

Commissione Internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere

# Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma triennale 2016 - 2018

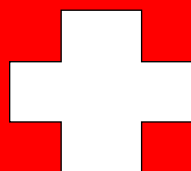
**Campagna 2018**

e

**rapporto triennale 2016-18**

*a cura di Michela Rogora*

Consiglio Nazionale delle Ricerche  
Istituto di Ricerca sulle Acque  
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 2018  
e  
Rapporto triennale 2016-2018

**Consiglio Nazionale delle Ricerche**  
Istituto di Ricerca sulle Acque  
Sede di Verbania Pallanza

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

CNR IRSA. Sede di Verbania. 2019. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2018 e Rapporto triennale 2016-2018.

Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 160 pp.

## SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	6
Prefazione.....	6
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	7
Unità di misura.....	8
PARTE PRIMA - CAMPAGNA 2018 .....	9
1. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO- TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI .....	9
1.1 Pluviometria e idrologia .....	9
1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi.....	18
2. DIPENDENZA DEL MESCOLOMAMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL’AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE.....	22
2.1. Profondità di mescolamento, contenuto di calore e stabilità.....	22
2.2. Profondità di mescolamento: cosa succederà in futuro? .....	27
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI.....	31
3.1 Acque lacustri .....	32
3.2 Tributari ed emissario .....	44
4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI.....	55
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	55
4.2. Variazioni della biomassa algale.....	59
5. INDAGINI SULL’EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE .....	62
5.1 . Popolamento zooplanctonico .....	62
5.2. Barcoding molecolare per l’identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA ...	70
6. IL CARBONIO ORGANICO NEL LAGO MAGGIORE: TENDENZA EVOLUTIVA, ORIGINE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE.....	77
6.1. TOC (Total Organic Carbon) e DIC (Dissolved Inorganic Carbon): mappe di distribuzione spazio-temporale .....	77
6.2. TOC, DOC, DIC, TDN, Picocianobatteri e Batteri nella zona eufotica e afotica .....	78
6.3. Profili verticali di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) e di Clorofilla a.....	81
6.4. Conclusioni.....	84

7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE .....	85
7.1. Premessa .....	85
7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica .....	85
7.3 Discussione e conclusioni .....	87
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	89
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore .....	89
8.2. Stato di avanzamento .....	94
PARTE SECONDA - TRIENNIO 2016-2018.....	96
9. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI .....	96
9.1 Pluviometria e idrologia.....	96
9.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi .....	98
10. DIPENDENZA DEL MESCOLOMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL' AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE.....	101
10.1. Fisica atmosferica locale .....	101
10.2. Profondità di mescolamento.....	102
10.3. Stabilità e contenuto di calore.....	103
10.5. Scenari futuri.....	105
11. CONSIDERAZIONI GENERALI SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL TRIENNIO 2016-2018 .....	109
11.1 Riscaldamento delle acque ed effetti sull'idrochimica.....	109
11.2 Bilancio dei nutrienti e apporti da bacino.....	116
11.3 Variazioni nel contenuto ionico delle acque .....	120
12. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI .....	125
12.1 Struttura delle associazioni fitoplanctoniche .....	125
12.2 Conclusioni .....	128
13. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE E BARCODING MOLECOLARE PER L'IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA.....	130
13.1 Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili.....	130

13.2 Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA .....	135
14. IL CARBONIO ORGANICO NEL LAGO MAGGIORE: TENDENZA EVOLUTIVA, ORIGINE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE.....	140
14.1. TOC (Total Organic Carbon) .....	140
14.2. TEP (Transparent Exopolymer Particles) .....	141
14.3. Picocianobatteri e clorofilla.....	144
14.4. TOC e microrganismi nella zona eufotica ed afotica.....	145
15. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE .....	148
15.1 Premessa .....	148
15.2 Metodologia di indagine .....	148
15.3 Risultati e discussione .....	149
16. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	151
17. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SUL TRIENNIO 2016-2018 E SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DEL LAGO MAGGIORE.....	153
17.1. Sintesi delle ricerche .....	153
17.2. Analisi dei trend .....	156
17.3. Conclusioni.....	158
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI .....	160

## INTRODUZIONE

### Prefazione

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dall'Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IRSA, in precedenza CNR ISE) nel corso del 2018 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Essendo il 2018 l'anno conclusivo del programma triennale di ricerche, il rapporto presenta inoltre una sintesi dei principali risultati emersi nel triennio 2016-18 e più in generale un'analisi dell'evoluzione recente del Lago Maggiore alla luce dei cambiamenti climatici e di altri fattori di pressione antropica.

L'attività del 2018, 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 presentati nel presente rapporto confluiscono negli indicatori e nelle linee guida descritte nel Pannello di Controllo e nel Piano d'Azione CIPAIS.

I risultati di seguito riportati afferiscono alle seguenti linee di ricerca:

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.

Per ogni ricerca, nella prima parte del rapporto vengono presentati i risultati principali delle attività svolte nel corso del 2018; nella seconda parte questi risultati vengono considerati congiuntamente a quelli degli anni 2016 e 2017 e, per le ricerche di lungo termine, ai dati pregressi disponibili, allo scopo di analizzare le tendenze evolutive più importanti che stanno interessando la qualità delle acque e l'ecosistema del Lago Maggiore.

## 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.

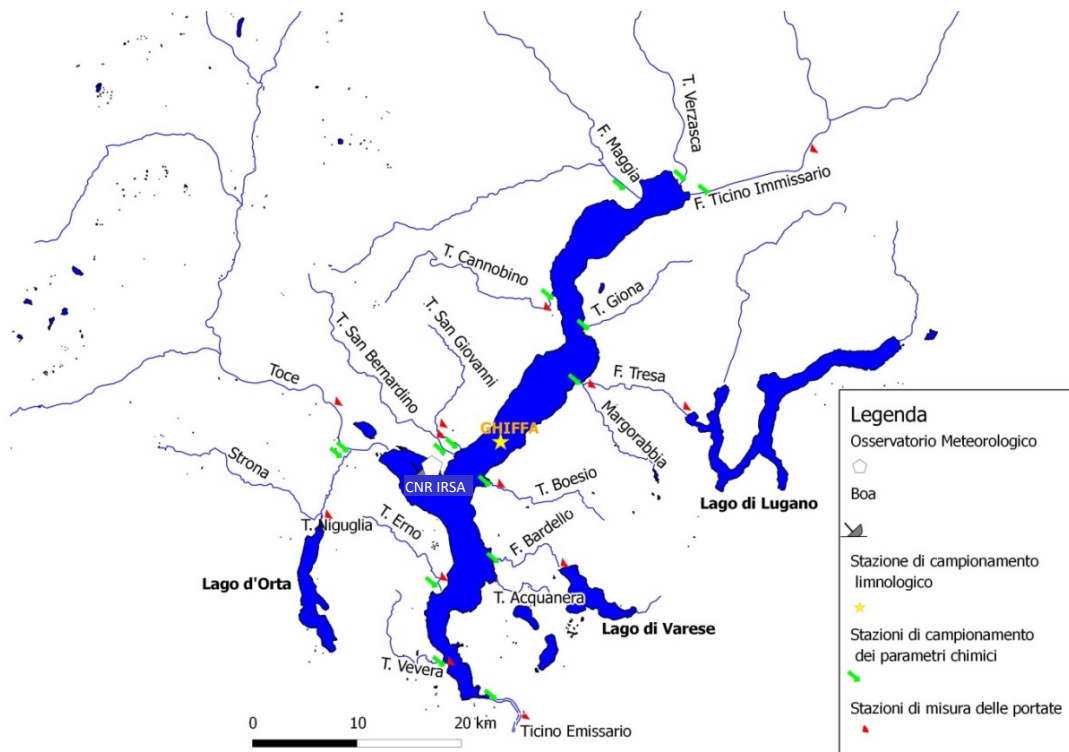
COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO (STAZ. DI GHIFFA)  
UTM WGS84 32T 471370 5088000

### 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 <sup>3</sup>
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area1	212,5 km <sup>2</sup>	Sviluppo del volume	1,44
Larghezza media	3,9 km	Perimetro	170 km
Profondità massima	370 m	Indice di sinuosità	3,07
Tempo teorico di rinnovo delle acque	~ 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 <sup>2</sup>	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 <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Velocità vento		[m s <sup>-1</sup> ]
Direzione vento		° o settore
Contenuto di calore	$H_{rot}$ ( $H_{mix}$ ; $H_{hypo}$ )	[MJ m <sup>-2</sup> ]
Stabilità termica	$S_t$	[J m <sup>-3</sup> ]
Flussi di calore	-	[cal cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]

PARAMETRI CHIMICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Ossigeno disciolto	$O_2$	[mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> ]
Fosforo totale	TP	[µg P L <sup>-1</sup> ]
Fosforo reattivo	RP	[µg P L <sup>-1</sup> ]
Azoto ammoniacale	N-NH <sub>4</sub>	[µg N L <sup>-1</sup> ]
Azoto nitrico	N-NO <sub>3</sub>	[µg N L <sup>-1</sup> ]
Azoto inorganico	Nin.	[µg N L <sup>-1</sup> ]
Azoto organico	Norg	[µg N L <sup>-1</sup> ]
Azoto totale	TN	[µg N L <sup>-1</sup> ]
Apporti areali	-	[mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]
Carichi	-	[t a <sup>-1</sup> ]
Conducibilità elettrica specifica	-	[µS cm <sup>-1</sup> ] (a 20°C)
Concentrazione idrogenionica	pH	[u]
Alcalinità totale	-	[meq L <sup>-1</sup> ]
Silicati reattivi	SiO <sub>2</sub>	[mg Si L <sup>-1</sup> ]

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

# PARTE PRIMA - CAMPAGNA 2018

## 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 terzo e ultimo anno del programma triennale 2016-2018 per quanto riguarda le indagini sul cambiamento climatico e sull'evoluzione spatio-temporale dei fenomeni estremi. Si è conclusa la raccolta di dati storici sul vento e dei dati giornalieri di pioggia.

Le risultanze delle analisi effettuate sul triennio 2016-2018 rispetto ai dati storici raccolti sono presentate nel rapporto triennale. Qui di seguito viene analizzato l'anno 2018 per tutti i parametri presi in considerazione.

#### 1.1.1 Piogge

I dati di precipitazione, per l'anno 2018, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche del CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, entrato a far parte dal 19 settembre dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque, come sede di Verbania, 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 1978-17 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2018 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2018. 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	300	25	165	225	112	92	52	122	35	401	336	124	1989
PIOTTA	Ticino immissario	990	218	19	153	184	101	67	75	144	37	350	167	101	1616
FAIDO	Ticino immissario	747	183	17	134	173	88	56	58	101	30	278	175	73	1366
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	102	14	104	109	88	59	66	117	28	236	115	39	1077
BIASCA	Ticino immissario	278	105	11	117	120	109	43	81	162	21	273	153	25	1220
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	147	23	146	171	135	95	149	183	47	303	198	63	1660
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	830	93	18	132	176	137	100	107	162	72	286	143	38	1464
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	84	12	132	150	197	57	96	186	42	265	130	40	1391
GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	57	11	115	127	125	45	62	132	30	271	111	16	1102

Tab. 1.1 Continuazione

BELLINZONA	Ticino immissario	225	72	10	117	127	179	73	93	160	47	248	130	12	1268
MAGADINO (Aeroporto) /Cadenazzo	Lago Maggiore	203	74	15	133	142	161	52	156	170	50	329	204	11	1497
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	75	13	161	168	244	70	61	174	19	498	261	11	1755
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	77	13	118	105	172	38	49	158	46	263	213	20	1272
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	95	13	143	143	156	43	68	162	41	368	217	18	1467
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	118	17	164	146	183	35	84	151	42	492	263	16	1711
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	932	119	16	113	140	128	61	77	141	39	249	129	46	1258
GNOSCA	Ticino immissario	247	73	4	113	140	113	73	89	175	43	210	132	18	1184
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	79	11	121	159	37	90	128	178	51	239	155	12	1260
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	252	32	184	199	183	93	155	185	102	386	300	123	2192
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	115	15	58	238	159	19	92	130	57	460	87	97	1526
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	84	30	57	224	179	17	129	126	69	476	88	73	1553
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	930	134	21	122	129	91	60	103	102	30	226	157	61	1238
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	138	59	162	135	164	25	64	100	23	439	420	62	1791
@ PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	37	27	85	138	204	86	49	128	60	56	141	32	1044
L. TOGGIA	Toce	2200	315	24	101	147	207	80	92	141	57	211	169	129	1673
L. SABBIONE	Toce	2462	174	13	51	96	155	113	41	97	54	266	116	39	1215
L. MORASCO	Toce	1820	298	18	128	224	206	83	70	127	67	308	250	123	1902
L. VANNINO	Toce	2183	253	17	85	126	219	108	50	161	90	228	213	130	1680
@ CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	59	2	39	132	186	70	70	88	17	313	256	33	1265
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	199	6	150	182	213	56	109	53	31	393	321	3	1718
DOMODOSSOLA	Toce	240	230	25	160	186	218	46	101	60	34	311	275	10	1657
CODELAGO	Toce-Devero	1800	235	29	123	179	197	131	49	50	51	307	280	90	1721
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	271	20	147	191	248	113	62	81	47	382	321	95	1979
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	232	18	105	159	214	99	53	70	48	266	324	69	1657
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	419	26	98	181	207	78	41	91	40	374	239	127	1921
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	332	20	147	223	250	107	85	119	36	365	311	147	2142
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	224	10	166	172	205	69	101	85	57	375	569	22	2055
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	236	16	197	241	289	102	75	117	70	488	622	39	2492
PONETTO	Toce-Isorno	348	176	3	144	180	195	82	60	49	20	286	275	17	1486
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	162	5	159	206	219	64	74	78	49	446	320	8	1789
@ Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	62	23	83	222	323	138	49	129	75	233	322	20	1677
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	383	24	206	273	272	125	46	141	64	498	397	20	2448
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	298	13	136	267	276	99	110	174	64	393	315	24	2169
@ ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	99	26	319	433	300	92	96	160	55	385	379	30	2375
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	117	21	90	156	250	104	87	108	15	237	223	22	1430
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	360	21	175	270	264	80	100	79	56	388	308	24	2125
@ MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	148	23	47	52	215	84	85	71	44	44	40	30	882
MACUGNAGA (Fornarelli )	Toce-Anza	1185	239	38	206	231	269	82	129	139	57	346	288	37	2062
CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	100	28	111	229	308	110	118	196	63	302	333	32	1931
ANZINO	Toce-Anza	669	266	13	205	233	297	95	75	114	37	433	260	8	2036
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	302	27	221	209	262	71	114	166	69	720	557	9	2726
OMEGNA	Toce-Strona	298	171	27	148	136	237	36	103	195	21	385	405	8	1871
@ MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	122	39	133	125	180	53	60	144	59	322	269	13	1518
@ MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	173	28	147	174	311	64	120	223	47	483	483	7	2261
ROBIEI	Maggia	1910	397	34	222	314	236	94	68	150	66	551	522	125	2777
CEVIO	Maggia	417	167	12	181	218	146	73	40	78	49	438	251	35	1688
BOSCO GURIN	Maggia	1486	321	21	167	270	233	82	108	107	56	445	298	95	2203
@ MOSOGNO	Maggia	771	147	9	208	187	208	45	49	151	69	570	262	27	1932
@ CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	364	29	12	199	330	110	47	116	78	neve	494	120	1900
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	173	14	171	155	128	61	71	103	37	396	272	40	1621

Tab. 1.1 Continuazione

PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	214	26	187	243	142	98	68	135	57	412	294	61	1938
SAMBUCO DIGA	Maggia	1460	236	30	72	260	95	105	76	83	30	326	303	81	1697
FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	223	28	179	228	151	77	66	126	44	405	284	76	1887
MAGGIA	Maggia	327	115	8	166	160	201	34	110	136	68	382	258	11	1650
PALAGNEDRA	Maggia	498	159	9	202	160	202	34	53	150	51	625	354	16	2014
CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	187	12	224	198	229	43	94	160	63	673	398	20	2300
SONOGNO	Verzasca	913	147	21	194	202	162	85	97	171	65	234	296	36	1711
AROSIO	Tresa	860	87	23	163	174	222	78	98	200	62	267	281	13	1669
ISONE	Tresa	810	94	16	131	194	193	86	119	209	90	287	208	16	1644
LUGANO	Tresa	273	76	14	141	159	251	57	97	202	33	240	194	9	1473
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	100	27	176	199	300	56	70	243	63	348	279	19	1880
PONTE TRESA	Tresa	274	82	13	143	128	213	56	79	295	54	366	196	8	1633
STABIO	Tresa	353	81	16	193	152	265	52	116	140	26	262	197	10	1510
MENDRISIO	Tresa	290	77	14	164	156	302	67	116	131	19	201	205	10	1461
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	175	13	179	177	221	32	105	200	114	628	401	13	2258
@ CANNOBIO	Cannobino	220	109	19	149	133	176	47	65	161	22	371	264	9	1526
@ MOTTAC	S. Bernardino	1695	171	23	151	232	261	84	42	130	80	467	523	17	2183
@ CICOGNA	S. Bernardino	770	207	32	193	181	250	69	138	142	99	607	488	6	2412
@ UNCHIO	S. Bernardino	283	143	36	164	130	259	83	174	154	42	465	357	6	2012
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	183	28	183	150	244	58	128	142	34	505	481	5	2142
@ CANDOGLIA	Toce	201	158	24	177	140	211	104	70	130	51	475	447	6	1994
PALLANZA	Lago Maggiore	211	125	36	163	134	273	58	88	180	42	486	347	7	1939
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	94	24	171	133	201	47	75	181	25	223	260	3	1437
GAVIRATE	Bardello	<u>284</u>	<u>80</u>	20	<u>171</u>	<u>136</u>	<u>136</u>	<u>58</u>	52	<u>182</u>	<u>22</u>	<u>262</u>	<u>194</u>	7	<u>1320</u>
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	79	19	175	148	251	71	137	139	37	234	227	9	1527
AZZATE	Bardello	320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
@ SOMERARO	Lago Maggiore	470	119	36	173	134	255	42	84	92	24	485	318	6	1768
MIORINA	Ticino emissario	195	91	22	132	125	163	101	51	213	22	223	156	15	1314
		<b>2017</b>	171	21	147	180	205	73	85	140	49	361	280	41	1729
		<b>1978-16</b>	74	66	97	167	204	159	137	156	177	187	157	77	1660
		<b>1921 - 1977</b>	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

@ dato da validare - dato mancante dato ricostruito dato parziale

In attesa della completa validazione dei dati del 2018, si può dire che in quest'anno mediamente, all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore, sono caduti 1729 mm. Tale valore risulta essere al di sopra delle medie di riferimento (1978-2017 e 1921-1977) con 43 stazioni su 89 caratterizzate (48%) da piogge superiori ai 1700 mm e 22 stazioni su 89 con piogge superiori ai 2000 mm (25%). Il 71% delle stazioni ha fatto registrare piogge superiori o uguali a 1500 mm. Le maggiori precipitazioni si sono registrate a Robiei (2777 mm) e a Sambughetto (2726 mm). Le precipitazioni minori si sono registrate a Macugnaga Passo Moro (882 mm), Pian dei Camosci (1044 mm) e Grono (1102 mm). Solo 14 stazioni hanno fatto registrare piogge inferiori o uguali a 1300 mm (16%).

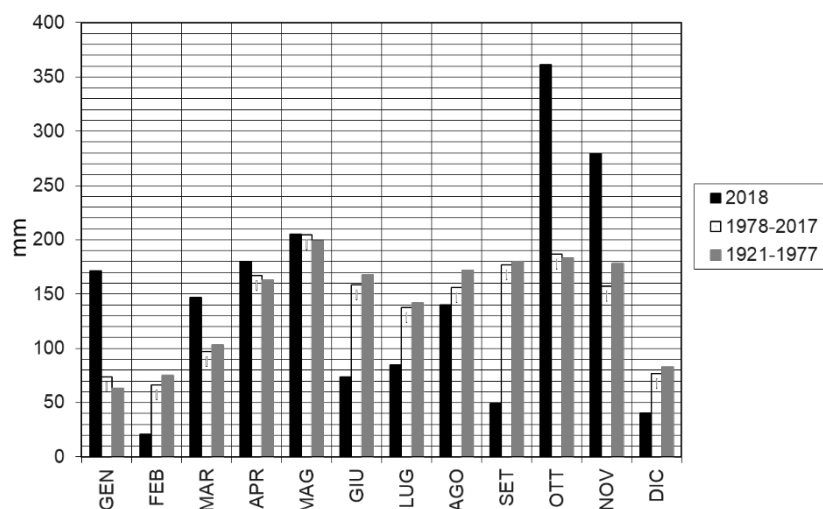


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2018 e periodi di riferimento (1978-2017 e 1921-1977) a confronto.

L'andamento mensile delle piogge (Fig. 1.1) evidenzia come rispetto alle medie pluriannuali si distinguono distintamente i mesi di gennaio, marzo, ottobre e novembre, per valori di pioggia molto superiori ai valori di riferimento. In particolare va segnalato che a fine ottobre, inizi di novembre si è registrato un evento di piena con una media di circa 740 mm di pioggia caduta nel periodo 27 ottobre - 10 novembre, pari a circa il doppio di quella che cade in totale nei mesi di ottobre e novembre. I mesi di aprile e maggio hanno fatto registrare valori leggermente superiori ai periodi di riferimento (9% e 4% rispettivamente). Per contro i mesi di febbraio, giugno, luglio, settembre e dicembre sono stati particolarmente siccitosi, in particolare settembre con solo il 28% della pioggia che mediamente cade, e febbraio con il 29%. Anche ad agosto si sono registrate piogge inferiori alle medie, ma di poco, pari all'85% di quella che cade mediamente nel mese.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2018, calcolate per tutto il bacino imbrifero del Lago Maggiore. Dall'analisi delle isoiete si vede che i maggiori nuclei di piovosità si sono posizionati nelle valli del Toce, in Val Strona, nell'Alto Verbano e nella Valle Maggia. La zona invece che ha fatto registrare le minori precipitazioni è stata quella dei Laghi di Lugano e Varese.

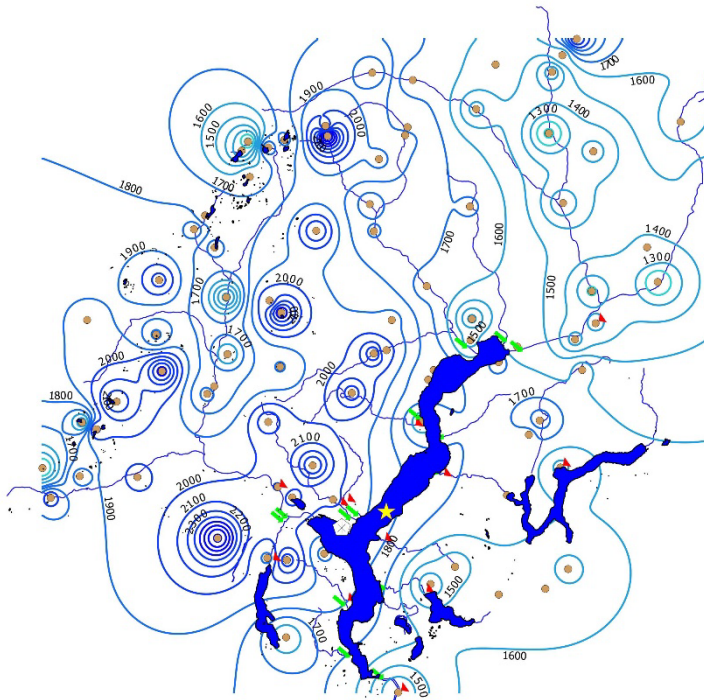


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2018.

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 inferiori alla media (64%), l'inverno intorno alla media (94%), la primavera al di sopra della media (114%) e l'autunno molto al di sopra della media (130%).

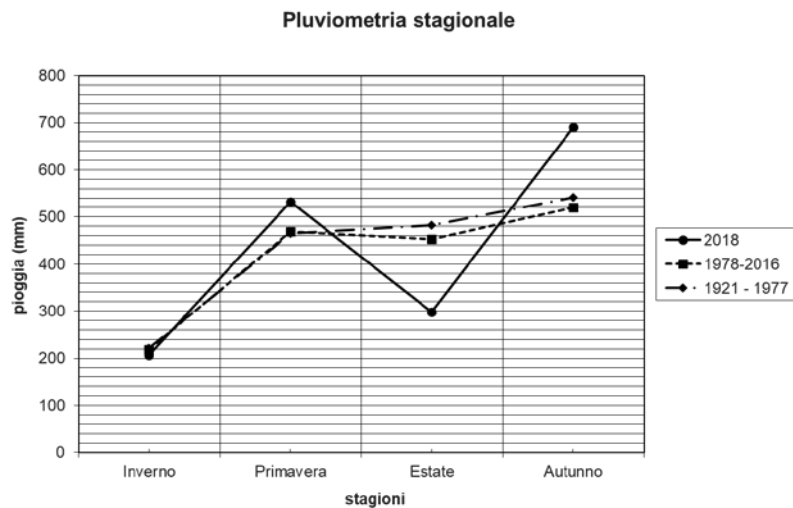


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2018 e periodi di riferimento (1978-2017 e 1921-1977) a confronto.

### 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 2018, attraverso le reti di rilevamento del CNR ISE - IRSA, 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.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2018. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km<sup>2</sup>) e caratteristiche altimetriche (m).

Corso d'acqua	Regione	Area	Quota	Area	Altitudine	Altitudine
	Amministrativa	sez. misura	sez. misura	totale	massima	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 2018 indicano per tutti i corsi d'acqua valori medi annuali inferiori a quelli dei periodi di riferimento, a parte il Toce. I valori massimi annuali si sono registrati per tutti i corsi d'acqua a novembre, per le abbondanti piogge di fine ottobre-inizi di novembre; fa eccezione il Ticino Immissario che ha raggiunto il massimo mensile a maggio. Il secondo massimo annuale si è posizionato tra aprile e maggio ed in particolare ad aprile per il Cannobino, il Bardello e il Boesio, a maggio per il Toce, il Niguglia, e il Ticino Emissario, a novembre per il Ticino Immissario. I valori minimi annuali si sono registrati a gennaio per il Ticino Emissario, a febbraio per il Cannobino e il Toce, a settembre per il Niguglia, il Bardello, il Ticino Immissario, la Tresa e il Boesio. 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 durante tutto l'anno, mantenendosi per la maggior parte dei corsi d'acqua al di sotto dei valori mensili di riferimento. Fanno eccezione il Toce e il Ticino Immissario che per quasi tutto l'anno hanno fatto registrare valori di portata superiori a quelli dei periodi di riferimento tranne che a luglio, agosto e settembre per il Toce e ad aprile, giugno, luglio, agosto, settembre e ottobre per il Ticino Immissario, e il Ticino Emissario che si è mantenuto al di sopra dei valori di riferimento a febbraio, aprile, maggio, e novembre.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2018 e dei periodi di riferimento

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
	2018 *	34,05	38,74	29,35	84,63	119,08	95,51	46,95	36,83	27,04	54,44	97,47	39,76	58,60
<b>TICINO IMM.</b>	1978-17	33,36	31,73	36,83	55,98	108,38	118,67	89,55	64,34	66,57	73,06	61,41	37,79	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
<b>CANNOBINO</b>	2018 *	3,27	0,77	1,86	5,06	3,45	1,24	0,94	1,03	1,01	11,35	16,70	0,99	3,98
	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	2018	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-06		1,15	0,97	1,71	3,44	3,83	2,67	1,84	1,21	2,75	3,91	2,69	1,35	2,29
S. BERNARDINO	2018	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
TOCE	2018	*	56,93	32,36	38,20	108,36	181,19	153,20	78,24	50,63	39,80	84,00	188,06	50,54	88,58
	1978-17		27,96	27,39	35,31	62,44	116,82	118,37	81,63	59,94	63,19	73,93	65,03	34,41	63,95
	1936-64		30,90	30,00	34,90	59,70	105,10	127,10	93,40	74,30	73,50	72,10	64,90	37,80	67,10
NIGUGLIA	2018	*	2,28	1,83	1,93	3,19	3,44	2,69	1,35	1,45	1,15	1,46	13,61	2,88	3,10
	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	2018	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2018	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
BARDELLO	2018	*	2,28	1,16	1,58	2,70	2,50	2,05	1,14	0,58	0,40	0,52	4,36	1,86	1,66
	1978-17		2,69	2,41	2,59	2,88	3,93	3,54	2,39	1,35	2,00	2,57	2,74	2,46	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	2018	*	0,37	0,21	0,51	0,69	0,63	0,40	0,21	0,16	0,12	0,46	1,55	0,42	0,48
	1978-17		1,23	1,01	1,38	1,99	2,32	1,77	1,33	1,04	1,48	2,03	1,80	1,13	1,52
MARGORABBIA	2018		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
TRESA	2018	*	17,87	10,57	14,09	28,87	31,95	23,53	8,24	8,61	7,32	9,82	48,96	14,98	18,71
	1978-17		14,95	13,38	17,29	28,73	39,48	30,91	21,99	16,11	19,26	26,40	27,40	17,54	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
TICINO EMISS.	2018	*	132,19	160,18	142,58	338,67	545,42	428,00	257,44	177,94	102,07	134,81	717,82	176,53	275,80
	1978-17		155,52	150,81	183,62	292,71	465,57	433,40	340,60	257,51	258,97	349,09	276,22	186,62	280,46
	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

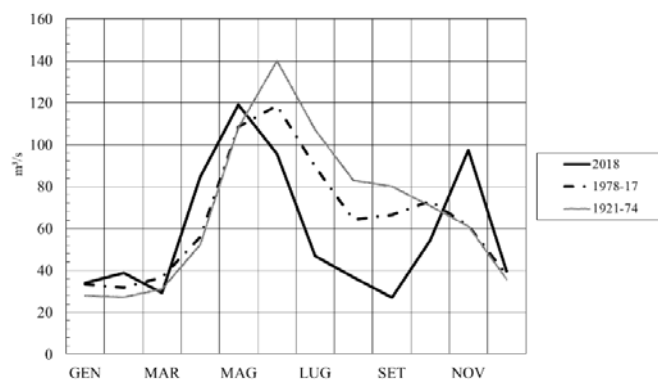
- dato mancante      (\*) dato in attesa di validazione      *dato parziale*      dato ricostruito

Le maggiori portate mensili registrate (maggio, giugno, novembre), rispetto alle medie di riferimento risultano superiori mediamente del 20% rispetto alle medie pluriennali dello stesso periodo. Il corso d'acqua che ha fatto registrare le minori portate rispetto ai valori medi di riferimento è il Boesio con solo l'8,2 % delle portate mediamente registrate nel mese di settembre, seguito dal Cannobino con il 14.3 %, sempre a settembre e dal Bardello con 19,2 % sempre nello stesso mese.

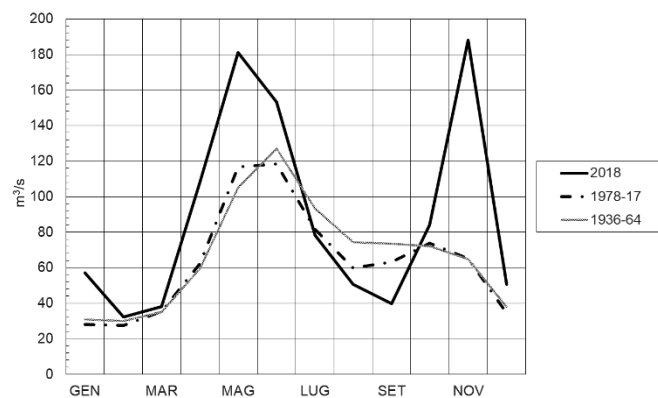
Nelle Figure 1.4 a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario. Risultano evidenti in tutti e tre i corsi d'acqua i picchi elevati di maggio e novembre e le poche portate di fine inverno e fine estate.

a)





b)



c)

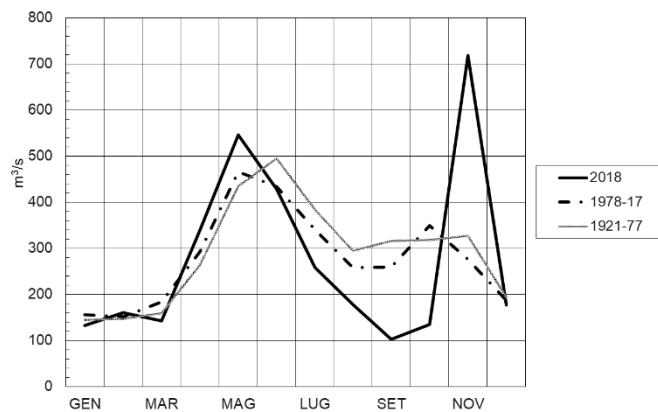


Fig. 1.4 a,b,c. Lago Maggiore 2018. Regime delle portate (m<sup>3</sup>/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

### 1.1.3 Livello Lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2018 (Fig. 1.5) è stato fortemente influenzato dalla mancanza delle piogge estive e soprattutto del mese di settembre, nonché delle abbondanti piogge di fine ottobre - inizi di novembre.

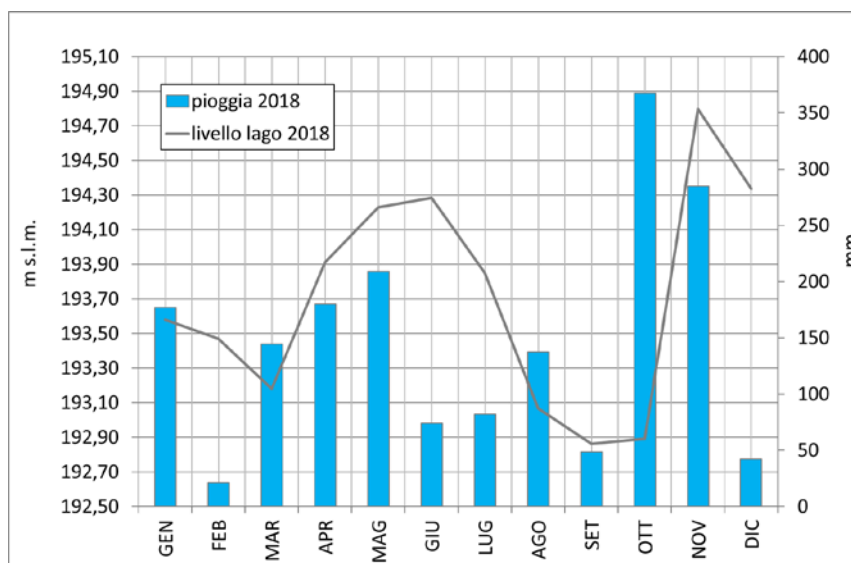


Fig. 1.5. Andamento dei livelli del lago per il 2018 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Rispetto al periodo di riferimento 1952-2017, nel 2018, 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 e nei mesi di novembre e dicembre per effetto dell'evento di piena. Per quanto riguarda quest'ultimo, il lago il 27 ottobre 2018 partiva da un livello medio di 192,83 m s.l.m., valore al di sotto della media di riferimento (193,84 m s.l.m., 1952-2017) per il mese di ottobre. Il 29 ottobre il livello medio ha raggiunto i 193,91 m s.l.m., superando la media di riferimento. Il 30 ottobre il livello medio ha raggiunto i 194,77 m s.l.m. Il 31 ottobre si è fermato nella crescita ripresa poi il 1° di novembre, raggiungendo il 2 novembre la quota di 195,03 m s.l.m. Dopo una fase di decrescita ha ricominciato a salire il 6 novembre raggiungendo il massimo il 7 novembre, ovvero 195,77 m s.l.m. Si ricorda che la quota di esondazione utilizzata per i calcoli e le analisi degli eventi di piena è pari a 195,5 m s.l.m. Nella prima fase di crescita il lago è salito di 1,94 m in soli 3 giorni e fino alla prima decrescita di 2,2 m in 6 giorni. La totale crescita considerando una parziale decrescita è stata di 2,94 m.

Le poche piogge estive e soprattutto quelle di settembre hanno portato il lago a diminuire il proprio livello da giugno, in modo costante fino all'evento di ottobre-novembre.

Per quanto riguarda la regolazione primaverile-estiva attuata dal 2015, dalla Fig. 1.6 si evince che rispetto alla media pluriennale pre-sperimentazione (1952-2014) anche se i livelli primaverili-estivi risultano superiori, i valori invernali, estivi e autunnali risultano notevolmente inferiori. Tale andamento risulta indubbiamente legato a quello delle piogge, in particolare alle poche piogge registrate nei periodi estivi e autunnali durante gli anni della sperimentazione. Quindi, nonostante l'innalzamento dei livelli del lago nel periodo primaverile-estivo, nei mesi della tarda estate ed autunnali il suo livello scende comunque al di sotto di quello di riferimento storico.

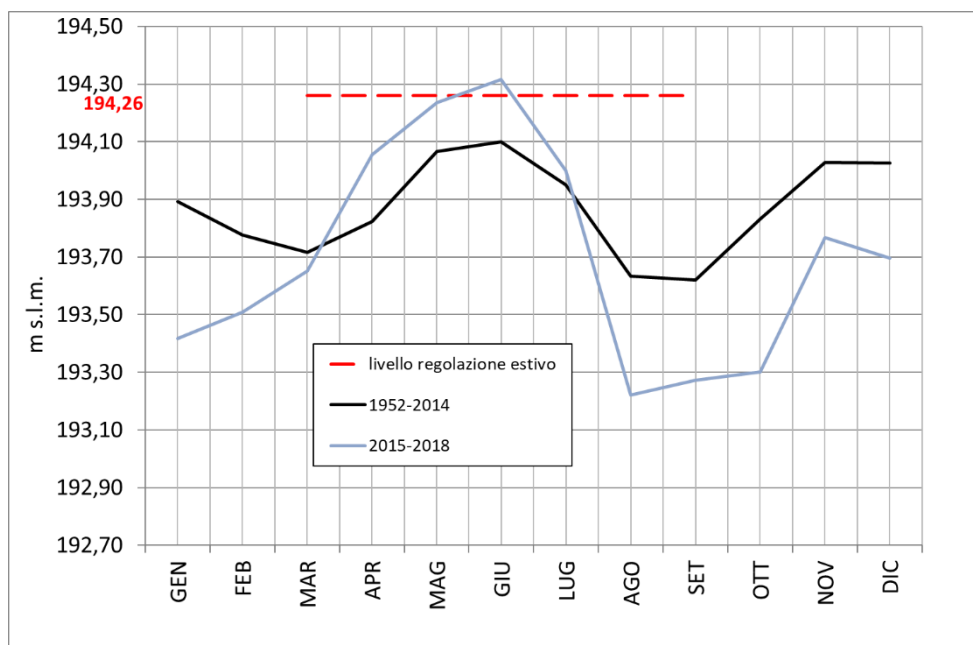


Fig. 1.6. Andamento del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2018 (linea azzurra) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

## 1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

In questo terzo anno di lavoro, a compimento della raccolta di dati pregressi si sono definiti i *dataset* dei dati del vento delle sei stazioni presenti all'interno del bacino del Lago Maggiore e quello dei dati dei giorni piovosi dal 1981.

### 1.2.1 Vento

Per quanto riguarda il vento si è completata la raccolta dei dati di tutte le stazioni che vanno dal 1990 per Domodossola, Macugnaga Passo Moro, Mottarone e Formazza Pian dei Camosci, dal 2000 per Lago Paione e dal 2001 per Pallanza. Le risultanze delle elaborazioni effettuate sono nella sintesi triennale. Nella tabella 1.4 si riportano i dati riassuntivi per l'anno 2018.

Tab. 1.4. Velocità media e raffica del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2018.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,8	WNW	26.2	WNW
Domodossola	252	0,8	N	19,8	N
Lago Paione	2269	1,8	NE	39.3	NE
Macugnaga	2820	2,7	SSW	35,1	SSW
Mottarone	1491	3,2	SW	32,4	SW
Pian Camosci	2450	2,5	NE	29,1	NE

I dati relativi alla direzione del vento non sono continuativi e completi in nessuna stazione ma in quella di Formazza Pian dei Camosci manca quasi completamente il mese di maggio. Domodossola ha fatto registrare valori medi piuttosto bassi, il 69,2% dei valori si è situato tra l'1 -2,5 m/s e il 30,8% < 1 m/s. Pallanza ha fatto registrare l'85,9% dei

valori medi tra 1-2,5 m/s e il Lago Paione il 56,3% tra 1-2,5 % e il 42,2% tra i 2,6 – 5 m/s. Al contrario la stazione di Mottarone ha fatto registrare il 47,4% dei valori medi tra i 2,6-5 m/s, Pian dei Camosci il 52,7% tra i 2,6-5 m/s e il 46,2% tra l'1-2,5%, Macugnaga il 50,9% tra i 2,6-5 m/s e il 49,1% tra 1-2,5 m/s. Per quanto riguarda le percentuali della calma di vento, intesa come periodi di velocità media < 1 m/s e periodi con raffiche minori di 3,4 m/s si può dire che la stazione con maggiori periodi di calma è stata Domodossola con il 78,7% e quella con il periodo minore Mottarone con lo 0%. Per quanto riguarda la distribuzione in classi di velocità delle raffiche le stazioni che hanno fatto registrare le maggiori velocità sono state Pian dei Camosci con il 70,9% di raffica > 10m/s, Lago Paione con il 66,7% > 10 m/s, Macugnaga con il 53,3% > 10 m/s e il 32% tra il 7,6-10 m/s e Mottarone con il 38,1% > 10 m/s e il 34,7% tra i 5,1-7,5 m/s. Per contro Pallanza ha fatto registrare raffiche tra i 5,1-7,5 m/s per il 35,3% e tra i 2,6 e i 5 m/s per il 28,2% e Domodossola tra i 5,1 -7,5 m/s per il 41,5% e tra i 7,6-10 m/s per il 21,5%.

