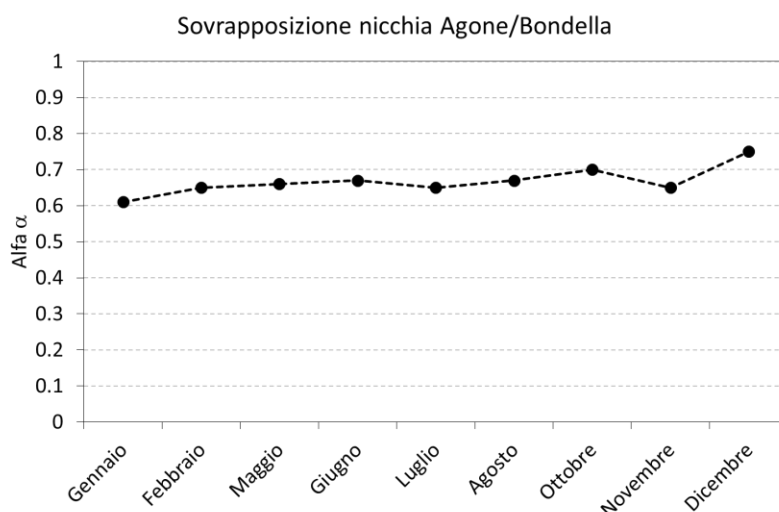


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α per agone e coregone bondella.

Per quanto riguarda invece la sovrapposizione di nicchia trofica tra coregone bondella e gardon (Fig. 7.2) si può notare che l'indice alfa si attesta intorno a valori medi abbastanza elevati ($\alpha=0,71$). Il valore massimo è raggiunto nel mese di gennaio ($\alpha=0,9$), mentre il valore minimo ($\alpha=0,45$) nel mese di agosto. Con la fine dell'estate i valori di alfa tornano ad aumentare. Al contrario l'indice di sovrapposizione α riferito ad agone e gardon (Fig. 7.3) è piuttosto contenuto, mostrando valori sempre inferiori a 0,70 (valore medio= 0,51, valore minimo=0,4, valore massimo=0,66).

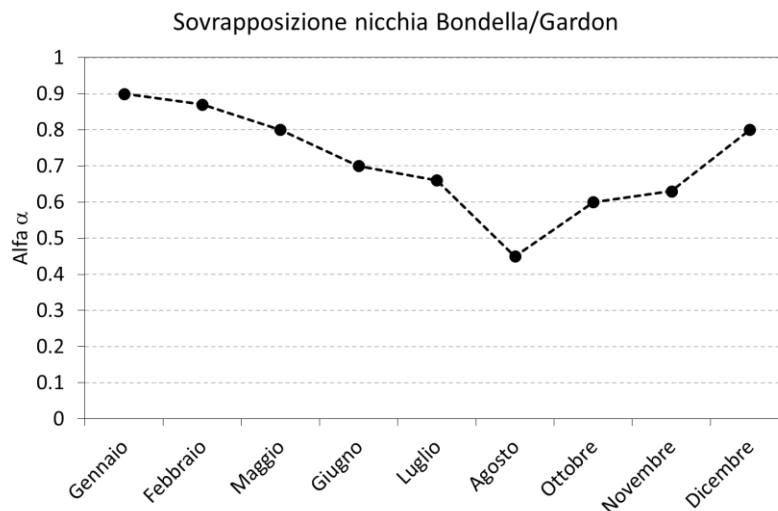


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica □ tra coregone bondella e gardon.

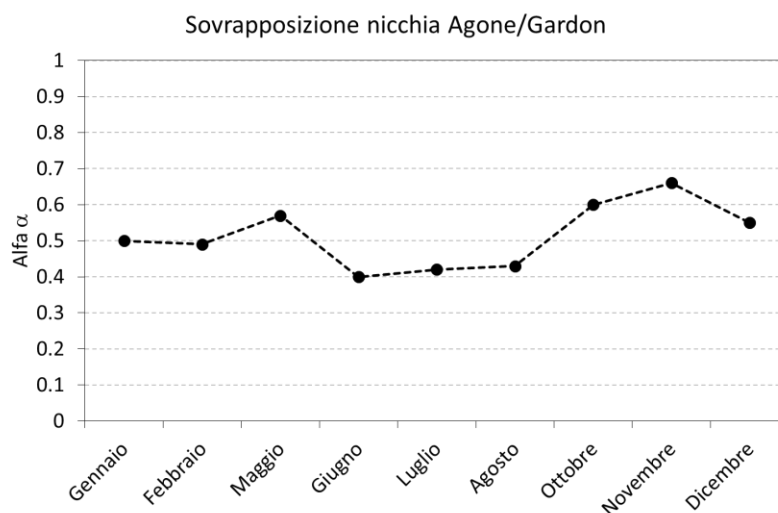


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone.

7.3 Discussione e conclusioni

Le informazioni raccolte in questo anno di lavoro hanno permesso di acquisire informazioni utili alla all'analisi della sovrapposizione della nicchia alimentare delle tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore, e cioè l'agone, il coregone bondella e il gardon. La serie di dati raccolti va ad implementare la serie storica e dunque permette e permetterà in futuro di seguire sempre con crescente attenzione l'evoluzione delle dinamiche di competizione per le risorse alimentari nella comunità ittica del Lago Maggiore.

Le tre specie ittiche considerate in questo lavoro presentano un grado di sovrapposizione della nicchia trofica abbastanza accentuato e, in un contesto oligotrofo come quello del Lago Maggiore, possono essere ritenuti biologicamente significativi. I valori medi più elevati si registrano per bondella e gardon ($\alpha=0,71$), per

agone e bondella ($\alpha=0,67$). Più basso invece il valore di alfa per l'agone e il gardon ($\alpha=0,51$).

In generale, il grado di sovrapposizione della nicchia trofica è più elevato nei mesi tardo autunnali ed invernali. Tutto ciò non è una novità, ma era stato già ravvisato nelle analisi condotte nel periodo 2013-2015. In questi mesi infatti la produzione lacustre è ridotta, lo zooplancton non particolarmente abbondante e, dunque, anche specie più strettamente planctofaghe come il coregone bondella e l'agone, sono costrette a sfruttare risorse alimentari più tipiche della zona litorale o sublitorale quali larve di insetto, gammaridi, ostracodi, oligocheti.

Al contrario, nel periodo estivo, periodo in cui la produzione lacustre è particolarmente accentuata e la segregazione spaziale tra le tre specie è più marcata, la sovrapposizione della nicchia trofica tende a ridursi notevolmente e, quindi, la competizione per le risorse alimentari tende a diminuire.

La presente indagine si riferisce a campioni di età adulta, approssimativamente compresi tra 2 e 4 anni di età. E' dunque una analisi limitata in termini di rappresentatività rispetto all'intera popolazione delle tre specie. Ciò nonostante permette di avere un quadro di riferimento per un'analisi comparata nel tempo, elemento essenziale all'interno del programma di ricerca limnologica sul Lago Maggiore e del "Pannello di controllo" della CIP AIS.

BIBLIOGRAFIA

- Northcote T.G., Hamar J. 2006. Feeding ecology of *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus* in the limnetic waters of Lake Mälaren, Sweden. *Boreal Env. Res.*, 11: 229-246.
- Schoener T.W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, 51: 408-418.

8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE

Gianluca Corno, Ester M. Eckert, Andrea Di Cesare, Evelina Crippa, Mario Contesini, Roberto Bertoni

8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore

Lo sviluppo di antibiotico resistenze è un problema sanitario di primaria importanza e secondo vari modelli rappresenterà la prima causa di morte nel prossimo secolo. La presenza in ambiente di batteri non-patogeni resistenti agli antibiotici è un problema in quanto questi batteri, non pericolosi per l'uomo, possono essere tramite di geni specifici, e quindi indurre resistenza agli antibiotici, in batteri patogeni di origine alloctona che sono presenti nelle acque in ambienti antropizzati come il Lago Maggiore, risultando in un potenziale grave rischio per la salute umana e per l'utilizzo dell'acqua.

La nostra attività nel 2017 si è concentrata sulla quantificazione, nel popolamento microbico acquatico del Lago Maggiore, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario) nei popolamenti batterici. Dal 2016 anche il Lago di Lugano è monitorato per la presenza di geni di antibiotico resistenza dalla SUPSI nel quadro del monitoraggio predisposto dal piano CIP AIS 2016-18.

Le acque di scarico civili agricole ed industriali della Val d'Ossola, del Canton Ticino e della zona del Basso Verbano confluiscono nel Lago Maggiore e seppur quando trattate in modo corretto la loro introduzione è causa diretta o indiretta della formazione di antibiotico-resistenze, in quanto ad oggi non esistono trattamenti specifici per la rimozione di antibiotici dai reflui, come confermato dagli studi sugli efflussi del depuratore di Losanna nel Lago di Ginevra (Czekalski et al. 2014) e di quelli dei depuratori di Verbania e Cannobio nel Lago Maggiore (Di Cesare et al. 2016a, 2016b). L'introduzione di geni di resistenza dal bacino idrografico è confermata da un nostro lavoro recente, che ha dimostrato sia la loro presenza in quantità importanti nelle acque del Fiume Toce (campionato all'immissione nel Maggiore), che l'effetto negativo degli eventi atmosferici che dilavando i suoli agricoli e industriali, convogliano nel fiume un'ulteriore numero di batteri carrier di antibiotico resistenze (Di Cesare et al. 2017).

Sebbene i dati sull'utilizzo, ancora oggi massivo (nell'ordine di 105 tonnellate per anno nella sola Svizzera, fonte FEDESA) di antibiotici confermino un costante calo nell'ultimo decennio in Canton Ticino e una situazione di consumi grossomodo stabili per Regione Piemonte e Regione Lombardia (AIFA, 2009), sia nel settore medico che in quello veterinario, dati contrastanti arrivano da specifiche analisi sulle vendite (che negli ultimi anni sono caratterizzate anche da un mercato diretto, generalmente elettronico, in gran parte illegale) e da studi sulla presenza di batteri antibiotico resistenti negli ospedali così come nei prodotti agricoli e zootecnici (per esempio la presenza di stafilococchi aurei meticillino-resistenti nei suini da macello ha registrato in Svizzera nel 2012 un aumento dal 5,6 al 18% a fronte di una diminuzione delle vendite di antibiotici nel settore zootecnico di circa l'1% e di oltre l'8% nel settore medico, ARCH-Vet. 2012). Un rapporto tra antibiotici utilizzati in veterinaria e antibiotici utilizzati in medicina umana è molto difficile da ottenere, proprio per la poca accessibilità e riproducibilità dei dati a disposizione. Inoltre,

quantificare la presenza diretta di antibiotici nelle acque del lago è quasi impossibile, data la grande varietà di differenti antibiotici prodotti e date le loro bassissime concentrazioni in acqua, è però possibile quantificarne l'impatto sulla comunità batterica, in termini di sviluppo di batteri resistenti, che sono poi anche la fonte di potenziale rischio. E' da notare che nel settore clinico ospedaliero il Verbano Cusio Ossola, grazie ad una serie di misure di contenimento e di "good practice" introdotte nell'ultimo decennio, è tra aree in Italia ed in Europa con il minor consumo di antibiotici (15.3 dosi per giorno per 1000 pazienti, Rapporto Seremi 2017).

A partire dal 2013, il CNR-ISE monitora la presenza di geni di antibiotico-resistenza per gli antibiotici di uso più comune nella comunità batterica acquatica, in 4 stazioni, due pelagiche (Ghiffa, punto di massima profondità del Lago, e Pallanza, Bacino Borromeo), e due litorali (Ascona ed Arona). Le stazioni sono caratterizzate da diverso impatto antropico: Ghiffa subisce indirettamente (attraverso correnti, navigazione, venti e trasporto attraverso organismi più grandi) l'effetto delle attività umane a riva, e quindi dell'inquinamento da antibiotici, mentre le altre tre stazioni sono caratterizzate da un impatto diffuso e costante, con punte di utilizzo nella stagione estiva quando le rive in prossimità dei punti di campionamento sono ampiamente utilizzate per scopi ricreativi.