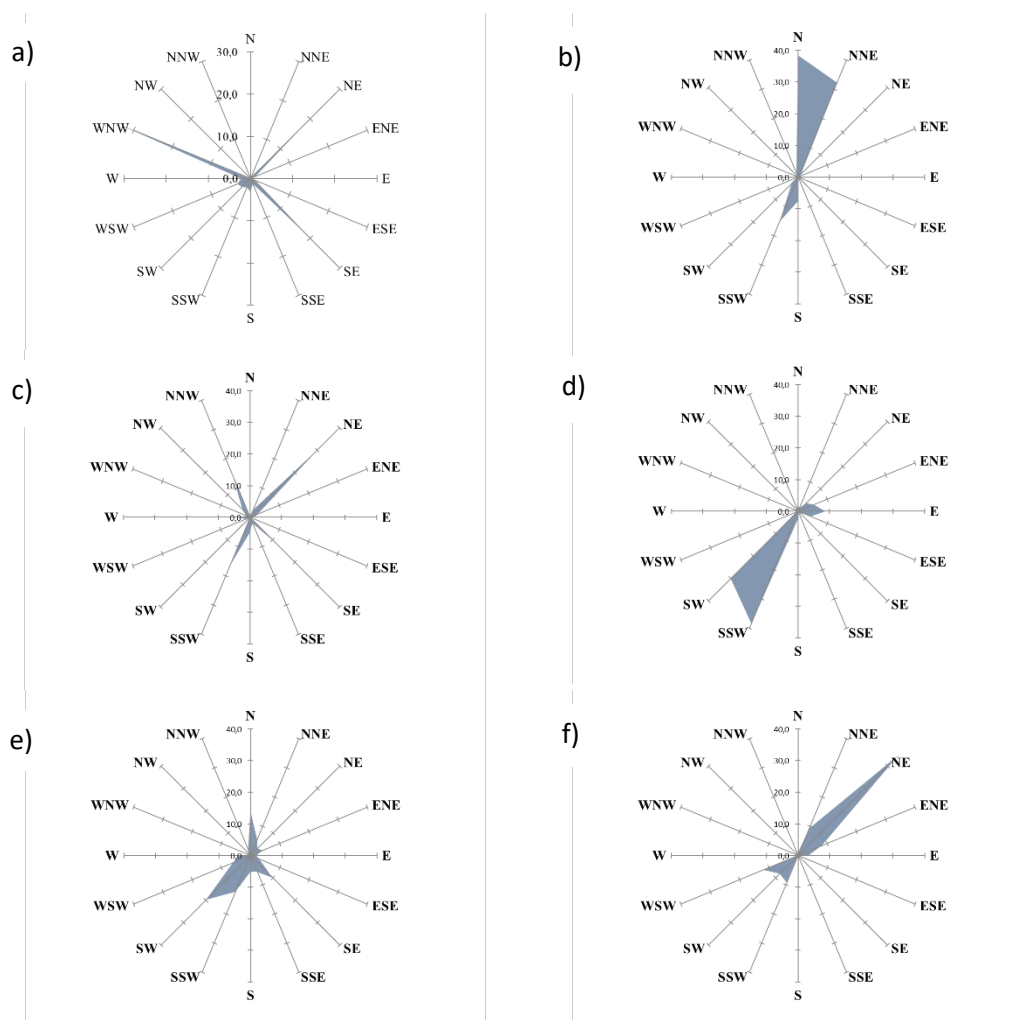


Fig. 1.7. Rosa dei venti a 16 quadranti per l'anno 2018, per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci.

Le direzioni prevalenti sono state WNW per Pallanza e SSW per Macugnaga; N per Domodossola e NE per Pian dei Camosci e Lago Paione, e SW per Mottarone. Per quanto riguarda Pallanza è importante sottolineare come la sua posizione all'interno del Golfo

Borromeo la ponga al ripario dei venti caratterizzanti l'asse principale del lago; di conseguenza le misure che si ottengono rappresentano la specificità dei venti del golfo. In Fig. 1.7 a,b,c,d,e,f si sono riportate le rose dei venti per le sei stazioni analizzate, da cui si può notare la presenza di un asse prevalente di direzione del vento a Formazza Pian dei Camosci (f) con direzione NE-SSW, un andamento bimodale per Domodossola (b) e Macugnaga (d), trimodale per Pallanza (a), Lago Paione (c) e Mottarone (e).

Le analisi pluriannuali e le valutazioni comparative sono riportate nella sintesi triennale.

### 1.2.2 Giorni piovosi

Si ricorda che nel conteggio dei giorni piovosi entrano quei giorni dove si è registrata una pioggia superiore a 0,9 mm, 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 delle stazioni meteorologiche presenti all'interno del bacino imbrifero del lago Maggiore dal 1981 al 2018. Le risultanze delle elaborazioni effettuate sono presentate nella sintesi triennale. Per quanto riguarda i giorni piovosi registrati nel 2018 essi sono stati superiori a quelli del periodo di riferimento (1981-2017) in tutti i mesi tranne che in giugno e settembre e nella media a febbraio, luglio, ottobre, leggermente inferiori a dicembre e leggermente superiori ad aprile. In Fig. 1.9 sono riportati i giorni piovosi per l'anno 2018 e i giorni piovosi per il periodo di riferimento 1981-2017, unitamente alle piogge cadute mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, nel 2018 e nel periodo di riferimento 1981-2017.

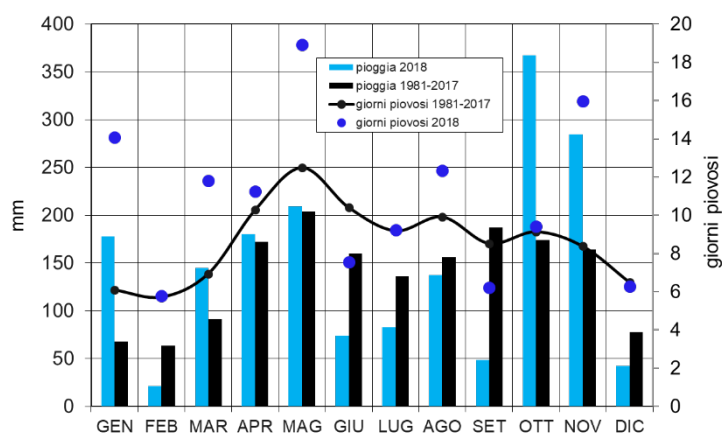


Fig. 1.9. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2018 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2017 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2018 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2017 (barre nere).

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 ad ottobre si ha un numero di giorni piovosi vicino alla media a fronte di una quantità di pioggia di molto superiore alle medie pluriennali, e a maggio che ha fatto registrare un numero di giorni piovosi di molto superiore alla media a fronte di una quantità di piogge leggermente superiore ai valori medi di riferimento, al contrario di quanto accaduto ad ottobre. Si può dire quindi che la

quantità di pioggia caduta nel mese di ottobre 2018 si è concentrata in pochi giorni, dando origine ad un evento estremo che ha determinato l'esondazione del Lago Maggiore in tempi brevi.

Confrontando quindi i giorni piovosi e le piogge del 2018 con i giorni piovosi e le piogge del periodo di riferimento 1981-2017 (Fig. 1.9) si evince che in quasi tutti i mesi dell'anno il rapporto giorni piovosi/pioggia è superiore per il 2018, ovvero la pioggia si è distribuita nella maggior parte dei mesi dell'anno in un numero superiore di giorni. Fa eccezione il mese di ottobre che, come si è detto in precedenza, è stato caratterizzato da un numero di giorni piovosi molto inferiore rispetto alla pioggia caduta, pari al 49% del rapporto giorni/pioggia pluriennale.

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

*Claudia Dresti*

L'obiettivo della seguente ricerca è la raccolta e l'analisi dei principali parametri limnologici nel punto di massima profondità del Lago Maggiore (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 verranno analizzati facendo riferimento a grandezze quali il contenuto di calore del lago e la stabilità. Infine, sarà 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, contenuto di calore e stabilità

Nel corso del 2018, si è proseguito con una serie di sopralluoghi e campionamenti nel sito di maggiore profondità del Lago Maggiore (Ghiffa), che hanno permesso la verifica dell'effettiva estensione dello strato mescolato invernale, consentendo l'aggiornamento della serie storica di tale profondità. I dati raccolti hanno permesso di 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.

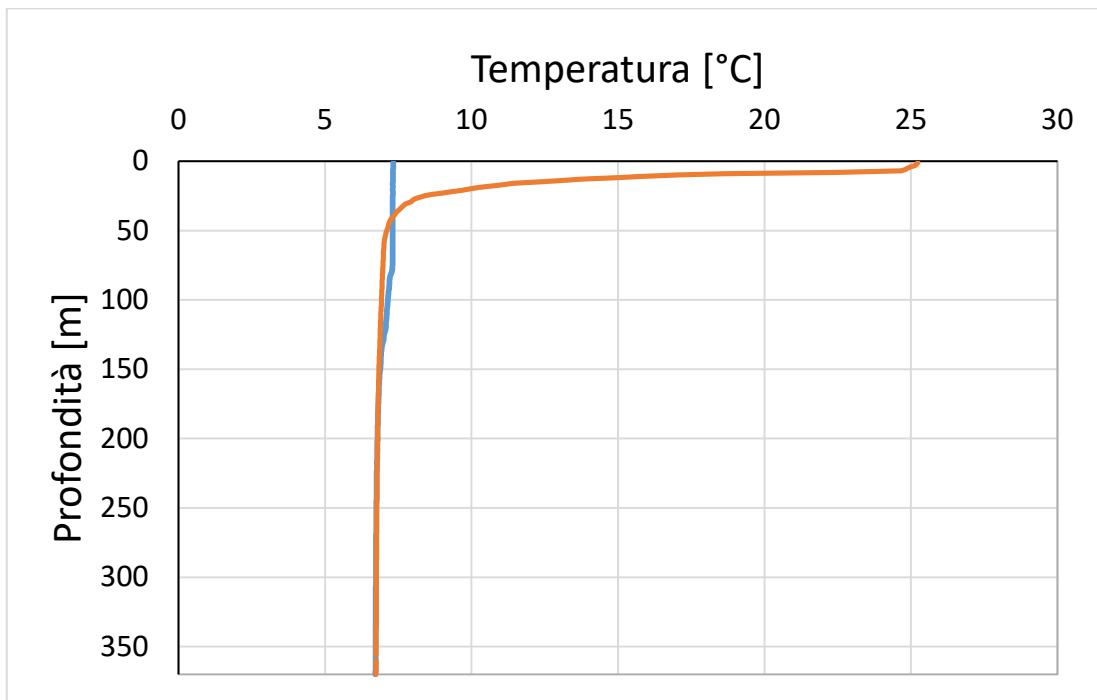


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

E' interessante notare che in estate la temperatura superficiale ha superato i 25°C. Il valore registrato, in particolare, risulta inferiore solo a quello dell'estate 2003, quando si sono raggiunti i 26.3 °C, e a quello dell'estate 2010, in cui si sono registrati 25.8 °C.

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2018, raggiungendo una profondità di ca. 70 m. Tale valore è in linea con quello degli ultimi anni, avendo l'omogeneizzazione raggiunto i 65 m nel 2014, i 70 m nel 2015, i 75 nel 2016 e i 60 nel 2017. L'evoluzione a lungo termine dei valori di profondità di mescolamento è discussa in maggior dettaglio nel Capitolo 10.

Le indagini condotte nel 2018 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 2017 - febbraio 2018), è risultata essere 4.1 °C, leggermente superiore alla media invernale per il periodo 1999-2017 pari a 3.91 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2017 è stato registrato un valore medio di 3.0 °C, inferiore alla 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 3.82 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 4.62 °C. E' stato il mese di gennaio a risultare eccezionalmente caldo, con una temperatura media di 5.39 °C, contro una media pluriennale di 3.24 °C. Nel mese di gennaio la temperatura media giornaliera non è mai scesa sotto i 3.2 °C e ha superato i 7.5 °C in diverse occasioni. Tale situazione ha impedito il raffreddamento delle acque lacustri, che hanno raggiunto una situazione di omeotermia solo nei primi 70 m di profondità.

Vale inoltre la pena menzionare il fatto che il 2018 nel suo complesso è risultato, insieme al 2016 e al 2003, uno degli anni più caldi di tutta la serie storica (si veda il Capitolo 10).

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.61 m/s, contro una media invernale per il periodo 1999-2017 pari a 1.43 m/s. Più in dettaglio, il mese di dicembre 2017 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.81 m/s, leggermente più alto della media pluriennale per lo stesso mese di 1.46 m/s, mentre il mese di gennaio 2018 ha presentato un valore medio di 1.5 m/s, anch'esso leggermente più alto rispetto alla media pluriennale (1.42 m/s). Anche il mese di febbraio 2018 ha presentato un valore di velocità media del vento leggermente più elevato della media pluriennale (1.5 m/s contro 1.4 m/s), ma comunque insufficiente a mescolare in maniera completa il lago.

In figura 2.2 sono riportati gli andamenti della temperatura dell'aria e della velocità del vento per l'inverno 2017-2018. Come si può notare, non sono stati registrati periodi di almeno alcuni giorni in cui la velocità del vento è risultata particolarmente elevata e, di conseguenza, l'energia del vento non è stata sufficiente per una completa omogeneizzazione. Come già specificato nello scorso rapporto, come periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è stato scelto il periodo 1999-2017 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.

Il contenuto di calore totale entro la massa lacustre nel 2018 è risultato solo di poco inferiore rispetto a quello del 2017, con un valore di 5727 MJ m<sup>-2</sup> rispetto ai 5772 MJ m<sup>-2</sup> dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6345 MJ m<sup>-2</sup>, dato inferiore solo a quello del 1998, quando con 6.401 MJ m<sup>-2</sup> si è stabilito il massimo assoluto del cinquantennio, e a quello del 2017, in cui sono stati raggiunti 6356 MJ m<sup>-2</sup>. Il dato risulta



in linea anche con i valori del 2016 (6320 MJ m<sup>-2</sup>), del 2015 (6329 MJ m<sup>-2</sup>), del 2010 (6344 MJ m<sup>-2</sup>) (Fig. 2.3).

Dalla figura 2.3 si può evincere un chiaro aumento del contenuto di calore totale, minimo e massimo delle acque lacustri, tendenza comune ai laghi profondi della zona temperata.

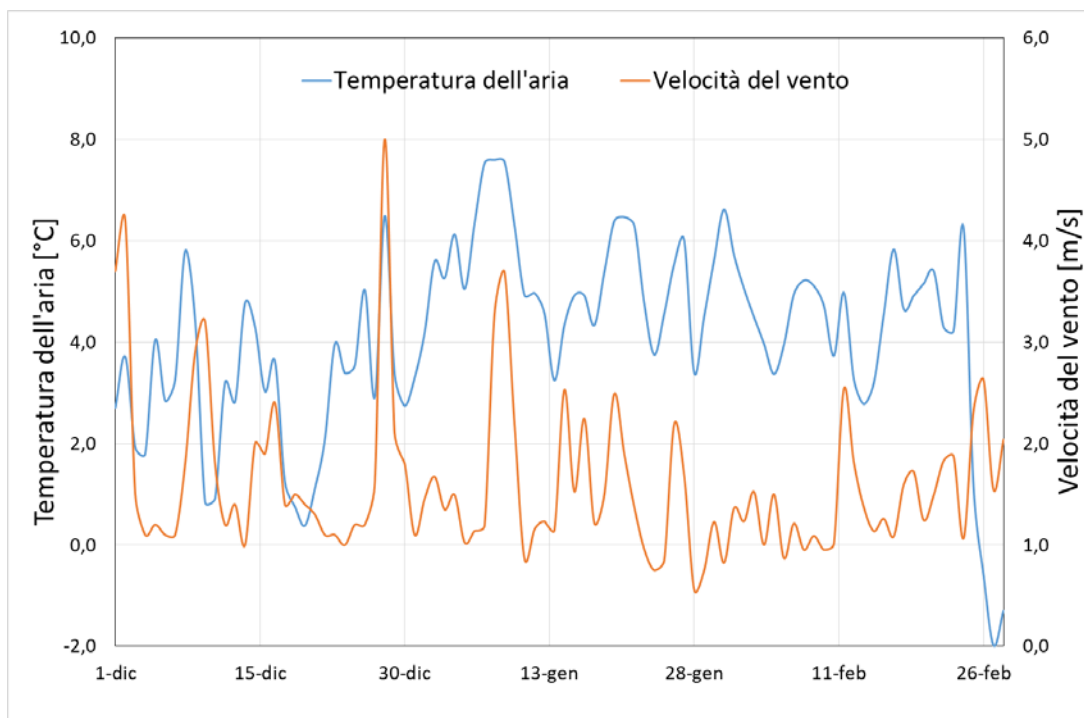


Fig. 2.2. Temperatura dell'aria e velocità del vento nell'inverno 2017-2018.

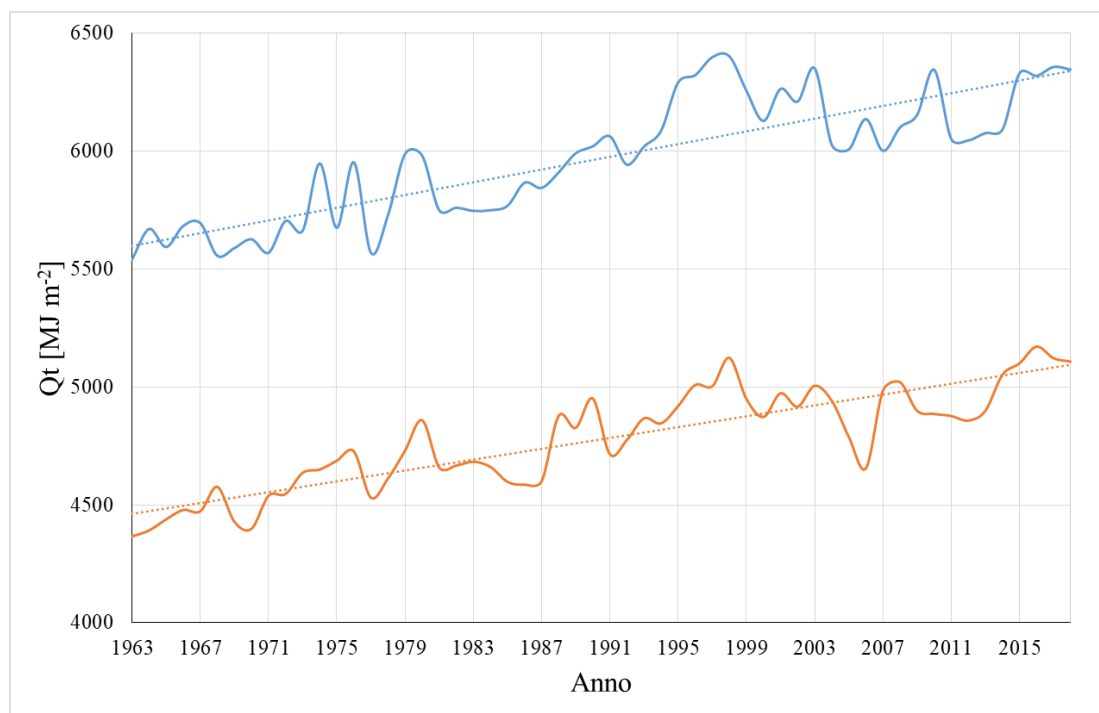


Fig. 2.3. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2018.

Come anticipato precedentemente, la profondità di mescolamento per moti convettivi alla fine dell'inverno 2017-2018 ha raggiunto circa i 70 m. In figura 2.4 è rappresentata la distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre. Il periodo di massima omogeneizzazione termica è a gennaio e riguarda uno strato del lago di circa 70 m di profondità.

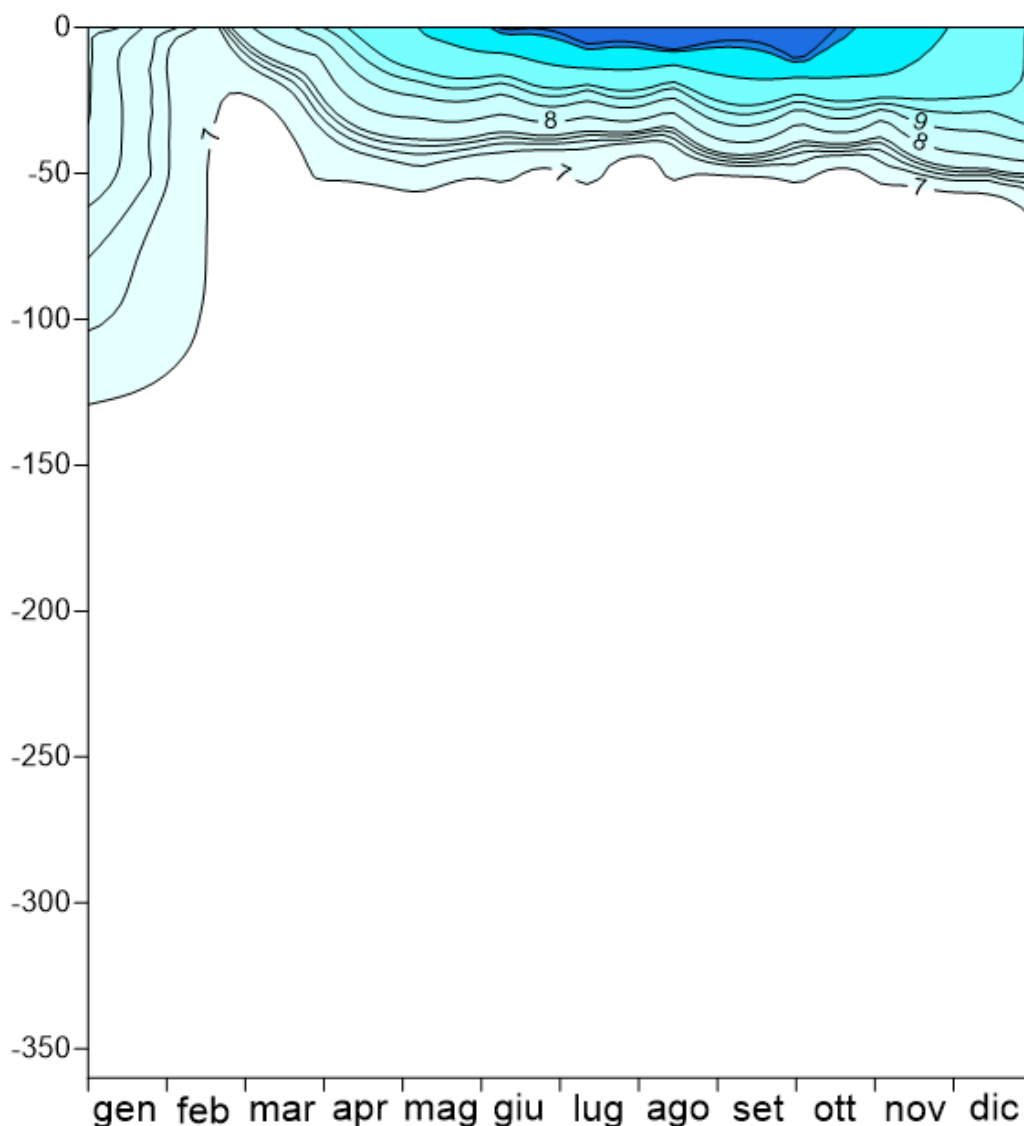


Fig. 2.4. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2018.

In figura 2.5 è rappresentata la distribuzione verticale della concentrazione di  $O_2$  misurata dalla superficie al fondo del lago: è interessante notare che nello strato profondo, sotto i 200 m, la concentrazione di  $O_2$  per tutto l'anno si mantiene inferiore ai  $6.5 \text{ mg L}^{-1}$  raggiungendo addirittura valori inferiori ai  $4 \text{ mg L}^{-1}$ , che mostrano la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio profondo di acqua fredda, sia di origine litorale che per moti convettivi. I valori di ossigeno registrati nel 2018 sono sullo stesso livello di quelli

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

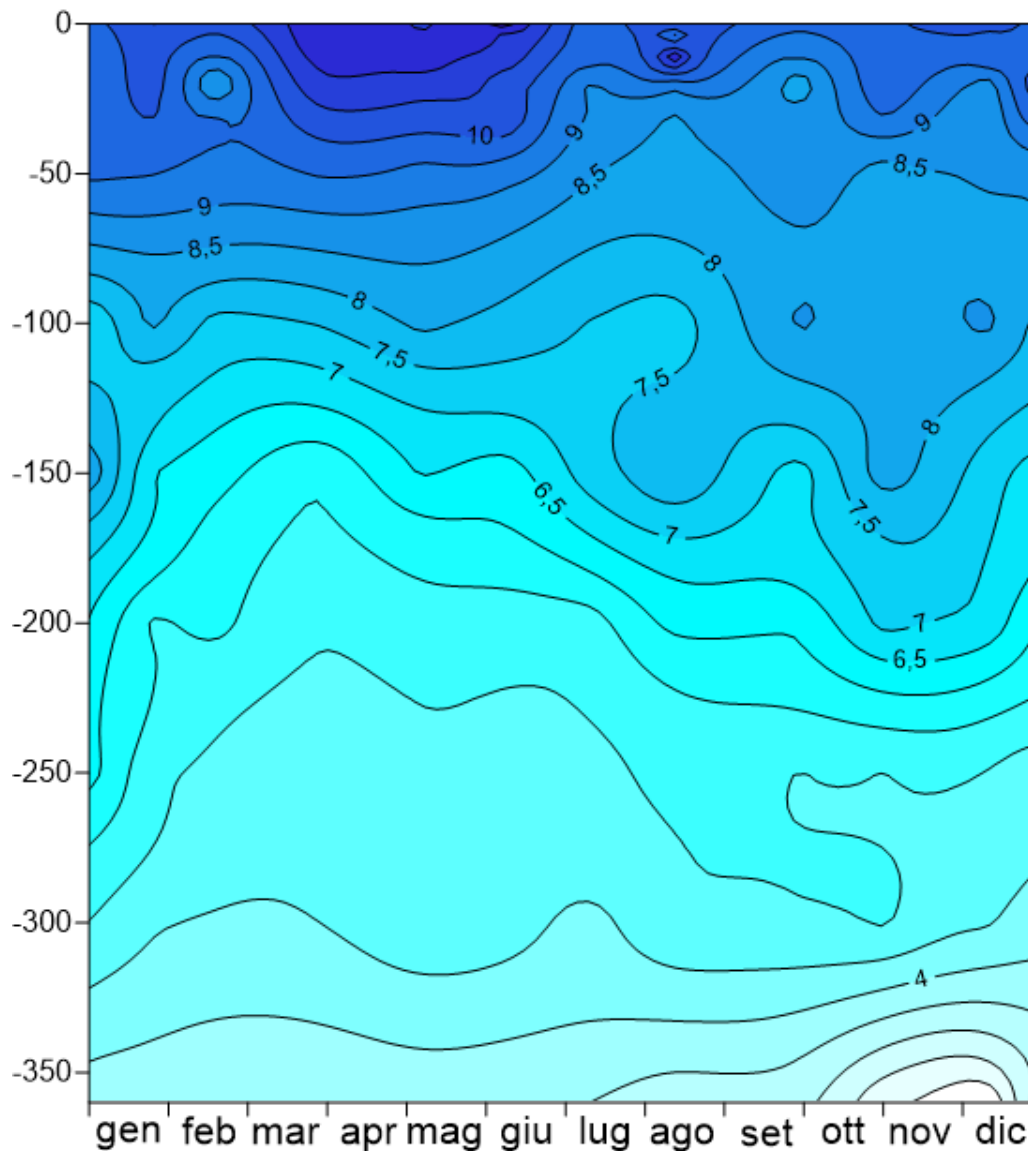


Fig. 2.5. Distribuzione verticale della concentrazione di O<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>) nell'anno 2018.

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.

Nel 2018 il valore di stabilità media è stato pari a 17721 J m<sup>-2</sup>, valore più basso rispetto a quello degli anni immediatamente precedenti, ma comunque lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago (Fig. 2.6).

Dall'andamento a lungo termine si evince un chiaro trend in aumento di questo parametro, che conferma la difficoltà sempre maggiore ad ottenere una completa omogeneizzazione delle acque.

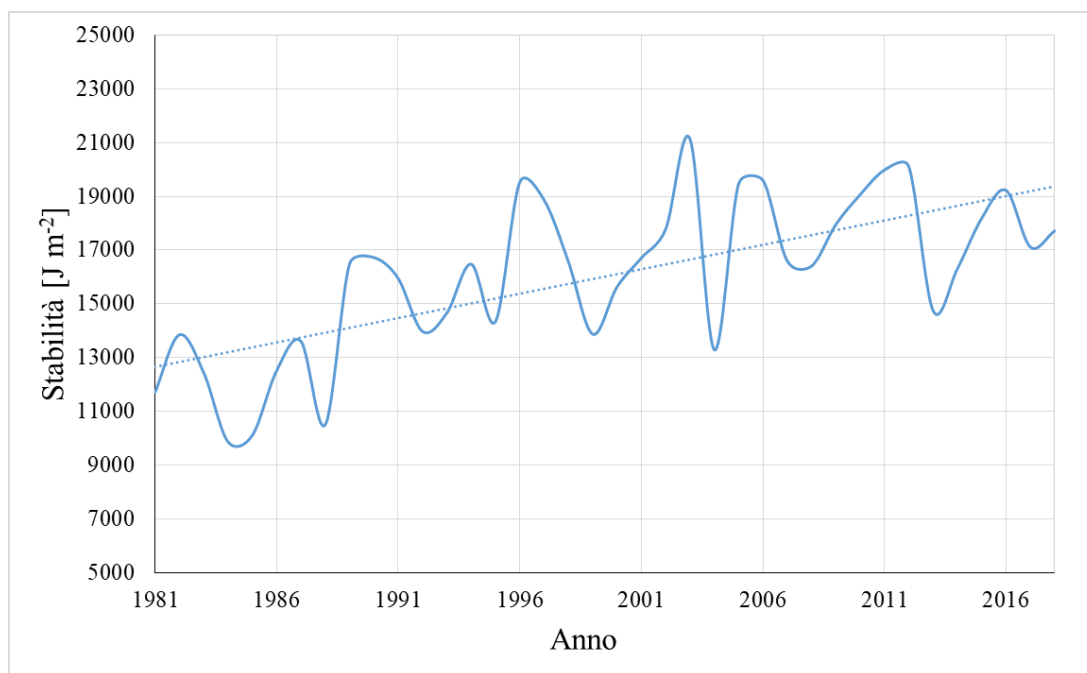


Fig. 2.6. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

## 2.2. Profondità di mescolamento: cosa succederà in futuro?

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; Fenocchi *et al.*, 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 probabilità del verificarsi in futuro di eventi di mescolamento completi, analizzando le distribuzioni delle massime temperature lacustri nello strato superficiale e delle minime temperature nello strato profondo. In particolare, nella figura 2.7, si riportano le distribuzioni delle minime temperature superficiali annue,  $T_{w,min\ y,surf}$ , e delle corrispondenti temperature nello strato profondo,  $T_{w,simul,bott}$ , mediate sulle 200 realizzazioni per gli scenari A2\_upper (a), A1B\_medium (b), RCP3PD\_lower (c) and STAT\_2016 (d).

Il grado di sovrapposizione delle distribuzioni delle temperature minima e massima nella Fig. 2.10 rivela la probabilità di avere un mescolamento completo. In particolare, quando le due distribuzioni si sovrappongono si ha omeotermia lungo la colonna d’acqua, mentre la differenza fra i loro valori medi rappresenta il minimo gradiente verticale medio annuo. Le maggiori differenze fra le due distribuzioni si notano per gli scenari A2\_upper e A1B\_medium, per i quali la differenza media annuale fra le temperature superficiali e quelle profonde aumenta di circa un ordine di grandezza dall’iniziale differenza di circa 0.5 °C, causando una probabilità di mescolamento completo quasi nulla.

Per ulteriori approfondimenti si rimanda a Fenocchi *et al.* (2018).

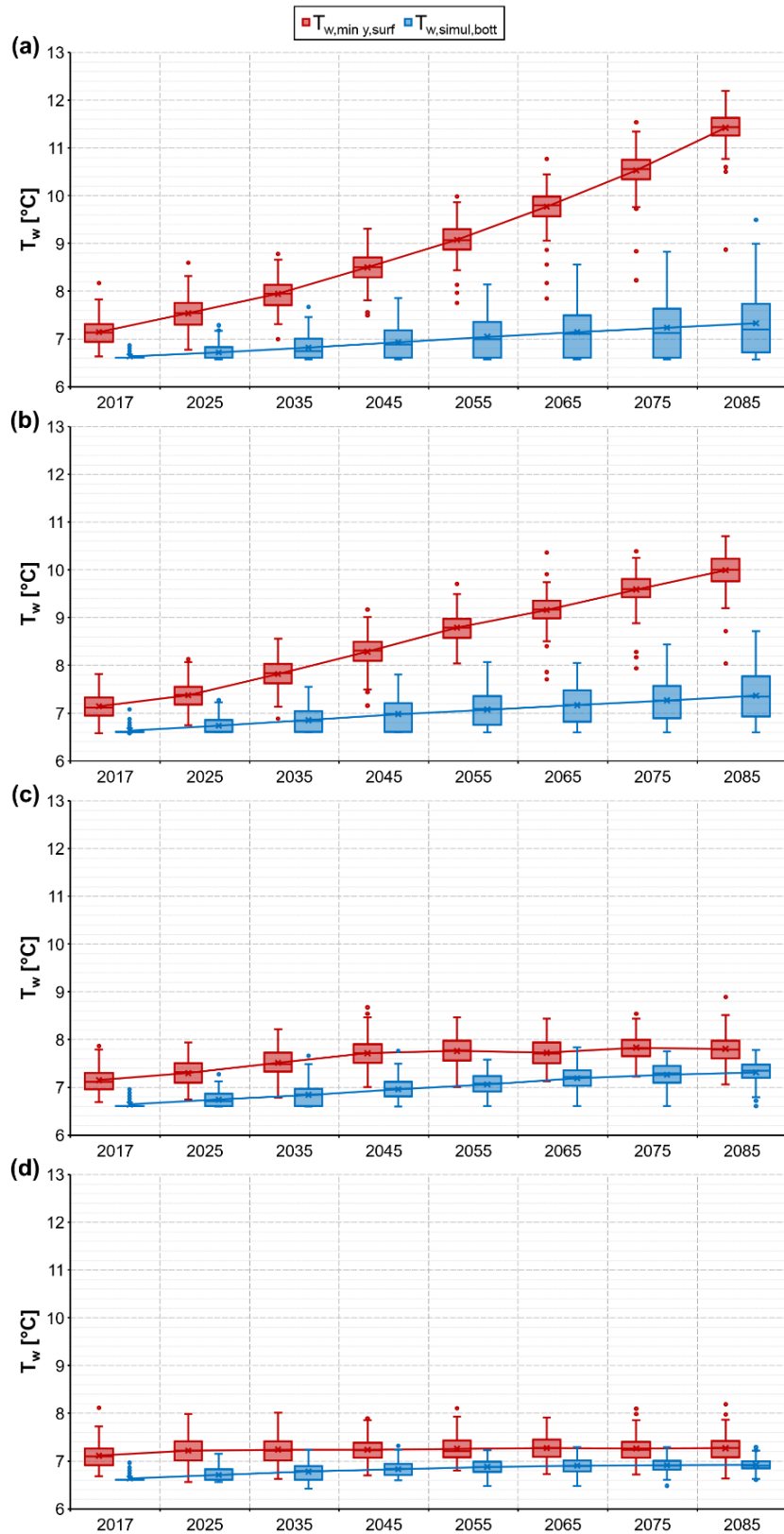


Fig. 2.7. Distribuzioni delle minime temperature superficiali annue,  $T_{w,min y,surf}$ , e delle corrispondenti temperature nello strato profondo,  $T_{w,simul,bott}$ , mediate sulle 200 realizzazioni per gli scenari A2\_upper (a), A1B\_medium (b), RCP3PD\_lower (c) and STAT\_2016 (d).

## 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, 2017. 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* 51(9-10): 3521-3536. <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* 824: 33-50. <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 2018 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 state 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 2018. 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 IRSA (già 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.irsa.cnr.it/>

I dati dell'anno 2018 sono messi a confronto nel presente rapporto con quelli disponibili dalle precedenti campagne 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). Analogamente, nel caso dei tributari, i dati 2018 sono stati considerati unitamente a quelli degli anni precedenti per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne le concentrazioni e i carichi dei composti di fosforo e azoto. Per i tributari per i quali erano disponibili dati misurati 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 e dai valori di portata. Per i tributari San Giovanni e Erno, in mancanza di portate misurate, il calcolo è stato eseguito ricostruendo i valori di portata sulla base del confronto con anni simili dal punto di vista meteo-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.

### 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 2018. Nei paragrafi successivi vengono descritti in modo specifico i dati raccolti nel corso del 2018 per le principali variabili chimiche, descrivendone l'andamento nel corso dell'anno e distinguendo per alcune di esse tra i valori epilimnici, ipolimnici o dello strato profondo (al di sotto dei 200 m)

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 2018.

	23.01	13.02	06.03	10.04	14.05	11.06	09.07	06.08	17.09	15.10	19.11	04.12
Temp. °C	7,2	7,1	6,9	7,1	7,7	7,9	8,3	8,3	8,6	8,3	7,9	7,8
O <sub>2</sub> mg L <sup>-1</sup>	7,57	7,61	7,20	7,39	7,70	7,50	7,19	7,46	7,40	7,78	7,56	7,42
O <sub>2</sub> %	64,2	64,3	60,6	62,7	66,6	65,5	63,3	65,8	65,5	68,3	65,5	64,2
pH	7,32	7,29	7,27	7,31	7,37	7,38	7,35	7,36	7,37	7,30	7,24	7,27
Cond. µS cm <sup>-1</sup>	150,5	150,8	151,6	151,3	150,5	149,7	149,2	149,2	149,5	150,8	148,7	147,6
Alc. meq L <sup>-1</sup>	0,802	0,824	0,835	0,837	0,833	0,826	0,823	0,818	0,818	0,824	0,820	0,809
N-NH <sub>4</sub> µg L <sup>-1</sup>	2	3	2	4	6	4	4	4	3	4	4	3
N-NO <sub>3</sub> µg L <sup>-1</sup>	789	788	786	774	758	768	773	771	771	780	787	793
NT mg L <sup>-1</sup>	0,88	0,87	0,90	0,86	0,87	0,85	0,83	0,86	0,86	0,86	0,84	0,90
PR µg L <sup>-1</sup>	9	11	11	11	10	10	10	8	9	11	10	11
PT µg L <sup>-1</sup>	11	13	13	14	11	13	13	12	12	13	12	12
Si mg L <sup>-1</sup>	1,73	1,76	1,85	1,85	1,69	1,72	1,63	1,62	1,65	1,70	1,75	1,76

#### 3.1.1 Temperatura e ossigeno disciolto

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 2018 le massime estive in epilimnio (18,3°C a settembre) sono state tra le più alte dell'ultimo decennio, come conseguenza delle temperature atmosferiche elevate dell'estate 2018. Ad agosto i valori in superficie e a 5 m hanno raggiunto rispettivamente 25,2 e 24,9 °C, a conferma del marcato riscaldamento delle acque del lago. Trattandosi di dati rilevati con cadenza mensile, non è da escludere che i picchi tra un campionamento e l'altro siano stati ancora più elevati.

I minimi tardo-invernali (tra febbraio e marzo) sono stati attorno a 7,0-7,3 °C, confermando la tendenza ad un progressivo aumento di questi valori a causa delle condizioni miti e scarsamente ventose degli ultimi inverni. I dati del 2018 hanno confermato anche la tendenza al riscaldamento dei valori ipolimnici, in particolare dei minimi tardo-invernali (6,9 °C nel 2018 e negli anni 2015-17, rispetto a 6,5-6,7 °C negli anni precedenti) (Fig. 3.1).

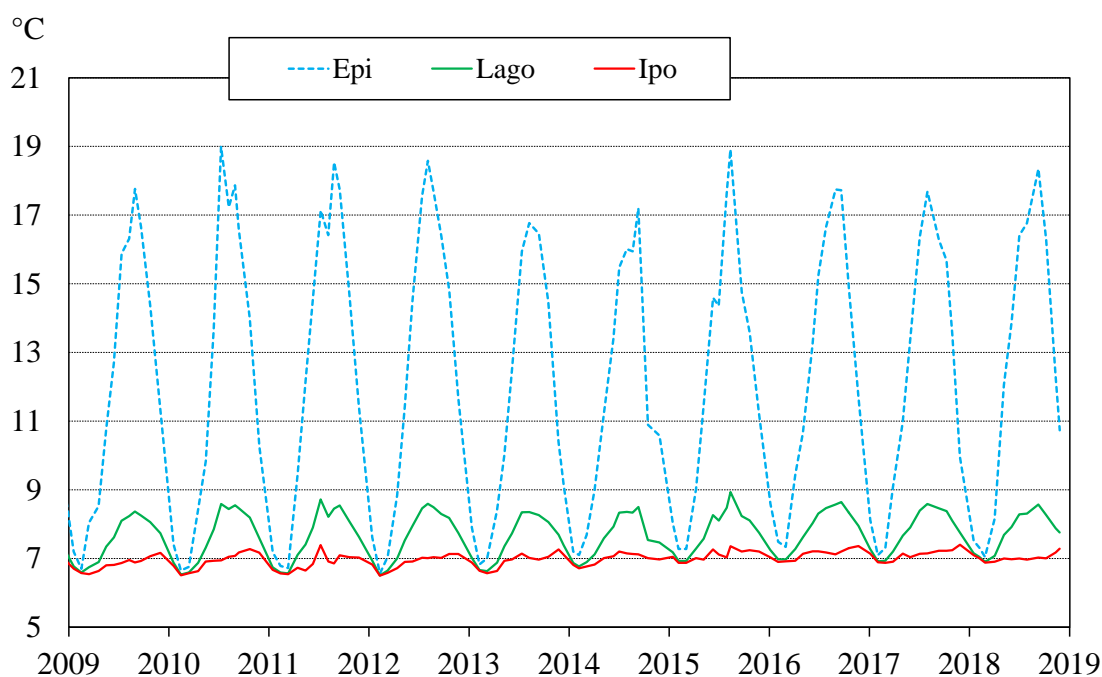


Fig. 3.1 Valori della temperatura media delle acque in epilimnio (0-25 m), ipolimnio (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua nel periodo 2009-2018 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

I valori del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2009-2018 in ipolimnio e nello strato profondo (al di sotto dei 200 m) sono riportati in Fig. 3.2. I dati del 2018 confermano la situazione descritta negli anni scorsi, ovvero un declino recente dei valori di ossigeno, sia come concentrazione che come % di saturazione, in entrambi gli strati considerati. Rispetto al 2016 e 2017, i valori del 2018 sono stati leggermente più elevati; tuttavia, in alcuni mesi dell'anno (marzo-aprile e luglio) le medie ipolimniche delle concentrazioni sono state inferiori ai  $7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  e la saturazione al di sotto del 60%, situazione che in passato si è verificata solo raramente nel Lago Maggiore (Rogora et al., 2018a). Nello strato profondo i valori di concentrazione sono invece ulteriormente diminuiti, risultando stabilmente al di sotto dei  $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  e, limitatamente ad alcuni mesi dell'anno, inferiori a  $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ . La % di saturazione è risultata compresa tra 38 e 43%; nei mesi di aprile e luglio si è scesi, per la prima volta da quando sono disponibili dati sul Lago Maggiore, al di sotto della soglia critica del 40% (Fig. 3.2). Pur trattandosi solo dello strato profondo, e non dell'intero ipolimnio, il fatto che si sia ormai prossimi o al di sotto di tale soglia indica che la situazione dell'ossigenazione delle acque in profondità necessita di essere monitorata con attenzione. Una situazione analoga è stata descritta per la stazione di massima profondità del Lago di Como (Genoni et al., 2019) e più in generale per i laghi profondi subalpini (Rogora et al., 2018b). Analisi sinottiche condotte su questi laghi hanno dimostrato l'importanza dei fattori meteo-climatici nel regolare le dinamiche termiche e dell'ossigeno, in particolare negli strati profondi (Salmaso et al. 2014). Come trattato in maggior dettaglio nel Capitolo 11, tra le conseguenze più evidenti del cambiamento climatico sui laghi grandi e profondi a Sud delle Alpi vi è il sempre più limitato mescolamento verticale delle acque a fine inverno, l'aumento della stabilità della colonna d'acqua e la conseguente diminuzione

dell'ossigeno e accumulo di fosforo nelle acque profonde (Salmaso et al., 2017; Rogora et al., 2018b).