8.1.1 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2017

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2017 con cadenza mensile, mentre i punti di Arona ed Ascona sono stati campionati 4 volte durante il 2017, con cadenza stagionale.

I campioni sono stati raccolti come campione integrato degli strati d'acqua compresi tra 0 e 20 metri (ponendo particolare cura nell'evitare di contaminare il campione con frazioni di sedimento e quindi, quando necessario, limitandosi alla frazione 0-1 metro sopra al fondo). Una volta prelevati campioni sono stati quindi posti a 4°C e trasportati nei laboratori dell'ISE dove sono stati prefiltrati su retino da 10 µm per eliminare organismi di taglia superiore, ed i batteri concentrati sul filtri Nucleopore da 0.22 µm. Per ogni filtro, in dipendenza della stagione e quindi della biomassa microbica, è stato possibile concentrare tra 500 e 1500 ml di campione. Dai filtri è stato poi estratto il DNA batterico totale, poi mantenuto a -20°C.

Attraverso l'amplificazione tramite polimerase chain reaction (PCR) di frammenti di DNA unici nella loro composizione e specifici di singoli geni di ABR è stato possibile valutare la presenza degli stessi nei vari campionamenti. I protocolli di PCR utilizzati sono quelli standard per ciascun gene ed il risultato è stato valutato qualitativamente dopo aver migrato elettroforeticamente il frammento in gel, averlo evidenziato in fluorescenza (SybrGreen, Biorad). L'amplicone è stato quindi visualizzato in gel attraverso un sistema GelDoc (Biorad). Solo i campioni nei quali la corsa dell'amplicone è risultata priva di segnale di fondo, e l'unica banda presente era relativa alla dimensione attesa sono stati considerati come positivi.

I geni analizzati durante il 2017 (quarto anno di monitoraggio intensivo) coprono le famiglie di antibiotici di uso più comune nell'ultimo decennio in Italia ed in Svizzera: beta-lattamici, fluorochinoloni, sulfamidici, tetracicline, aminoglicosidi e dal 2015 anche macrolidi (Tabella 8.1).

In totale è stata valutata la presenza di 12 geni, includendo il gene *int1* che per quanto non specifico per una particolare ABR è associato ad un elemento, l'integrone 1, spesso associato a sviluppo di ABR a diversi agenti antimicrobici (Hall & Stokes 1993). I risultati relativi alle analisi per il 2017 dimostrano la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, ma in netto calo rispetto ai valori medi del triennio precedente sia in termini di presenza/assenza, che di numero assoluto (Figure 8.2, 8.3). Questo dato, di per se sicuramente positivo, conferma la riduzione iniziata nel 2015 ed accresciutasi nel 2016. In generale si osserva una marcata riduzione delle resistenze nei campioni rivieraschi (Figura 8.2), anche nel sito di Arona che in passato aveva presentato valori molto elevati di contaminazioni. Al tempo stesso, il sito pelagico (Ghiffa) è significativamente più stabile, e la riduzione misurata è limitata. Una spiegazione di quanto osservato richiede sicuramente più dati ed analisi di periodi temporali più lunghi, ma già oggi sembra evidente che la riduzione generalizzata della contaminazione a livello rivierasco possa essere ricondotta ad un migliore/minore uso di sostanze antimicrobiche, fortemente promosso dalle autorità sanitarie e veterinarie locali. Da un altro punto di vista questa situazione confermerebbe il ruolo negativo, del Lago, di reservoir a lungo termine delle resistenze una volta acquisite dalle comunità microbiche residenti, confermato dalla relativa stabilità del resistome nel sito di Ghiffa, così come ipotizzato nella nostra pubblicazione sui primi tre anni di ricerca (Di Cesare et al. 2015). Questa situazione mantiene quindi la necessità proseguire nelle analisi al fine di comprendere meglio il rischio posto, in considerazione di una corretta gestione della risorsa idrica.

Tabella 8.1. Antibiotico resistenze testate nel Lago Maggiore, molecole correlate, e dati sul consumo in Italia (Rapporto EFSA e ECDC, 2011). *dati percentuale sul totale utilizzato (valori riferiti al consumo totale che include sia il settore ospedaliero che le cure mediche di base).

Famiglia di antibiotici	Utilizzo medico in Italia nel 2011*	Utilizzi più comuni	Gene utilizzato nel monitoring CIP AIS
Tetracicline	1.74	Pollame, ovini e suini. Cure mediche di base.	<i>tet A</i> <i>tet M</i> <i>tet B</i>
Sulfamidici	1.31	Bovini, suini, pollame, acquacoltura.	<i>sul II</i>
Beta-lattamici	63.25	Ospedaliero, cure di base. Bovini e suini.	<i>bla CTX</i> <i>bla SHV</i> <i>bla TEM</i>
Fluorochinoloni	12.78	Ospedaliero. Pollame	<i>qnr S</i> <i>qnr A</i>
Aminoglicosidi	2.85	Vario	<i>str B</i>
Macrolidi	15.72	Ospedaliero, cure di base.	<i>ermB</i>
---	---	---	<i>int 1</i>

Nel dettaglio, durante l'arco del 2017 (Fig. 8.1 e 8.2), e per la prima volta da quando si effettua il monitoraggio, non sono state trovate in nessun campione resistenze (geni *bla_{CTX-M}*, *bla_{TEM}* e *bla_{SHV}*) ad antibiotici beta-lattamici (i più utilizzati in ambito umano) fino al 2016 sempre riscontrati, anche se sporadicamente, nei 4 siti di riferimento.

La mancata presenza del gene *bla_{CTX-M}* interrompe la forte stagionalità osservata negli anni precedenti (i.e. presenza durante la prima metà dell'anno, assenza nel restante periodo) e le analisi del 2017 saranno particolarmente interessanti per gli sviluppi futuri della ricerca del ceppo batterico portatore del gene, che sembra legato ad una finestra di temperature ben definite.

La scomparsa delle resistenze ai betalattamici va comunque confermata nei prossimi anni, in quanto il 2017, seguendo la forte riduzione del 2016 ha segnato un'inversione della tendenza all'aumento misurata tra il 2013 ed il 2015, rendendo la serie temporale osservata troppo limitata e contraddittoria per poter assumere conclusioni al riguardo.

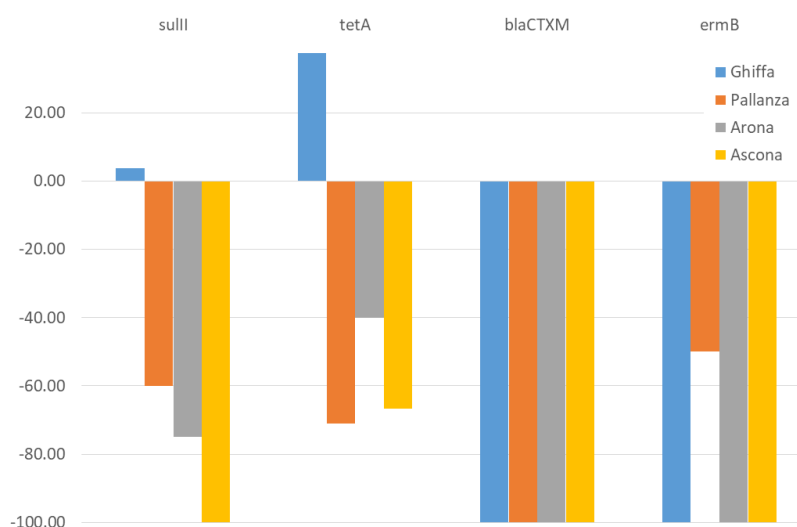


Figura 8.1. Variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2017 rispetto ai valori medi del triennio 2014-16. Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 per Ghiffa e Pallanza, 4 per Arona ed Ascona).

Il gene di resistenza ai sulfamidici *suII* (Fig. 8.2) è invece stato riscontrato, anche se in concentrazioni molto inferiori al passato, sia nei siti di monitoraggio mensile di Ghiffa (pelagico) e di Pallanza (semilitorale) che in quello litorale a campionamento stagionale di Arona. Per la prima volta è risultato del tutto assente nel sito di Ascona. Anche in questo caso la riduzione dei campioni positivi nei siti litorali e a Pallanza è molto forte ed a questa si aggiunge, come già nel 2016, una forte riduzione di campioni quantificabili, limitati nel 2017 a due campioni primaverili a Ghiffa. Questa riduzione non è correlata a variazioni nell'utilizzo di questa famiglia di antibiotici sull'uomo, in quanto i sulfamidici, largamente utilizzati fino agli anni '60, sono oggi prescritti in casi molto particolari ed hanno un utilizzo limitato. L'impiego di sulfamidici in zootecnia è invece massivo, specialmente nel trattamento di bovini e altri grandi mammiferi ed in acquacoltura. Interessante notare un che la stazione la stazione pelagica di Ghiffa, prosegue nel trend di riduzione del numero totale di geni presenti, ma non nella loro distribuzione temporale nella comunità microbica, risultando quest'ultima del tutto stabile rispetto agli anni precedenti.

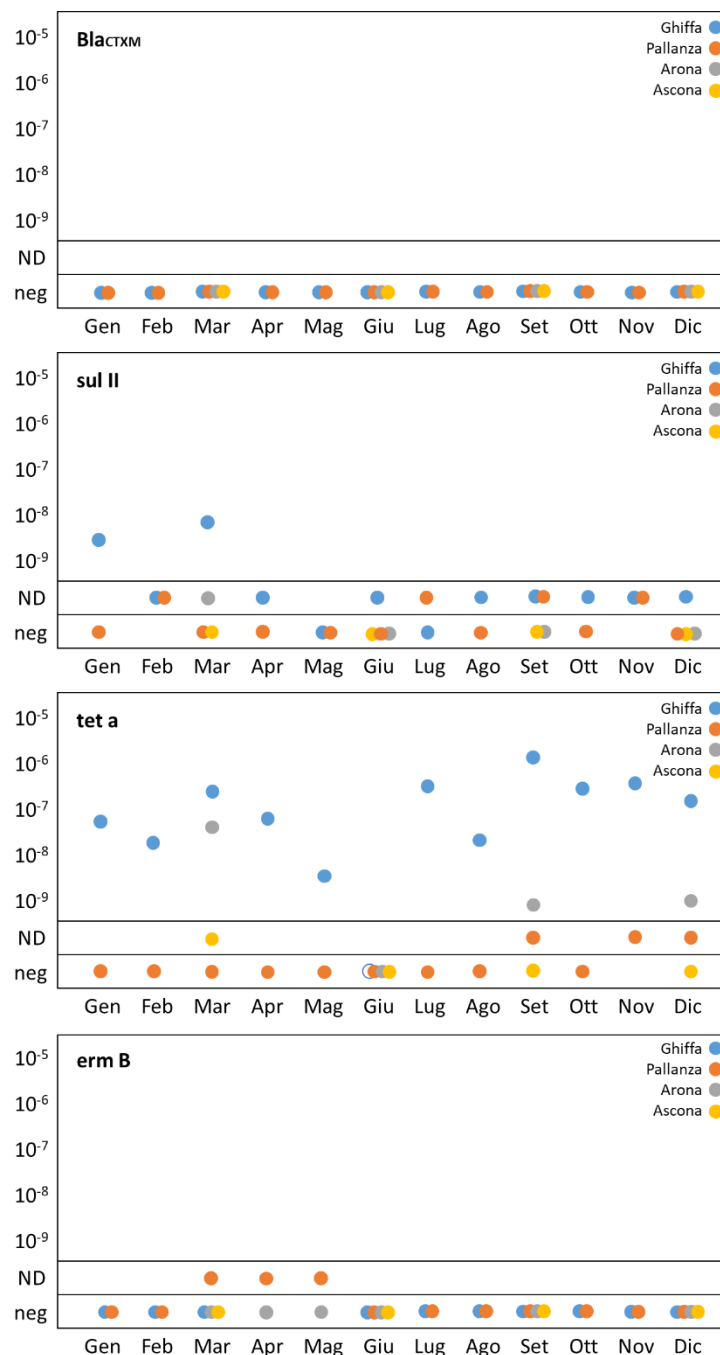


Figura 8.2. Abbondanze (misurate in qPCR) dei quattro principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2016. (Ghiffa, Pallanza, Arona ed Ascona). Il dato è espresso come ng DNA del gene di resistenza per millilitro. ND: gene di resistenza presente ma al di sotto del limite tecnico di quantificazione del termociclatore, neg: gene di resistenza assente.