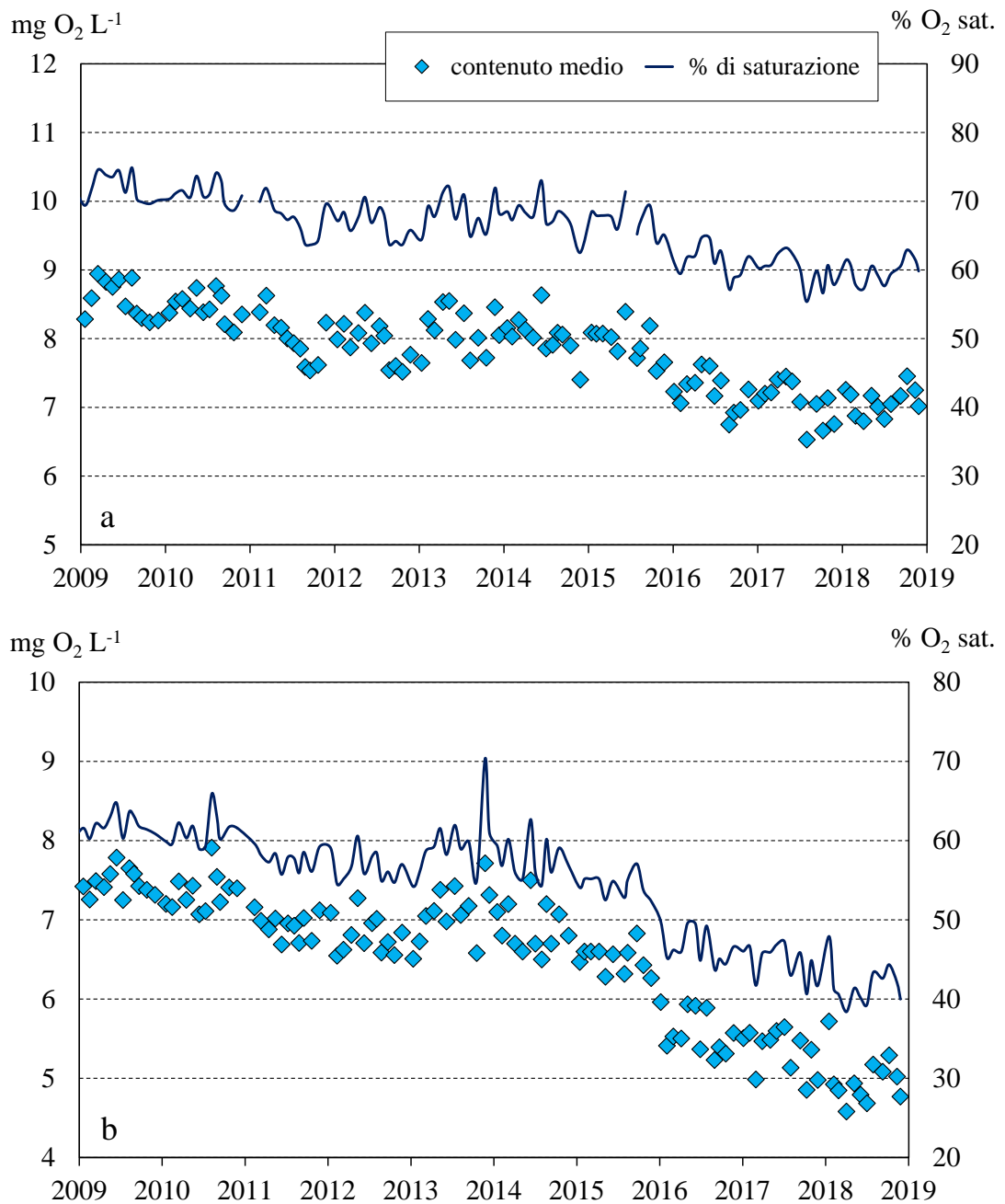


Fig. 3.2 Andamento nel periodo 2009-2018 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnion (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b).

La situazione del Lago Maggiore dal punto di vista dell'ossigenazione non può ancora essere definita critica, in quanto il lago continua a presentare buone condizioni complessive. Considerando i valori medi annui sulla colonna d'acqua, le concentrazioni di ossigeno disciolto nel 2018 sono state infatti pari a 7,5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (65% di saturazione). Si tratta comunque di valori ben al di sotto di quelli del periodo precedente il 2015, quando le concentrazioni erano attorno a 8,0-8,5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (70-75% di saturazione), e di

una situazione in costante peggioramento che richiede quindi di essere seguita in dettaglio, considerando anche i possibili effetti che si potrebbero verificare nell'evenienza di una circolazione completa e della redistribuzione lungo la colonna di masse d'acqua a basso tenore di ossigeno ed elevato contenuto di nutrienti.

### 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 (6 marzo 2018) è riportato in Fig. 3.3, a confronto con i valori medi del decennio 2008-2017. 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). Calcio e bicarbonati sono gli ioni prevalenti nelle acque del Lago Maggiore (35 e il 27% del contenuto ionico totale, rispettivamente), seguiti da solfati (19%) e magnesio (10%). I dati del 2018 confrontati con quelli medi del decennio evidenziano come il chimismo del lago sia estremamente stabile per quanto riguarda i soluti principali, con una conducibilità compresa tra i 148 e i 152  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 20 °C (151,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$  nel 2018) ed un contenuto ionico totale tra 3,10 e 3,20 meq L<sup>-1</sup> (3,14 meq L<sup>-1</sup> nel 2018).

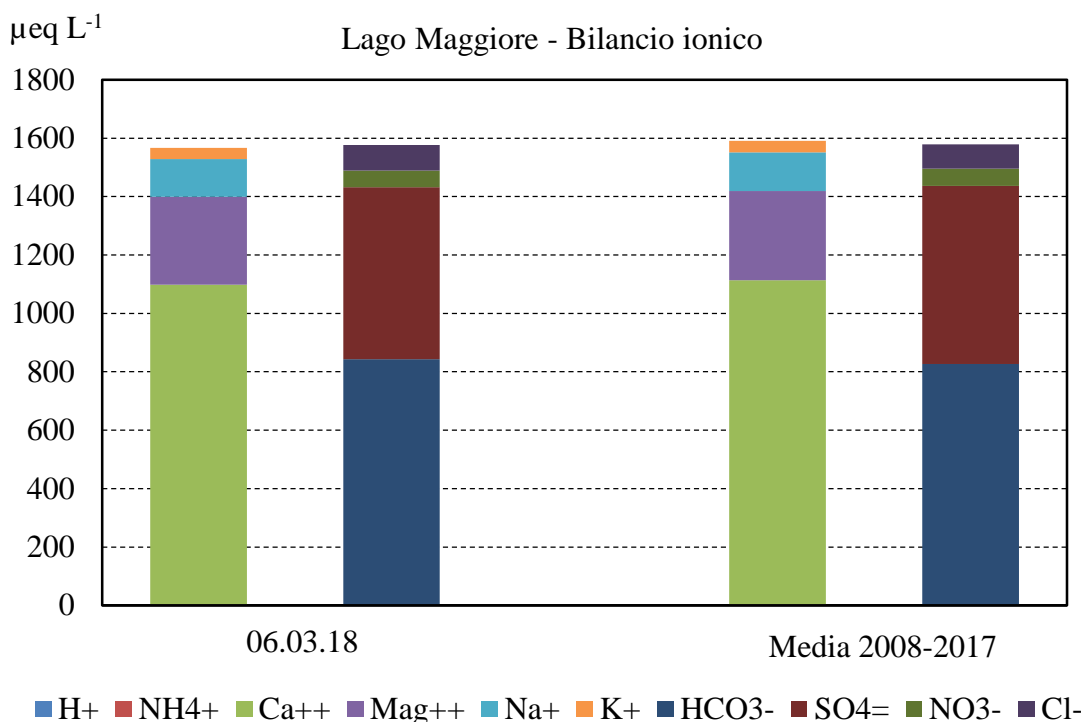


Fig. 3.3 Bilancio ionico delle acque del Lago Maggiore nel campionamento di marzo 2018 a confronto con i valori medi del periodo 2008-2017. Valori medi sulla colonna d'acqua dalla superficie al fondo.

Nella figura 3.4 sono riportati i valori medi di pH e ossigeno (come % di saturazione) misurati nello strato superficiale nel decennio 2009-2018. I valori nel 2018 e il loro andamento stagionale sono stati simili a quelli degli anni precedenti, con dei picchi di pH di 8,4 unità nei mesi di agosto e settembre. L'ossigeno come percentuale di saturazione si è attestato attorno al 105%, mentre il minimo, rilevato a marzo, è stato del 78%. Complessivamente, quindi, i dati del 2018 non si sono discostati dal tipico

andamento stagionale di questi due parametri che risentono dei processi di produzione e respirazione e non hanno mostrato valori particolarmente elevati, come era accaduto ad esempio nel 2015 (pH di 8,5 e saturazione 115%), potenzialmente indicatori di produttività elevata e quindi di eventuali fioriture algali. Si deve però sottolineare come la frequenza, seppur abbastanza elevata, dei dati non è sufficiente a cogliere eventuali picchi che si potrebbero verificare tra un campionamento e l'altro. Nel complesso 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. 3.4).

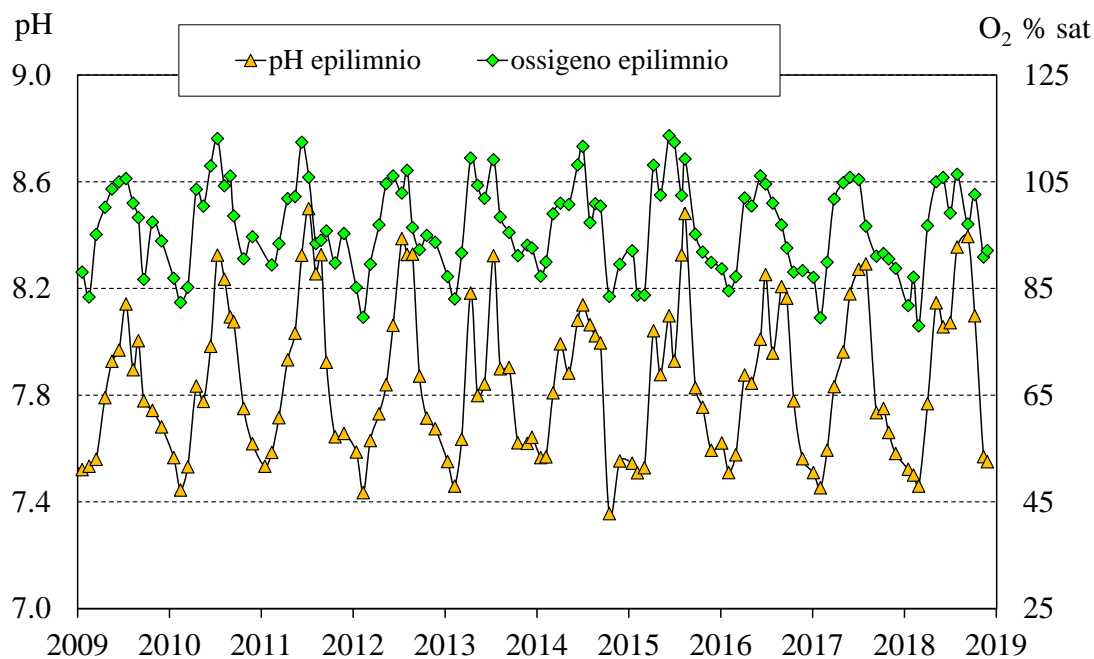


Fig. 3.4 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2009-2018 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 3.5 e 3.6 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2018 a confronto con l'ultimo decennio. Essendo i bicarbonati, insieme al calcio, lo ione prevalente nelle acque lacustri, l'andamento della conducibilità segue quello dell'alcalinità. I dati del 2018 non hanno presentato scostamenti significativi rispetto al tipico andamento stagionale, che vede i massimi epilimnici nel periodo primaverile (rispettivamente  $0,85 \text{ meq L}^{-1}$  e  $151 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  ad aprile per alcalinità e conducibilità) e i minimi in estate ( $0,73 \text{ meq L}^{-1}$  e  $132 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), a seguito del processo di precipitazione del carbonato di calcio. Nel 2018 l'andamento è stato leggermente più irregolare, con una risalita dei valori di entrambe le variabili in ottobre ( $0,77 \text{ meq L}^{-1}$  e  $143 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e una successiva diminuzione in novembre-dicembre (Fig. 3.5 e 3.6).

I valori medi di conducibilità sulla colonna d'acqua mostrano una leggera diminuzione nel periodo 2014-17 ( $147\text{-}148 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), mentre nel 2018 sembrano essersi riportati su valori più simili a quelli del periodo precedente ( $150\text{-}151 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Le variazioni di conducibilità risentono, oltre che dei bicarbonati, anche del calcio e degli altri ioni principali (Fig. 3.7). Nel 2018 infatti le concentrazioni di calcio sono state leggermente superiori (comprese tra  $21,8$  e  $22,8 \text{ mg L}^{-1}$ ) di quelle degli anni

immediatamente precedenti ( $21-22 \text{ mg L}^{-1}$ ). Un'analogha tendenza ha riguardato il magnesio.

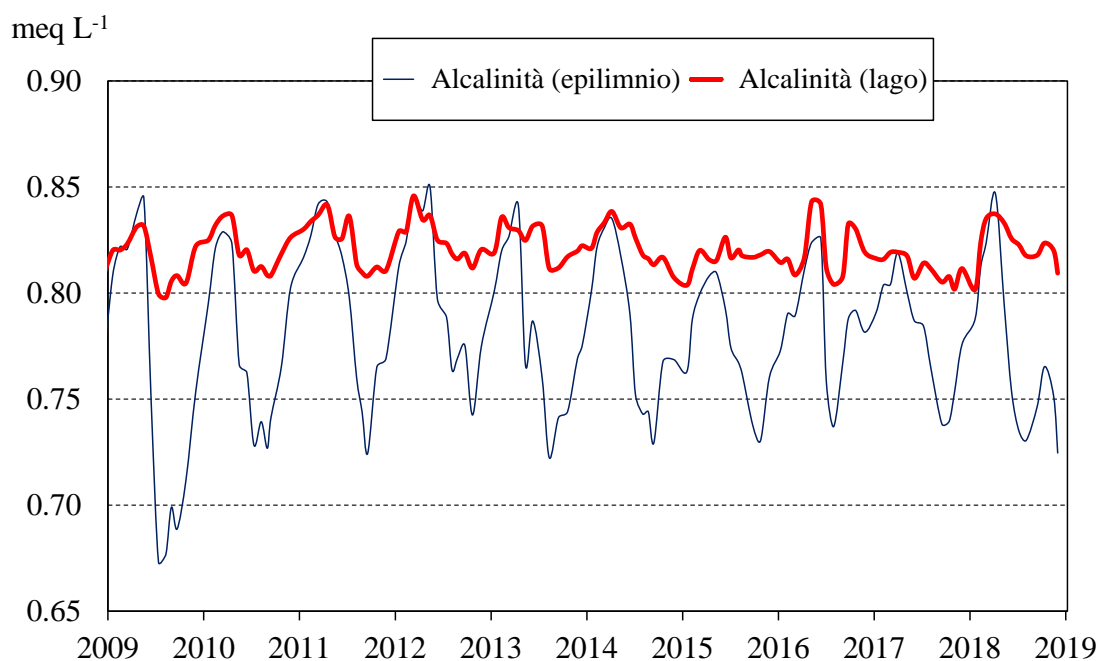


Fig. 3.5 Andamento nel periodo 2009–2018 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

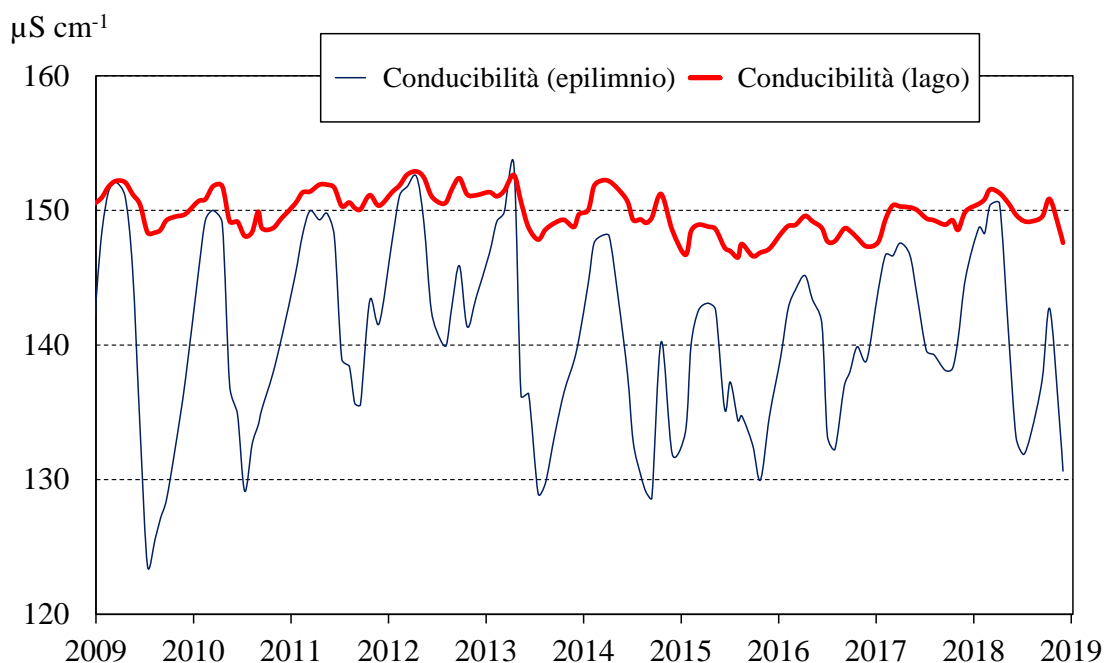


Fig. 3.6 Andamento nel periodo 2009–2018 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

I solfati, in diminuzione fino al 2016, hanno mostrato invece un aumento dei valori nel biennio 2017-18, con concentrazioni di  $28,5-30,0 \text{ mg L}^{-1}$ . I dati del 2018 confermano

la stabilizzazione delle concentrazioni di sodio e cloruri (2,9-3,2 mg L<sup>-1</sup> per entrambe le variabili), dopo un periodo di progressivo aumento (Rogora et al., 2015).

In generale le variazioni osservate nelle concentrazioni degli ioni principali sono molto contenute e rientrano nella variabilità analitica delle determinazioni e in quella interannuale che nel lago caratterizza queste variabili chimiche e che può dipendere da fattori meteo-idrologici. Il contenuto ionico delle acque rimane infatti sostanzialmente 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; come descritto in maggior dettaglio nel Capitolo 11.

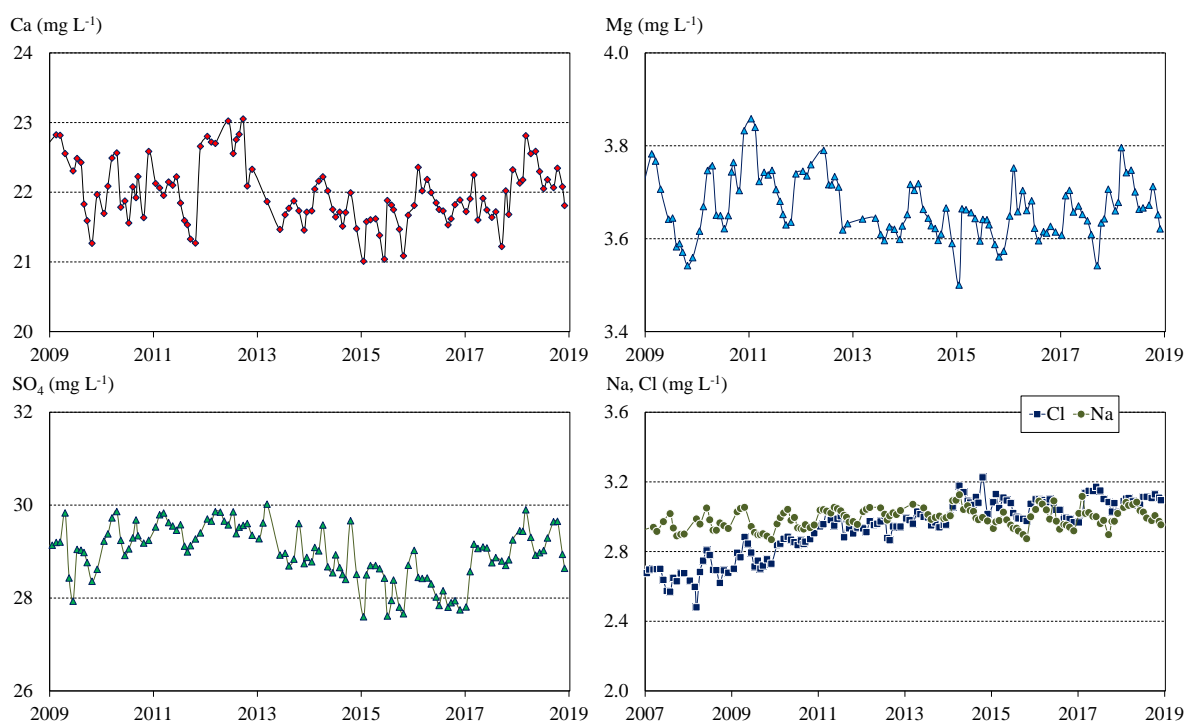


Fig. 3.7 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2009-2018. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m).

### 3.1.3 Composti del fosforo, dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate nel 2018 sono riportate in Fig. 3.8 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 3.9.

I valori medi di azoto nitrico nel 2018 sono stati compresi tra 0,76 mg N L<sup>-1</sup> a maggio e 0,79 mg N L<sup>-1</sup> a novembre-dicembre, quelli di azoto totale tra 0,83 mg N L<sup>-1</sup> a luglio e 0,90 mg N L<sup>-1</sup> a dicembre (Fig. 3.8). Nel complesso i valori sono risultati molto simili a quelli del 2017 e hanno confermato la diminuzione delle concentrazioni rilevabile dai dati a lungo termine. In particolare, nell'ultimo triennio, i valori medi sulla colonna d'acqua sono scesi al di sotto di 0,90 e 0,80 mg N L<sup>-1</sup> per azoto totale e nitrico rispettivamente, rispetto a valori di 0,95 e 0,85 mg N L<sup>-1</sup> che caratterizzavano le acque

negli anni precedenti (Fig. 3.8). La riduzione delle concentrazioni di nitrati, iniziata nella metà degli anni 2000, appare piuttosto regolare ed è stata messa in relazione alla riduzione degli apporti atmosferici di azoto nell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2016). Un'altra tendenza che emerge dai dati in epilimnio è un'accentuazione del consumo, e quindi dei minimi, di nitrato nei mesi estivi: questo aspetto è stato particolarmente evidente nel 2018, quando le concentrazioni sono scese a 0,50-0,52 mg N L<sup>-1</sup> in agosto e settembre (0,69 mg N L<sup>-1</sup> per l'azoto totale). Anche i massimi sono andati diminuendo nel tempo, passando da 0,98-1,00 mg N L<sup>-1</sup> agli attuali 0,90 mg N L<sup>-1</sup> (Fig. 3.9a).

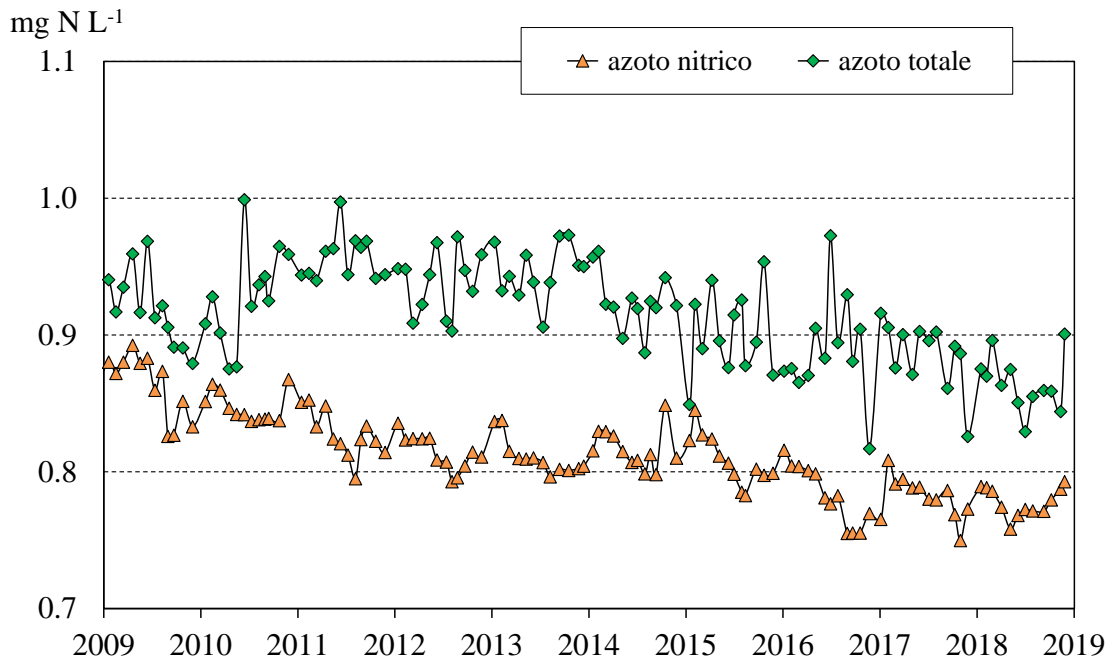


Fig. 3.8 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2009-2018 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nelle acque ipolimniche i valori dei composti dell'azoto presentano una maggior stabilità nel corso dell'anno: le concentrazioni di azoto nitrico e totale sono risultate attorno a 0,80 e 0,85-0,90 mg N L<sup>-1</sup> rispettivamente. Anche in questo caso è visibile una diminuzione dei valori nel lungo periodo: i valori di nitrati sono infatti passati da 0,88-0,90 mg N L<sup>-1</sup> agli attuali 0,78-0,80 mg N L<sup>-1</sup> e l'azoto totale da 0,95-1,0 mg N L<sup>-1</sup> a 0,85-0,90 mg N L<sup>-1</sup> (Fig. 3.9b).

L'azoto organico, le cui concentrazioni nel 2018 sono risultate comprese tra 0,13 e 0,23 mg N L<sup>-1</sup> in epilimnio e tra 0,04 e 0,10 mg N L<sup>-1</sup> in ipolimnio, non presenta invece tendenze nel lungo periodo. Anche l'azoto ammoniacale, non riportato in figura, non ha presentato valori anomali nel 2018: le concentrazioni nel Lago Maggiore sono infatti sempre molto basse, generalmente comprese tra 2 e 4 µg N L<sup>-1</sup> come valore medio sulla colonna e tra 7 e 10 µg N L<sup>-1</sup> in epilimnio.



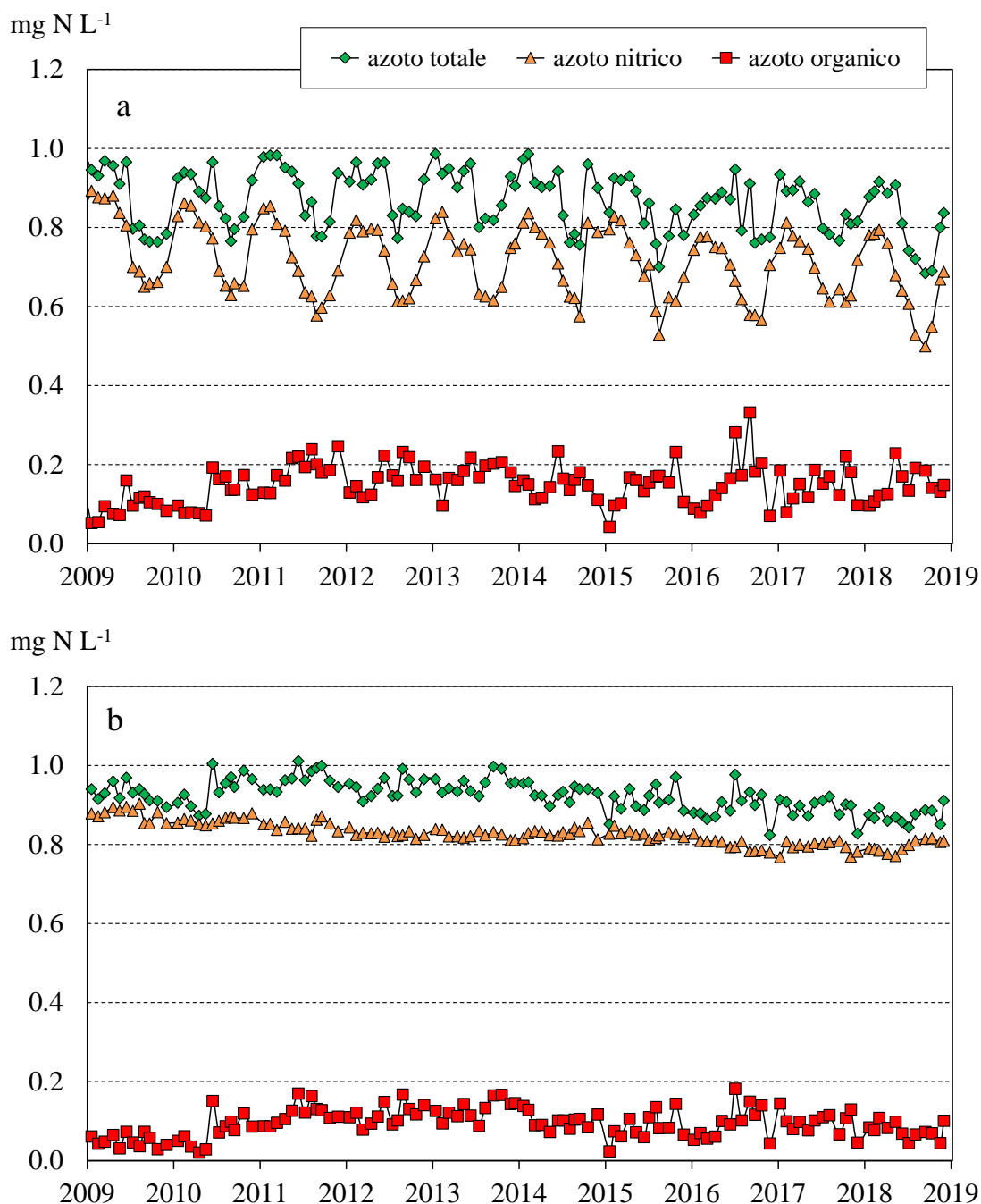


Fig. 3.9 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2009-2018.

La tendenza alla diminuzione delle concentrazioni di nitrati, e conseguentemente di azoto totale, deriva principalmente dai minori apporti a lago dai tributari, a loro volta dipendenti dai carichi atmosferici di azoto: si deve infatti ricordare come nell'areale del Lago Maggiore le deposizioni atmosferiche rappresentano il veicolo principale di azoto alle acque superficiali e tale apporto è andato diminuendo nel tempo a causa principalmente della riduzione delle emissioni dei composti di azoto in atmosfera (Rogora et al., 2016). In aggiunta ai trend, si deve però rilevare come anche le dinamiche stagionali dei composti dell'azoto stiano cambiando nel tempo, con minimi estivi di nitrati in

epilimnio sempre più accentuati, ad indicare un probabile maggior consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche. I fattori responsabili delle variazioni a lungo termine delle concentrazioni di N a lago sono discusse in maggior dettaglio nel Capitolo 11.

I valori medi di fosforo nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2018 sono stati pari rispettivamente a 4, 11 e 10  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per il fosforo reattivo e a 7, 13 e 12  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per il fosforo totale. Rispetto all'anno precedente le concentrazioni sono rimaste pressoché stabili o solo lievemente aumentate in ipolimnio. Il valore medio sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo-invernale è stato pari a 13  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , in linea con i valori dell'ultimo triennio e conferma l'attuale condizione di oligo-mesotrofia del lago.

La figura 3.10 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel periodo 2009-2018, mentre le concentrazioni medie di fosforo totale e negli strati epilimnico ed ipolimnico sono riportate in Fig. 3.11. I dati del 2018 confermano la tendenza all'aumento dei valori di entrambe le forme di fosforo; le concentrazioni massime sono state raggiunte in marzo-aprile (11 e 14  $\mu\text{g P L}^{-1}$  rispettivamente come media sulla colonna d'acqua), i minimi in agosto (8 e 12  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ). Si è inoltre osservato un minimo abbastanza accentuato in gennaio (9 e 10,7  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ) (Fig. 3.10). L'andamento abbastanza irregolare delle concentrazioni nel corso dell'anno, già osservato negli anni immediatamente precedenti, potrebbe essere dovuto ad una maggior presenza di alghe fitoplanctoniche nei mesi invernali, riscontrata nel periodo recente (vedi Capitolo 4).

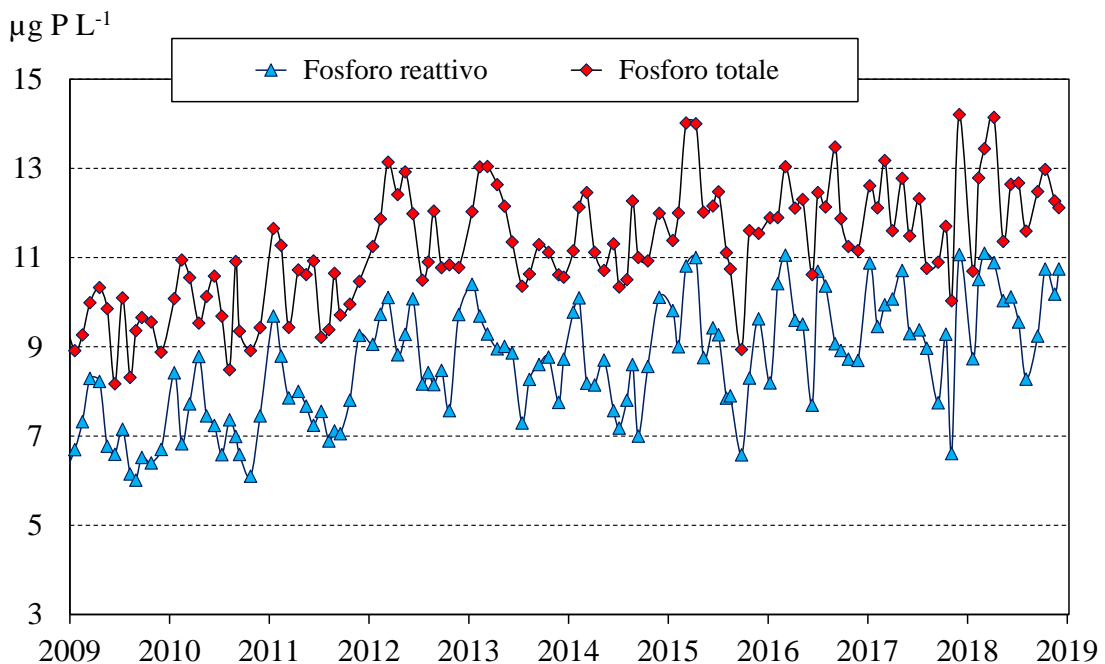


Fig. 3.10 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2009-2018 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Considerando separatamente i valori in epi e ipolimnio si osserva come i primi siano risultati leggermente più bassi o comunque meno variabili dal 2015 in poi (6-7  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ); in ipolimnio i valori vanno aumentando regolarmente, con massimi di 15-16  $\mu\text{g P L}^{-1}$  tra la fine del 2017 e l'inizio del 2018 (Fig. 3.11). Questo accumulo di fosforo in ipolimnio

spiega l'aumento delle concentrazioni medie sulla colonna d'acqua, osservato a partire dal 2011-12, da 10-11  $\mu\text{g P L}^{-1}$  agli attuali 13-14  $\mu\text{g P L}^{-1}$  (Fig. 3.10).

Come già descritto nelle precedenti relazioni, l'accumulo di fosforo nelle acque ipolimniche è da attribuire al limitato rimescolamento delle acque a fine inverno e alla segregazione degli strati profondi dal resto della massa d'acqua. Questa situazione comporta non solo un accumulo di nutrienti negli strati profondi ed una diminuzione dell'ossigeno disciolto, come precedentemente descritto, ma anche una mancata ridistribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua e 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., 2018b).

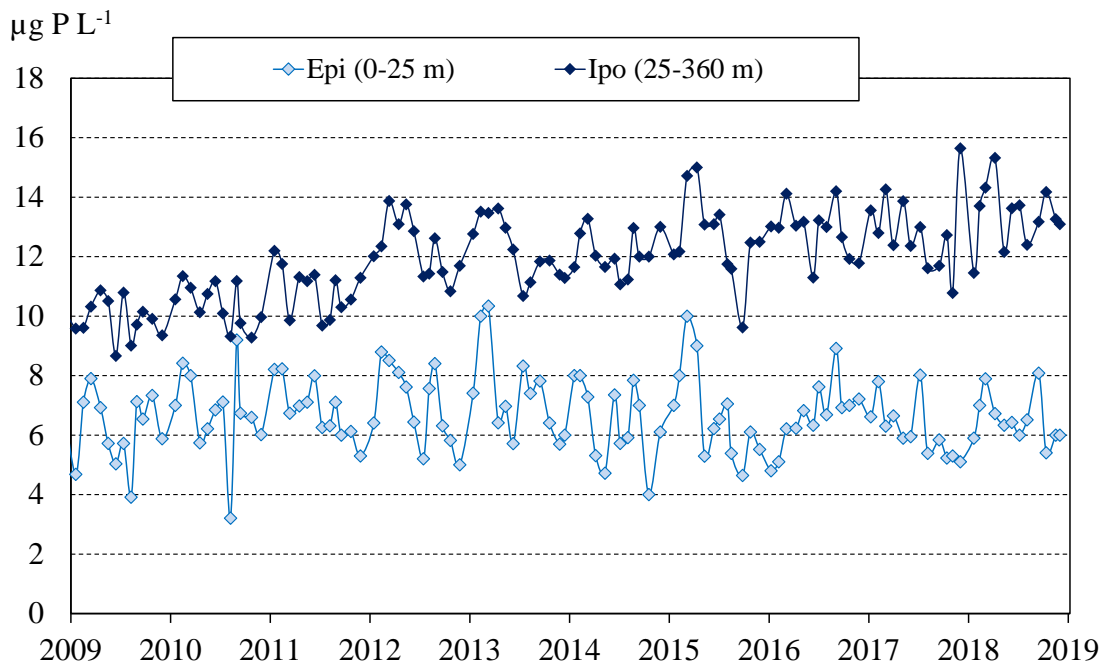


Fig. 3.11 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2009-2018.

Le concentrazioni medie annue di silicati in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2018 sono state pari rispettivamente a 1,02, 1,84 e 1,72  $\text{mg Si L}^{-1}$  e il valore medio alla circolazione tardo-invernale pari a 1,85  $\text{mg Si L}^{-1}$ . Si tratta di valori molto simili a quelli dell'anno precedente, solo leggermente superiori per quanto riguarda l'ipolimnio (1,79  $\text{mg Si L}^{-1}$  nel 2017).

La figura 3.12 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e ipolimnici (25-360 m) sulla colonna d'acqua dei silicati nel periodo 2009-2018. I dati in epilimnio non hanno mostrato scostamenti significativi dal tipico andamento stagionale, con massimi a fine inverno (1,4-1,5  $\text{mg Si L}^{-1}$ ) e minimi in luglio-agosto (0,50  $\text{mg Si L}^{-1}$ ), dipendenti dall'andamento del gruppo fitoplanctonico delle Diatomee. In ipolimnio i valori mostrano una variabilità molto più contenuta e nel 2018 sono risultati compresi tra 1,79 (agosto) e 1,92  $\text{mg Si L}^{-1}$  (aprile). I dati dell'ultimo anno confermano la tendenza all'aumento dei valori ipolimnici, ovvero un accumulo di silice negli strati profondi, analogo a quello osservato per il fosforo. Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua, che risentono dell'aumento dei

valori ipolimnici, sono passate da 1,5-1,6 mg Si L<sup>-1</sup> negli anni 2008-2010 agli attuali 1,70 mg Si L<sup>-1</sup>.

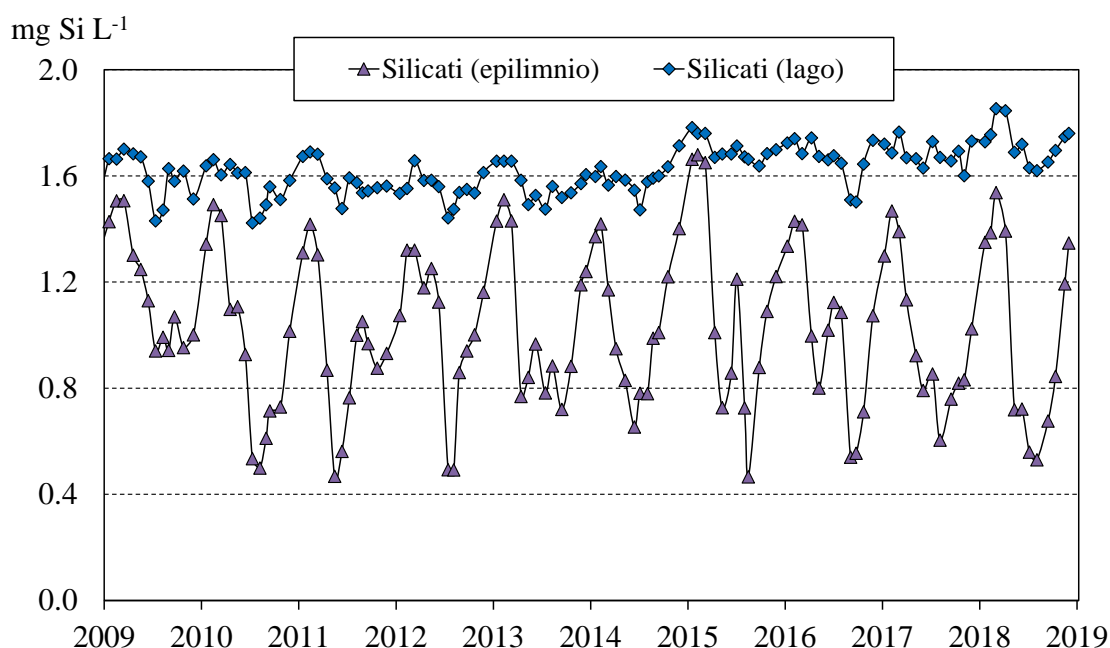


Fig. 3.12 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m) nel periodo 2009-2018.

I trend osservati per fosforo e silice (in aumento) e ossigeno disciolto (in diminuzione) negli strati profondi sono da attribuire a fattori meteo-climatici che agiscono sull'idrodinamica lacustre e ostacolano il rimescolamento profondo della massa d'acqua, come analizzato in maggior dettaglio nel Capitolo 11.