Anche i geni di resistenza alle tetracicline, antibiotici ampiamente utilizzati in zootecnia e anche, seppur con minor preponderanza, nelle cure di base e ospedaliere per esseri umani, e da sempre caratterizzanti i popolamenti microbici del Lago Maggiore, sono presenti in misura consistente, ma in costante calo, nei campioni analizzati: il gene *tetA* è stato riscontrato e quantificato in tutti i campioni a Ghiffa, ed in due su quattro campionamenti ad Arona (Fig. 8.2), mentre è diminuito drasticamente

ad Ascona ed a Pallanza dove è presente in un numero molto limitato di campioni e peraltro non è mai quantificabile.

Il gene *tetB*, risultato assente in tutti i campioni nel periodo 2013-2015, come già nel 2016 è stato testato su alcuni campioni selezionati casualmente, dove si è confermato assente. In accordo con i dati prodotti dai programmi di analisi effettuati su altri grandi laghi europei, il suo monitoraggio rimane sospeso.

Tutti i campioni analizzati sono inoltre risultati negativi rispetto alla presenza di fluorochinoloni (*qnrS*). Si è invece riscontrata la presenza di *ermB*, gene di resistenza ai macrolidi, che è stato quantificato, così come già fatto nel 2015 e nel 2016, al posto del gene *strB* di resistenza agli aminoglicosidi, che negli anni 2013-14 non ha presentato elevati valori né importanti oscillazioni. A differenza del 2016, *ermB* è risultato assente nella gran parte dei campioni analizzati con la sola eccezione di Pallanza nella seconda parte del 2017 (Figura 8.2) dove peraltro non è mai stato quantificabile.

La quantificazione dei geni *tetA*, *sulIII*, *blaCTX-M* ed *ermB* è stata effettuata attraverso analisi in PCR quantitativa (qPCR). Il DNA estratto da ogni campione è stato purificato e quantificato. Il protocollo di qPCR utilizzato prevede l'uso di homemade standard per la definizione di un limite soglia per la quantificazione del segnale (Bustin et al. 2009). Per le analisi è stato utilizzato un termociclatore Biorad CTX Connect, con chimica SSO Advanced (Biorad) in SybrGreen. I valori di amplificazione dei diversi geni sono stati poi rapportati ai valori di amplificazione del gene 16S rRNA, gene conservativo delle cellule procariotiche che può essere considerato un proxy del numero totale di cellule batteriche, ma sono stati anche validati come numero assoluto di copie di ogni singolo gene per millilitro, in modo da evitare errori legati alla variabilità del numero di copie di 16S rRNA nei diversi batteri.

8.2. Conclusioni

La comparazione tra il triennio di monitoraggio 2014-16 ed il 2017 ci conferma la complessità dell'analisi, ma anche il positivo trend di riduzione dell'antibiotico resistenza misurato già nel 2015 e nel 2016, ed ulteriormente ampliatisi nel 2017. Limitandoci ai tre geni per i quali abbiamo un buon numero di valori quantitativi per il triennio, *sulIII*, *tetA* e *blaCTX-M* si può notare come le diverse annate siano state caratterizzate da trend stagionali difficilmente comparabili sia per la stazione pelagica di Ghiffa che per quelle litorali.

Il gene *sulIII* è risultato costitutivo nel popolamento batterico del lago, con valori quantificabili in ogni stazione e in ogni periodo dell'anno. Il picco di abbondanza misurato a Ghiffa e Pallanza tra il 2013 e 2014 non si è ripetuto, e la sua scomparsa è coincisa con la diminuzione di *sulIII* anche nelle stazioni di Ascona ed Arona che erano risultate altamente contaminate nella prima parte del triennio. Nel 2017 il gene è stato quantificabile in due soli campioni, a Ghiffa, dove peraltro è sempre stato presente. Al tempo stesso si è potuta valutare una riduzione generalizzata della sua abbondanza a livello litorale, con la stazione di Ascona che, per la prima volta, ha visto l'assenza del gene in tutti i campioni.

Bibliografia

- AIFA. 2009. Rapporto sull'uso dei farmaci antibiotici nelle regioni italiane. Agenzia Italiana del Farmaco. 1:19-35.
- ARCH-Vet. 2012. Rapporto sulla vendita di antibiotici in medicina veterinaria e sul monitoraggio della resistenza agli antibiotici negli animali da reddito in Svizzera. Dipartimento federale dell'interno DFI, Ufficio federale di veterinaria UFV. 4-7.
- Bustin S.A., Benes V., Garson J.A., Hellemans J., Huggett J., Kubista M., Mueller R., Nolan T., Pfaffl M.W., Shipley G.L., Vandesompele J. & Wittwer C.T. 2009. The MIQE guidelines: minimum information for publication of quantitative real-time PCR experiments. *Clinical Chemistry* 55:611–622.
- Czekalski N., Berthold T., Caucci S., Egli A. and Bürgmann H. 2012. Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after waste water treatment and their dissemination into Lake Geneva, Switzerland. *Frontiers in Microbiology* 3: 106, doi: 10.3389/fmicb.2012.00106.
- Czekalski N., Gascón Díez E. and Bürgmann H. 2014. Wastewater as a point source of antibiotic-resistance genes in the sediment of a freshwater lake. *ISME Journal* advance online publication, March 6, 2014; doi:10.1038/ismej.2014.8
- Di Cesare A., Eckert E.M., D'Urso S., Bertoni R., Gillan D.C., Wattiez R., and Corno G. 2016. Co-occurrence of integrase 1, antibiotic and heavy metal resistance genes in municipal wastewater treatment plants. *Water Research* 94: 208-214.
- Di Cesare A., Eckert E.M., Teruggi A., Fontaneto D., Bertoni R., Callieri C., and Corno G. 2015. Constitutive presence of antibiotic resistance genes within the bacterial community of a large subalpine lake. *Molecular Ecology* 24: 3888-3900
- Di Cesare A, Eckert E.M., Rogora M., and Corno G. 2017. Rainfall increases the abundance of antibiotic resistance genes within a riverine microbial community. *Environmental Pollution* 226: 473-478.
- EFSA & ECDC. 2011. European Union summary report on antimicrobial resistance in zoonotic and indicator bacteria from animals and food in the European Union in 2009. *EFSA Journal* 9(7): 2154.
- FEDESA. 1999. Rapporto sull'utilizzo di antibiotici in medicina e veterinaria nell'Unione Europea. Federazione Europea della Salute Animale.
- Hall R.M. & Stokes H.W. 1993. Integrons: novel DNA elements which capture genes by site-specific recombination. *Genetica* 90: 115-132.
- SEREMI: l'utilizzo di antibiotici in ambito territoriale in Piemonte. Rapporto 2013 – 2016. A cura di Di Pietrantonj C., Finesso A., Pasqualini C., De Rosa F.G.; SeREMI - Servizio di riferimento regionale di Epidemiologia per la sorveglianza la prevenzione e il controllo delle Malattie Infettive ASL AL. ed. Regione Piemonte 2017
- Tribskorn R. & Hetzenauer H. 2012. Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. *Environmental Sciences Europe*: 24.
- Tribskorn R., Amler K., Blaha L., Gallert C., Giebner S. et al. 2013. SchussenAktivplus: reduction of micropollutants and of potentially pathogenic bacteria for further water quality improvement of the river Schussen, a tributary of Lake Constance, Germany. *Environmental Sciences Europe*: 25.

9. CONCLUSIONI

I risultati delle ricerche ottenuti nel 2017 hanno confermato le più importanti tendenze evolutive riscontrate nell'ecosistema del Lago Maggiore nel periodo recente. Allo stesso tempo, le ricerche hanno evidenziato l'elevata variabilità stagionale e interannuale di numerosi parametri limnologici e indicatori, confermando così l'importanza di disporre di serie lunghe di dati raccolti con una frequenza elevata. La variabilità riscontrata è riconducibile in larga parte a fattori meteo-climatici, i quali quindi, accanto agli apporti dal bacino, possono essere considerati tra le principali forzanti che agiscono sull'ecosistema lacustre.

In un'ottica di analisi delle variazioni temporali, dove possibile i dati raccolti nel 2017 sono stati confrontati con quelli pregressi disponibili.

Dal punto di vista meteo-climatico, il 2017 è stato caratterizzato da una piovosità inferiore alla media di lungo periodo (1376 mm rispetto ai 1660 del periodo 1978-2016) ma soprattutto da distribuzione anomala delle precipitazioni nell'arco dell'anno, con i mesi di marzo, giugno, agosto e dicembre contraddistinti da valori di pioggia superiori ai valori di riferimento e i mesi di gennaio, luglio ottobre e novembre particolarmente siccitosi. L'autunno nel complesso ha fatto registrare valori nettamente più bassi rispetto a quelli dei periodi di riferimento, a causa del mancato apporto delle piogge del mese di ottobre. Come diretta conseguenza dei bassi afflussi meteorici del 2017, tutti i principali tributari monitorati hanno mostrato valori medi annuali di portata inferiori a quelli dei periodi di riferimento. Nella maggior parte dei corsi d'acqua si sono registrate portate pari al 70 e l'80% di quelle medie pluriennali, ma in alcuni tributari si è scesi al 30-40%.

I limitati deflussi, soprattutto in alcuni periodi dell'anno, hanno comportato, nel 2017, una riduzione dei carichi misurati di fosforo e azoto a lago inferiori a quelli degli anni precedenti. Gli apporti complessivi nel 2017 sono stati i più bassi dell'ultimo decennio. Nel caso del fosforo il basso valore del 2017 è attribuibile prevalentemente ai limitati apporti meteorici e quindi alle basse portate dei tributari, in quanto le concentrazioni medie nelle acque immissarie si sono mantenute in linea con quelle degli anni precedenti, diminuendo in alcuni tributari ed aumentando in altri. Per l'azoto si è riscontrata invece un'ulteriore diminuzione delle concentrazioni, sia assolute che medie areali, come conseguenza della riduzione negli apporti atmosferici di questo elemento all'areale del Lago Maggiore.

Un ulteriore effetto dei limitati apporti meteorici del 2017 ha interessato il livello del lago che, rispetto al periodo di riferimento 1952-2016, si è posizionato al di sopra solo nel periodo marzo - inizio luglio, per effetto dell'innalzamento primaverile-estivo legato alla sperimentazione della nuova regola di gestione dei livelli del lago. Date le peculiarità meteo-climatiche dell'anno, la fascia di regolazione posta a 194,26 m s.l.m. è stata comunque a malapena raggiunta e mantenuta per poco tempo.

L'analisi dei dati termici eseguita nel 2017 ha consentito di stimare una profondità di omogeneizzazione verticale delle acque di ca. 60 m, valore in linea se non inferiore a quello degli ultimi anni (65 m nel 2014, 70 m nel 2015 e 75 m nel 2016). Si conferma quindi la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria: nonostante un mese di gennaio molto freddo, che ha fatto sì che l'omeotermia nelle acque raggiungesse i primi 100 m di profondità, non si sono però registrati periodi con velocità del vento elevata per almeno alcuni giorni consecutivi; di conseguenza,

l'energia del vento non è stata sufficiente per una omogeneizzazione completa o quantomeno profonda.