### 3.1.4 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti di marzo e settembre 2018, 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.

As, Cd, Co, Cr, Pt, Pb, Se, Ti e V 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 (160-190  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), derivante dal dilavamento di rocce nel bacino. Le concentrazioni sono risultate leggermente più elevate a marzo, ma nel complesso non si osservano differenze evidenti tra i due periodi considerati. Nel complesso i metalli che potrebbero presentare qualche criticità perché potenzialmente tossici, come Al, Cr, Cu, Cd, Ni e Pb, sono presenti in quantità minime o addirittura non rilevabili.

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 2018. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

		Al	Ba	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	Zn
<b>06.03.18</b>	<b>Epi</b>	2,8	9,0	0,6	1,0	0,6	0,26	0,63	188	0,8
	<b>Ipo</b>	2,6	8,6	0,6	1,1	0,7	0,34	0,49	192	0,7
	<b>Lago</b>	2,7	8,7	0,6	1,1	0,7	0,33	0,51	191	0,8
<b>17.09.18</b>	<b>Epi</b>	5,7	7,6	1,0	1,8	0,6	0,23	0,29	159	0,5
	<b>Ipo</b>	4,8	7,8	0,6	1,5	0,7	0,32	0,27	173	1,2
	<b>Lago</b>	4,9	7,8	0,7	1,6	0,7	0,30	0,27	171	1,1
<b>LOD</b>		<b>2,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,7</b>	<b>1,0</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,03</b>	<b>0,5</b>

## 3.2 Tributari ed emissario

### 3.2.1 Concentrazioni medie

Nel 2018 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 2018.

	Acronimo	Alc. meq L <sup>-1</sup>	Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	N-NH <sub>4</sub> mg N L <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> mg N l <sup>-1</sup>	N <sub>org</sub> mg N L <sup>-1</sup>	TN mg N L <sup>-1</sup>	TP $\mu\text{g P L}^{-1}$	RSi mg Si L <sup>-1</sup>
Boesio	BOE	5.18	652	0.26	4.30	0.58	5.13	279	3.1
Bardello	BAR	3.02	357	0.16	1.74	0.45	2.36	150	1.9
Tresa <sup>(a)</sup>	TRE	1.83	216	0.09	1.16	0.23	1.48	30	1.0
Giona	GIO	0.36	79	0.01	1.04	0.12	1.17	24	3.8
Vevera	VEV	1.78	252	0.10	2.54	0.27	2.90	32	5.1
Strona	STR	0.45	84	0.05	1.07	0.18	1.29	33	2.6
Toce	TOC	0.80	172	0.05	0.60	0.09	0.73	20	2.4
San Giovanni	SGI	0.28	62	0.02	1.13	0.17	1.32	14	4.3
Erno	ERN	0.33	138	0.01	1.77	0.08	1.86	15	4.3
San Bernardino	SBE	0.30	54	0.01	0.91	0.13	1.05	6	3.1
Cannobino	CAN	0.24	45	0.01	0.58	0.11	0.69	5	3.4
Maggia	MAG	0.42	62	0.01	0.63	0.10	0.74	4	2.8
Ticino immissario	TIM	1.05	253	0.02	0.82	0.06	0.88	5	2.3
Verzasca	VER	0.18	36	0.01	0.63	0.09	0.73	4	2.4
Ticino emissario	TEM	0.78	139	0.01	0.63	0.14	0.78	10	0.8

<sup>(a)</sup> 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, che dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini, si mantengono abbastanza costanti da un anno all'altro. L'alcalinità ad esempio, rappresentativa dei bicarbonati presenti nel bacino, varia tra 0,18-0,32 meq L<sup>-1</sup> nei tributari con bacino a

composizione prevalentemente silicica (es. San Giovanni, San Bernardino, Cannobino, Verzasca) e 1,78-1,82 meq L<sup>-1</sup> nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Vevera, Tresa, Ticino immissario). Analogamente la conducibilità varia tra 40-70 µS cm<sup>-1</sup> e 220-260 µS cm<sup>-1</sup> a 20 °C (Tab. 3.4). I silicati sono compresi tra 2,3-2,4 mg Si L<sup>-1</sup> (Toce, Strona, Ticino Immissario, Verzasca) e 4,3-5,0 mg Si L<sup>-1</sup> (Giona, Vevera, San Giovanni, Erno); valori più bassi, attorno a 1,0 mg Si L<sup>-1</sup>, sono presenti nel Tresa, trattandosi dell'emissario del Lago di Lugano. Si collocano al di fuori di questi intervalli gli immissari Boesio e Bardello, in cui alcalinità e conducibilità superano i 3,0 meq L<sup>-1</sup> (5,18 nel Boesio) e la conducibilità i 350 µS cm<sup>-1</sup> (650 nel Boesio), a causa della presenza di composti nelle acque che influiscono su queste variabili chimiche. Questi due corsi d'acqua presentano inoltre, rispetto agli altri tributari, concentrazioni molto più elevate dei composti di fosforo e azoto: il fosforo totale nel 2018 ha raggiunto valori di 150 e 279 µg P L<sup>-1</sup>, l'azoto totale di 2,36 e 5,13 mg N L<sup>-1</sup>, l'azoto organico di 0,45 e 0,58 mg N L<sup>-1</sup> e l'azoto ammoniacale di 0,16 e 0,26 mg N L<sup>-1</sup> nel Bardello e Boesio rispettivamente (Tab. 3.4), concentrazioni nel complesso indicative di presenza di scarichi non sufficientemente depurati. Come confronto, si può osservare come il fosforo totale anche nel 2018 si sia mantenuto al di sotto o pari a 5 µg P L<sup>-1</sup> nei Torrenti San Bernardino e Cannobino e nei tributari ticinesi Maggia, Ticino Immissario e Verzasca e tra 14 e 33 µg P L<sup>-1</sup> nei restanti immissari. L'azoto ammoniacale varia tra 0,01 e 0,09 mg N L<sup>-1</sup> e l'azoto organico tra 0,06 e 0,27 mg N L<sup>-1</sup>. Con l'eccezione quindi di Boesio e Bardello e, limitatamente ad alcune variabili, dei Torrenti Vevera e Strona e del Tresa (25-30 µg P L<sup>-1</sup> e 0,23-0,27 mg N L<sup>-1</sup> come N organico), i tributari presentano un contenuto medio-basso di nutrienti.

Confrontando i dati del 2018 con quelli dell'anno precedente emerge una diminuzione delle concentrazioni di fosforo nella maggior parte dei tributari, evidente soprattutto per il Boesio (da 365 µg P L<sup>-1</sup> nel 2017 a 279 µg P L<sup>-1</sup> nel 2018) e per l'Erno (da 23 a 15 µg P L<sup>-1</sup>). Fa eccezione a questa tendenza il Vevera, in cui le concentrazioni di fosforo totale sono aumentate da 22 a 32 µg P L<sup>-1</sup>. Il Boesio ha mostrato un miglioramento rispetto all'anno precedente anche per quanto riguarda l'azoto organico (da 0,73 a 0,58 mg N L<sup>-1</sup>), mentre sono aumentate le concentrazioni di azoto ammoniacale (da 0,16 a 0,26 mg N L<sup>-1</sup>). Nel Vevera il peggioramento rispetto al 2017 ha interessato anche i composti dell'azoto, in particolare la forma ammoniacale (da 0,01 a 0,10 mg N L<sup>-1</sup>). Nella maggior parte dei tributari le concentrazioni dei composti dell'azoto sono invece diminuite, soprattutto per quanto concerne l'azoto organico.

Nelle figure 3.13 e 3.14 sono riportati i valori dei singoli campionamenti mensili di fosforo e azoto totale rilevati nei principali tributari nel corso del 2018. La variabilità interannuale delle concentrazioni dipende prevalentemente dall'idrologia, ma può essere indicativa anche di apporti inquinanti discontinui (scarichi civili e/o industriali).

In generale nei tributari non si evidenzia un ciclo stagionale delle concentrazioni: di fosforo e azoto: solo nei corsi d'acqua caratterizzati da tenori medio-bassi di fosforo, questo elemento sembra presentare concentrazioni leggermente più elevate nei mesi estivi (giugno-agosto) (Fig. 3.13a). Nei tributari con concentrazioni più elevate, e in particolare nel Boesio e Bardello, i valori più elevati di fosforo sono stati invece rilevati in settembre e ottobre, mesi caratterizzati dalla quasi totale assenza di precipitazioni, diminuiti poi in novembre, in corrispondenza di piogge abbondanti (Fig. 3.13 b e c). Nel Boesio la concentrazione di fosforo totale misurata in ottobre è stata particolarmente elevata (765 µg P L<sup>-1</sup>) e ha contribuito ad una media annua complessiva superiore alla media di lungo termine per questo corso d'acqua (Tab. 3.4).

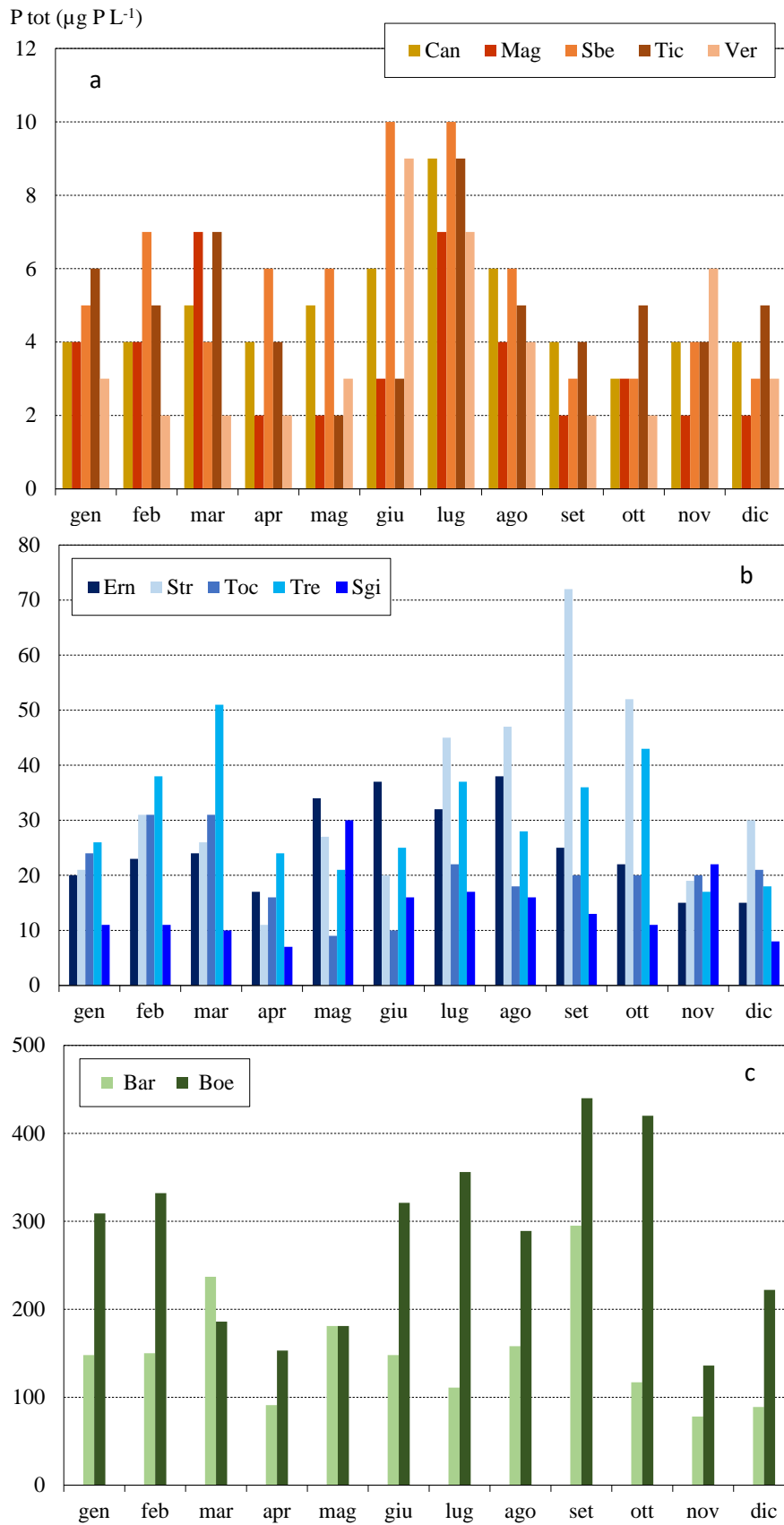


Fig. 3.13 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2018.

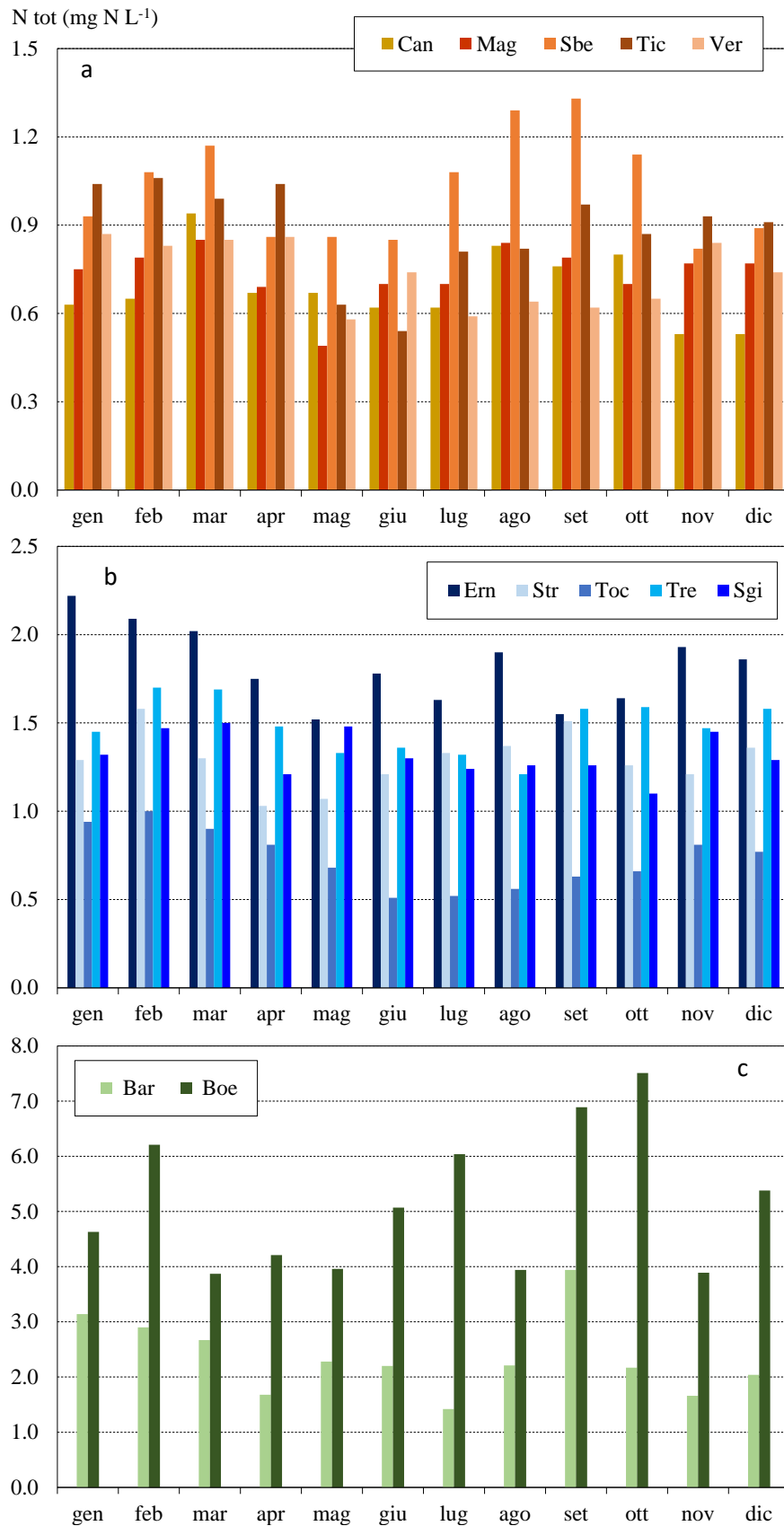


Fig. 3.14 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2018.



L'effetto della quantità di precipitazione sulle concentrazioni non è invece visibile nel caso dell'azoto: si deve infatti ricordare che, mentre nel caso del fosforo e di altri elementi le precipitazioni, e il conseguente aumento delle portate, possono avere un effetto di diluizione, nel caso dell'azoto le deposizioni stesse sono un veicolo di questo elemento. Nel 2018 le concentrazioni di azoto totale sono risultate leggermente più basse nei mesi estivi nella maggior parte dei tributari e i massimi si sono avuti nel periodo invernale (Fig. 3.14a, b); fanno eccezione Bardello e Boesio, con andamenti piuttosto irregolari e massimi in settembre-ottobre (Fig. 3.14c)

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 totale stabilmente inferiori a  $10 \mu\text{g P L}^{-1}$  e di N totale quasi sempre al di sotto di  $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$  (Fig. 3.13a e 3.14a). Altri tributari (Erno, Toce, Strona, Tresa, e San Giovanni) si collocano ad un livello intermedio, con concentrazioni di P e N che durante l'anno variano per lo più tra  $20$  e  $50 \mu\text{g P L}^{-1}$  e tra  $1,0$  e  $1,5 \text{ mg N L}^{-1}$  (Fig. 3.13b e 3.14b); concentrazioni un po' più elevate di P totale sono state misurate nel Torrente Strona in settembre e ottobre 2018 ( $50-70 \mu\text{g P L}^{-1}$ ), mentre l'Erno presenta in tutti i mesi dell'anno concentrazioni più elevate di N totale rispetto agli altri tributari ( $1,5-2,0 \text{ mg N L}^{-1}$ ). In generale questi fiumi presentano una variabilità interannuale piuttosto elevata delle concentrazioni, soprattutto di fosforo, ad indicare che potrebbero essere presenti degli apporti di nutrienti discontinui nel corso dell'anno. È il caso ad esempio del Torrente San Giovanni, dove le concentrazioni di P totale nel 2018 hanno presentato un minimo di  $7 \mu\text{g P L}^{-1}$  ad aprile seguito da un picco di  $30 \mu\text{g P L}^{-1}$  a maggio. Analogamente nell'Erno le concentrazioni variano da  $15$  a  $38 \mu\text{g P L}^{-1}$  e nello Strona da  $11$  a oltre  $70 \mu\text{g P L}^{-1}$  (Fig. 3.13b). Infine il Boesio, e in misura minore il Bardello, si caratterizzano per concentrazioni sempre piuttosto elevate di P totale, mai al di sotto di  $130$  e  $70 \mu\text{g P L}^{-1}$  rispettivamente. Nel caso del Boesio, anche l'N totale si mantiene costantemente elevato ( $4,0-7,0 \text{ mg N L}^{-1}$ ) (Fig. 3.13c e 3.14c), ad indicare come questi tributari sono interessati in modo continuativo da apporti di reflui non depurati

### **3.2.2 Concentrazioni medie areali**

Dai dati 2018 sono state calcolate le concentrazioni medie areali annuali di fosforo e azoto totale, che tengono conto dell'areale drenato da ciascun tributario. I valori per il 2018, raggruppati per le tre aree geografiche Lombardia, Piemonte e Canton Ticino, sono messi a confronto con quelli dell'ultimo decennio in Fig. 3.15.

I valori del 2018 sono risultati in linea con quelli del 2017 ed in generale dell'ultimo periodo, sia per quanto riguarda il fosforo che l'azoto totale: i valori medi per l'areale drenato sono stati pari a  $19 \mu\text{g P L}^{-1}$  e  $0,99 \text{ mg N L}^{-1}$  rispettivamente, molto simili a quelli del decennio considerato (tra  $18$  e  $24 \mu\text{g P L}^{-1}$  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 ( $58 \mu\text{g P L}^{-1}$  e  $1,75 \text{ mg N L}^{-1}$  nel 2018) distintamente più elevate di quelle degli areali piemontese ( $20 \mu\text{g P L}^{-1}$  e  $0,87 \text{ mg N L}^{-1}$ ) e ticinese ( $4 \mu\text{g P L}^{-1}$  e  $0,82 \text{ mg N L}^{-1}$ ) (Fig. 3.15).

Le concentrazioni di fosforo dell'areale ticinese risultano regolarmente 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 variabili tra  $15$  e  $25$  e tra  $40$  e  $70 \mu\text{g P L}^{-1}$  rispettivamente (Fig. 3.15a).

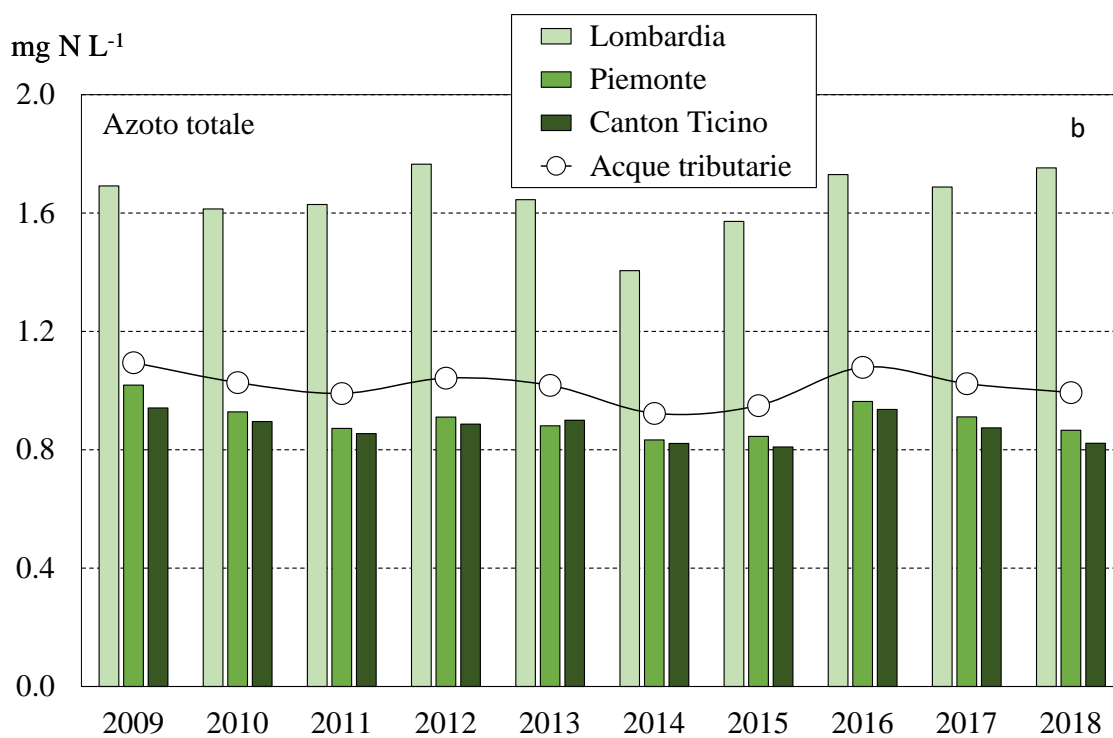
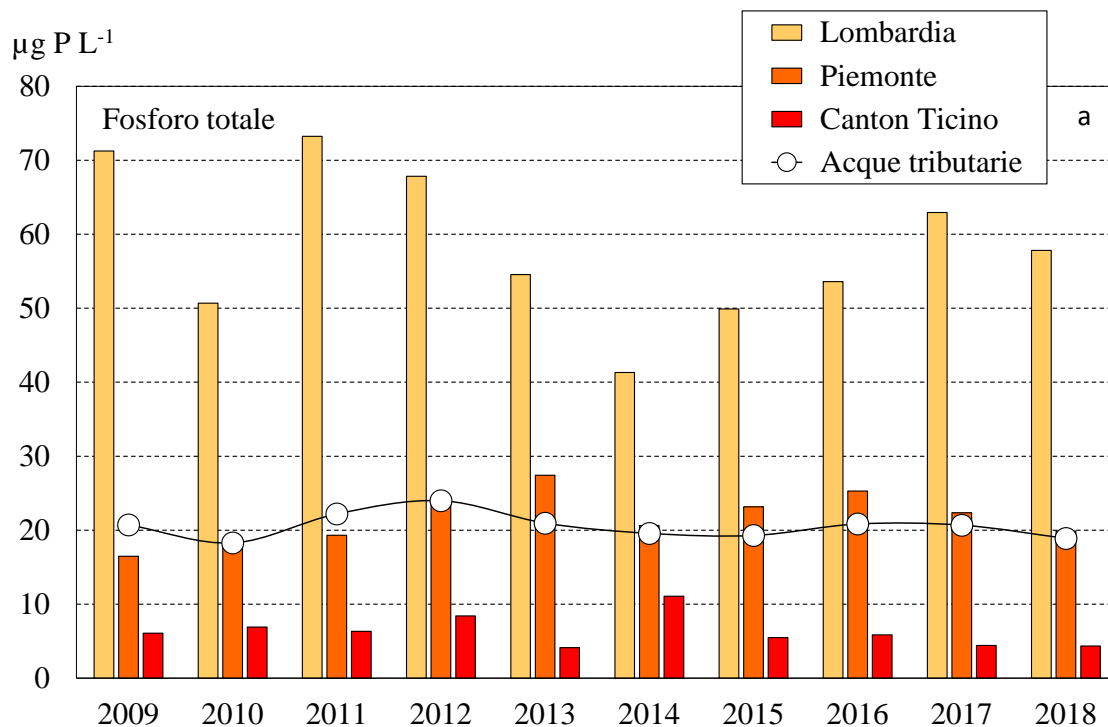


Fig. 3.15 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale (a) e azoto totale (b) nel decennio 2009-2018 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

Anche le concentrazioni areali di N totale risultano piuttosto stabili nel tempo, con valori tra 1,5 e 1,8 mg N L<sup>-1</sup> per l'areale lombardo e tra 0,85 e 1,00 mg N L<sup>-1</sup> per gli altri

areali (Fig. 3.15b). A spiegare questa differenza è soprattutto la frazione organica, che varia tra 0,20 e 0,40 mg N L<sup>-1</sup> nell'areale lombardo mentre si mantiene attorno a 0,10-0,15 mg N L<sup>-1</sup> in quelli piemontese e ticinese.

Pur considerando le differenze marcate tra i diversi areali, ed in particolare le concentrazioni tuttora piuttosto elevate dell'aree lombardo, 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 2018 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<sup>-1</sup>) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2018.

	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N <sub>org</sub>	TN	TP
Ticino Immissario <sup>(a)</sup>	29	1521	72	1621	9
Maggia <sup>(b)</sup>	15	939	183	1138	5.7
Verzasca <sup>(b)</sup>	4.2	216	43	262	1.6
Cannobino <sup>(a)</sup>	0.7	70	14	85	0.6
San Giovanni <sup>(a)</sup>	1.6	90	15	106	1.2
San Bernardino <sup>(a)</sup>	2.9	165	32	200	1.4
Toce Ossola <sup>(a)</sup>	105	1512	294	1910	46
Strona <sup>(a)</sup>	24	432	75	531	9.8
Erno <sup>(a)</sup>	0.2	51	6	57	0.8
Vevera <sup>(b)</sup>	0.7	62	6	68	0.5
Bardello <sup>(a)</sup>	13	122	35	170	11
Boesio <sup>(a)</sup>	2.9	59	7	69	3.3
Tresa <sup>(a)</sup>	46	803	176	1025	18
Giona <sup>(b)</sup>	0.9	70	10	81	1.4
<b>Totale</b>	<b>246</b>	<b>6111</b>	<b>967</b>	<b>7324</b>	<b>110</b>
Ticino emissario <sup>(a)</sup>	123	5621	1336	7080	86

(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, Ticino Immissario, Maggia e Tresa, i cui apporti di l'azoto nitrico, che rappresenta la forma principale di azoto, sono stati pari nel 2018 a 1512, 1521, 939 e 803 t N a<sup>-1</sup> rispettivamente. Anche per azoto organico e ammoniacale i carichi più importanti sono quelli del Toce (294 e 105 t N a<sup>-1</sup>), seguiti da quelli del Tresa (176 e 46 t N a<sup>-1</sup>). Per questi composti diventano rilevanti anche gli apporti da tributari minori, come Bardello e Strona (35 e 75 t N a<sup>-1</sup> per l'N organico). I restanti tributari presentano carichi di azoto totale in genere compresi tra 60 e 200 t N a<sup>-1</sup>; per l'azoto organico e ammoniacale i valori si attestano per lo più al di sotto di 15 t N a<sup>-1</sup> e 5 t N a<sup>-1</sup> rispettivamente (Tab. 3.5). In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona al carico totale di azoto nel 2018 è stato pari al 23% e quello di Ticino Immissario al 24%; seguono Tresa e Maggia con il 17-18%.

Nel caso del fosforo, anche nel 2018 si conferma il contributo elevato del Fiume Toce ( $46 \text{ t P a}^{-1}$ ), nettamente superiore a quello degli altri tributari (es.  $18 \text{ t P a}^{-1}$  dal Tresa e  $9 \text{ t P a}^{-1}$  dal Ticino Immissario). In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona è pari a oltre il 50% del totale; seguono quelli del Tresa (17%), Bardello (10%) e Ticino Immissario (8%), mentre gli altri tributari nel loro complesso contribuiscono per il 15% circa. La maggior parte dei tributari presenta bassi carichi di fosforo totale, compresi tra  $0,5\text{-}0,6 \text{ t P a}^{-1}$  (Veveva e Cannobino) e  $6 \text{ t P a}^{-1}$  (Maggia). Il carico complessivo veicolato da Bardello e Boesio è pari a circa  $14 \text{ t P a}^{-1}$  (12,6% del totale), piuttosto importante se si considera che si tratta di immissari minori in termini di portata.

Confrontando i dati con quelli del 2017 (Rogora et al., 2018a), si osserva un aumento dei carichi di fosforo e azoto per tutti i tributari, dovuta ai maggiori afflussi e quindi alle maggiori portate rilevate nel 2018, soprattutto nel periodo autunnale (fine ottobre-novembre). I carichi di P totale nel 2018 sono stati superiori a quelli del 2017 mediamente del 27%; per alcuni tributari le variazioni sono state minime (es. Bardello e Boesio) per altri più marcate (es. Maggia: da  $3$  a  $6 \text{ t P a}^{-1}$ ; Verzasca: da  $0,8$  a  $1,6 \text{ t P a}^{-1}$ ; San Bernardino: da  $0,4$  a  $1,4 \text{ t P a}^{-1}$ ). Anche per l'azoto totale i carichi nel 2018 sono stati più elevati di quelli del 2017, complessivamente di circa il 40%, in misura maggiore per alcuni tributari (San Bernardino: da  $119$  a  $200 \text{ t N a}^{-1}$ ; Maggia: da  $731$  a  $1138 \text{ t N a}^{-1}$ ; Verzasca: da  $158$  a  $262 \text{ t N a}^{-1}$ ). Anche i carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario sono risultati più elevati nel 2018 ( $86$  rispetto a  $58 \text{ t P a}^{-1}$  nel 2017 per il P totale e  $7080$  rispetto a  $5400 \text{ t N a}^{-1}$  per l'N totale).

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2018 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 dalla differenza tra il totale degli apporti e le uscite.

I carichi complessivi di fosforo e azoto totale nel 2018 sono stati pari a  $178 \text{ t P a}^{-1}$  e  $8900 \text{ t N a}^{-1}$ , in entrambi i casi superiori a quelli del 2017 ma inferiori nella maggior parte dei casi ai valori dell'ultimo decennio. Come già discusso relativamente ai singoli tributari, il leggero aumento dei valori nel 2018 è da imputare alle precipitazioni più abbondanti (circa  $1600 \text{ mm}$  sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore) rispetto al 2017 ( $1376 \text{ mm}$ ) e quindi alle maggiori portate dei corsi d'acqua. Le concentrazioni infatti, sia per i composti del P che dell'N, sono invece diminuite nel 2018 nella maggior parte dei tributari (vedi paragrafi 3.2.1 e 3.2.2).

Nonostante i maggiori apporti meteorici, la quantità di N veicolata direttamente a lago dalle precipitazioni è risultata leggermente minore nel 2018 ( $428 \text{ t N a}^{-1}$ ) rispetto al 2017 ( $450 \text{ t N a}^{-1}$ ), a causa delle minori concentrazioni dei composti dell'N misurate nel 2018 nella stazione di campionamento delle deposizioni situata a Pallanza.

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2009-2018 di azoto totale (t N a<sup>-1</sup>). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18
<b>Tributari campionati</b>	<b>8200</b>	<b>7700</b>	<b>7400</b>	<b>7300</b>	<b>7900</b>	<b>9400</b>	<b>6000</b>	<b>6500</b>	<b>5200</b>	<b>7300</b>
Areale non campionato	703	660	634	626	677	805	514	557	446	626
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>8900</b>	<b>8400</b>	<b>8000</b>	<b>7900</b>	<b>8600</b>	<b>10200</b>	<b>6500</b>	<b>7100</b>	<b>5600</b>	<b>7900</b>
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	505	480	309	472	498	465	420	549	451	428
<b>Totale apporti</b>	<b>10000</b>	<b>9500</b>	<b>8900</b>	<b>9000</b>	<b>9700</b>	<b>11300</b>	<b>7500</b>	<b>8200</b>	<b>6600</b>	<b>8900</b>
Uscite da emissario	9309	8403	7447	7809	8484	10497	7202	6142	5399	7080
Ritenzione in lago	7%	12%	16%	13%	13%	7%	4%	25%	18%	20%

Tab. 3.7 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2009-2018 del fosforo totale (t P a<sup>-1</sup>).

	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18
<b>Tributari campionati</b>	<b>127</b>	<b>125</b>	<b>154</b>	<b>178</b>	<b>159</b>	<b>191</b>	<b>117</b>	<b>104</b>	<b>86</b>	<b>110</b>
Areale non campionato	11	11	13	15	14	16	10	9	7	9
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>138</b>	<b>136</b>	<b>168</b>	<b>194</b>	<b>173</b>	<b>207</b>	<b>127</b>	<b>113</b>	<b>94</b>	<b>119</b>
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
<b>Totale apporti</b>	<b>197</b>	<b>195</b>	<b>227</b>	<b>253</b>	<b>232</b>	<b>266</b>	<b>186</b>	<b>172</b>	<b>153</b>	<b>178</b>
Uscite da emissario	103	108	104	105	83	135	74	82	58	86
Ritenzione in lago	48%	45%	54%	59%	64%	49%	60%	52%	62%	52%

Nell'ultimo decennio i carichi di fosforo sono rimasti abbastanza stabili, attorno a 200 t P a<sup>-1</sup>, valore ritenuto accettabile per il mantenimento dello stato di oligotrofia delle acque lacustri, pur presentando un'elevata variabilità interannuale (Tab. 3.7). I valori più bassi sono quelli che hanno caratterizzato l'ultimo decennio, con un minimo nel 2017. L'evoluzione a lungo termine dei carichi di P e la loro relazione con le concentrazioni a lago è discussa nel Capitolo 11.

Anche gli apporti di azoto hanno mostrato i valori più bassi negli ultimi 3-4 anni, con un leggero rialzo nel 2018 (Tab. 3.7). In generale si osserva una diminuzione nel tempo dei carichi di azoto, dovuta alle variazioni negli apporti atmosferici di questo elemento, soprattutto nella forma nitrica (Rogora et al., 2016). Anche questo aspetto viene trattato in maggior dettaglio nel Capitolo 11 sull'evoluzione a lungo termine.

Un confronto qualitativo tra i diversi tributari è possibile anche sulla base dei 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 (0,079 e 0,073 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> rispettivamente). Altri tributari (San Giovanni, Toce, Strona, Erno, Vevera, Tresa e Giona) presentano valori compresi tra 0,021 e 0,030 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, mentre i rimanenti corsi d'acqua sono caratterizzati da contributi areali inferiori a 0,010 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. 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. Per i primi, i contributi areali più elevati sono quelli di Bardello, Boesio, Strona, Toce e

Tresa (0,06-0,10 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> e 0,15-0,33 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> per azoto ammoniacale ed organico rispettivamente). Anche San Bernardino, San Giovanni e Vevera hanno presentato nel 2018 carichi areali mediamente elevati per l'azoto organico (0,25-0,26 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>). Il Vevera si caratterizza anche per i contributi areali più elevati di N nitrico e totale (2,96 e 3,26 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> rispettivamente). Anche i carichi areali, così come le concentrazioni, rispecchiano quindi il diverso livello qualitativo dei tributari.

La qualità delle acque può essere definita buona per Ticino Immissario, Maggia, Verzasca e Cannobino, i cui contributi areali di N e P totale si collocano attorno a 1,0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> e 0,005 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (Tab. 3.7). Ad un livello intermedio si collocano i tributari San Giovanni, San Bernardino, Toce, Erno, Vevera Tresa e Giona: alcuni di essi presentano una variabilità piuttosto elevata da un anno all'altro per quanto concerne le concentrazioni e conseguentemente i contributi areali. Infine, gli immissari Bardello, Boesio e, in misura minore, Strona, presentano un livello di compromissione delle acque ancora troppo elevato, nonostante una tendenza al miglioramento negli ultimi anni. Nel complesso i contributi per l'areale drenato nel 2018 sono risultati pari a 1,25 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> per l'azoto totale e inferiori a 0,020 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> per il fosforo totale, valori indicativi di uno stato complessivo buono per le acque immissarie. Diversa è la valutazione per i singoli tributari, alcuni dei quali presentano livelli di nutrienti particolarmente elevati e di conseguenza apporti a lago che possono rappresentare una criticità per le zone litorali interessate. Infine, la variabilità interannuale sia delle concentrazioni che dei carichi conferma la necessità di disporre di dati a lungo termine, raccolti in modo regolare, per una corretta valutazione degli apporti a lago.

Tab. 3.7 Contributi areali annuali (g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dall'emissario nel 2018.

	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.018	0.941	0.044	1.003	0.005
Maggia	0.017	1.014	0.198	1.229	0.006
Verzasca	0.018	0.911	0.180	1.108	0.007
Cannobino	0.006	0.637	0.130	0.773	0.005
San Giovanni	0.026	1.477	0.246	1.748	0.021
San Bernardino	0.022	1.258	0.246	1.526	0.010
Toce Ossola	0.059	0.854	0.166	1.079	0.026
Strona	0.109	1.934	0.335	2.378	0.044
Erno	0.010	1.971	0.212	2.193	0.030
Vevera	0.034	2.960	0.264	3.258	0.026
Bardello	0.099	0.907	0.260	1.266	0.079
Boesio	0.063	1.296	0.156	1.515	0.073
Tresa	0.060	1.065	0.234	1.359	0.024
Giona	0.018	1.410	0.196	1.624	0.027
<b>Totale campionati</b>	<b>0.042</b>	<b>1.039</b>	<b>0.164</b>	<b>1.245</b>	<b>0.019</b>
Ticino emissario	0.019	0.852	0.202	1.073	0.013

## Bibliografia

- Genoni P., F. Buzzi, R. Di Piazza, C. Agostinelli, A. Beghi, E. Bettoni, E. Carena, R. Formenti, R. Fumagalli, P. Montanari, F. Nastasi, F. Pandolfi, K. Caraffini, V. Marchesi. 2019. Stato delle acque superficiali in Regione Lombardia – Laghi. Rapporto triennale 2014-2016. Giugno 2018 – Aggiornamento gennaio 2019.
- 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. 2018a. 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 2017. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 32-59.
- Rogora, M., F. Buzzi, C. Dresti, B. Leoni, M. Patelli, F. Lepori, R. Mosello, N. Salmaso. 2018b. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, 824: 33-50.
- 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* 824: 177–195.

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

*Martina Austoni, Aldo Marchetto*

### 4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2018, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 23 gennaio ed il 4 dicembre 2017, sopralluoghi con prelievamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con la frequenza mensile per l'intero anno stabilita dal 2016.

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 2018 è stato di 107 unità, valore diminuito rispetto ai 116 dell'anno precedente ma in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2018 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 47, diminuendo di 2 unità rispetto l'anno precedente ed 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 leggero aumento rispetto al 2017 (34), attestandosi sul valore di 37 specie, valore comunque assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. E' bene ricordare che 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 similitudini rispetto al 2017: il gruppo con la maggiore diversità è ancora quello delle diatomee, rappresentate da 29 specie (erano 35 l'anno precedente), seguite dalle 26 specie sia per le cloroficee che cianobatteri, rispettivamente 30 e 23 specie nel 2017.

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 10 unità, (11 nel 2017), le criptoficee e le dinoficee, che con 9 e 7 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 per le dinoficee la variazione è stata minima (1 unità).



La successione stagionale si è svolta, nel 2018, con una dinamica, in linea generale, simile a quella osservata negli ultimi anni: infatti, anche il 2018 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 anche l’anno 2018 è stato caratterizzato da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico di *Fragilaria crotonensis*, specie che colonizza probabilmente la nicchia metalimnetica, secondo la strategia descritta in Morabito et al. e largamente presente da aprile a dicembre (mentre nel 2017 da gennaio a dicembre), cui si sono unite *Asterionella formosa*, *Synedra acus* var. *angustissima* e *Rhizosolenia* spp. Sia *Asterionella formosa* che *Rhizosolenia* spp. sono pressoché presenti da gennaio a dicembre, mentre il genere *Synedra* è presente dal periodo di inizio estate con il mese di giugno fino al mese di dicembre. I primi tre mesi dell’anno sono caratterizzati da un biovolume mensile ridotto e parte di questo è occupato dalla significativa presenza di *Plagioselmis nannoplanctica*, una criptoficea che, generalmente, caratterizza i popolamenti invernali del Lago Maggiore. Possiamo ipotizzare che le basse temperature abbiano permesso a questa specie di crescere, raggiungendo un biovolume significativo, grazie anche ad una disponibilità di nutrienti più elevata di quella che si misura normalmente in periodo invernale.

In generale, 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 *Gymnodinium uberrimum*. Accanto a queste, merita una segnalazione la presenza di Oscillatoriales, rappresentate per la maggior parte dai generi *Tyconema* e *Planktothrix* seppur con biomasse non importanti come anche la presenza dei generi *Pseudoanabaena* spp. e *Geitlerinema* spp non ha mai raggiunto le biomasse dell’anno 2016.

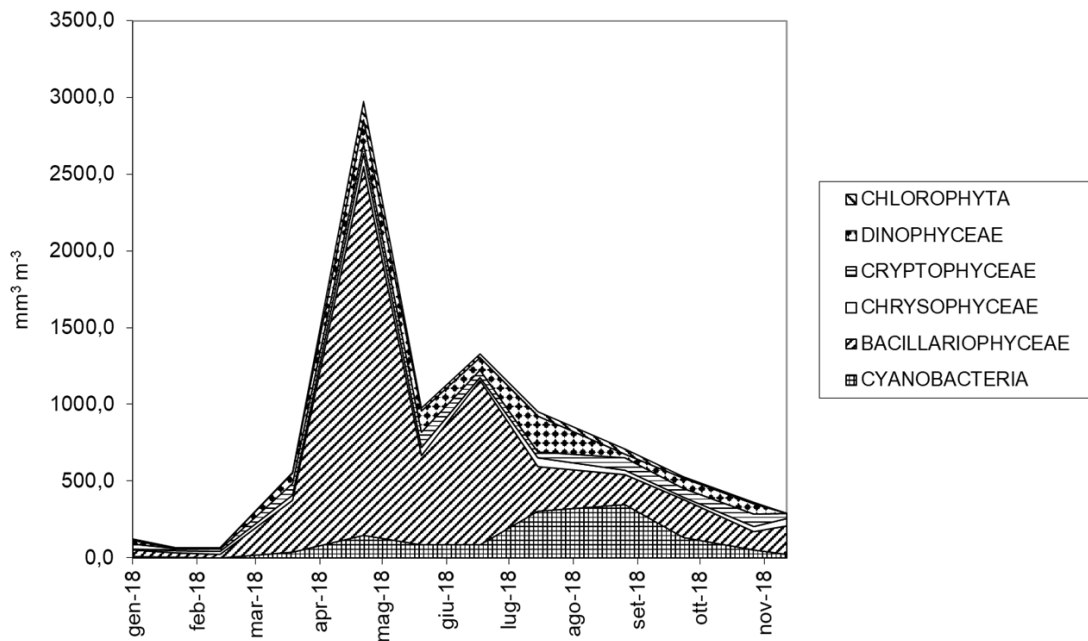


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2018

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 50% del biovolume totale)

unitamente ad *Asterionella formosa* durante la fase di sviluppo tardo-primaverile, mentre *S. acus* var. *angustissima* unitamente alle diatomee centrali quali *Cyclotella comensis* accompagnano *F. crotonensis* durante la fase estiva e sempre in presenza di *A. formosa* per tutto il periodo studiato. Il picco d

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha avuto inizio, nel 2018, 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* spp. Quest'ultima declina ad aprile lasciando libero spazio a *Fragilaria crotonensis* che, intorno a metà maggio, crea, con *Asterionella formosa*, il primo picco di diatomee. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo di *Cyclotella bodanica*, *C. comensis* morf. *minima* e *C. ocellata* che sono rappresentate durante l'anno con picchi nella stagione estiva (giugno e luglio) ma sempre con biomasse ridotte.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata, anche nel 2018, 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 2018 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, probabilmente, hanno portato al lago notevoli quantità di silice. (evento estremo del 6 maggio 2018) che spiegherebbero la fioritura di *Fragilaria crotonensis* insieme ad *Asterionella formosa* nel mese di maggio.

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 nuovamente la ormai 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 oltre alla già menzionata *Plagioselmis nannoplantica*, danno un contributo con alcune specie di *Cryptomonas* come *Cryptomonas ovata*, prevalentemente concentrate tra la primavera e la tarda estate fino a dicembre.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2018, poco significativa: oltre alla presenza ormai consueta di *Chrysochromulina parva* nel gruppo delle dominanti, da segnalare un isolato, picco primaverile di *Mallomonas caudata* seppur con una biomassa non importante.

Analogamente all'anno passato, l'importanza delle Chlorophyta risulta drasticamente ridotta: in pratica, delle 26 specie rinvenute, solo *Sphaerocystis schroeteri* entra a settembre nel gruppo delle dominanti.

In conclusione, dalle osservazioni compiute, le Cryptophyta danno un contributo durante tutto l'anno con *Plagioselmis nannoplanctica* e con *Cryptomonas ovata* durante il periodo tardo invernale a inizio primavera e dal mese di agosto al periodo 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 26 specie rinvenute (rispetto alle 35 dell'anno precedente) solo il genere *Sphaerocystis* contribuisce, a settembre, con una biomassa di  $28 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Va segnalata la presenza del gruppo delle desmidiales nei primi mesi dell'anno quando si registrano i valori sia di clorofilla che di biovolume più bassi, con la presenza del genere *Closterium* spp. La serie dei dati relativi alla concentrazione della clorofilla a mostra i valori decisamente più bassi nel corso di tutto l'anno rispetto all'anno precedente, con valori simili a quelli riscontrati negli anni '80. La clorofilla *a* media è risultata essere di  $3,6 \mu\text{g l}^{-1}$  (contro i  $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$  del 2017) con il massimo assoluto registrato il 14 maggio ( $12,7 \mu\text{g l}^{-1}$ ) in corrispondenza della fioritura di *Fragilaria crotonensis* unitamente al contributo seppur inferiore di *Asteronella formosa*.

Analogamente a quanto osservato negli ultimi anni, la crescita dei cianobatteri si è concentrata prevalentemente nel periodo tardo-estivo (Fig. 4.1): la tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni si è leggermente invertita nel 2018, come si deduce dalla ricomparsa di specie appartenenti a questo ordine tra le dominanti. Da notare la presenza tra le dominanti di *Microcystis aeruginosa* nel mese di settembre ma anche dei generi *Aphanothece* spp. *Aphanocapsa* spp. e *Snowella lacustris* seppur sempre con biomasse ridotte. Al contrario, scompaie dal gruppo dominante *Aphanizomenon flos-aquae*, mentre mantengono una certa importanza *Tychonema bourrellyi*, e le Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore.

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto quindi 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 2018, unitamente a *Tychonema bourellyi* presente daimesi primaverili fino a tarda estate e *Aphanizomenon flos-aquae*, presente con biomasse ridotte dai mesi estivi a tardo estivi. I generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena*, seppur sempre presenti non acquistano l'importanza significativa e i valori di biomassa dell'anno 2016. 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 2018: come ultimamente si caratterizza, è già presente 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 2018 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 2018 si conferma l'ulteriore riduzione, già in atto da alcuni anni, delle Chroococcales (cianobatteri di piccole dimensioni), la cui biomassa viene valutata anche nel Capitolo 6 con una metodologia differente.

## 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  $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Come è avvenuto nel 2017, dove il biovolume medio annuo era 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  $4,8 \text{ mg m}^{-3}$  anche nel 2018 è avvenuto un comportamento analogo. Sia il biovolume medio annuo che la concentrazione media di clorofilla *a* sono diminuite con valori rispettivamente di  $0,75 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$  e  $3,6 \text{ mg m}^{-3}$ .

Come detto in precedenza, anche il 2018 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 2018 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 aprile a dicembre (Fig. 4.2) mentre è *Asterionella formosa* che è presente durante l'intero anno unitamente ai generi *Aulacoseira* presente nei primi mesi dell'anno con un massimo nel mese di aprile e il genere *Synedra* presente dai mesi tardo primaverili fino alla fine dell'anno seppur con biomasse non importanti mentre il genere *Rhizosolenia* rappresentato da *R. eriensis* e *R. longiseta* compare dal mese di gennaio fino a giugno e da ottobre alla fine dell'anno.

La fase estiva della successione vede nuovamente la dominanza di *Fragilaria crotonensis* unitamente a diatomee pennate quali *Asterionella formosa* e *Synedra spp.*

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 anche per l'anno 2018, 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. La recente prevalenza dei generi *Pseudonabaena* e *Geitlerinema* unitamente a *Planktolyngbya* che potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le temperature

alte (Pearl, 1988) per l'anno 2018 ha visto un suo regredire rispetto agli anni precedenti in termini di biomassa.

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.

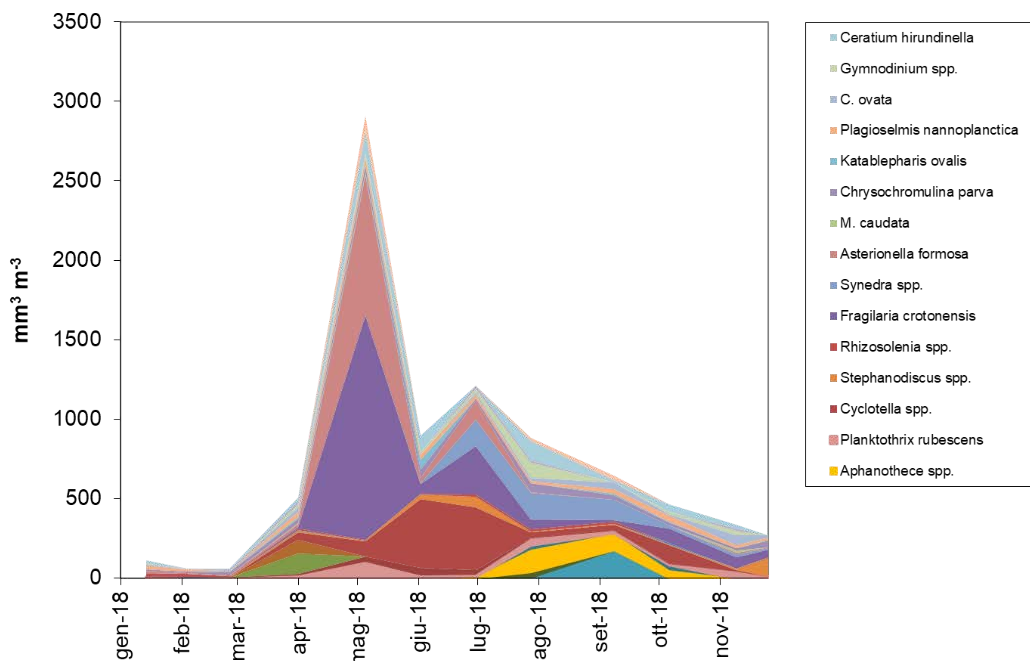


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significativi per il 2018.

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 *Mallomonas caudata* (che ha sostituito il *Dynobryon divergens* del 2017) ha avuto una presenza significativa in termini di biomassa nel mese di maggio e in minor misura nel mese 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. Solo tra le chlorococcali il genere *Sphaerocystis* è tra le specie significative seppur con biomasse non importanti mentre *Mougeotia* sp. che in precedenza aveva dato luogo anche ad una imponente fioritura nel 2011 è presente sì ma con biomasse basse (raggiungendo solo  $5 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$  nel mese di giugno). 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). Come riportato in Salmaso et al. (2018), alcuni studi hanno dimostrato come, nei laghi profondi, il riscaldamento abbia avuto un effetto importante sulla stratificazione, causando una riduzione di nutrienti negli strati superficiali e condizionando così la biomassa fitoplanctonica (Goldman & Jassby, 1990).

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: 417428.
- 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.
- Salmaso, N., Boscaini, A., Capelli, C. & L. Cerasino, 2018. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three-decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia* (2018) 824:177–195.
- 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.
- Znachor, 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

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

### 5.1 . Popolamento zooplanctonico

Nel corso del 2018, i dati riguardanti il popolamento zooplanctonico pelagico sono stati acquisiti prelevando i campioni con frequenza mensile come previsto dal progetto, presso il sito storico di campionamento, corrispondente alla zona di massima profondità, situato a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé. I campioni sono stati raccolti attraverso l'utilizzo di un campionatore di plancton dotato di flussimetro, chiudibile attraverso un messaggero e armato con una rete a maglia di 76 $\mu$ m, effettuando retinate verticali nello strato d'acqua compreso tra 0-50m, ove risiedono la maggior parte degli organismi zooplanctonici di rete. In aggiunta a questi, nel periodo di stratificazione termica delle acque lacustri, ovvero da aprile ad ottobre, sono stati acquisiti, sempre mensilmente, campioni aggiuntivi negli strati 0-20m e 30-50m al fine di definire la tendenza dei diversi taxa zooplanctonici ad occupare zone più o meno profonde della colonna 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 tramite retinate verticali nello strato 0-50m campioni di crostacei zooplanctonici con retini a bocca larga ( $t = 52$  cm) a maglie di 450  $\mu$ m e 850  $\mu$ m di luce. Tali campioni sono stati conservati a -18°C e successivamente filtrati, essiccati (metodo), pesati, trasferiti in capsulini di stagno da 5 x 8 mm ed inviati al laboratorio G. G. Hatch, per la determinazione del segnale isotopico di carbonio ( $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ) e azoto ( $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ) sia nei singoli taxa isolati al microscopio, sia nel pool delle due frazioni dimensionali ( $\geq 450$   $\mu$ m e  $\geq 850$   $\mu$ m).

L'anno 2018 è stato caratterizzato da valori di densità di popolazione totale a gennaio, febbraio e aprile molto simili, mentre nel mese di marzo è stato registrato un significativo decremento del popolamento (ca. 4130 ind  $\text{m}^{-3}$ ; Fig. 5.1.1). Mentre nei primi due mesi dell'anno la quasi totalità del popolamento era costituita dai copepodì, con la consueta dominanza degli stadi larvali di naupliari e di copepodite, ad aprile i rotiferi rappresentavano il 50% del popolamento zooplanctonico.

A partire da maggio la presenza numerica dello zooplancton pelagico è aumentata gradualmente fino a raggiungere il valore massimo dell'anno (ca. 42110 ind  $\text{m}^{-3}$ ; Fig. 5.1.1) a luglio. Valori più bassi ad agosto sono stati determinati dalla diminuzione della presenza numerica dei rotiferi e a settembre da un significativo declino dei copepodì. Nei successivi tre mesi densità numerica totale e dei singoli gruppi è risultata comparabile a quella dei primi due mesi dell'anno.

I ciclopidi sono stati caratterizzati dalla scomparsa della specie di taglia minore, ovvero *Mesocyclops leukarti*, la cui presenza, già nel 2017 era stata rilevata solo a febbraio e con pochi individui (Fig. 5.1.2A). Pertanto, il popolamento a ciclopidi, nel corso del 2018, è risultato costituito interamente dal gruppo *Cyclops abyssorum*. La dinamica stagionale degli stadi giovanili (naupli + copepoditi) ha ricalcato quella già descritta per il popolamento totale, dato che la maggior parte del popolamento a copepodì è costituito dalla componente di piccola taglia, mentre per gli adulti sono stati osservati

tre picchi di abbondanza numerica nei mesi di febbraio, giugno e novembre, con valori di 724 ind m<sup>-3</sup>, 535 ind m<sup>-3</sup> e 405 ind m<sup>-3</sup>, rispettivamente (Fig. 5.1.2A).

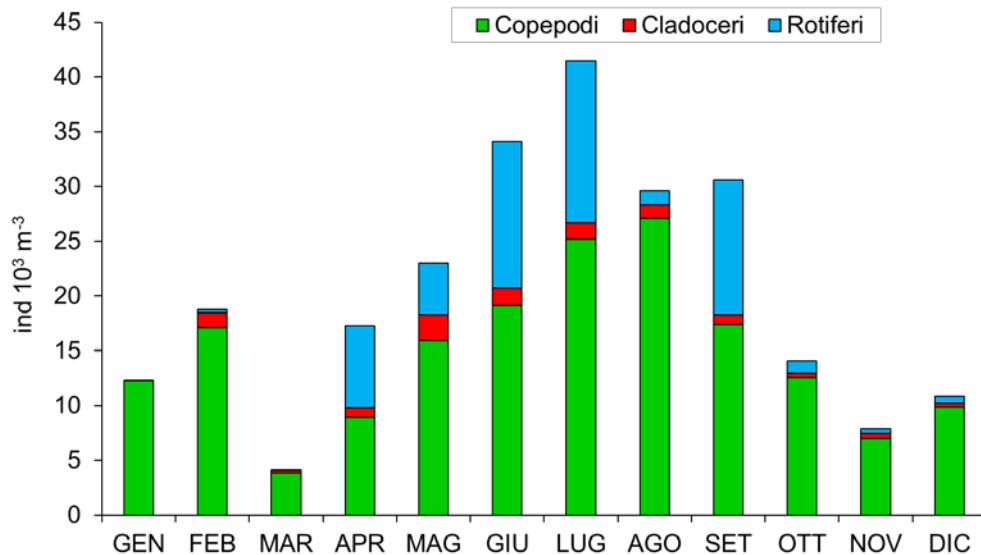


Fig. 5.1.1. Densità di popolazione dello zooplancton prelevato con rete da 76 µm di luce nel corso del 2018 del Lago Maggiore.

La dinamica stagionale della componente zooplanctonica a diaptomidi è stata caratterizzata, per quanto concerne gli stadi adulti, da un picco massimo di densità numerica a maggio (ca. 3285 ind m<sup>-3</sup>) e da un valore minimo a marzo (229 ind m<sup>-3</sup>), mentre nei restanti mesi i valori sono oscillati tra un minimo di 629 ind m<sup>-3</sup> e un massimo di 1962 ind m<sup>-3</sup> (Fig. 5.1.2B). Anche nel caso dei diaptomidi gli stadi giovanili hanno ricalcato la dinamica del popolamento totale, fatta eccezione per il picco massimo di abbondanza numerica (ca. 22490 ind m<sup>-3</sup>), osservato ad agosto, invece che a luglio. Anche per i diaptomidi il popolamento è risultato composto interamente da *Eudiaptomus padanus*, in quanto la specie di taglia maggiore (*Mixodiaptomus laciniatus*), presente nel 2017 solo a gennaio e con pochi individui, è risultata assente nel 2018. Oltreché da tratti diagnostici molto evidenti allo stadio adulto, i due diaptomidi sono ben separabili dal punto di vista della taglia: inferiore a 1,2 mm quella del primo e compresa tra 1,4 mm e 1,55 mm quella del secondo (Visconti & Manca, 2010). Dal 2006 e per un periodo di tre anni, è stata rilevata la presenza di una terza specie, *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars 1863), distinguibile morfologicamente da quella congenerica in base alla struttura del quinto paio di arti del maschio e della femmina ed alla taglia, sovrapponibile a quella di *Mixodiaptomus laciniatus*, il diaptomide di maggiori dimensioni. Il declino numerico di quest'ultimo era pertanto stato attribuito ad una competizione con *Eudiaptomus gracilis* (Visconti & Manca, 2010). Tuttavia, nel periodo successivo quest'ultimo non è stato rinvenuto, mentre *Mixodiaptomus*, sia pur raro, è tornato ad essere una componente del popolamento a copepodi del lago.



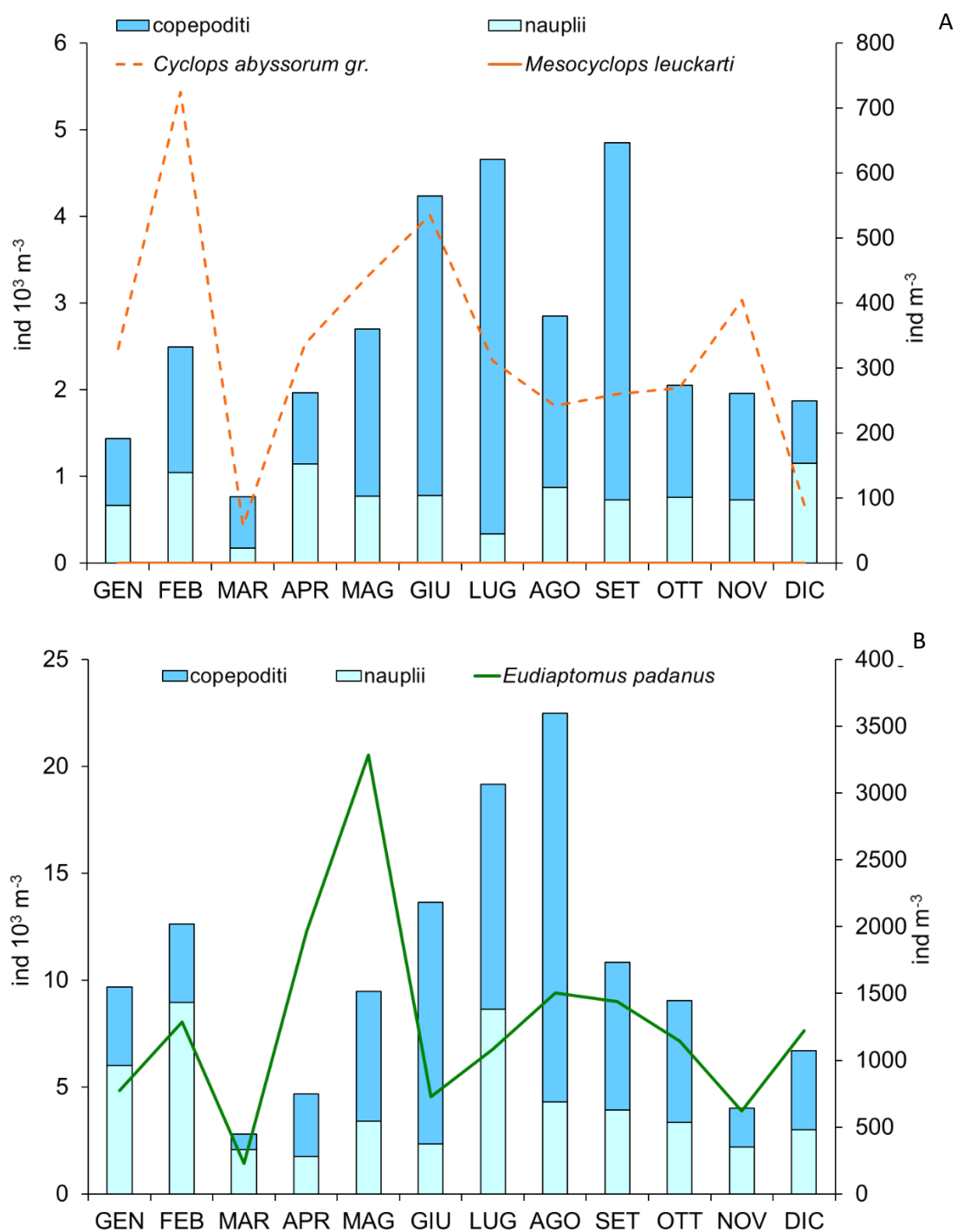


Fig. 5.1.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2018 nel Lago Maggiore (i valori della linea e del simbolo vanno riferiti all'asse di destra).

Complessivamente anche lo sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri ha rispecchiato quello del popolamento totale (Fig. 5.1.3). Il valore minimo di densità di popolazione è stato registrato a marzo con 221 ind m<sup>-3</sup> e una composizione in specie equamente distribuita tra *Daphnia longispina galeata* gr. ed *Eubosmina longispina*. In controtendenza, rispetto ai primi due anni del triennio 2016-

2018, il picco massimo di abbondanza numerica di 1753 ind m<sup>-3</sup> è stato osservato a maggio anziché ad aprile. Tra i consumatori primari, la presenza di *Eubosmina longispina* è stata rilevata costantemente in tutti i campioni, eccetto in quello di dicembre, con valori compresi tra 90 e 651 in.m<sup>-3</sup> e un picco massimo di densità numerica a giugno di 1003 ind m<sup>-3</sup>. Come atteso, invece, il maggior sviluppo numerico di *Diaphanosoma brachyurum* è stato registrato durante il periodo di acque calde e di marcata stratificazione termica, ovvero da luglio a ottobre.

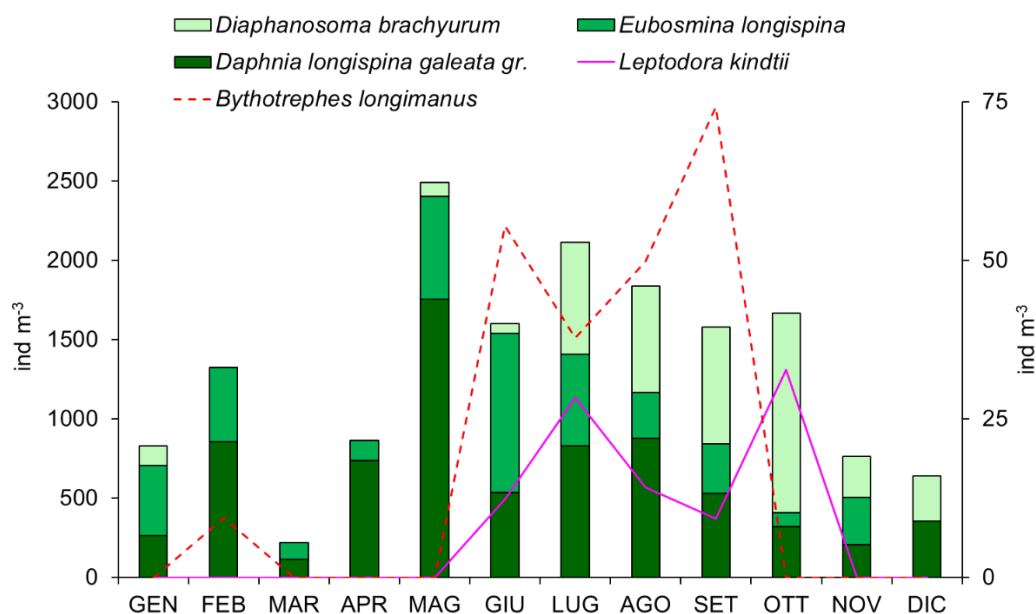


Fig. 5.1.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton prelevato con rete da 76 µm di luce nel Lago Maggiore nel corso del 2018 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Anche le due specie di cladoceri predatori, *Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii*, sono risultati presenti nel periodo di acque calde, ovvero da giugno a ottobre. Per entrambe le specie sono stati rilevati due picchi di crescita della popolazione, ma con un ritardo temporale, di *Leptodora* rispetto a *Bythotrephes*, di un mese. Infatti i picchi di crescita di *Bythotrephes* sono occorsi a giugno e ad agosto (55 ind m<sup>-3</sup> e 70 ind m<sup>-3</sup>, rispettivamente), mentre quelli di *Leptodora* a luglio e ottobre (28 ind m<sup>-3</sup> e 33 ind m<sup>-3</sup>, rispettivamente).

Il contributo dei rotiferi alla densità di popolazione è stato cospicuo soprattutto nei mesi primaverili ed estivi contribuendo per circa il 40% del popolamento totale ad aprile, giugno, luglio e settembre (Fig. 5.1.1). Le specie maggiormente presenti dal punto di vista numerico sono state: *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., *Ploesoma* spp., *Synchaeta* spp., *Keratella* spp., *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* spp., *Asplanchna priodonta*, *Ascomorpha* spp. e *Notholca acuminata labis* (Fig. 5.1.4 e B). I primi tre mesi dell'anno sono stati caratterizzati dalla presenza di una sola specie (*Asplanchna* a gennaio e marzo e *Notholca* a febbraio) con pochi individui. Il maggior sviluppo numerico è stato osservato nel periodo primaverile-estivo, con una significativa diminuzione del popolamento ad agosto. A dominare numericamente sono stati tre taxa: *Ascomorpha* ad aprile con 6353 ind m<sup>-3</sup>, *Keratella* con un picco massimo a luglio di 8943 ind m<sup>-3</sup> e *Conochilus* a settembre con 10473 ind m<sup>-3</sup>. Complessivamente, anche sulla base della

composizione percentuale (Fig. 5.1.4) il 2018 è stato caratterizzato da una bassa diversità del popolamento a rotiferi. Infatti nella maggior parte dei campioni (8, gennaio-maggio e ottobre-dicembre) è stata rilevata la presenza di pochi taxa (min. = 1; max = 5), solo nei mesi estivi è stata riscontrata una diversità tassonomica maggiore, con un massimo di 11 taxa a giugno.

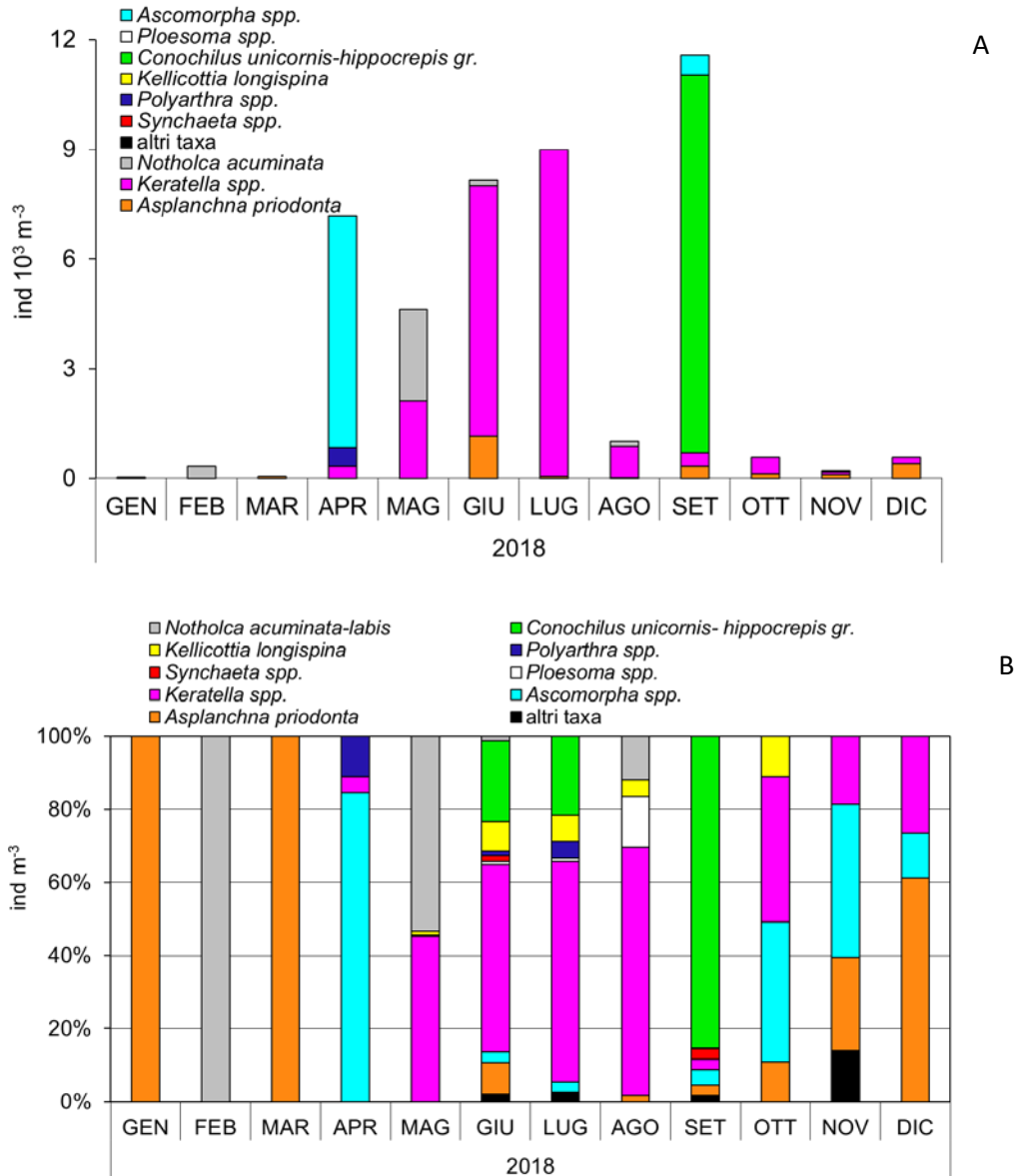


Fig. 5.1.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton prelevato con rete da 76 µm di luce di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2018 (A) e composizione tassonomica relativa (B) dello stesso.

Anche nel 2018 è stata confermata la tendenza da parte di alcuni organismi a colonizzare le acque superficiali più calde (Fig. 5.1.5). Tale tendenza è risultata molto netta sia per i rotiferi, che per i cladoceri consumatori primari (*Daphnia*, *Eubosmina* e *Diaphanosoma*) e secondari (*Bythotrephes* e *Leptodora*), infatti, la maggior parte degli individui era presente nei campioni prelevati nello strato 0-20m. Come già evidenziato

gli altri anni, invece, i copepodi erano risultati presenti in quantità paragonabili e/o superiori anche nei campioni prelevati negli strati profondi (30-50m). In particolare i ciclopidi hanno mostrato una distribuzione verticale lungo tutta la colonna d'acqua durante i mesi estivi (giugno-agosto), mentre i diaptomidi sono risultati preferire gli strati più superficiali, ad eccezione del mese di agosto, quando erano più abbondanti nello strato 30-50m.

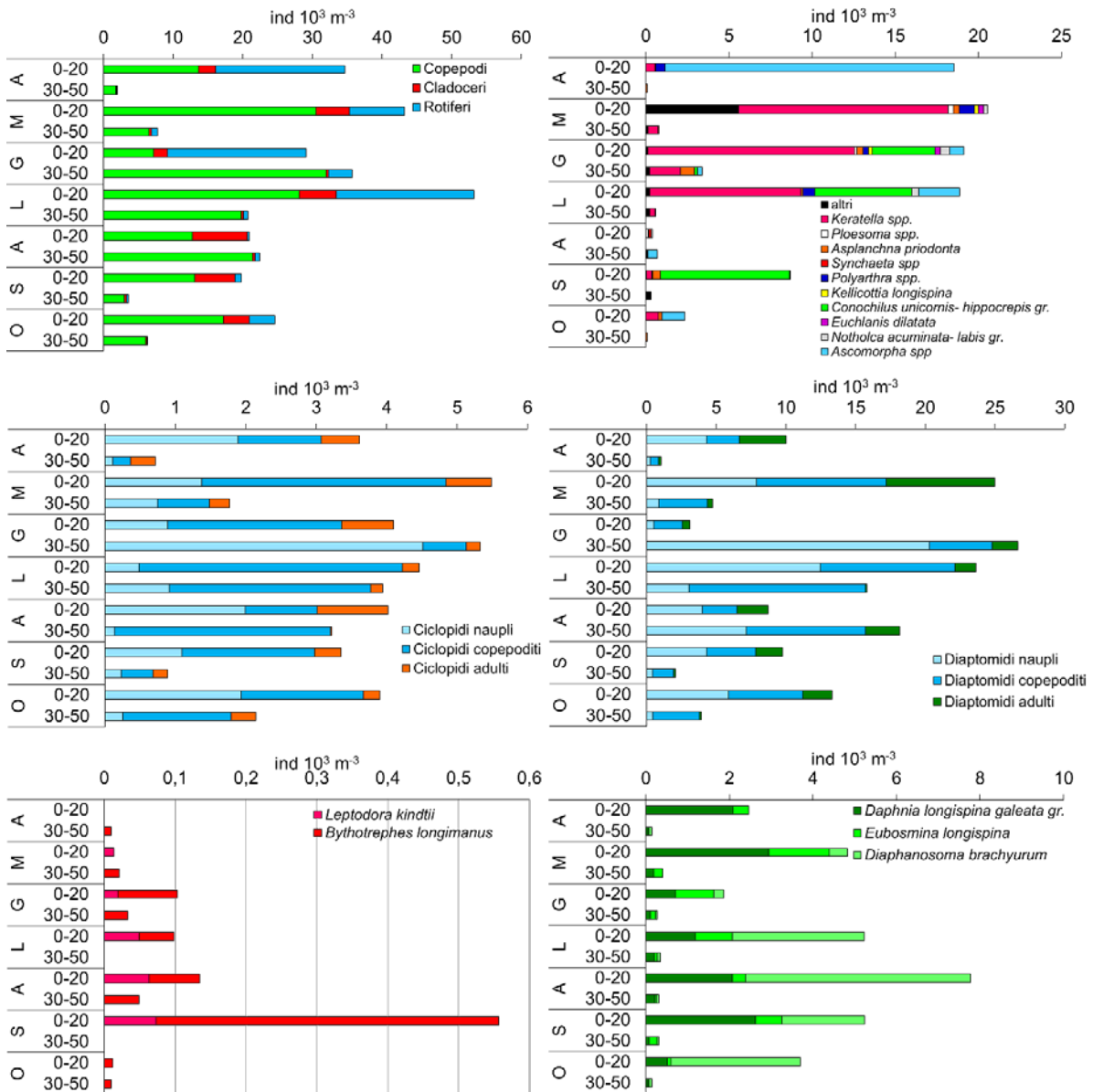


Fig. 5.1.5. Densità numerica dei taxa componenti lo zooplancton pelagico prelevato con rete da 76  $\mu\text{m}$  di luce nel Lago Maggiore negli strati 0-20m e 30-50m nel periodo compreso tra aprile e ottobre del 2018.

I risultati delle analisi isotopiche di carbonio e azoto effettuati sui singoli taxa e sulle frazioni dimensionali  $\geq 450\mu\text{m}$  e  $\geq 850\mu\text{m}$  hanno sostanzialmente confermato i pattern stagionali osservati negli anni precedenti (Fig. 5.1.6.). Infatti, anche quest'anno è stato osservato il passaggio, più o meno marcato a seconda dei taxa, dalla primavera

all'autunno, da valori più negativi a valori meno negativi di carbonio e l'aumento del contenuto isotopico di azoto. Non tutti gli organismi sono risultati utilizzare le stesse fonti di carbonio di *Daphnia*, specie utilizzata, in quanto filtratore non selettivo, come rappresentativa della linea di base. In particolare, si sono discostati tutti i mesi tranne a novembre i ciclopidi, caratterizzati come di consueto da un ristretto range di variazione dei segnali isotopici di carbonio e azoto, indice di una nicchia trofica ben definita. In alcuni mesi, sono risultati utilizzare fonti alternative di carbonio anche i diaptomidi (aprile, settembre e novembre) e i consumatori secondari *Bythotrephes* (giugno, ottobre e novembre) e *Leptodora*, (agosto, ottobre e novembre). Al contrario, i consumatori primari (*Eubosmina* e *Diaphanosoma*) sono sempre risultati solidali con le fonti alimentari di *Daphnia*. Per quanto riguarda l'azoto il massimo arricchimento è stato osservato per i diaptomidi a novembre (12,08‰) e il minimo (0,43‰) per *Eubosmina* a luglio. In particolare, i valori di  $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$  di *Eubosmina* sono risultati sempre inferiore a quelli di *Daphnia*, confermando la sua predilezione per le specie algali azoto fissatrici.

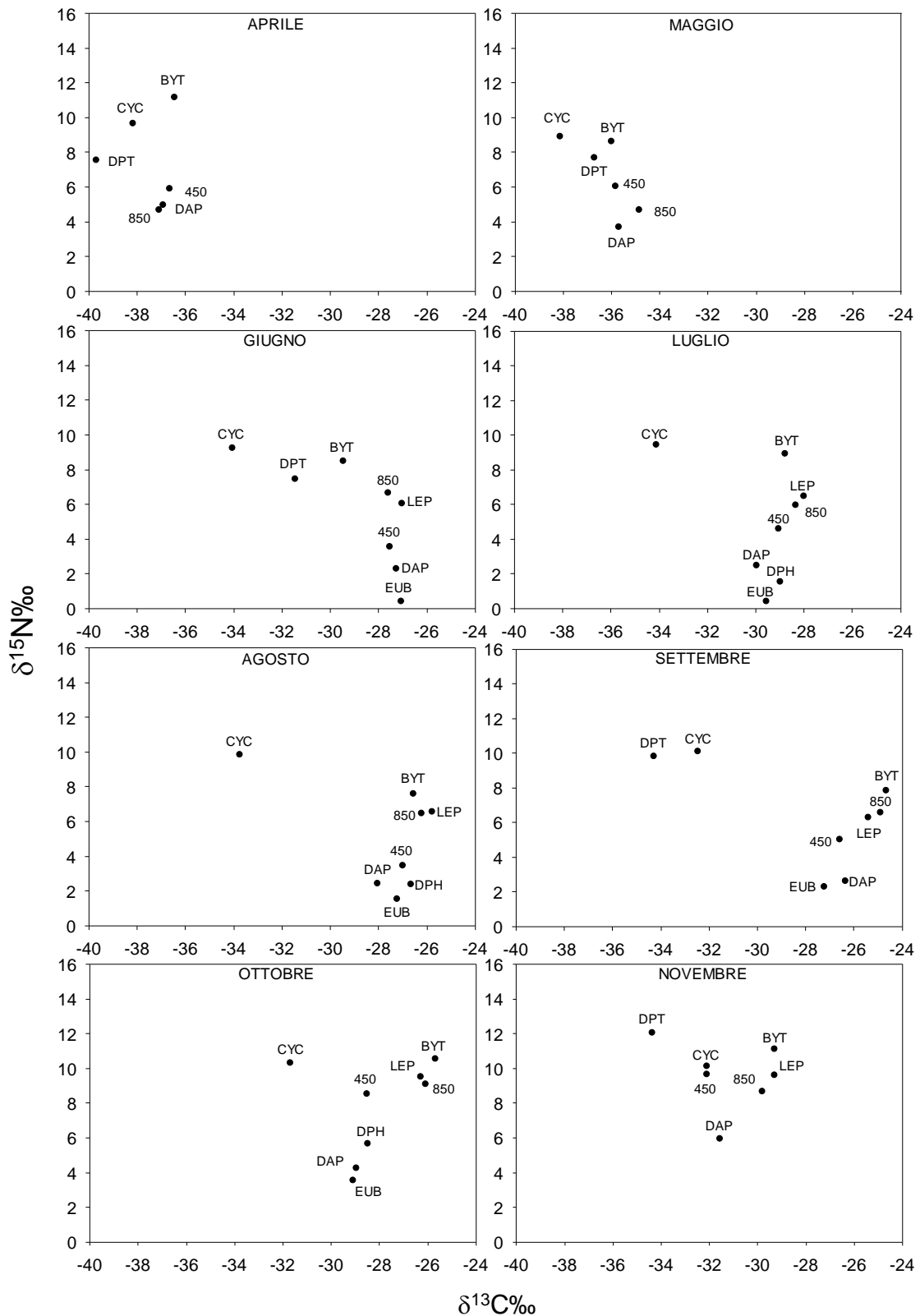


Fig. 5.1.6. Variazioni mensili dei segnali isotopici di carbonio e azoto ( $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  e  $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ) nei crostacei zooplanctonici pelagici del Lago Maggiore e nelle frazioni dimensionali  $\geq 450\ \mu\text{m}$  e  $\geq 850\ \mu\text{m}$ , nel periodo di stratificazione delle acque lacustri. DAP: *Daphnia*; EUB: *Eubosmina*; DPH: *Diaphanosoma*; DPT: Diaptomidi; CYC: ciclopidi; BYT: *Bythotrephes*; LEP: *Leptodora*.

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

Le raccolte di zooplancton sono state sottoposte a trattamento in laboratorio per l'estrazione di DNA da singolo individuo, focalizzandoci per il terzo anno del progetto sull'intera comunità di crostacei copepodi. 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 copepodi presenti nel plankton del Lago Maggiore ed identificate su base morfologica sono quattro, due cyclopoidi, *Cyclops abissorum* Sars G.O., 1863 e *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), e due calanoidi, *Eudiaptomus padanus* (Burckhardt, 1900) e *Mixodiptomus laciniatus* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889), presenti tutte quasi in ogni stagione dell'anno. Abbiamo isolato e sequenziato animali di tutte le specie in ogni stagione, selezionando fino a 7 animali per ogni specie in ogni stagione, primavera (M, May), estate (J, July), autunno (A, August) e inverno (N, November), per un totale di 88 animali; *M. laciniatus* non è stato trovato in primavera e *M. leuckarti* non è stato trovato in inverno. Di questi 88 animali, 66 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 tutte le specie degli stessi generi, aggiungendo così ulteriori 640 sequenze per un totale di 706 sequenze. 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 quattro specie si raggruppano in quattro cladi ben distinte che corrispondono alle quattro specie (Figura 5.2.1). Le distanze genetiche tra le specie sono risultate essere in un intervallo da 19% a 39%, dimostrandone la loro indipendenza tassonomica: la soglia intra-interspecifica per il barcoding molecolare con COI in crostacei dello zooplancton è stimata intorno al 3% e i valori osservati sono molto più alti.