Per quanto riguarda gli altri parametri fisici, il contenuto di calore totale entro la massa lacustre ha proseguito nel 2017 la tendenza all'aumento, facendo registrare un valore estivo particolarmente elevato, tra i più alti mai registrati. Un trend in aumento interessa anche la stabilità, a conferma della sempre maggior difficoltà della massa d'acqua lacustre ad andare incontro ad una omogeneizzazione completa. Il valore di stabilità calcolato per il 2017 è risultato più basso rispetto a quello dei 3 anni precedenti, ma comunque lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago.

Gli effetti di una mancata circolazione completa delle acque (l'ultima si è verificata nel 2005-2006) sono ormai evidenti, soprattutto per quanto concerne l'ossigeno disciolto negli strati profondi e la distribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua. I dati del 2017 hanno confermato queste tendenze: in ipolimnio i valori di ossigeno in alcuni mesi dell'anno sono risultati al di sotto di $7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, mentre nello strato profondo, al di sotto dei 200 m di profondità, si sono rilevati valori prossimi o inferiori a $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, situazione senza precedenti nelle serie storiche di dati disponibili dagli anni '70.

La tendenza ad una riduzione dei tenori di ossigeno in ipolimnio e, in misura più marcata, nelle acque profonde, accomuna il Lago Maggiore e i grandi laghi profondi subalpini, come dimostrato in un recente studio comparativo. E' inoltre emerso come il clima su larga scala influenzi fattori locali come temperatura dell'aria e dell'acqua e dinamiche di mescolamento, i quali a loro volta regolano l'ossigenazione delle acque profonde.

Un'altra tendenza importante che sta interessando le acque del lago è un aumento delle concentrazioni medie di fosforo, sia come media annua che alla circolazione tardo invernale (rispettivamente 12 e $13 \mu\text{g P L}^{-1}$ come fosforo totale nel 2017). Dall'analisi della distribuzione verticale delle concentrazioni è emerso come ad aumentare siano le sole concentrazioni in ipolimnio, mentre in epilimnio i valori sono stabili se non in diminuzione. Anche questo trend è da attribuire alla mancata circolazione profonda delle acque, che comporta da un lato un progressivo accumulo di nutrienti negli strati profondi, dall'altro un marcato rifornimento a quelli superficiali.

La situazione di elevata stabilità della colonna d'acqua e la conseguente resistenza al mescolamento è destinata a mantenersi se non ad accentuarsi in futuro: uno studio modellistico in corso, volto a prevedere l'aumento di temperatura delle acque in funzione di diversi scenari climatici e come questo influenzerà la stratificazione e il mescolamento ha dimostrato come aumenterà ad esempio la durata dei periodi di stratificazione stabile, soprattutto a causa di un anticipo nella sua formazione.

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali del 2017 indicano una situazione complessivamente buona per le acque tributarie, anche se alcuni immissari presentano stabilmente concentrazioni elevate dei composti di fosforo e azoto. A livello di bacino si può comunque affermare come gli apporti di fosforo siano ormai da diversi anni stabili, se non in ulteriore diminuzione. Lo stato trofico del lago e soprattutto le dinamiche dei nutrienti, sia a livello temporale che lungo la colonna d'acqua, risultano sempre più fortemente controllate da fattori meteo-climatici.

Da diversi anni a questa parte, è evidente come i fattori meteo-climatici giochino un ruolo fondamentale nel controllare la dinamica del plancton nel Lago Maggiore. A titolo di esempio, anche nel 2017 la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata, probabilmente grazie a condizioni meteorologiche favorevoli. La dominanza di questo gruppo algale lungo tutto il corso dell'anno potrebbe però essere favorita anche da eventi di precipitazione abbondanti nel periodo primaverile, che, apportando al lago elevate quantità di silice, potrebbero sostenere la produzione di questi organismi fino al tardo autunno. La crescita dei cianobatteri nel 2017 ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita dal protrarsi di temperature elevate.

Anche le condizioni di elevata stabilità e ridotto mescolamento delle acque che stanno caratterizzando il lago negli ultimi anni hanno ripercussioni sul popolamento fitoplanctonico, sfavoriscono alcune specie di grandi dimensioni che necessitano di un intenso mescolamento per rimanere in sospensione negli strati d'acqua illuminati.

Il 2017 è stato caratterizzato da un significativo incremento della densità numerica del popolamento zooplanctonico già a partire da marzo, con valori totali quasi triplicati rispetto ai mesi di gennaio e febbraio. Come già descritto per il 2016, le temperature miti del periodo tardo-invernale hanno probabilmente condizionato la dinamica dello zooplancton, favorendo un precoce avvio della fase primaverile di sviluppo. Un'ulteriore peculiarità del 2017 è stato un picco a dicembre, il cui valore è risultato confrontabile a quelli registrati nei mesi estivi. Inoltre, come già osservato nel 2016, il picco massimo di densità primaverile di *Daphnia* è stato registrato ad aprile anziché a maggio, ad indicare una probabile tendenza ad anticipare il picco di crescita primaverile, effetto che potrebbe anche in questo caso dipendere dal riscaldamento climatico.

I parametri meteo-climatici svolgono un ruolo anche nelle dinamiche del carbonio organico nelle acque del Lago Maggiore: nel 2017, a causa di un inizio estate ritardato rispetto agli anni precedenti, l'aumento del TOC è iniziato soltanto in giugno; dopodiché i valori sono rimasti piuttosto elevati nei mesi estivi (tra 1,2 e 1,7 mg L⁻¹). Queste concentrazioni, in aumento rispetto al triennio precedente e più elevate di quelle misurate nel 2016, devono essere seguite con attenzione in quanto il TOC rappresenta un'importante indicatore delle condizioni generali del lago.

Dall'analisi delle dinamiche di picocianobatteri e batteri è risultato un aumento del numero medio di batteri eterotrofi totali rispetto al 2016. Per quanto riguarda invece il TEP (Transparent Exopolymeric Particles), le concentrazioni assolute hanno subito una notevole diminuzione rispetto al 2016. Questi dati nel loro complesso portano a ipotizzare che l'aumento di TOC osservato non sia imputabile alla frazione autotrofa, bensì a quella eterotrofa, come dimostrato dalla diminuzione drastica del TEP escreto dalle alghe e dall'aumento del popolamento batterico.