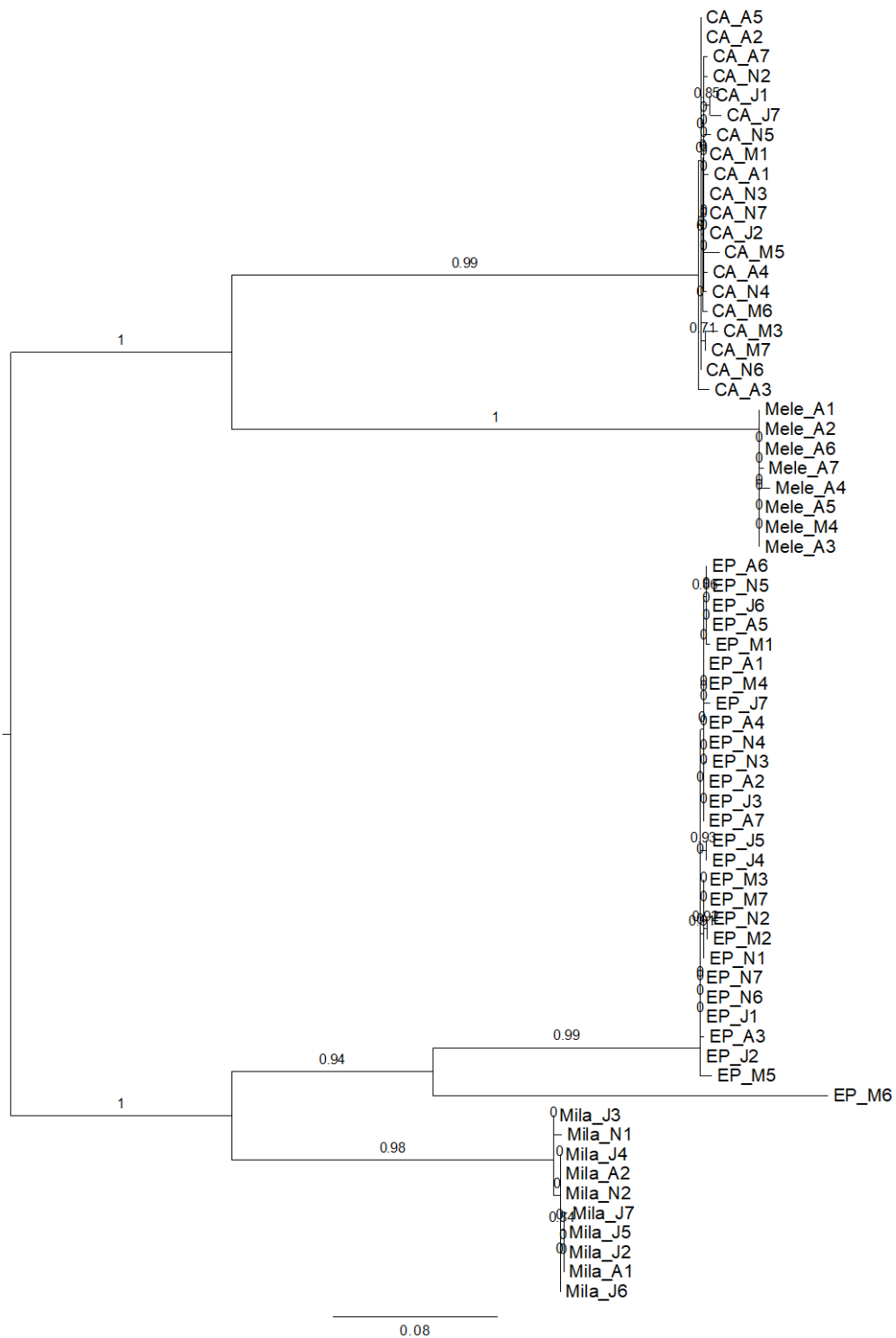


Figura 5.2.1. Albero filogenetico di Maximum Likelihood con tutte le 66 sequenze delle quattro specie di crostacei copepodi presenti nel Lago Maggiore. Ogni individuo è rappresentato come un ramo terminale, con un codice di 2 o 4 lettere separato da un tratto basso da altro codice con una lettera ed una cifra. Le prime lettere sono l'acronimo per la specie (CA = *Cyclops abissorum*, Mele = *Mesocyclops leuckarti*, EP = *Eudiaptomus padanus*, Mila = *Mixodiaptomus laciniatus*); la lettera della seconda parte del codice è l'acronimo per il mese (M = May, J = July, A = August, N = November); il numero identifica l'individuo da 1 a 7 per ogni specie e ogni stagione.



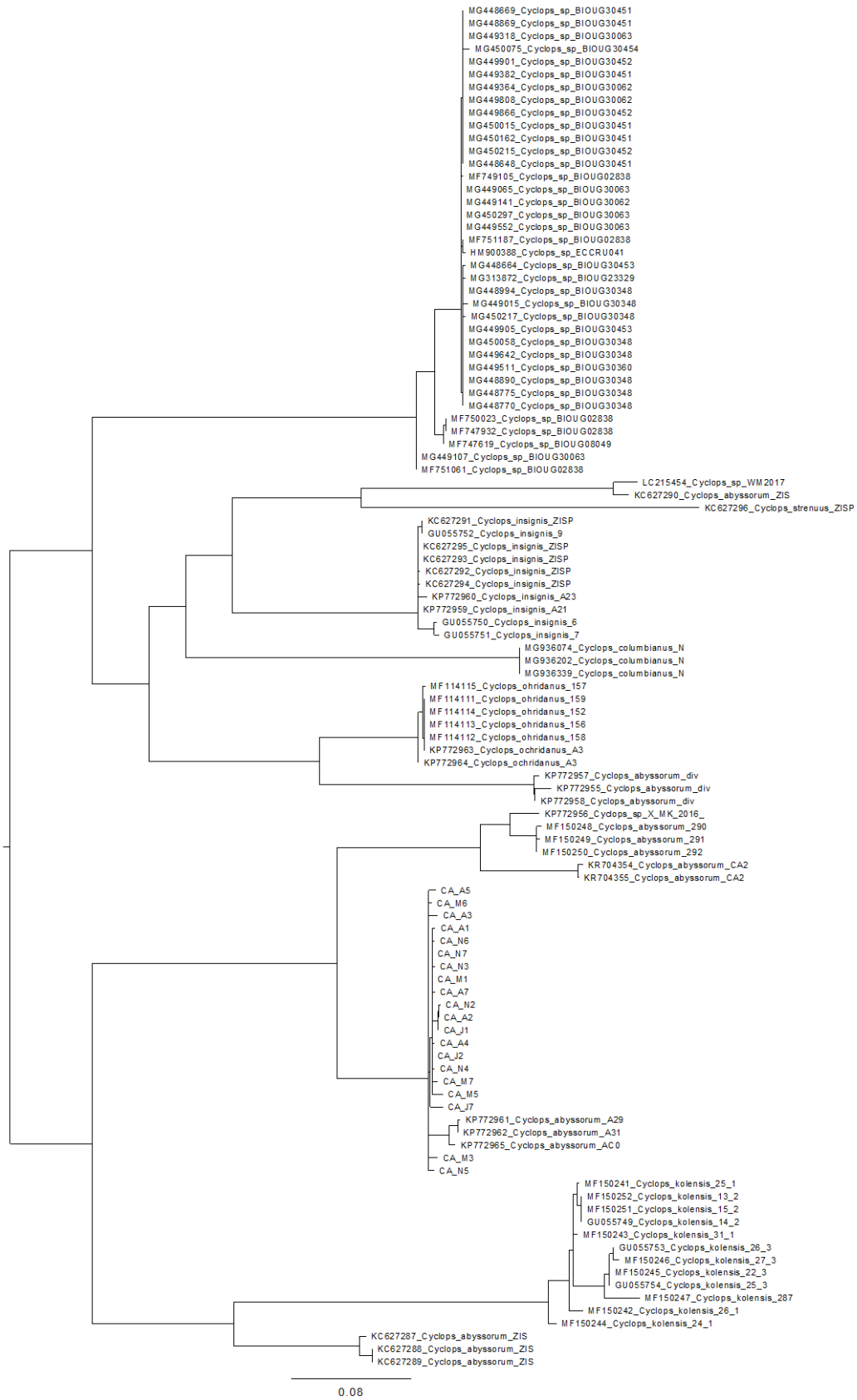


Figura 5.2.2. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Cyclops abyssorum*, comprendente anche le sequenze disponibili online per il genere *Cyclops*.

Per *Cyclops abissorum* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 20 animali (5 in maggio, 3 in luglio, 6 in agosto, 6 in novembre). Queste si raggruppano in vari aplotipi mitocondriali (Figura 5.2.2) distanti tra di loro al massimo 2,00%. Le altre sequenze disponibili in GenBank per questa specie e per altre del genere *Cyclops* dimostrano che ci possa essere qualche problema tassonomico nel gruppo. Alcune sequenze di questa specie, come le tre provenienti dalla Repubblica Ceca e dalla Slovacchia, si raggruppano con quelle del Lago Maggiore, mentre altre sono molto lontane (Figura 5.2.2).

Per *Mesocyclops leuckarti* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 8 animali (1 in maggio, 7 in agosto). Queste si raggruppano in aplotipi mitocondriali molto simili tra loro (Figura 5.2.1) con una distanza genetica massima dello 0,7%. Dal confronto con le altre sequenze note per il genere *Mesocyclops* (Figura 5.2.3), si evince come sequenze della stessa specie siano raggruppate con quelle del Lago Maggiore, sempre con qualche incertezza tassonomica sulle determinazioni delle sequenze disponibili online (Figure 5.2.3).

Per *Eudiaptomus padanus* abbiamo ottenuto sequenze di COI da tutti i 28 animali da cui abbiamo estratto DNA (7 in maggio, 7 in luglio, 7 in agosto, 7 in novembre). Queste si raggruppano in 2 gruppi di aplotipi mitocondriali (Figura 5.2.4) distanti tra di loro da 20,3% a 22,1%. Questi valori 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. Una specie è stata trovata con 27 sequenze con distanze massime di 1,1% (ben al di sotto della soglia del 3%), e l'altra specie con una sola sequenza (EP\_M6) (Figura 5.2.1). Confrontando le sequenze del Lago Maggiore con quelle disponibili in GenBank per il genere *Eudiaptomus* (Figura 5.2.4), si conferma il fatto che i due gruppi appartengano a due specie distinte, anche se per nessuno dei due gruppi esistono sequenze della stessa specie. Anche per il genere *Eudiaptomus*, come per *Cyclops*, si notano possibili problemi tassonomici, soprattutto nell'identificazione della specie *E. hadzici* (Figura 5.2.4).

Per *Mixodiaptomus laciniatus* abbiamo ottenuto sequenze di COI da 10 animali (6 in luglio, 2 in agosto, 2 in novembre). Queste si raggruppano in aplotipi mitocondriali molto simili tra loro (Figura 5.2.1) con una distanza massima di 1,0%. Anche in questo caso i valori sono al di sotto della soglia di DNA barcoding del 3%. Non sono disponibili sequenze per questa specie e per questo genere in GenBank per effettuare confronti.

Per quanto riguarda i copepodi, 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 nel Lago Maggiore, avendo messo a punto il database di riferimento (Makino et al., 2017), chiamato barcodoma. Questo servirà anche per monitorare l'eventuale arrivo di specie aliene (Montoliu et al., 2015; Zaiko et al., 2015). In laboratorio stiamo amplificando ulteriori marcatori sia per copepodi sia per cladoceri, 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 zooplankton completamente noto.

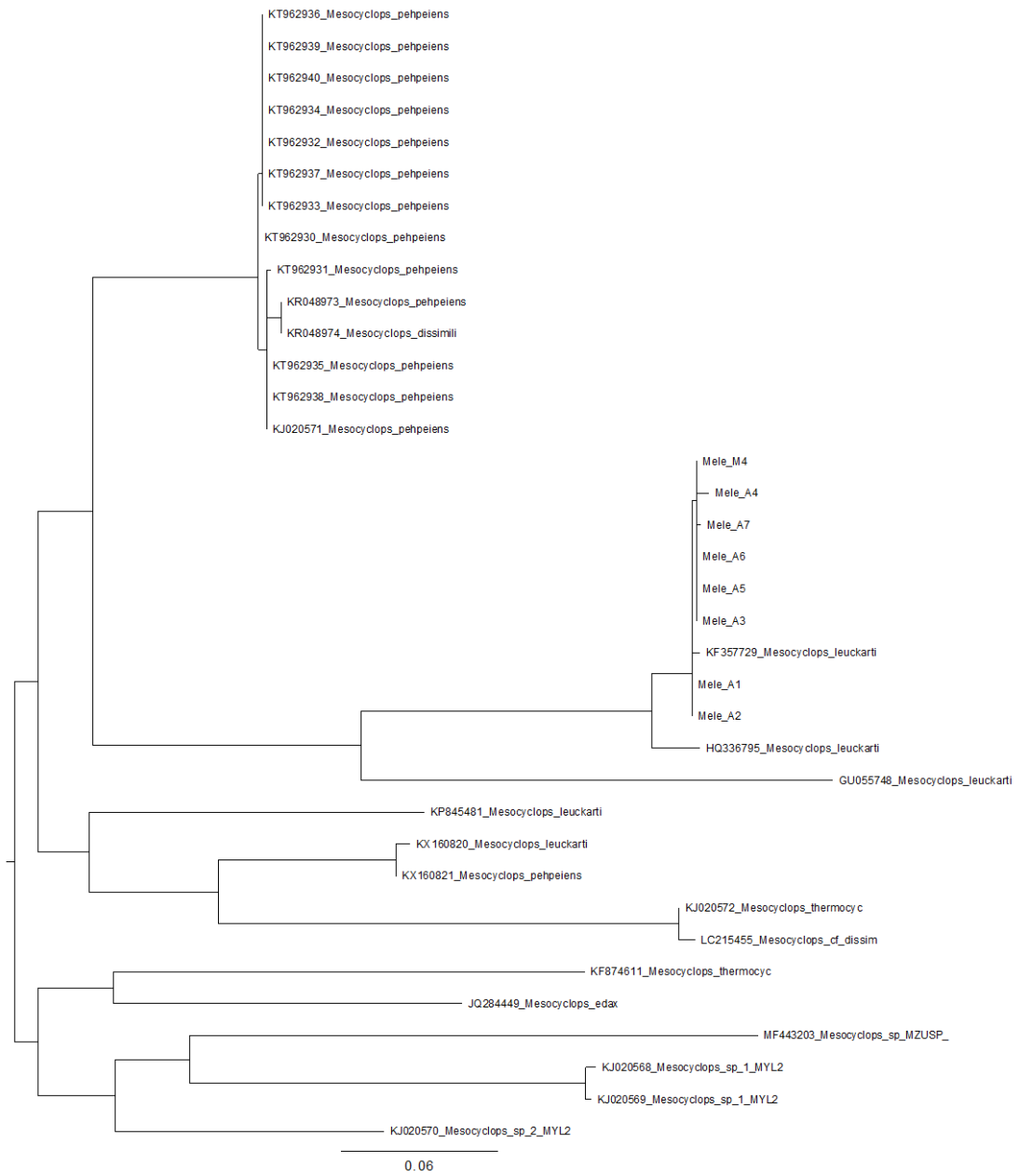


Figura 5.2.3. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Mesocyclops leuckarti*, comprendente anche le sequenze disponibili online per il genere *Mesocyclops*.

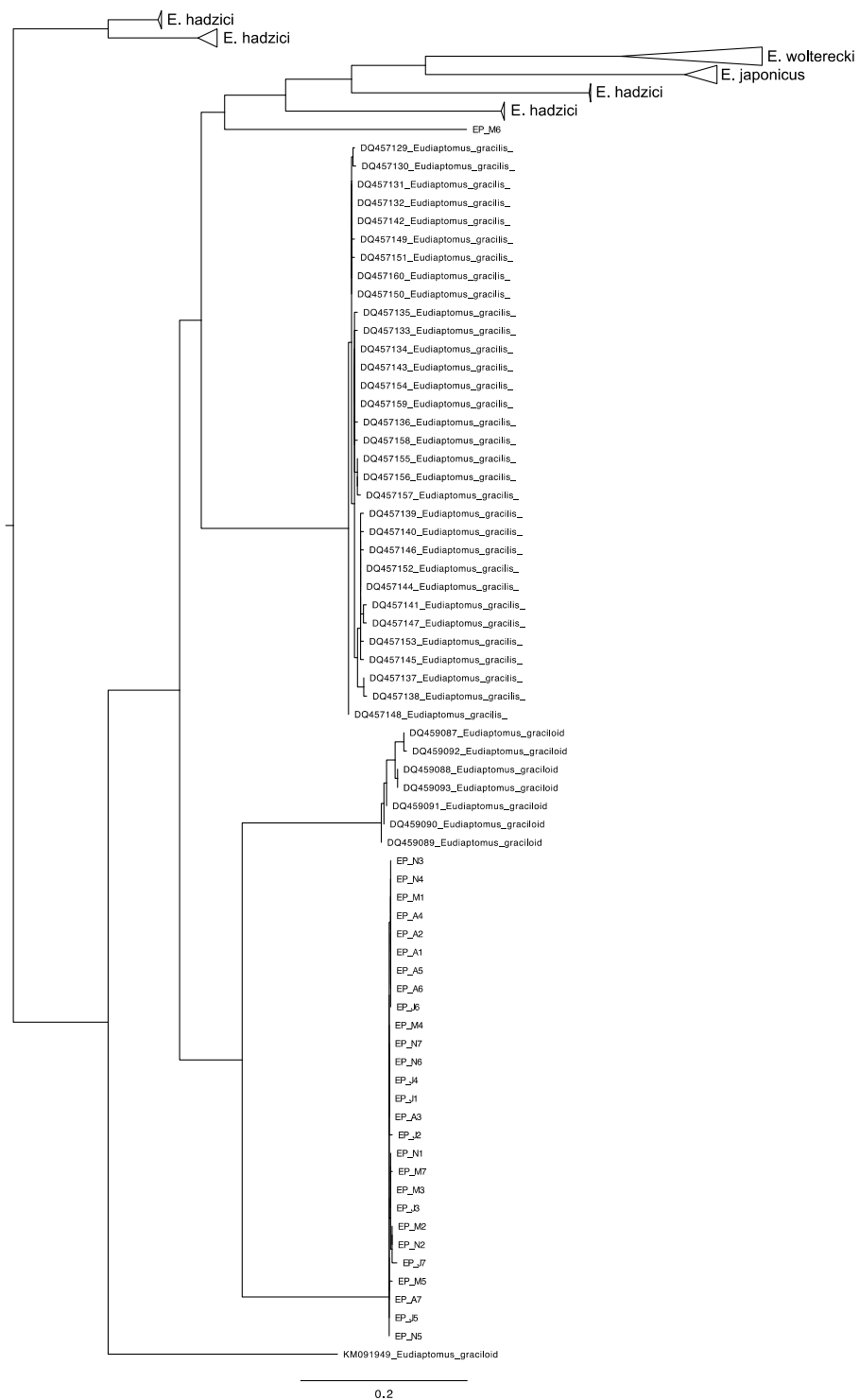


Figura 5.2.4. Albero filogenetico di Maximum Likelihood per *Eudiaptomus padanus*, comprendente anche le sequenze disponibili online per il genere *Eudiaptomus*.

## Bibliografia

- Makino, W., N. Maruoka, M. Nakagawa & N. Takamura. 2017. DNA barcoding of freshwater zooplankton in Lake Kasumigaura, Japan. *Ecological Research*, 32, 481-493.
- Montoliu, L., M. R. Miracle & M. Elías-Gutiérrez. 2015. Using DNA barcodes to detect non-indigenous species: the case of the Asian copepod *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Cyclopidae) in two regions of the world. *Crustaceana*, 88, 1323-1338.
- 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.
- Visconti A., Manca M. 2010. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (GO Sars 1863) in Lago Maggiore. *Journal of Limnology*, 69(2), 353-357.
- Zaiko, A., A. Samuiloviene, A. Ardura & E. Garcia-Vazquez. 2015. Metabarcoding approach for nonindigenous species surveillance in marine coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 100, 53-59.

## 6. IL CARBONIO ORGANICO NEL LAGO MAGGIORE: TENDENZA EVOLUTIVA, ORIGINE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE

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

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

**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 2018 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH, dotato di auto campionatore) nel giorno stesso del prelievo.

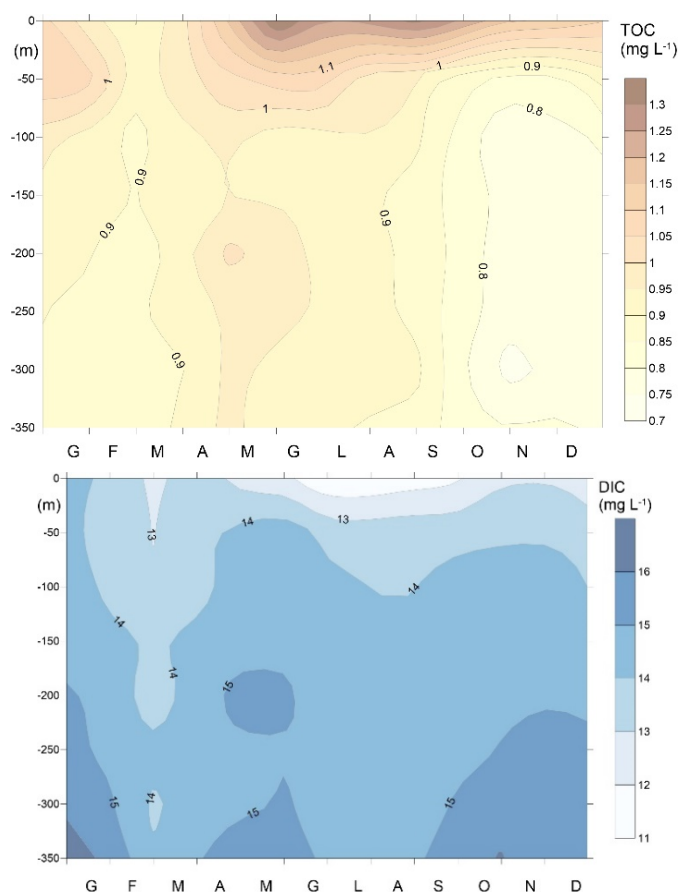


Fig. 6.1. Mappa della concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC, pannello superiore) e Carbonio Inorganico Disciolto (DIC, pannello inferiore) su campioni non prefiltrati, nella colonna verticale nel Lago Maggiore nel corso del 2018.

**Risultati** - Osservando la mappa del 2018 si osserva che la concentrazione di TOC in generale diminuisce con la profondità, mentre quelle del DIC ha un andamento opposto (Fig. 6.1). Nonostante il Lago Maggiore sia un lago oligomittico e quindi non arriva alla

piena circolazione tutti gli anni, si può notare che a inizio marzo la concentrazione del TOC è abbastanza uniforme su tutta la colonna d'acqua con concentrazioni intorno a 0.9 mg/L. A fine marzo - aprile 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 15 mg/L dai 200 ai 350 m.

La concentrazione di TOC inizia ad aumentare a maggio per raggiungere il massimo dell'anno a giugno in superficie (1.49 mg/L). La concentrazione di TOC permane elevata per tutti i mesi estivi raggiungendo a settembre un altro picco di concentrazione dalla superficie ai 10 m (1.35 mg/L). Tali concentrazioni risultano comunque inferiori a quelle misurate nel precedente biennio che, quindi, erano da imputare alla variabilità meteorologica interannuale più che ad una modificazione delle condizioni trofiche del Lago Maggiore. Durante la stratificazione le concentrazioni di TOC dai 100 m ai 350 m variano da 0.7 a 0.9 mg/L risultando anche in questi strati profondi inferiori rispetto al precedente biennio.

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. Nonostante le diminuite concentrazioni del TOC nel 2018, rimane 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, superiori agli 11 mg/L mentre in profondità o nei mesi invernali si situano intorno ai 15 mg/L raggiungendo i 16 mg/L in ottobre – novembre ai 350 m.

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

**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 4 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 a 500°C 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.

**Risultati** - Le variazioni dei parametri del carbonio e azoto e dei microrganismi misurati mensilmente nel corso del 2018 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 12.7 mg/L nella zona EUF e di 14.8 mg/L nella zona AFO. Come anticipato esaminando le mappe della isoplete, si nota come i maggiori consumi di DIC avvengano da luglio a 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 prossime a quelle misurate nel 2017 non altrettanto si può dire per le concentrazioni del TOC. Così la concentrazione media annua del carbonio organico (TOC) è stata di 1.2 mg/L nello strato fotico. Questo dato si riferisce al campione integrato che media le concentrazioni delle diverse profondità, meglio visibili nelle mappe della distribuzione spazio-temporale di questa variabile.

Nella zona afotica, non si osservano i picchi in corrispondenza dei massimi superficiali di produzione e le concentrazioni di TOC risultano più basse con una media annua di 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 0.69 e 0.75 mg/L nella zona EUF e AFO rispettivamente, di poco inferiori a quelle misurate nel 2017 (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  $2.0 \times 10^6$  cell/ml nella zona EUF e  $0.5 \times 10^6$  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  $3.0 \times 10^6$  cell/ml, nella zona EUF. Tali numeri sono leggermente diminuiti rispetto al 2017. Nella zona AFO si nota un picco in aprile in corrispondenza di quello della zona eufotica, mentre manca il picco estivo presente negli strati più superficiali (Fig. 6.2).

I picocianobatteri, rappresentati dal genere *Synechococcus* (Callieri et al. 2013), costituiscono la componente autotrofa del picoplancton nel Lago Maggiore e sono principalmente del tipo con fitoeritrina (PE) e in misura minore con ficocianina (PC) come principali ficobiliproteine. Il loro numero medio è intorno a  $94 \times 10^3$  cell/ml nella zona EUF e  $3.3 \times 10^3$  cell/ml nella zona AFO. È interessante notare che questi cianobatteri possono vivere anche in zone del lago dove non arriva la luce adattandosi e utilizzando altri metabolismi come quello eterotrofo. A differenza del biennio 2016-2017 non si notano i tre tipici picchi di abbondanze lungo il corso dell'anno ma sostanzialmente un picco estivo che inizia in luglio e termina in settembre/ottobre. Il picco massimo è stato in agosto 2018 con  $384 \times 10^3$  cell/ml quindi superiore ai numeri ritrovati nel 2017.

L'abbondanza del fitoplancton eucariota, essa pure misurata con il citometro, mostra un andamento diverso dagli anni precedenti con un massimo in giugno ed una diminuzione in tarda estate quando aumentano i picocianobatteri. Il picco principale di abbondanza degli eucarioti avviene in giugno con  $259 \times 10^3$  cell/ml numeri molto elevati e mai raggiunti nel biennio precedente. Tuttavia l'abbondanza media è intorno a  $71 \times 10^2$  cell/ml (Fig.6.2) di poco inferiore al 2017. Nella zona afotica, dove non ci dovremmo aspettare la presenza di organismi autotrofi che hanno bisogno di luce, si riscontrano invece, oltre ai picocianobatteri anche eucarioti 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. Nel 2018 il numero medio di eucarioti nella zona da 20 a 350m è stata di  $4.8 \times 10^2$  cell/ml di poco superiore al 2017. I batteri sono mediamente diminuiti sia nella zona EUF che AFO rispetto al 2017. Nel 2018 nella zona EUF sono stati  $2.04 \times 10^6$  cell/ml



e in quella AFO  $0.47 \times 10^6$  cell/ml. In picco massimo di abbondanze batteriche si sono riscontrate negli strati più superficiali in agosto ( $3 \times 10^6$  cell/ml).

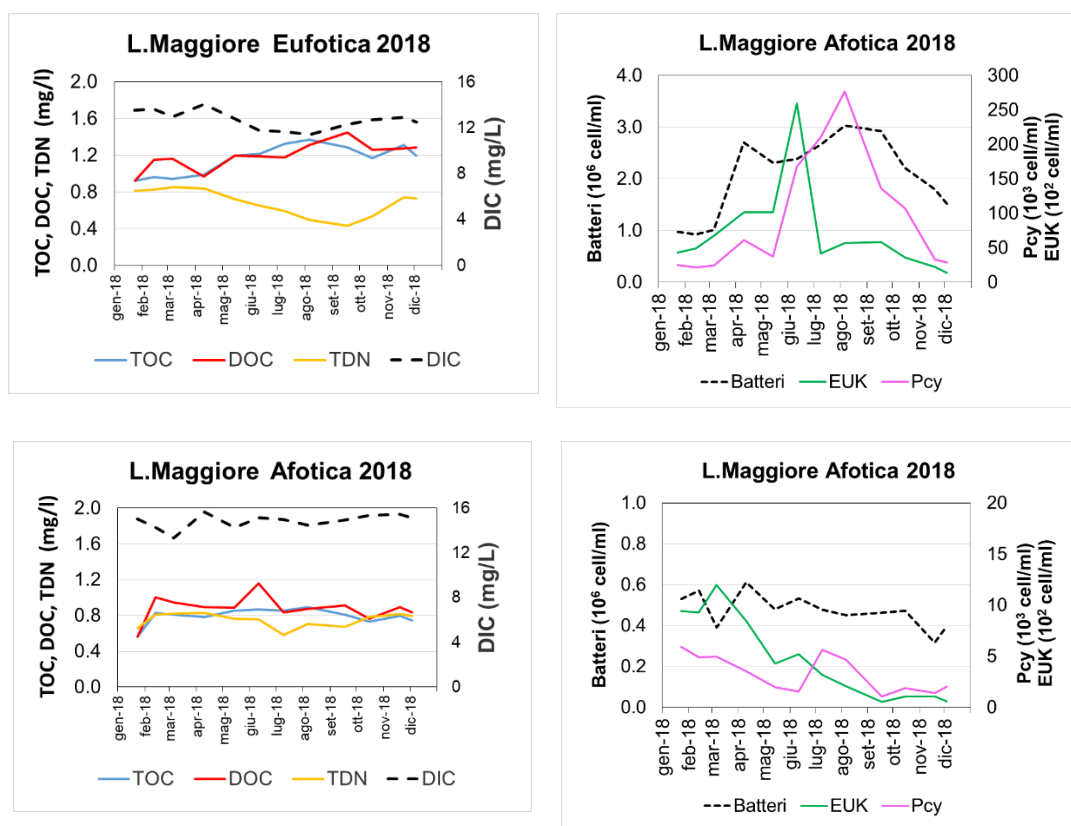


Fig. 6.2 Andamenti delle concentrazioni di TOC, DOC, DIC, TDN (in mg/L) nel corso del 2018, nelle zone Eufotica (0-20m) ed Afotica (20-350m), sui pannelli di sinistra. Sui pannelli di destra sono riportati gli andamenti dei conteggi degli organismi contati al citometro.

In Figura 6.3 sono riportati sei citogrammi per mostrare le numerose informazioni che si ottengono da questo tipo di conteggio con citometro a flusso rispetto al conteggio con microscopio ad epifluorescenza. L'area circoscritta con linea rosa rappresenta gli eventi, rappresentativi del numero di cellule, riconducibili ai picocianobatteri con ficoeritrina, quelli in blu agli eventi riconducibili agli organismi eucarioti. In alcuni mesi come per esempio in marzo e in giugno, gli eucarioti sono chiaramente separati in due nuvole nei citogrammi, a dimostrazione della presenza di frazioni dimensionali nettamente diverse. A cominciare da giugno, mese nel quale la frazione degli eucarioti ha raggiunto il suo massimo, compaiono anche cianobatteri filamentosi e coloniali che danno un segnale nettamente più alto in fluorescenza rossa (canale FL3 =  $>670$  nm) e arancione (canale FL2 = 585/40 nm). Le abbondanze più elevate di cianobatteri si osservano in agosto e settembre mesi nei quali si ha un notevole aumento di TEP e TOC. Anche se in numero minore, nel Lago Maggiore sono anche visibili picocianobatteri con ficocianina (nuvola verde nella Fig. 6.3).

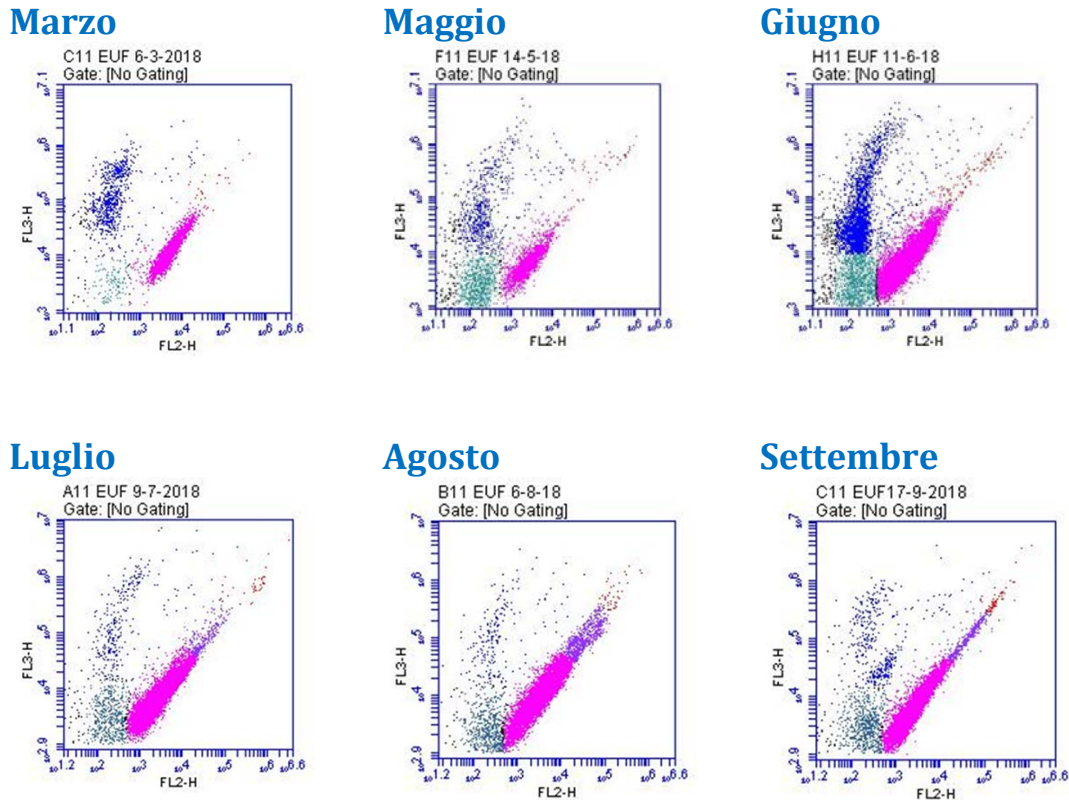


Fig. 6.3. Citogrammi del conteggio di campioni presi come esempio per evidenziare la presenza di organismi autotrofi con diversi pigmenti. Rosa: picocyanobatteri con ficoeritrina; Verde: picocyanobatteri con ficocianina; Rosso: cianobatteri filamentosi; Viola: aggregati; Blu: organismi eucarioti.

### 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.

**Metodi** - I campioni sono stati prelevati nella stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità: superficie, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 200, 300, 350 m ed inoltre si è analizzato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona epilimnetica ed uno 20-350 m 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 (µg GX eq L<sup>-1</sup>). 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). E' da sottolineare che questo fattore di conversione, ottenuto da analisi con TEP

proveniente da diverse specie algali, può portare a sovrastime/sottostime di questa frazione rispetto al carbonio organico totale (TOC) in dipendenza dalle caratteristiche dei popolamenti produttori di TEP (Engel 2004).

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 2018.

0-20 m	TEP ( $\mu\text{gC/L}$ )	TOC ( $\mu\text{gC/L}$ )	%TEP	PhytoPAM
				Chl ( $\mu\text{g/L}$ )
13/02/2018	19	962	1.93	0.59
14/05/2018	43	1195	3.64	3.64
11/06/2018	78	1215	6.42	0.75
09/07/2018	79	1327	5.96	0.95
06/08/2018	648	1373	47.19	1.35
17/09/2018	964	1286	74.96	0.74
15/10/2018	176	1169	15.04	2.09
<b>20-350 m</b>				
13/02/2018	0.0	831	0.00	0.28
14/05/2018	10.6	856	1.23	0.24
11/06/2018	0.0	868	0.00	0.16
09/07/2018	3	853	0.35	0.13
06/08/2018	10.0	893	1.12	0.06
17/09/2018	0.0	811	0.00	0.05
15/10/2018	0	734	0.00	1.04

**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 2018 ha subito un incremento significativo in settembre rappresentando un massimo di 75% del TOC totale. Questa percentuale è quindi passata dal 10% del 2017 a questi valori molto elevati e mai misurati nel triennio. Anche considerando le concentrazioni assolute di TEP nella zona eufotica queste hanno subito un aumento rispetto al 2017, passando a 964  $\mu\text{g C/L}$  in settembre (Tabella 6.1).

I profili verticali del TEP hanno mostrato picchi modesti di concentrazione all'inizio dell'anno per terminare con valori, in settembre a 5m, mai prima ottenuti (2086  $\mu\text{g/L}$ ) (Fig. 6.4) e probabilmente dovuti al decadimento del popolamento autotrofo, in particolare dei picocianobatteri coloniali e cianobatteri filamentosi. 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.

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

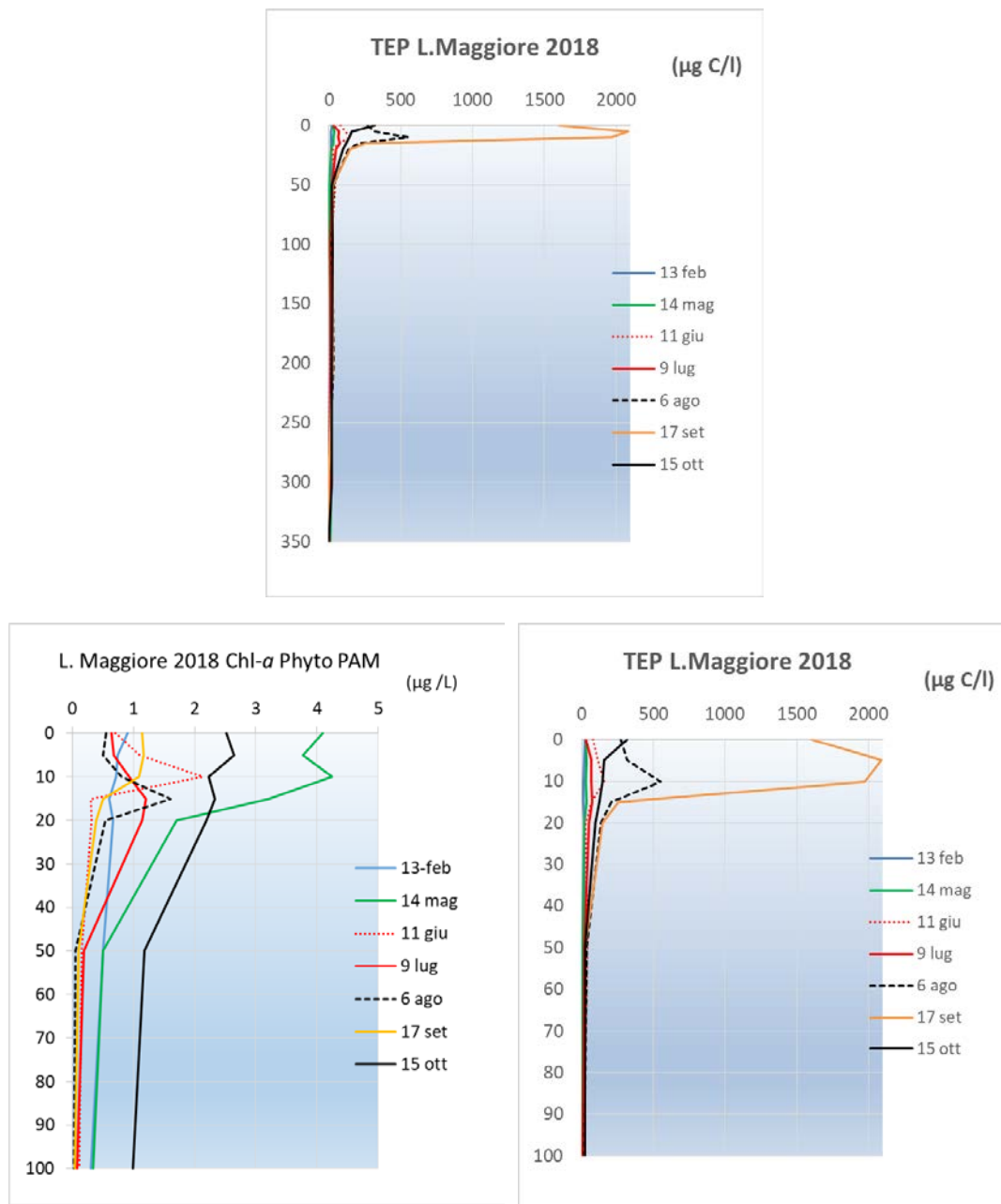


Fig. 6.4. Profili verticali della concentrazione di TEP ( $\mu\text{g C/L}$ ) (pannello in alto) da 0 a 350m. Nei pannelli in basso sono riportati i profili della Clorofilla *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) da 0 a 100m (sinistra) e anche quelli del TEP per mostrare meglio i dettagli della zona eufotica, nel 2018.

Il TEP è correlato alle alghe dalle quali è derivata come sostanza escretata che costituisce il precursore del TEP. Nel 2018 si è trovata una correlazione significativa ma bassa tra clorofilla e TEP (Kendal:  $p < 0.01$ ,  $R^2 = 0.06$ ,  $n = 49$ ) (Fig. 6.5). È invece importante sottolineare che nel 2018 il TEP sembra più legato ai picocianobatteri che alla clorofilla ed arriva ad un picco di concentrazione in corrispondenza del decadimento di un ingente popolamento di picocianobatteri (Kendal:  $p < 0.0001$ ,  $R^2 = 0.397$ ,  $n = 70$ ) (Fig. 6.5).

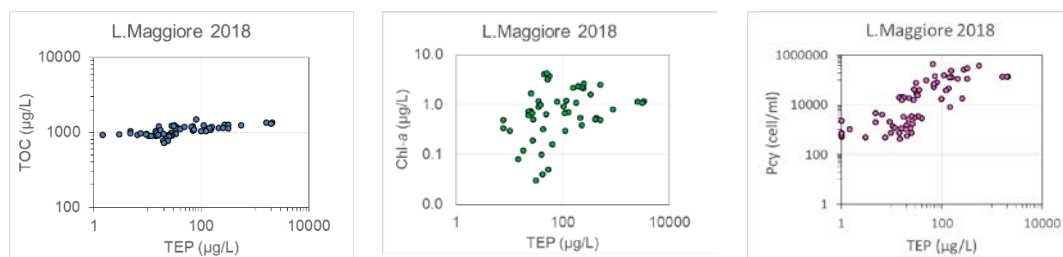


Fig. 6.5. Correlazioni TEP vs TOC, TEP vs clorofilla e TEP vs Pcy ottenute con tutti i dati dei profili verticali relativi all'anno 2018.

Il TEP è anche correlato al TOC (Kendal:  $p < 0.0001$ ;  $R^2 = 0.285$ ;  $n = 70$ ) del quale costituisce la frazione mucillaginosa escreta dalle alghe. Bisogna notare che per la prima volta le alte concentrazioni di TEP misurate in settembre alle diverse profondità sono risultate di poco superiori all'analisi del TOC. Questa apparente incongruenza può essere dovuta ai differenti metodi utilizzati per valutare le due frazioni che in condizioni di alte concentrazioni di TEP è più evidente.

#### 6.4. Conclusioni

Nel Lago Maggiore alla stazione di Ghiffa, le concentrazioni di carbonio organico totale (TOC) nel 2018 sono diminuite rispetto al 2017. Tuttavia tale diminuzione sembra più legata alla frazione eterotrofa del picoplancton (i batteri) che a quella autotrofa che al contrario aumenta. Infatti anche il TEP escreto dalle alghe è aumentato drasticamente nel 2018 arrivando in una occasione ad eccedere il limite superiore dell'intervallo proposto per questo indicatore e dimostrando come questa variabile mostri dinamiche sempre legate alla frazione autotrofa, in questo caso ai cianobatteri.

#### Bibliografia

- Callieri C, Corno G, Contesini M, Fontaneto D, Bertoni R. 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, Coci M, Corno G, Macek M, Modenutti B, Balseiro E, Bertoni R. 2013. Phylogenetic diversity of nonmarine picocyanobacteria. *FEMS Microbiol Ecol*. 85: 293-301.
- Engel A, 2004. Distribution of transparent exopolymer particles (TEP) in the northeast Atlantic Ocean and their potential significance for aggregation processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 51: 83-92.
- Engel A, Passow U. 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, Alldredge AL. 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*

### 7.1. Premessa

La presente attività di ricerca si inquadra nel contesto delle ricerche finanziate dalla CIPAIS e finalizzate ad arricchire 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.

Per quanto riguarda la fauna ittica, l'attenzione è stata posta sulla sovrapposizione della nicchia alimentare tra le tre specie più abbondanti nel Lago Maggiore: l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*). Queste tre specie sono ad oggi numericamente dominanti, presentano popolazioni abbondanti e ben strutturate. La sovrapposizione della nicchia trofica è stata valutata mediante l'indice di Shoener.

Nel lungo termine, le informazioni acquisite da questa attività permettono di valutare se vi sia una competizione significativa per le risorse alimentari e consentono di mantenere aggiornato il "Pannello di Controllo" della CIPAIS. In questa relazione si illustrano i risultati derivanti dall'attività svolta nel corso del 2018.

### 7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica

Come misura del grado di sovrapposizione della nicchia trofica è stato utilizzato l'indice di sovrapposizione di nicchia  $\alpha$  (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  $\alpha$  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.

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 ( $\alpha=0,73$ ) e si mantiene sempre al di sopra del valore di 0,6. Il valore minimo è toccato a gennaio ( $\alpha=0,63$ ) mentre il valore massimo è raggiunto a novembre ( $\alpha=0,87$ ).

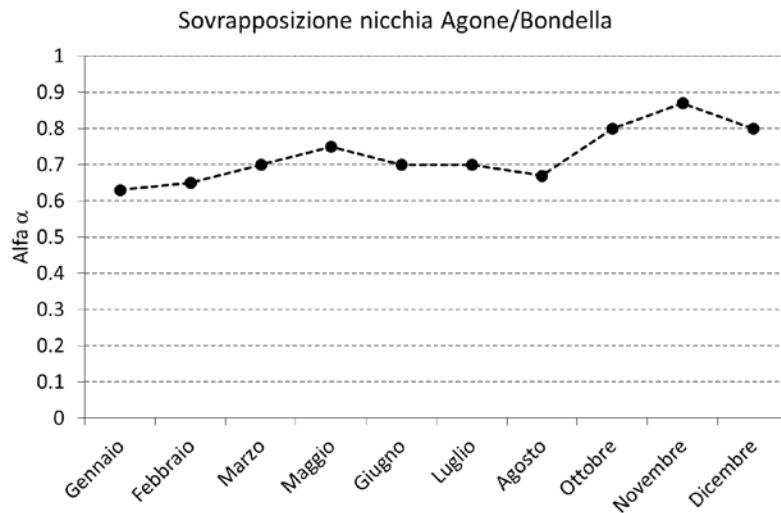


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica  $\alpha$  per agone e coregone bondella.

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 elevati ( $\alpha=0,71$ ). Il valore massimo è raggiunto nel mese di gennaio ( $\alpha=0,9$ ), mentre il valore minimo ( $\alpha=0,50$ ) nel mese di agosto. A partire dalla fine dell'estate i valori di alfa tornano a crescere.

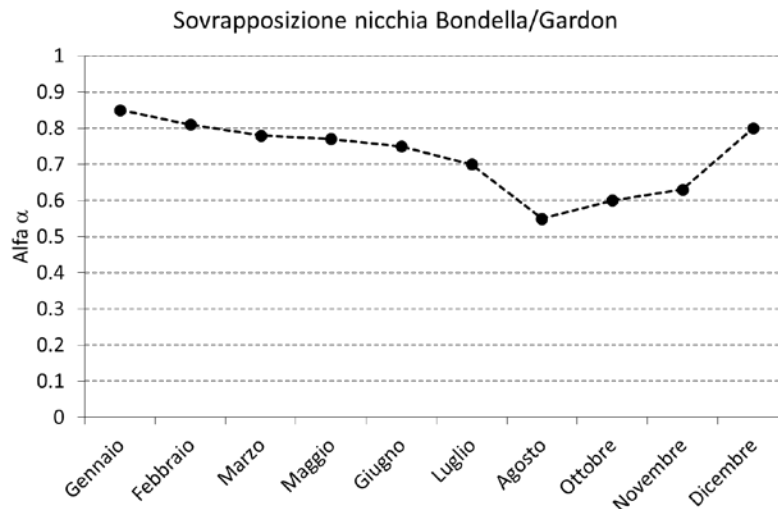


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica  $\alpha$  tra coregone bondella e gardon.

L'indice di sovrapposizione  $\alpha$  riferito ad agone e gardon ha un andamento fluttuante con valori di alfa compresi tra 0,5 e 0,8. Il valor medio si attesta a 0,65 (Fig. 7.3).

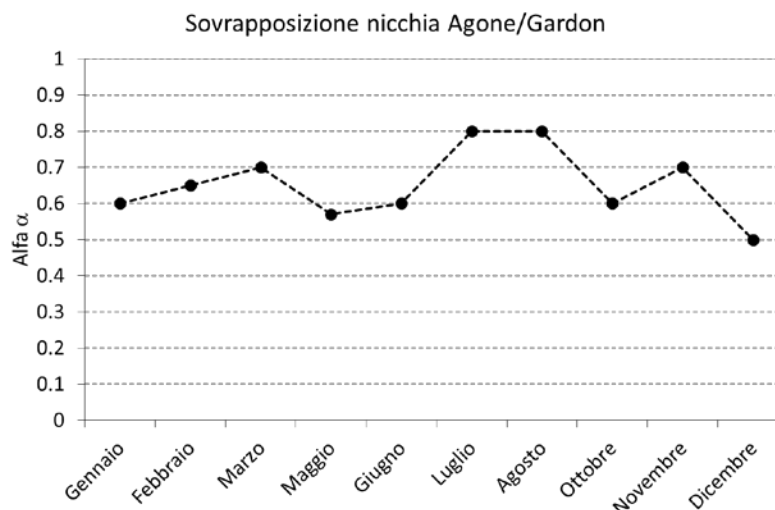


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

### 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 piuttosto elevato che, in un contesto ambientale oligotrofo come quello del Lago Maggiore, possono essere ritenuti biologicamente significativi. I valori medi più elevati ( $\alpha=0,73$ ) si registrano per bondella e agone. Anche tra bondella e gardon i valori medi di alfa sono piuttosto elevati (0,72). Più basso, sebbene non trascurabile, il valore di alfa per l'agone e il gardon ( $\alpha=0,65$ ).

Il grado di sovrapposizione della nicchia trofica varia molto tra le diverse specie e tra le stagioni. Nei mesi tardo autunnali ed invernali, tende a raggiungere i valori più elevati. Ciò non è una novità ma rispecchia in misura inversamente proporzionale la diminuzione delle risorse disponibili, in primis lo zooplancton, le cui dinamiche sono particolarmente legate all'andamento della temperatura delle acque lacustri. Nei mesi invernali, la produzione lacustre invece 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 efemerottero, gammaridi, ostracodi, oligocheti. Al contrario, nel periodo estivo, periodo in cui la produzione lacustre è particolarmente marcata ed esiste una maggiore segregazione spaziale tra le specie, la sovrapposizione della nicchia trofica tende a diminuire. Queste considerazioni sono particolarmente valide per bondella e gardon (Fig. 7.2), mentre risultano meno significative per l'agone e il gardon, i cui valori di alfa, al contrario raggiungono i valori più elevati nei mesi estivi,



rivelando la tendenza ad assumere la stessa tipologia di prede, in questo caso specifico zooplancton (*Daphnia* spp.), tendenza alimentare probabilmente determinata dalla permanenza degli individui delle due specie alla stessa profondità (strati più superficiali).

Interessante invece l'andamento dei valori di alfa per bondella e agone. I valori sono piuttosto elevati tutto l'anno con il massimo raggiunto nel tardo autunno laddove entrambi si alimentano di zooplancton (in questo caso *Bythotrephes longimanus*).

Occorre fare presente in questa sede che la presente indagine si riferisce a campioni di età adulta, approssimativamente compresi tra 2 e 4 anni di età, e in numero ridotto (mediamente una decina di esemplari). E' dunque una analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una piccolissima frazione dei popolamenti lacustri delle tre specie. Ciò nonostante i dati acquisiti permettono di mantenere aggiornata la serie storica di riferimento, elemento essenziale per osservare l'evoluzione dell'indice di sovrapposizione della nicchia trofica "alfa" nel tempo e rispettare la compilazione del "Pannello di controllo" della CIPAIS.

## 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, 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 2018 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 dai piani CIP AIS 2016-18 e successivi.

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 relativamente 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-IRSA di Verbania 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 2018***

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2018 con cadenza mensile, mentre i punti di Arona ed Ascona sono stati campionati 4 volte durante il 2018, 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'IRSA dove sono stati prefiltrati su retino da 10 µm per eliminare organismi di taglia superiore, ed i batteri concentrati sui 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 2018 (sesto 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 *intI1* che per quanto non specifico per una particolare ABR è indicatore di presenza di un elemento, l'integrasi dell'integrone 1, spesso associato a sviluppo di ABR ed in generale ad inquinamento di origine antropica (Hall & Stokes 1993). I risultati relativi alle analisi per

il 2018 dimostrano la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, in relativa stabilità rispetto ai valori medi del triennio precedente sia in termini di presenza/assenza, che di numero assoluto, ed in aumento rispetto al 2017 con la sola eccezione del sito di Arona (Figure 8.2, 8.3). Questo dato, riduce il trend di riduzione iniziato nel 2015 ed accresciutosi nel biennio 2016-17. In generale si osserva una marcata riduzione delle resistenze a betalattamici e macrolidi, particolarmente rilevante data l'importanza di questi antibiotici nelle cure umane (Figura 8.2), alle quali, per il solo sito di Arona, che in passato aveva presentato valori molto elevati di contaminazioni, si assommano riduzioni sensibili anche per tetracicline e sulfonamidici. Al tempo stesso, un generale aumento delle resistenze più consolidate nella comunità microbica del Lago Maggiore (sulfonamidici e tetracicline) si nota per tutte le altre stazioni, con valori anche molto elevati nel sito di Ascona. 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, e di geni più direttamente legati alla medicina umana e veterinaria attuale, 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, 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
<b>Tetracicline</b>	1.74	Pollame, ovini e suini. Cure mediche di base.	<i>tet A</i> <i>tet M</i> <i>tet B</i>
<b>Sulfamidici</b>	1.31	Bovini, suini, pollame, acquacoltura.	<i>sul II</i>
<b>Beta-lattamici</b>	63.25	Ospedaliero, cure di base. Bovini e suini.	<i>bla CTX</i> <i>bla SHV</i> <i>bla TEM</i>
<b>Fluorochinoloni</b>	12.78	Ospedaliero. Pollame	<i>qnr S</i> <i>qnr A</i>
<b>Aminoglicosidi</b>	2.85	Vario	<i>str B</i>
<b>Macrolidi</b>	15.72	Ospedaliero, cure di base.	<i>ermB</i>
---	---	---	<i>int 1</i>

Nel dettaglio, durante l'arco del 2018 (Figure 8.2 ed 8.3), e per la prima volta da quando si effettua il monitoraggio, non sono state trovate in nessun campione resistenze (geni *bla<sub>CTX-M</sub>*, *bla<sub>TEM</sub>* e *bla<sub>SHV</sub>*) 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<sub>CTX-M</sub>* 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.

Il gene di resistenza ai sulfamidici *suII* (Figura 8.3) è invece stato riscontrato, in concentrazioni molto vicine a quelle misurate in passato, sia nei siti di monitoraggio mensile di Ghiffa (pelagico) e di Pallanza (semilitorale) che in quello litorale a campionamento stagionale di Arona. Dopo la riduzione dei campioni positivi nei siti litorali e a Pallanza del 2016 e 2017, si è assistito ad una variazione di tendenza con forti abbondanze sia a Ghiffa che a Pallanza durante tutto il 2018.

Questo aumento non è correlabile 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 ancora elevato in Italia e Svizzera, specialmente nel trattamento di bovini e altri grandi mammiferi ed in acquacoltura.

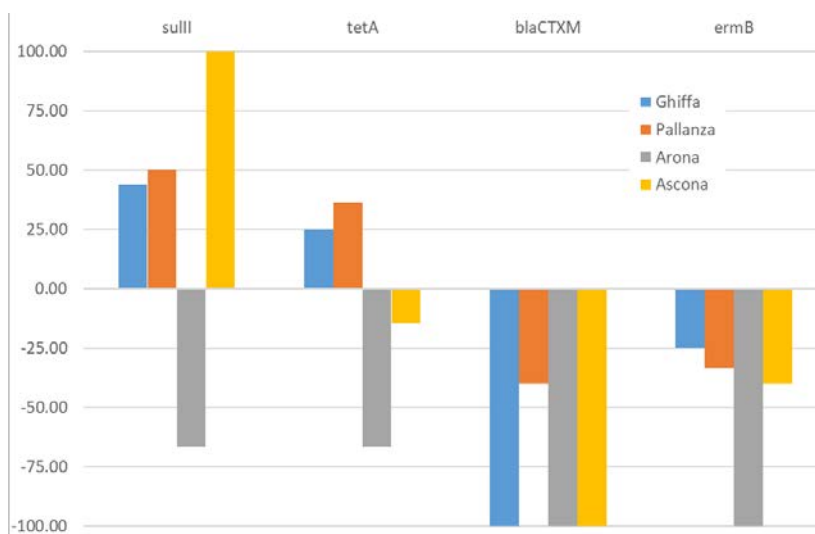


Figura 8.2. Variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2018 rispetto ai valori medi del triennio 2015-17. Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 per Ghiffa e Pallanza, 4 per Arona ed Ascona)

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, e con trend comparabili ai sulfonamidici (Figura 8.3).

Il gene *tetB*, risultato assente in tutti i campioni nel periodo 2013-2017, anche nel 2018 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 periodo 2015-17, al posto del gene *strB* di resistenza agli aminoglicosidi, che negli anni 2013-14 non ha presentato elevati valori né importanti oscillazioni. Come nel 2017, *ermB* è risultato assente nella gran parte dei campioni analizzati con la sola eccezione di alcuni campioni autunnali e in tre mesi primaverili nella sola stazione di Pallanza (Figura 8.3).

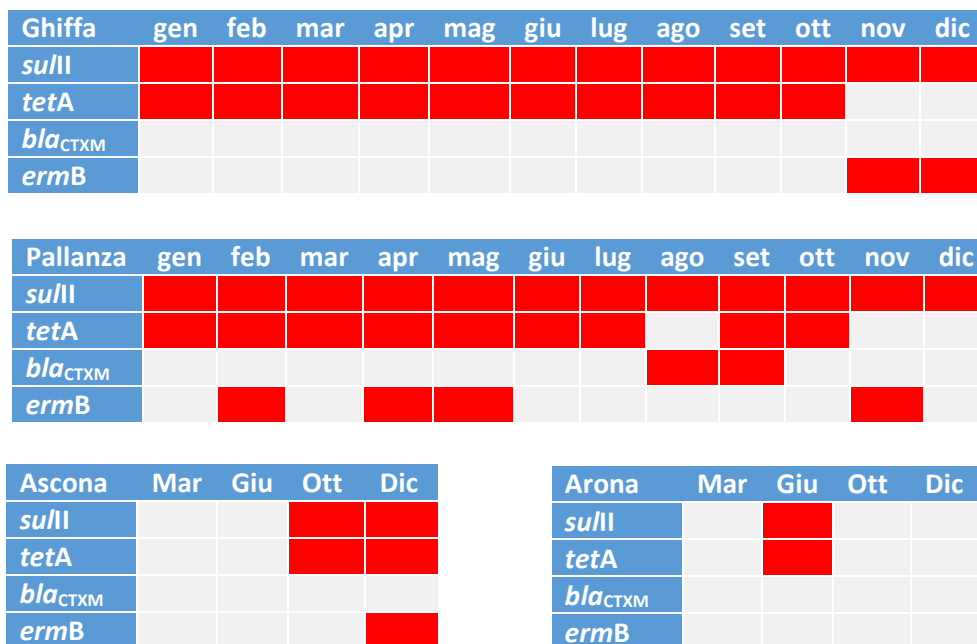


Figura 8.3. Abbondanze (misurate in qPCR) dei quattro principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2018 (Ghiffa, Pallanza, Arona ed Ascona). Il dato è espresso come numero di copie di gene di resistenza per copia del gene 16SrRNA (proxy del numero totale di batteri). ND: gene di resistenza presente ma al di sotto del limite tecnico di quantificazione del termociclatore, neg: gene di resistenza assente.

La quantificazione dei geni *tetA*, *sulII*, *bla<sub>CTX-M</sub>* 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 home-made 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.

Il gene *bla<sub>CTX-M</sub>* è risultato sempre assente tranne in due mesi primaverili a Pallanza, a conferma dell'ormai consolidato trend di riduzione del gene stesso osservato negli ultimi anni.

## 8.2. Stato di avanzamento

La comparazione tra il triennio di monitoraggio 2015-17 ed il 2018, ci conferma la complessità dell'analisi, ma anche il positivo trend di lieve riduzione dell'antibiotico resistenza misurato già nel 2015 e nel 2016, ed ulteriormente ampliatosi nel 2017. Limitandoci ai tre geni per i quali abbiamo un buon numero di valori quantitativi per il triennio, sulII, 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 sulII 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 quasi scomparsa in questi siti nel 2017 è coincisa con la sua diminuzione anche nelle stazioni di Ascona ed Arona che erano risultate altamente contaminate nella prima parte del triennio. Nel 2018 il gene è stato presente e/o quantificabile di nuovo nella totalità dei campioni a Ghiffa ed a Pallanza invertendo il trend relativo al triennio precedente.

L'indicatore preparato negli anni scorsi è ora funzionante per il terzo anno consecutivo, e conferma il calo di antibiotico resistenze misurate, con una riduzione di campioni positivi rispetto al triennio precedente del 1.3%, salendo dal 26% di campioni positivi nel 2017 al 46% nel 2018. L'indicatore valuta la variazione percentuale di valori di presenza/assenza dei geni di resistenza, nei diversi campioni, mediando il valore globale del lago nell'ultimo anno, rispetto a quello del triennio precedente.

In questo modo è possibile valutare l'evoluzione della situazione, sia in termini di lago, che di singoli punti di campionamento, con una variabilità che nel caso di geni quantificati risultava troppo elevata (in quanto influenzata da una serie di variabili limnologiche non ascrivibili all'impatto umano) da permettere una qualsivoglia analisi a posteriori.

Questo lavoro si inquadra nell'ambito di una serie di ricerche e di progetti che coinvolgono acque interne e gruppi di ricerca in tutta Europa, e che ha il fine di scegliere l'indicatore più valido per una futura legislazione che contempra l'antibiotico resistenza tra i parametri da considerare nella valutazione di qualità di un corpo idrico. Il Lago Maggiore è, grazie al lavoro CIPAIS e alle altre ricerche condotte dal CNR-IRSA Verbania in questo ambito, un modello di ricerca e monitoraggio a livello mondiale.

## 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
- Triebskorn R. & Hetzenauer H. 2012. Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. *Environmental Sciences Europe*: 24.
- Triebskorn 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.



## PARTE SECONDA - TRIENNIO 2016-2018

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

Marzia Ciampittiello, Helmi Saidi, Claudia Dresti, Dario Manca

#### 9.1 Pluviometria e idrologia

##### 9.1.1 Piogge

Gli anni del triennio 2016-2018 si sono caratterizzati per valori di pioggia di poco inferiori ai periodi di riferimento (1978-2015 e 1921-1977) tra l'82% e il 103%. Di particolare interesse però risulta la distribuzione mensile delle piogge, estremamente variabile nei tre anni con valori a volte molto al di sopra di quelli di riferimento, a volte molto al di sotto. Ad esempio nel 2016 si sono registrati valori molto al di sopra di quelli di riferimento a febbraio, giugno e novembre e molto al di sotto ad agosto, settembre e dicembre. Nel 2017 si sono registrate pochissime piogge a gennaio, ottobre e novembre e piuttosto elevate a giugno e dicembre. Nel 2018 sono state molto al di sopra le piogge di gennaio, marzo, aprile e ottobre e molto al di sotto di quelle di riferimento a febbraio, giugno e settembre. Dalla tabella 9.1 si possono verificare gli andamenti delle piogge dei singoli anni nei singoli mesi.

Tab. 9.1. Valori mensili delle precipitazioni (mm) del bacino del Lago Maggiore per il triennio 2016-2018 e periodi di confronto (1978-2015 e 1921-1977).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO	
<b>Medie di bacino</b>	<b>2016</b>	45	139	101	191	233	214	104	97	91	117	246	15	<b>1592</b>
	<b>2017</b>	13	71	177	115	136	242	73	197	137	9	89	117	<b>1376</b>
	<b>2018</b>	171	21	147	180	205	73	85	140	49	361	280	41	<b>1729</b>
	<b>2016-2018</b>	77	77	142	162	191	176	87	145	92	163	205	57	<b>1566</b>
	<b>1978-2015</b>	74	65	97	167	204	157	138	158	179	189	155	78	<b>1661</b>
	<b>1921-1977</b>	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	<b>1709</b>

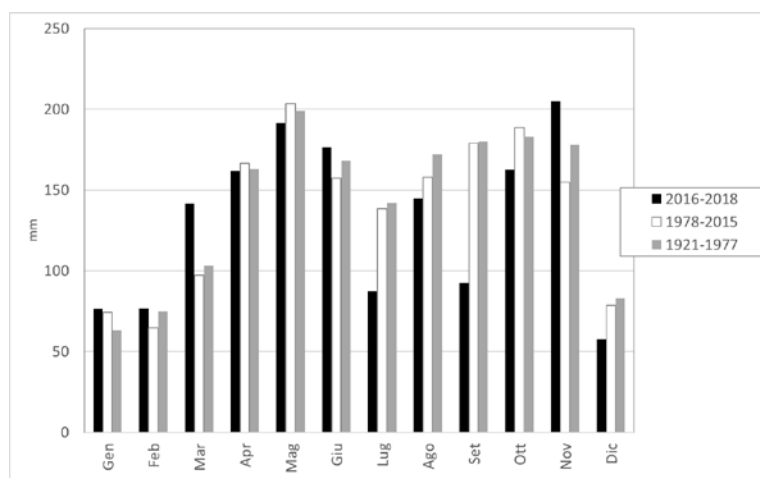


Fig. 9.1. Andamento mensile delle precipitazioni (mm) del bacino del Lago Maggiore per il triennio 2016-2018 e per i periodi di confronto (1978-2015 e 1921-1977).

### 9.1.2 Deflussi

Per quanto riguarda le portate dei maggiori tributari del lago, in tabella 9.2 sono riportate le medie del triennio 2016-2018 e quelle di confronto; si evidenzia un abbassamento delle medie triennali rispetto a quelle del periodo di riferimento 1978-2015 per tutti i corsi d'acqua ad eccezione del Toce che ha fatto registrare un incremento del 3%. Per il Ticino Immissario, la Tresa e il Ticino Emissario si sono calcolate portate tra il 75% e l'85% di quelle pluriennali; per il Cannobino e il Bardello le portate calcolate si attestano intorno al 50% di quelle di riferimento e infine il Boesio è il corso d'acqua che ha fatto registrare il maggior abbassamento nel triennio con solo il 30% delle portate rispetto a quelle di riferimento.

Tab.9.2. Confronto delle portate medie (m3/s) mensili ed annue per il triennio 2016-2018 e medie di lungo periodo.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
<b>TICINO IMM.</b>	2016-2018	28,63	26,56	29,16	82,97	95,23	130,15	57,44	40,21	28,46	37,89	63,77	36,50	54,77
	1978-2015	33,76	32,33	37,24	54,60	109,70	117,15	90,97	65,52	68,54	75,35	62,17	37,95	65,61
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
<b>CANNOBINO</b>	2016-2018	1,39	0,95	3,28	6,06	4,05	3,32	1,26	1,52	2,48	4,63	9,56	1,06	3,29
	1978-2015	2,63	2,61	4,77	8,67	10,52	6,79	4,82	4,57	7,31	8,79	6,28	3,99	6,06
<b>TOCE</b>	2016-2018	37,96	29,07	43,68	85,56	118,75	126,01	72,94	51,54	42,59	49,44	102,26	40,23	66,72
	1978-2015	27,94	27,39	34,72	61,82	118,36	118,68	82,23	60,35	64,20	76,13	65,32	34,38	64,38
	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
<b>NIGUGLIA</b>	2016-2018	1,50	1,43	2,55	2,98	3,21	3,76	2,44	1,36	1,11	1,29	5,34	1,98	2,47
	1978-2015	2,77	2,28	3,17	5,45	7,47	5,86	3,54	2,35	3,00	6,15	5,24	3,52	4,19
	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
<b>BARDELLO</b>	2016-2018	2,28	0,98	1,58	1,44	2,07	2,12	1,27	0,70	0,59	0,61	2,01	1,90	1,34
	1978-2015	2,71	2,49	2,65	2,98	4,04	3,62	2,44	1,38	2,07	2,67	2,84	2,49	2,71
	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
<b>BOESIO</b>	2016-2018	0,32	0,37	0,59	0,52	0,76	0,77	0,32	0,23	0,20	0,31	0,94	0,37	0,47
	1978-2015	1,28	1,04	1,43	2,08	2,40	1,81	1,38	1,09	1,55	2,13	1,86	1,17	1,58
<b>TRESA</b>	2016-2018	10,16	9,13	15,98	19,95	29,84	35,85	19,43	13,91	12,99	10,29	26,46	13,63	18,14
	1978-2015	15,42	13,65	17,31	29,44	40,06	30,31	21,82	16,08	19,44	27,26	28,06	17,79	23,07
	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
<b>TICINO EMISS.</b>	2016-2018	128,71	125,25	146,72	309,54	415,52	458,53	287,96	212,80	156,72	135,40	363,22	141,46	240,06
	1978-2015	157,02	153,08	185,46	292,59	471,62	431,27	342,57	258,94	262,91	360,32	280,97	189,92	283,65
	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

Come per le piogge anche l'andamento delle portate è piuttosto variabile nel triennio e in ciascun mese. Per la maggior parte dei corsi d'acqua non ci sono stati, nel triennio, mesi nei quali si sono registrati valori di portata superiori a quelli del periodo di riferimento 1978-2015; fanno eccezione il Ticino immissario, il Toce, la Tresa e il Ticino Emissario per i mesi di aprile e giugno. I mesi con una diminuzione maggiore rispetto al periodo di riferimento sono stati settembre e ottobre così come per le piogge. Si può

concludere dicendo che il maggior cambiamento registrato nel triennio in esame è quello relativo ai mesi autunnali, che vedono una diminuzione della quantità di risorsa idrica data principalmente da una diminuzione delle piogge.

### 9.1.3 Livello lago

Per quanto riguarda il livello del lago il triennio 2016-2018 si situa completamente all'interno del periodo di sperimentazione dell'innalzamento dei livelli primaverili-estivi. Nella tabella 9.3 sono riportati i valori mensili dei tre anni di analisi insieme al periodo di riferimento 1952-2015.

I valori annuali sono leggermente al di sotto dei valori medi pluriannuali di riferimento.

Tab.9.3. Valori medi mensili dei livelli del Lago Maggiore (m s.l.m.) per il triennio 2016-2018 e periodo di confronto (1952-2015).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
<b>2016</b>	192,87	192,99	193,68	194,26	194,28	194,46	194,10	193,32	192,80	192,97	193,58	194,27	<b>193,64</b>
<b>2017</b>	193,80	193,36	193,65	194,11	194,23	194,24	194,05	193,28	193,75	193,36	192,81	192,81	<b>193,62</b>
<b>2018</b>	193,58	193,47	193,18	193,91	194,23	194,28	193,85	193,07	192,86	192,89	194,80	194,34	<b>193,71</b>
<b>2016-2018</b>	193,42	193,27	193,50	194,10	194,25	194,33	194,00	193,22	193,14	193,08	193,73	193,80	<b>193,66</b>
<b>1952-2015</b>	193,89	193,78	193,72	193,82	194,07	194,10	193,95	193,63	193,62	193,84	194,03	194,02	<b>193,87</b>

I valori mensili del triennio non si discostano di molto da quelli del periodo di confronto, leggermente superiori da aprile a luglio e leggermente inferiori nei restanti mesi. I valori superiori dei livelli nei mesi di aprile-luglio risentono sicuramente dell'innalzamento dovuto alla sperimentazione; per i restanti mesi essi risultano sensibilmente legati all'andamento delle piogge.

## 9.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

### 9.2.1 Vento

Per quanto riguarda la sintesi del triennio 2016-2018 dei dati del vento, si è proceduto a verificare l'andamento della velocità media, della raffica e della direzione prevalente rispetto agli stessi parametri pluriannuali per ciascuna delle sei stazioni di cui sono disponibili i dati. Sono quindi stati raccolti i dati giornalieri del vento delle stazioni disponibili per la zona dell'Ossola e del basso Verbano. Le elaborazioni sono state condotte prendendo in considerazione l'intero periodo di dati, il triennio 2016-2018 paragonato con i periodi di riferimento 1990-2015, 2000-2015 e 2000-2015. In tabella 9.4 è riportata la sintesi per ciascuna stazione. In queste prime elaborazioni la velocità media e la raffica sono state tenute insieme, anche se come fenomeno estremo è da intendersi solo la raffica.

Tab. 9.4. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per il periodo 2016-2018 confrontate con il periodo di riferimento proprio di ciascuna stazione.

Stazione	Periodo di riferimento e triennio	Velocità media m/s	Raffica m/s	Direzione prevalente
Pallanza	2001-2015	1.6	29.9	WNW

	2016-2018	1.7	26.2	WNW
Domodossola	1990-2015	1.3	32.1	N
	2016-2018	0.9	19.8	N
Lago Paione	2000-2015	2.1	42.3	NE
	2016-2018	2	39.3	NE
Macugnaga Passo Moro	1990-2015	2.8	44.3	S
	2016-2018	2.8	35.1	SSW
Mottarone	1990-2015	3.4	42	SW
	2016-2018	3.3	32.4	SW
Formazza Pian dei Camosci	1990-2015	2.5	36.1	NE
	2016-2018	2.6	31.3	NE

La prima considerazione da fare riguarda la continuità e completezza nei dati. Non sono presenti dati continuativi per il periodo preso in considerazione, soprattutto per quanto riguarda la direzione del vento, per tutte le stazioni. Le elaborazioni condotte sono state quindi rispetto alla velocità media mensile e annuale, alla raffica mensile e annuale, alla direzione prevalente della velocità media e della raffica, attraverso le rose dei venti. Si sono inoltre valutate la distribuzione in classi di velocità, secondo il seguente schema per tutti gli anni a disposizione, per il triennio e per il periodo di riferimento di ciascuna stazione per verificare eventuali cambiamenti:

$v=0-0,9$  m/s (calma)

$v=1-2,5$  m/s

$v=2,6-5$  m/s

$v=5,1-7,5$  m/s

$v=7,6-10$  m/s

$v>10$  m/s

Per quanto riguarda la direzione prevalente solo nella stazione di Macugnaga Passo Moro sembra ci sia un cambiamento nel triennio 2016-2018 rispetto al periodo di riferimento 1990-2015, verso SSW rispetto al riferimento S. Considerando però la mancanza di informazioni complete proprio sulla direzione è necessario verificare tale andamento nei prossimi anni. In generale la direzione prevalente dei venti rispetta la posizione e l'orientamento delle valli in cui sono inserite le stazioni. Per quanto riguarda le velocità medie nelle diverse classi si ha un aumento della % nella classe più bassa (0-0.9 m/s) da 16,4% a 32,2% a Domodossola, un aumento in generale verso classi inferiori: verso la classe 1-2,5 m/s a Mottarone da 38,6% a 41,3% e Lago Paione da 49,7% a 52,3%; verso la classe 2,6-5 m/s a Macugnaga da 50,3% a 53% e Formazza da 36,7% a 49,3%. Un aumento verso una classe superiore (1-2,5 m/s) a Pallanza da 81,4% a 83,6%.

Per quanto riguarda la raffica si ha un aumento verso una classe inferiore (5,1-7,5), da 21,9% a 33,8% a Domodossola, da 12,2% a 13% al Lago Paione, da 33% a 34,5% a Mottarone, (2,6-5 m/s) a Pallanza, da 27,3% a 31,5% con una diminuzione soprattutto della classe 5,1-7,5 m/s. Per quanto riguarda Formazza si ha un netto aumento della raffica  $> 10$  m/s dal 58,5% al 76,8% e per quanto riguarda Passo Moro un aumento delle classi 5,1-7,5 m/s e 7,6-10 m/s, da 12,3% a 13,9% e da 24,8% a 27,3% rispettivamente, con una diminuzione della raffica  $> 10$  m/s da 61,6% a 57,4%.

In generale si osserva una variazione della velocità media nel triennio 2016-2018, rispetto ai periodi di riferimento, in leggero aumento a Pallanza e a Formazza, e in leggera

diminuzione a Mottarone al Lago Paione, nessun cambiamento a Macugnaga e con una diminuzione un po' più marcata a Domodossola. Per quanto riguarda la raffica si ha una diminuzione del suo valore nel triennio, in tutte le stazioni.

Da queste prime analisi, considerando il periodo comunque limitato, si nota un cambiamento marcato rispetto ad alcune classi di velocità media e di raffica, verso classi di velocità inferiori in tutte le stazioni tranne che a Pallanza e Formazza. La permanenza media in ciascun settore inoltre, risulta minore nel triennio rispetto a quella dei periodi di riferimento per tutte le stazioni.

### 9.2.2 Giorni piovosi

Gli anni del triennio 2016-2018 si sono caratterizzati per un numero di giorni piovosi piuttosto variabile, superiore alla media di riferimento (1981-2015) per il 2016 e il 2018, inferiore nel 2017. Il rapporto tra i giorni piovosi e la pioggia per quanto riguarda il triennio (2016-2018), rispetto al periodo di riferimento (1981-2015) non varia molto. In tutti i mesi si ha un leggero aumento dei giorni piovosi nel triennio, tranne che a giugno e ottobre.

Tab. 9.5. Giorni piovosi nel bacino del Lago Maggiore per il triennio 2016-2018 e per il periodo di confronto (1981-2015), unitamente ai valori di pioggia (mm) del triennio e del periodo di confronto.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
<b>2016</b>	7	12	8	14	13	15	10	7	7	10	12	2	<b>117</b>
<b>2017</b>	3	8	10	7	11	11	9	10	9	2	7	8	<b>94</b>
<b>2018</b>	14	6	12	11	19	8	9	12	6	9	16	6	<b>126</b>
<b>giorni piovosi 2016-2018</b>	8	8	10	11	14	11	9	10	7	7	12	6	<b>112</b>
<b>pioggia 2016-2018</b>	79	77	141	162	193	177	87	144	92	165	207	58	<b>1506</b>
<b>giorni piovosi 1981-2015</b>	6	5	7	10	13	10	9	10	9	9	8	7	<b>103</b>
<b>pioggia 1981-2015</b>	70	61	89	173	205	156	139	157	191	180	164	79	<b>1665</b>

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

*Claudia Dresti*

In questo capitolo verranno presentate e analizzate le serie storiche dei principali parametri limnologici relativi al Lago Maggiore (stazione di Ghiffa), e le informazioni disponibili sulla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza), con l'obiettivo di discutere le modificazioni nel tempo del regime di mescolamento lacustre. Verrà discusso il riscaldamento delle acque e la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto e si farà riferimento anche a grandezze quali il contenuto di calore del lago e la stabilità. Particolare attenzione verrà posta alle rilevazioni dell'ultimo triennio 2016-2018. Infine, sarà indagato il trend della profondità di mescolamento considerando degli scenari futuri di cambiamenti climatici, nell'ottica di comprendere la sua evoluzione futura.

### 10.1. Fisica atmosferica locale

Il triennio 2016-2018 è stato caratterizzato da temperature dell'aria molto elevate e in particolare il 2018 è risultato l'anno più caldo dell'ultimo ventennio, con una temperatura media di 14.3 °C contro una media pluriennale per il periodo 1998-2018 di 13.6 °C. I mesi di settembre e ottobre sono risultati eccezionalmente caldi, con temperature di quasi 2 °C sopra la media per lo stesso mese (20.9 e 15.5 °C contro una media pluriennale di 19°C e 13.8 °C per settembre e ottobre rispettivamente). Il 2016 e il 2017 sono invece risultati anni con temperature medie poco superiori alla media pluriennale.

In figura 10.1 è riportato l'andamento dello scarto cumulato dalla media (Beltrano *et al.*, 2007) relativo alla temperatura dell'aria invernale per la stazione meteorologica di Verbania Pallanza. Dalla figura si può notare che, rispetto alla media 1998-2015 (rappresentata dall'asse orizzontale), l'ultimo triennio è caratterizzato da un trend in aumento della temperatura invernale, particolarmente pronunciato nel 2018. La temperatura invernale è importante in quanto da essa dipende quanto e quanto velocemente si raffredda il lago, influenzando la raggiunta di una condizione di omeotermia e quindi il processo di mescolamento del lago.

L'altro parametro meteorologico che influisce fortemente sulla profondità di mescolamento delle acque lacustri è la velocità del vento in inverno. Generalmente infatti il mescolamento completo si ha dopo inverni particolarmente freddi e ventosi. L'ultimo triennio è stato caratterizzato da velocità medie del vento circa nella media o di poco superiori rispetto alla media pluriennale (1.6 m/s). Anche analizzando singolarmente i mesi di dicembre, gennaio e febbraio, non sono mai stati registrati periodi di diversi giorni in cui la velocità del vento è risultata particolarmente elevata. Lo scarto cumulato dalla media della velocità del vento invernale, rappresentato in Fig. 10.2, mostra un trend leggermente in aumento rispetto agli anni precedenti.

I dati sono stati analizzati dal 1998 perché in quell'anno 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.

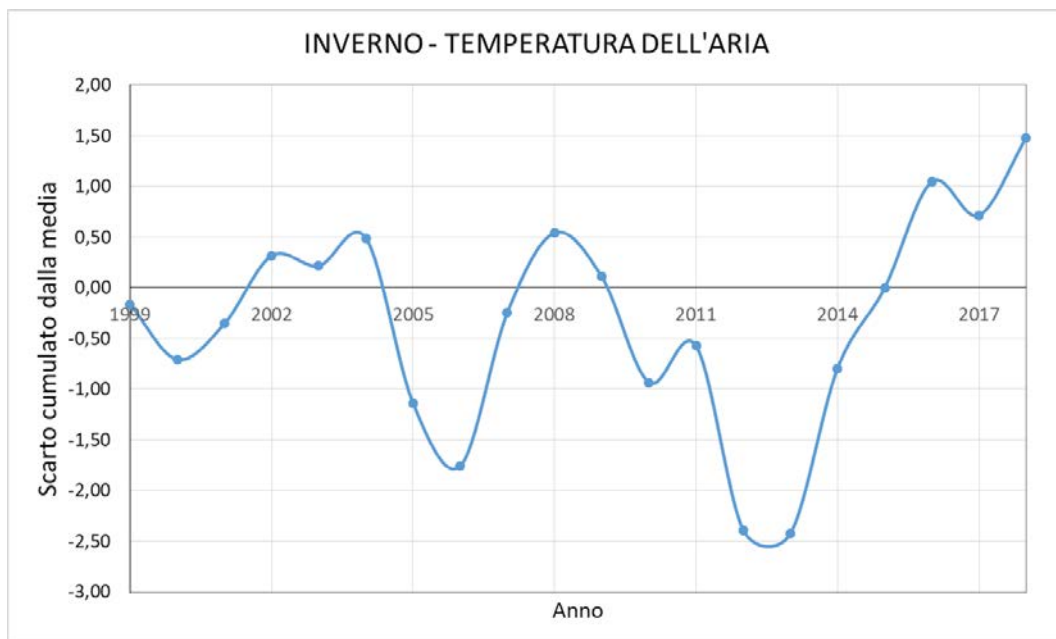


Fig. 10.1. Scarto cumulato dalla media pluriennale per il periodo 1999-2018, relativo alla temperatura dell'aria invernale a Verbania Pallanza.



Fig. 10.2. Scarto cumulato dalla media pluriennale per il periodo 1999-2018, relativo alla velocità del vento invernale a Verbania Pallanza.

## 10.2. Profondità di mescolamento

Le condizioni climatiche degli ultimi inverni, caratterizzati da temperature miti (Fig. 10.1), velocità del vento circa nella media (Fig. 10.2) e assenza di periodi di almeno alcuni giorni in cui la velocità del vento è stata particolarmente elevata, ha portato ad un mescolamento della colonna d'acqua che non ha mai superato i 75 m negli ultimi 3 anni. In particolare, il 2018 è stato caratterizzato da un'omogeneizzazione delle acque che ha raggiunto i 70 m, mentre nel 2017 si sono raggiunti i 60 m e nel 2016 i 75 m. Vale la pena notare che anche nel 2015 e nel 2014 le profondità dello strato rimescolato sono risultate

rispettivamente 70 e 65 m. Nella figura 10.3 è riportata la serie storica dei valori raggiunti dalla profondità di mescolamento per moti convettivi del Lago Maggiore.