Nel 2017 sono proseguite le ricerche volte ad approfondire le conoscenze sulla comunità ittica del Lago Maggiore ed in particolare sul regime alimentare delle principali specie ittiche presenti (agone, coregone bondella e gardon). In particolare si sono analizzate le sovrapposizioni della nicchia trofica tra le comunità ittiche principali evidenziando una sovrapposizione piuttosto elevata tra agone e coregone bondella e tra coregone bondella e gardon e bassa invece tra agone e gardon. Il grado di sovrapposizione è più elevato nei mesi tardo autunnali e invernali, come già evidenziato nel periodo 2013-2015, a causa della ridotta produzione in questi mesi dell'anno; nel periodo estivo la segregazione spaziale tra le specie aumenta e diminuisce la competizione per le risorse alimentari.

Accanto alle ricerche volte all'implementazione delle serie storiche esistenti, nel 2017 è proseguita un'attività avviata nel presente triennio basata sull'utilizzo del barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica degli organismi zooplanctonici. Mentre nel primo anno di attività ci si era focalizzati sui rotiferi, nel 2017 si è considerata l'intera comunità di crostacei cladoceri. Con le sequenze del DNA estratto sono stati costruiti alberi filogenetici, includendo tutti gli individui sequenziati. Per i cladoceri, i dati di sequenze di DNA ottenuti dimostrano la validità dell'approccio di metabarcoding per il loro monitoraggio qualitativo. L'attività proseguirà nel 2018 allo scopo di produrre il barcodoma completo dello zooplancton del Lago Maggiore, con l'obiettivo ultimo di mettere a punto un sistema di monitoraggio qualitativo basato sul DNA e non sulla morfologia.

Le indagini sull'antibiotico resistenza nel Lago Maggiore sono proseguite nel 2017, focalizzandosi sulla quantificazione, all'interno del popolamento microbico acquatico, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario). Un lavoro svolto per approfondire il ruolo del bacino idrografico nell'introduzione di geni di resistenza ha dimostrato come questi siano presenti in quantità importanti in uno dei principali immissari del lago, il Fiume Toce, e come gli eventi atmosferici, attraverso il dilavamento dei suoli, possano svolgere un ruolo importante incrementando il numero di batteri carrier di antibiotico resistenza veicolati al corso d'acqua. Le indagini sul lago hanno confermato per il 2017 la presenza di un numero significativo di geni di ABR ma in netto calo rispetto ai valori medi del triennio precedente. La riduzione risulta più marcata a livello rivierasco, verosimilmente a causa di un minor utilizzo di sostanze antimicrobiche promosso dalle autorità sanitarie e veterinarie locali, mentre la stazione di centro lago presenta una situazione di maggior stabilità, anche per quanto concerne il resistoma. Quest'ultimo aspetto conferma il ruolo del lago come reservoir a lungo termine delle resistenze una volta che queste siano state acquisite dalle comunità microbiche residenti, e sottolinea la necessità di proseguire nelle indagini.

In conclusione, i dati e le elaborazioni svolte nel 2017 confermano la condizione prossima all'oligotrofia del Lago Maggiore ma anche la fragilità degli equilibri ecologici che lo caratterizzano. Lo stato qualitativo delle acque e lo stato ecologico complessivo sono infatti sempre più governati da fattori meteo-climatici, i quali vanno a sovrapporsi alle pressioni antropiche già esistenti. Accanto alla variabilità climatica di lungo periodo, è necessario considerare anche i possibili effetti di episodi a breve termine, come eventi estremi di precipitazione o periodo prolungati di siccità.

I risultati delle ricerche evidenziano inoltre la sempre maggior necessità di disporre di strumenti previsionali, in grado di simulare l'evoluzione dell'ecosistema in relazione a diversi scenari di cambiamento climatico e di altre pressioni antropiche. In quest'ottica il mantenimento di lunghe serie temporali di misurazioni dei principali parametri chimici, fisici e biologici è cruciale per una corretta comprensione dei fenomeni, alla base di qualunque modellizzazione e previsione.

Serie storiche di dati limnologici dettagliati, a frequenza elevata e raccolti con metodologie standardizzate e confrontabili nel tempo sono inoltre strumento irrinunciabile per la segnalazione precoce di fenomeni potenzialmente dannosi per lo stato qualitativo delle acque lacustri.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Dr.ssa Michela Rogora

RESPONSABILE AMMINISTRATIVO:

Dr. Giuseppe Torzillo (Direttore f.f. Istituto per lo Studio degli Ecosistemi)

ELENCO DEGLI AUTORI

Dr. Walter Ambrosetti	Limnologo fisico
Dr. Martina Austoni	Idrobiologo
Dr. Roberto Bertoni	Microbiologo Acquatico
Dr. Cristiana Callieri	Microbiologo Acquatico
Per. Ind. Igorio Cerutti	Tecnico in Ittiologia
Ing. Marzia Ciampittiello	Ingegnere Ambientale
Per. Ind. Mario Contesini	Tecnico in Microbiologia
Dr. Gianluca Corno	Microbiologo Acquatico
Sig.na Evelina Crippa	Tecnico in Microbiologia
Dr. Andrea Di Cesare	Microbiologo Acquatico
Ing. Claudia Dresti	Ingegnere Ambientale
Dr. Ester Eckert	Microbiologo Acquatico
Dr. Diego Fontaneto	Idrobiologo
Dr. Paola Giacomotti	Tecnico in Idrochimica
Sig. Dario Manca	Tecnico in ICT
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Aldo Marchetto	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Per. Arianna Orrù	Tecnico in Idrochimica
Dr. Roberta Piscia	Idrobiologo
Dr. Michela Rogora	Idrochimico
Ing. Helmi Saidi	Ingegnere Ambientale
Dr. Paolo Sala	Ittiologo
Per. Chim. Gabriele A. Tartari	Tecnico in Idrochimica
Dr. Pietro Volta	Ittiologo

INDIRIZZO DI RIFERIMENTO 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

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Andrea Fenocchi dell'Università degli Studi di Pavia, con il quale è stato sviluppato il modello GLM per il Lago Maggiore