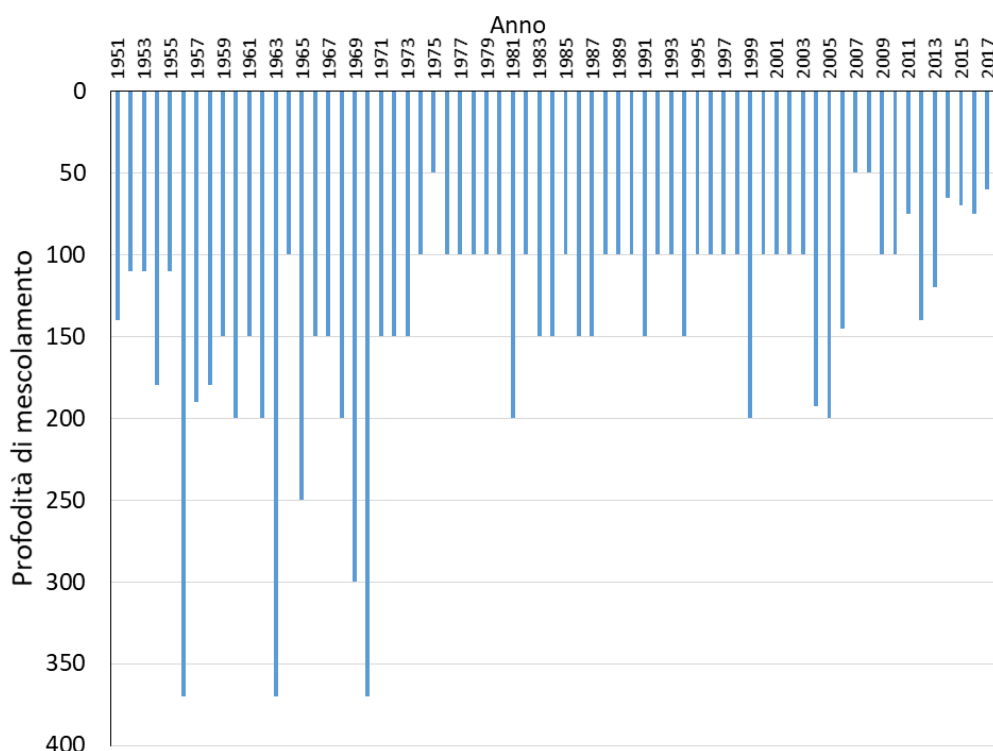


Fig.10.3. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata partire dal 1951.

Dalla figura si può notare che da moltissimi anni non si verificano mescolamenti per moti convettivi nel Lago Maggiore e ciò ha impatti molto forti sulla riossigenazione dello strato profondo del lago. Infatti, l'ultima riossigenazione dell'ipolimnio si è verificata nel 2005-2006 a seguito dell'intrusione di acque fredde e ossigenate dai tributari. Da 12 anni a questa parte, invece, mescolamento e riossigenazione riguardano strati sempre più limitati. Tale tendenza risulta comune anche agli altri laghi subalpini (Rogora *et al.*, 2018) e potrebbe accentuarsi in futuro, a seconda degli scenari di emissione di gas serra che si verificheranno (Fenocchi *et al.*, 2018).

Il mancato mescolamento delle acque del lago ha anche conseguenze importanti sull'accumulo di nutrienti e sulla diminuzione dell'ossigeno disciolto nelle acque profonde. Per un approfondimento su queste tematiche si rimanda al Capitolo 11.

### 10.3. Stabilità e contenuto di calore

Il diverso riscaldamento delle acque epilimniche ed ipolimniche provoca un aumento della stabilità della colonna d'acqua (Fenocchi *et al.*, 2018), ossia il lavoro richiesto per mescolare un lago termicamente stratificato e raggiungere condizioni isoterme senza aggiunta o sottrazione di calore dall'esterno. Di particolare interesse risulta l'andamento dei minimi annuali della stabilità di Schmidt (Fig. 10.4). 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 (purchè duri almeno alcuni giorni) per innescare l'omogeneizzazione. Dalla Fig. 10.4 si evince un chiaro trend di aumento



nel tempo dei valori di stabilità minima invernale per il Lago Maggiore. Nell'ultimo triennio, in particolare, sono stati rilevati valori in diminuzione ma comunque lontani dallo zero.

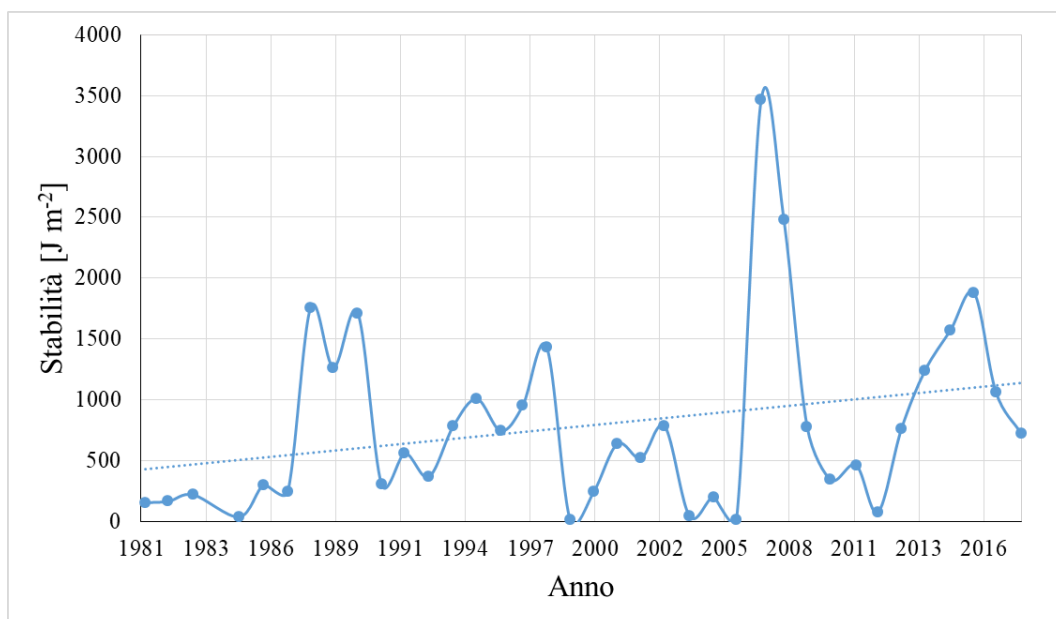


Fig. 10.4. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

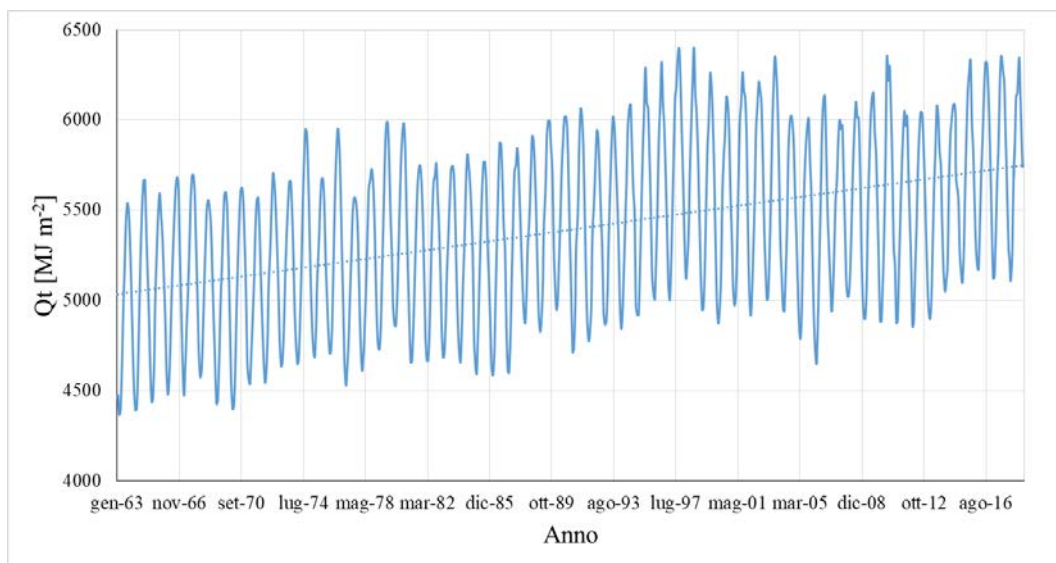


Fig. 10.5. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2018.

Con l'aumento della temperatura delle acque lacustri, anche il contenuto di calore totale entro la massa mostra un chiaro trend in aumento (Fig. 10.5). E' interessante notare che l'ultimo triennio ha fatto registrare per tutti e 3 gli anni valori di contenuto di calore massimo estivo fra i più alti di tutta la serie storica: nel 2018 si sono raggiunti  $6345 \text{ MJ m}^{-2}$ , dato inferiore solo a quello del 1998, quando con  $6.401 \text{ MJ m}^{-2}$  si è stabilito il massimo assoluto del cinquantennio, e a quello del 2017, in cui sono stati raggiunti  $6356$

MJ m<sup>-2</sup>. Il dato risulta in linea anche con i valori del 2016 (6320 MJ m<sup>-2</sup>), del 2015 (6329 MJ m<sup>-2</sup>), del 2010 (6344 MJ m<sup>-2</sup>).

## 10.5. Scenari futuri

La diminuzione della profondità di mescolamento registrata nel Lago Maggiore è dovuta principalmente ai cambiamenti climatici globali, sia di origine naturale (NAO, Livingstone, 2003; Salmaso *et al.*, 2014) che antropica, derivante dalle emissioni di gas serra. Nell'ultimo triennio si è impostato uno studio 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; Fenocchi *et al.*, 2018). Con il modello GLM (General Lake Model; Hypsey *et al.*, 2014), è stata simulata l'evoluzione termodinamica del Lago Maggiore per il periodo 2016-2085, per 10 diversi scenari climatici I parametri meteorologici e gli scenari considerati nello studio sono descritti in dettaglio nel paragrafo 2.2.

Nelle figure seguenti si riporta una sintesi dei risultati ottenuti, considerando in alcuni casi solo i 4 scenari più significativi: RCP3PD\_lower, che è lo scenario più mitigativo, A2\_upper, che rappresenta lo scenario peggiore dal punto di vista delle emissioni e degli aumenti di temperatura, A1B\_medium, che rappresenta uno scenario intermedio, e STAT\_2016, che indaga cosa succederebbe se le emissioni si stabilizzassero al livello attuale.

Dalla Fig. 10.6 è possibile evincere l'evoluzione termica dei primi 250 m di profondità del Lago Maggiore. Nello scenario peggiore, in superficie la temperatura lacustre potrebbe aumentare di quasi 5 °C.

In Fig. 10.7 vengono invece riportati il tempo di ritorno medio in anni fra eventi di completo mescolamento per i diversi scenari (a), la durata in giorni degli eventi di mescolamento (b) e l'evoluzione della massima profondità annua di mescolamento nel XXI secolo (c) per i 4 scenari più significativi.

Dalla figura 10.7 (a) è possibile evincere che il tempo di ritorno degli eventi di mescolamento completo è destinato ad aumentare nel corso degli anni e, per gli scenari peggiori, potrebbe verificarsi un evento di mescolamento completo solo mediamente una volta ogni 180 anni entro la fine del XXI secolo. Per gli scenari più mitigativi, invece, è previsto un recupero pressoché completo della frequenza di mescolamento attuale. È anche interessante notare che la profondità di mescolamento (figura 10.7 (c)) delle acque del lago, nel caso si verificasse uno degli scenari peggiori di cambiamento climatico, potrebbe risultare sempre inferiore ai 70 m e attestarsi attorno ai 50 m alla fine del secolo.

Un ulteriore risultato interessante riguarda la durata dei periodi di stratificazione stabile, che 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.

In futuro sarà interessante indagare l'impatto di questi cambiamenti nella profondità di mescolamento del Lago Maggiore sull'ossigeno disciolto e sul ciclo dei nutrienti.

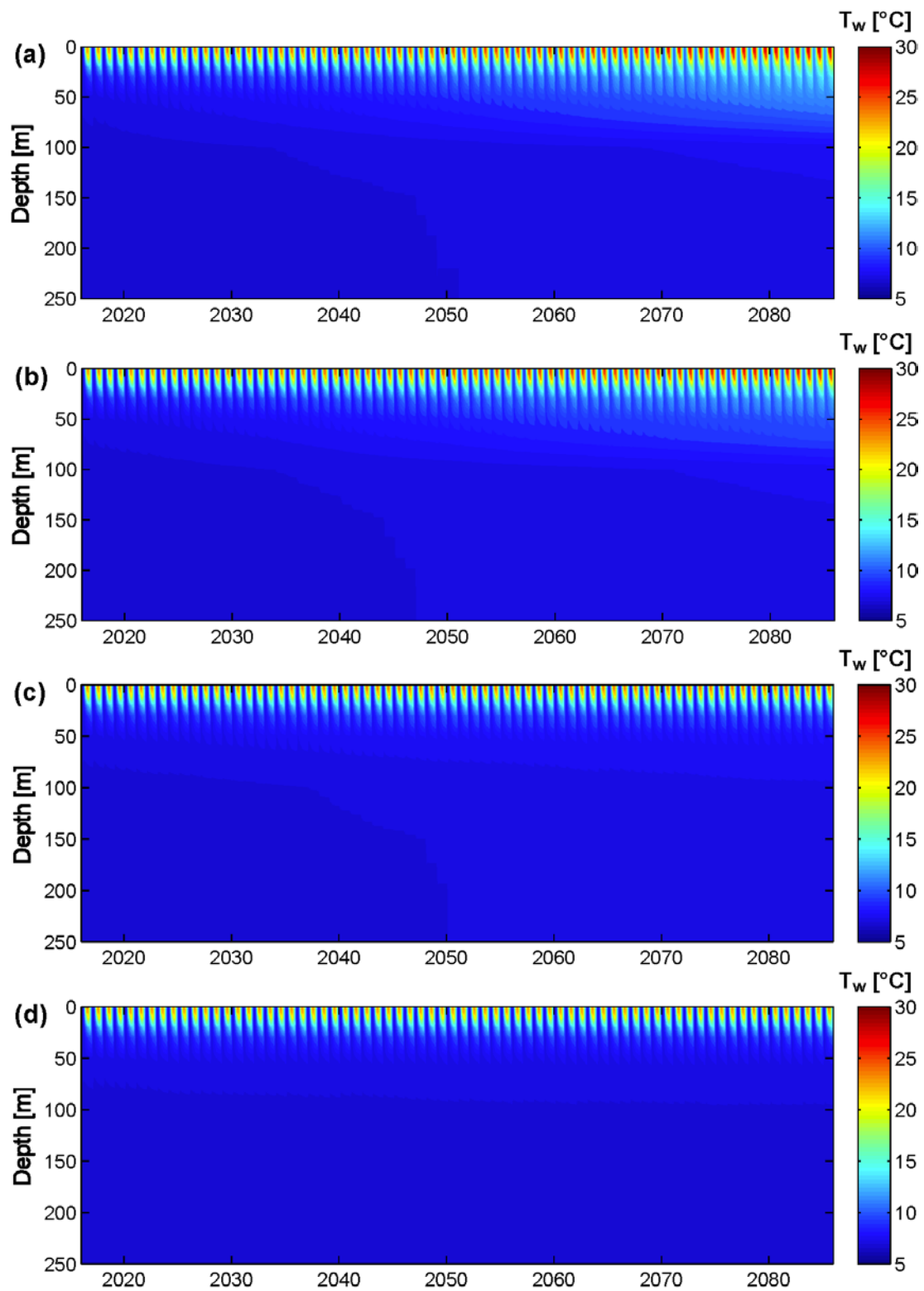


Fig. 10.6. Evoluzione termica dei primi 250 m di profondità del Lago Maggiore per gli scenari (a) A2\_upper, (b) A1B\_medium, (c) RCP3PD\_lower, (d) STAT\_2016.

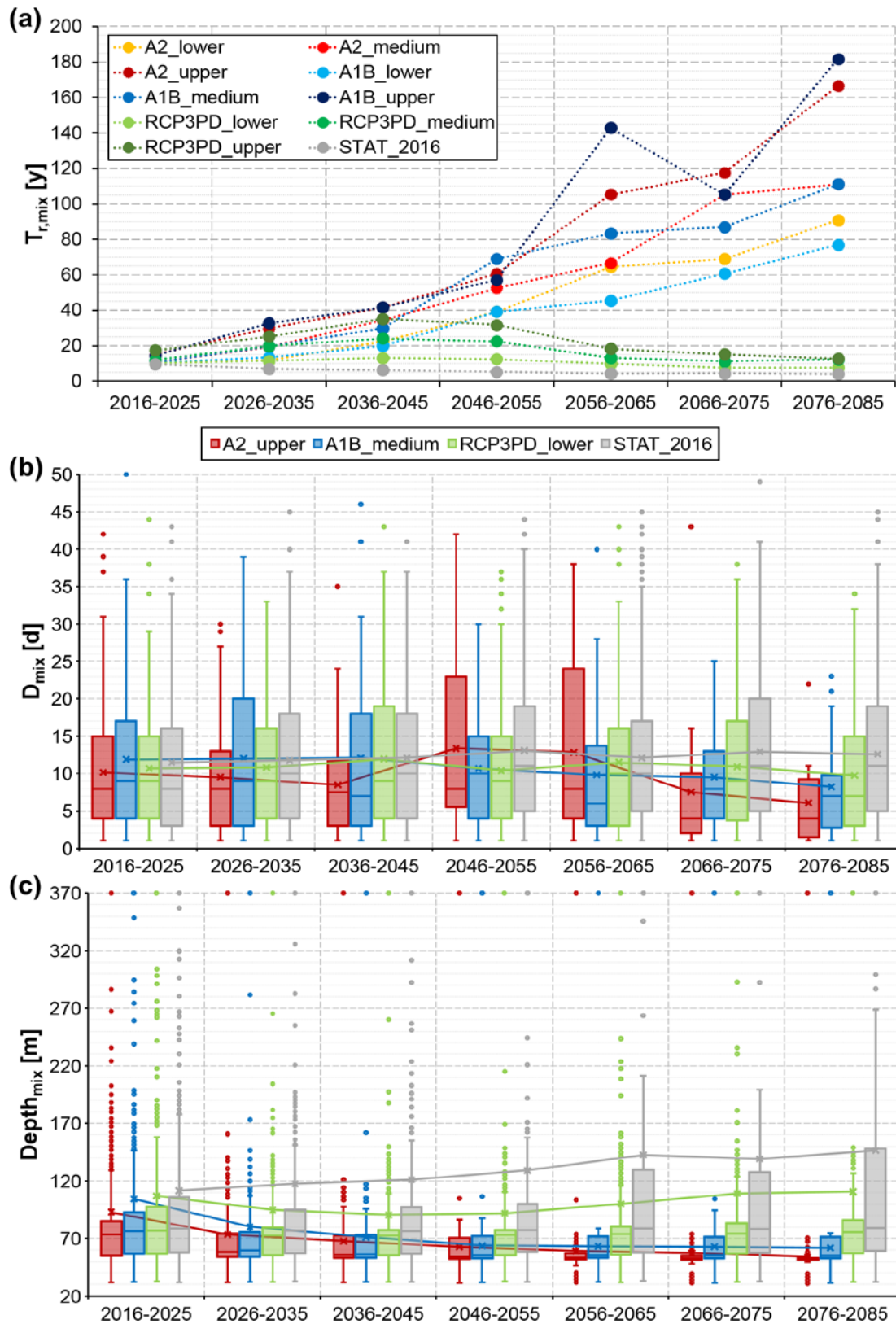


Fig. 10.7. Evoluzione del tempo di ritorno medio degli eventi di completo mescolamento per i 10 scenari (a), distribuzioni della durata degli eventi di mescolamento completi (b), profondità massima di mescolamento annua (c) per i 4 scenari più significativi.

## 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

- Beltrano M.C., Di Giuseppe E., Esposito S., Vento D. 2007. Anomalie mensili a temperatura e precipitazione calcolate con differenti basi climatiche. *Ital. J. Agromet. Suppl.*, 11-15.
- CH2011. 2011. Swiss Climate Change Scenarios CH2011. Published by C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC. Zurich, Switzerland.
- CNR-ISE, 2017. 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* 51(9-10): 3521-3536. <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.
- Rigosi, A. , Hanson, P. , Hamilton, D. P., Hipsey, M. , Rusak, J. A., Bois, J. , Sparber, K. , Chorus, I. , Watkinson, A. J., Qin, B. , Kim, B. and Brookes, J. D. 2015. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. *Ecological Applications*, 25: 186-199. doi:10.1890/13-1677.1
- 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* 824: 33-50. <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.

## 11. CONSIDERAZIONI GENERALI SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL TRIENNIO 2016-2018

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

In questo capitolo vengono presentate e discusse le serie di dati a lungo termine disponibili per il Lago Maggiore ed i suoi principali tributari dagli anni '80 per quanto attiene i nutrienti algali e altre variabili chimiche significative per lo stato delle acque, con particolare attenzione verso i dati dell'ultimo triennio (2016-2018). Le metodologie standardizzate di raccolta dei dati, sia per quanto riguarda i campionamenti che le analisi di laboratorio, consente di disporre di serie di dati affidabili e confrontabili nel tempo e di analizzarne le tendenze evolutive. Scopo dell'analisi è quello di valutare criticamente la situazione recente e attuale delle acque lacustri e tributarie in relazione all'evoluzione a lungo termine ed ai principali fattori di pressione, quali gli apporti dal bacino, le deposizioni atmosferiche e i cambiamenti climatici. Pur non essendo le deposizioni oggetto specifico di ricerca nell'ambito delle campagne CIP AIS, sono disponibili serie di dati a lungo termine per il bacino del Lago Maggiore raccolti nell'ambito di altri programmi di ricerca (es. ICP WATERS; Mosello et al., 2000).

Oltre all'analisi dei trend a lungo termine, nel capitolo viene trattato anche il tema della variabilità interannuale e a breve termine di alcune variabili. Inoltre, per quanto riguarda le acque lacustri, vengono considerati tutti i dati lungo la colonna d'acqua, allo scopo di analizzare la distribuzione verticale di alcuni parametri, in particolare l'ossigeno disciolto e i nutrienti, e le eventuali modificazioni di tale distribuzione nel tempo.

Tutti i dati chimici considerati nelle analisi di seguito riportate sono stati prodotti nel laboratorio di chimica del CNR IRSA di Verbania (precedentemente CNR ISE e Istituto Italiano di Idrobiologia). Il laboratorio ha sviluppato dagli anni 1970 un attento controllo di qualità su tutte le metodiche analitiche. L'uso delle carte di controllo, il confronto e l'ottimizzazione di diverse tecniche analitiche e dei loro limiti di rivelabilità e la regolare partecipazione a cicli di intercalibrazione nazionali ed internazionali hanno permesso di ottimizzare i metodi analitici per lo studio dell'evoluzione temporale delle acque superficiali. Le metodiche utilizzate e i controlli di qualità adottati sono descritti in dettaglio nel sito web del laboratorio: <http://www.idrolab.irsa.cnr.it>

### 11.1 Riscaldamento delle acque ed effetti sull'idrochimica

La Fig. 11.1 mostra l'andamento delle temperature mensili delle acque del Lago Maggiore negli strati epilimnico (0-25 m), ipolimnico (25-360 m) e nell'intera colonna d'acqua nel periodo quarantennale coperto dai dati misurati. Le temperature dello strato superficiale sono andate aumentando, in modo evidente a partire dagli anni '90, e soprattutto per quanto riguarda i massimi estivi, che nell'ultimo quinquennio hanno superato regolarmente i 17,0 °C. Dalla regressione lineare dei dati, l'aumento nel periodo considerato è risultato pari a 0,064, 0,016 e 0,022 °C/anno rispettivamente per i valori epilimnici, ipolimnici e medi sulla colonna d'acqua. Questi valori sono in linea con quelli riportati in uno studio internazionale, che ha considerato anche il Lago Maggiore, in base al quale i laghi di tutto il mondo si stanno rapidamente riscaldando (ad una media di 0,034

°C a<sup>-1</sup>), minacciando la disponibilità di acqua dolce e la funzionalità degli ecosistemi (O'Reilly et al., 2015).

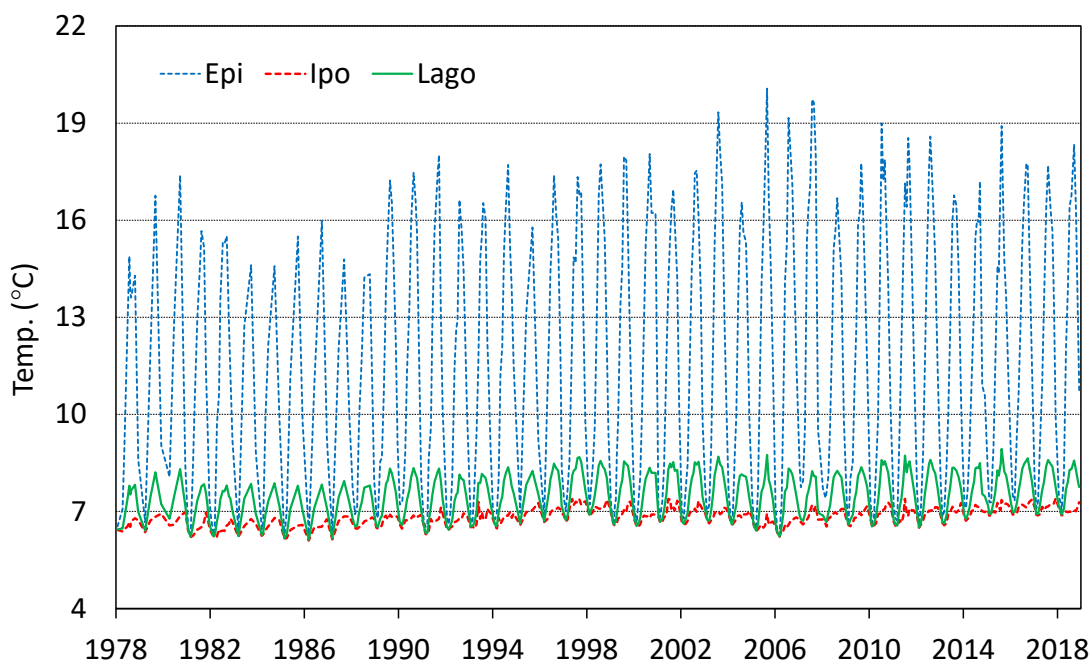


Fig. 11.1 Valori mensili della temperatura del Lago Maggiore in epilimnio (0-25 m), ipolimnio (25-360 m) e nell'intera colonna d'acqua rilevati nella stazione di Ghiffa dal 1978 al 2018.

Esistono ormai numerosi studi in letteratura che dimostrano come, se il riscaldamento dei laghi dovesse procedere al ritmo attuale, si debbano prevedere effetti marcati sulla qualità delle acque e sui servizi ecosistemici, ad esempio un aumento nella frequenza ed intensità delle fioriture algali, anche dovute a specie potenzialmente tossiche (cianobatteri) (es. Posch et al., 2012; Rigosi et al., 2015), pur con risposte molto variabili a seconda delle tipologie di laghi e di fattori locali (Richardson et al., 2018). Altri effetti importanti del riscaldamento delle acque, in particolare per i laghi profondi come il Maggiore, sono quelli conseguenti al mancato rimescolamento e quindi alla riossigenazione degli strati profondi, con effetti analoghi a quelli indotti dall'eutrofizzazione (North et al., 2014, Schwefel, et al., 2016).

Il riscaldamento sta interessando anche le acque dei principali tributari del Lago Maggiore: le misure mensili, eseguite in concomitanza del campionamento per le analisi chimiche, in prossimità dell'ingresso al Lago Maggiore, mostrano trend positivi per la maggior parte dei tributari, in particolare a partire dalla metà degli anni '90 (Fig. 11.2). Gli aumenti (calcolati per il periodo 1994-1998) sono prevalentemente dell'ordine di 0,03-0,05 C a<sup>-1</sup>, con una notevole variabilità tra i diversi corsi d'acqua. Oltre ai possibili effetti dell'innalzamento di temperatura sull'ecosistema fluviale, per esempio sulle specie più sensibili, il riscaldamento delle acque dei tributari può influenzare anche l'idrodinamica lacustre (Fenocchi et al., 2017).

Il diverso riscaldamento delle acque epilimniche ed ipolimniche è alla base dell'aumento della stabilità della colonna d'acqua (Fenocchi et al., 2018). Inoltre, le condizioni climatiche degli ultimi inverni, con temperature miti e scarsità di vento, non hanno favorito un mescolamento profondo della colonna: lo strato rimescolato ha interessato infatti profondità comprese tra 60 e 75 m nell'ultimo quinquennio (vedi Capitolo 3). Questa situazione impedisce la riossigenazione degli strati più profondi, che si stanno

progressivamente impoverendo in ossigeno disciolto: l'andamento del contenuto di ossigeno in ipolimnio e al di sotto dei 200 m di profondità da quando sono disponibili dati misurati (1955) mostra come negli ultimi anni i valori siano scesi al di sotto di 7,5 e di 6,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, rispettivamente (Fig. 11.3). Nel triennio 2016-18, in particolare, i valori di ossigeno nello strato profondo hanno raggiunto in alcuni mesi valori inferiori a 5,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> e rappresentano i minimi assoluti della serie storica. Considerando i dati disponibili per tutte le 12 profondità considerate (dal 1988; Fig. 11.4), si può osservare come la porzione di lago interessata da concentrazioni di ossigeno inferiori a 6,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, considerato uno degli obiettivi di qualità in ambito CIP AIS, stia progressivamente aumentando.

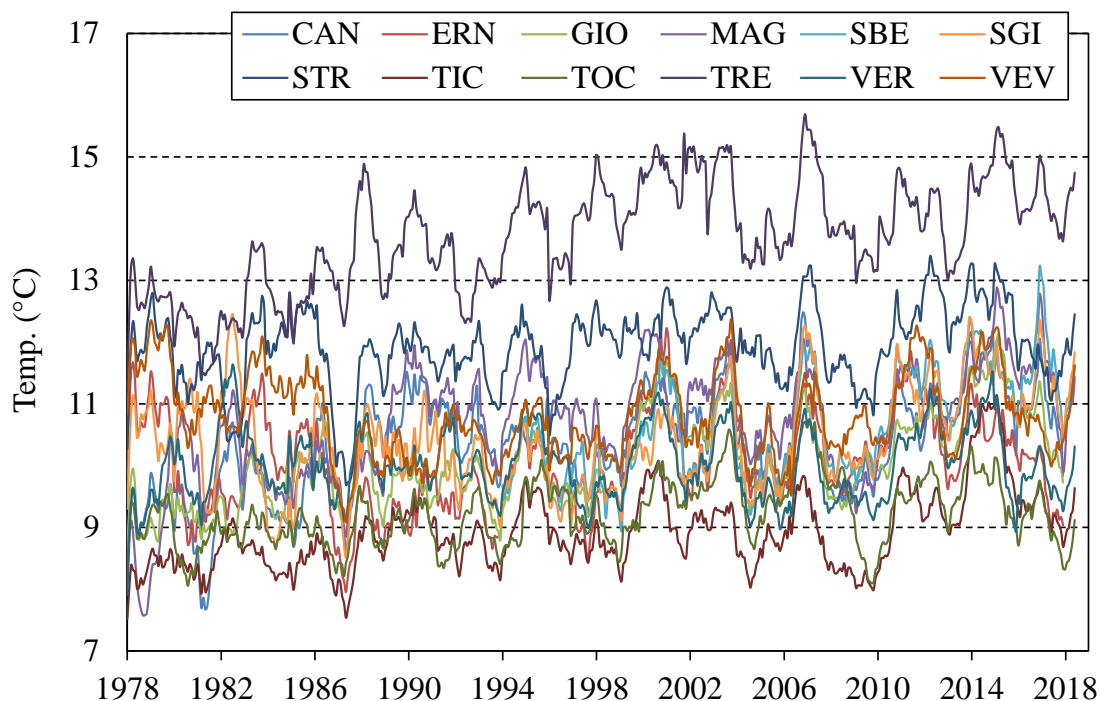


Fig. 11.2 Andamento delle temperature misurate mensilmente alla foce dei principali tributari del Lago Maggiore dal 1978 al 2018 (medie mobili di ordine 12). Per gli acronimi si rimanda a Tab. 3.4.

Diminuzioni delle concentrazioni di ossigeno in ipolimnio e nello strato profondo si erano verificate anche in precedenza, interrotte poi da rimescolamenti completi e quindi da riossigenazione della massa d'acqua (es. 1991 e 1999). Anche in questi casi il contenuto ipolimnico di ossigeno era sceso al di sotto dei 7,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (es. 6,9-7,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> in ipolimnio e 5,4 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> al di sotto dei 200 m nel 1998-99). La situazione attuale non ha però precedenti ed è dovuta al fatto che l'ultimo mescolamento completo è avvenuto 12 anni fa (2005-2006) e da allora il mescolamento e quindi la riossigenazione hanno interessato profondità via via sempre più limitate. I processi di demolizione della sostanza organica stanno progressivamente riducendo il tenore di ossigeno in ipolimnio: pur trattandosi di una situazione ancora non critica, in quanto lontana dall'anossia e limitati alla porzione più profonda del lago, si tratta di una tendenza importante da monitorare con attenzione, in quanto destinata ad accentuarsi alla luce degli scenari climatici futuri (Fenocchi et al., 2018). Questa tendenza alla diminuzione dell'ossigeno in profondità sta interessando anche gli altri laghi profondi subalpini, come descritto in un recente lavoro sinottico (Rogora et al., 2018): nei laghi oligo-mesotrofi come Maggiore, Como e Garda si assiste ad una diminuzione e delle concentrazioni e della



percentuale di saturazione soprattutto nello strato al di sotto dei 200 m di profondità; nei laghi eutrofici e meromittici come Iseo e Lugano l'effetto complessivo è di un ulteriore aggravamento della condizione di anossia o ipossia delle acque di fondo.

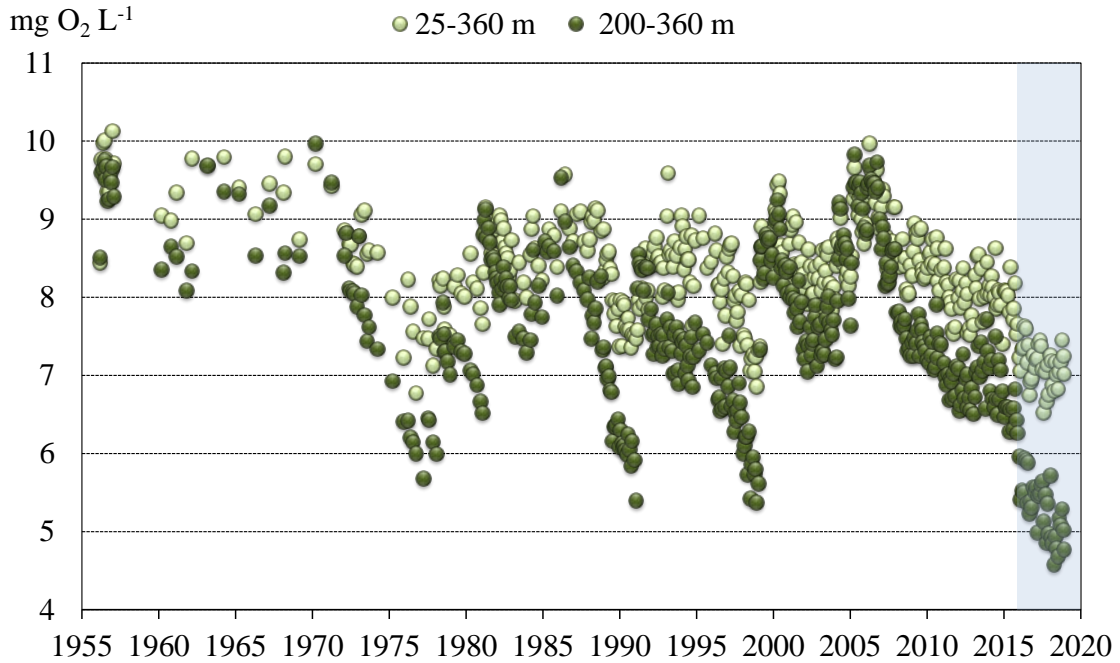


Fig. 11.3 Andamento dal 1955 al 2018 delle concentrazioni medie di ossigeno nello strato ipolimnico e al di sotto dei 200 m di profondità (valori ponderati sui volumi).

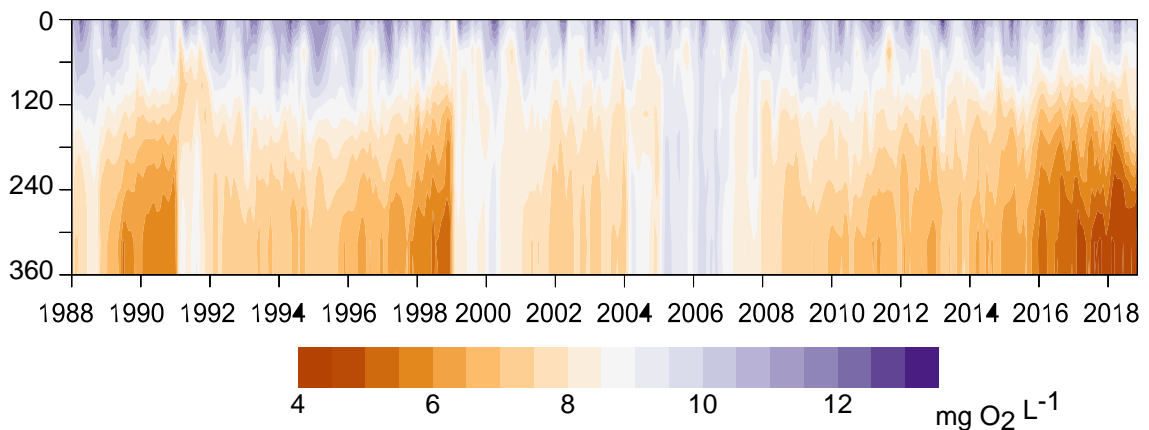


Fig. 11.4 Concentrazioni di ossigeno disciolto misurate mensilmente nel Lago Maggiore dal 1988 al 2018 alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

Accanto alla diminuzione dell'ossigeno disciolto, un'altra importante conseguenza del mancato rimescolamento delle acque è l'accumulo di nutrienti, in particolare fosforo, nelle anche di fondo e la loro mancata redistribuzione lungo la colonna d'acqua. Anche questa tendenza sta interessando, pur in maniera diversificata, gli altri laghi profondi subalpini (Rogora et al., 2018; Salmaso et al., 2017).

La Fig. 11.5 riporta l'andamento a lungo termine delle concentrazioni mensili di fosforo nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2018 (valori medi sulla colonna

d'acqua), nel quale sono distinguibili 4 fasi principali: (i) una fase precedente all'eutrofizzazione, con valori di fosforo reattivo inferiori a  $15 \mu\text{g P L}^{-1}$ ; (ii) una fase di eutrofizzazione (dalla metà degli anni '70 ai primi anni '90), con massimi di fosforo reattivo e totale rispettivamente di 25 e  $30\text{-}35 \mu\text{g P L}^{-1}$ ; (iii) una fase di oligotrofizzazione, dal 1995 al 2010, con valori di fosforo per lo più compresi tra 5 e 10 per il reattivo e tra 8 e  $12 \mu\text{g P L}^{-1}$  per il totale, ed infine (iv) una fase recente, dal 2010 in poi, che vede valori di fosforo leggermente in aumento ed il raggiungimento di livelli simili a quelli dei primi anni '90 ( $12\text{-}13 \mu\text{g P L}^{-1}$  come P totale).

I valori medi annui per il triennio 2016-2018, in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua, sono stati pari a 3,3, 10,6 e  $9,6 \mu\text{g P L}^{-1}$  per il fosforo reattivo e a 6,5, 13,0 e  $12,1 \mu\text{g P L}^{-1}$  per il totale.

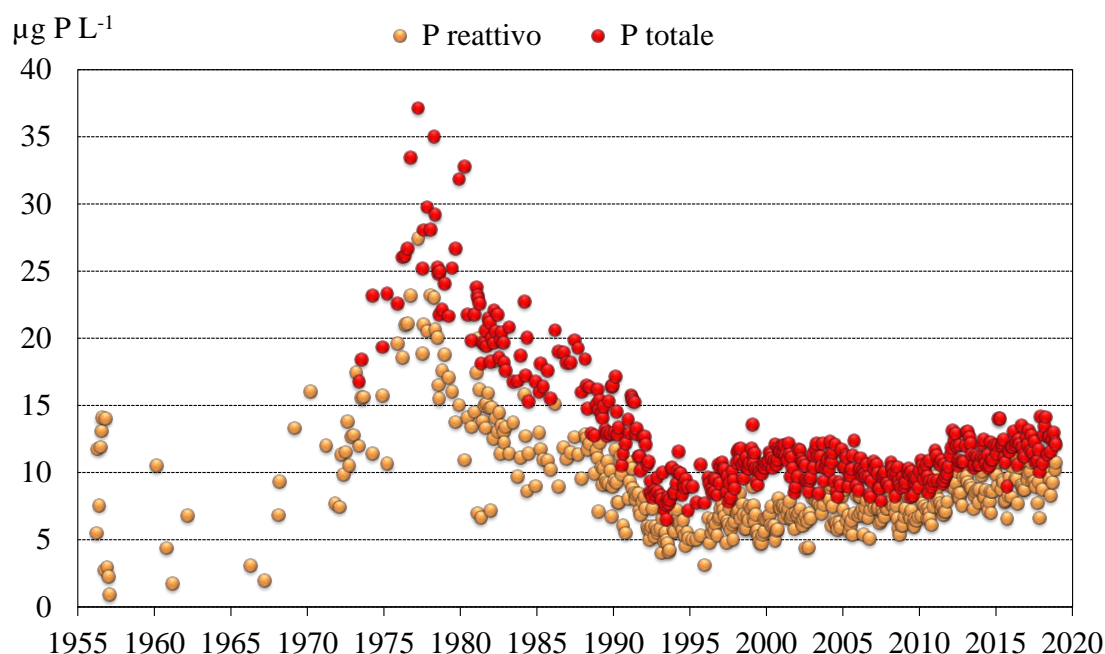


Fig. 11.5 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo reattivo e totale nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2018. Valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo (0-360 m).

L'aumento recente dei valori medi sulla colonna d'acqua è da attribuire pressoché totalmente all'aumento delle concentrazioni in ipolimnio, mentre quelle nelle acque epilimniche sono rimaste pressoché costanti se non leggermente diminuite. Questa differenza è ben evidente nella figura 11.6 che mostra l'andamento delle concentrazioni medie epilimniche (0-25 m) a confronto con quelle ipolimniche (25-360 m). Le concentrazioni in ipolimnio sono andate progressivamente aumentando dal 2010 in poi, passando da  $10\text{-}11 \mu\text{g P L}^{-1}$  agli attuali  $13\text{-}14 \mu\text{g P L}^{-1}$ . L'aumento ha riguardato soprattutto le concentrazioni alle profondità più elevate: ad esempio a 300 e 360 m nell'ultimo triennio si sono misurati frequentemente valori di  $25\text{-}30 \mu\text{g P L}^{-1}$ . L'accumulo progressivo di fosforo nelle acque profonde è evidente in Fig. 11.7, basata sulle concentrazioni mensili rilevate alle 12 profondità campionate: dal grafico si può osservare come la situazione recente, per quanto concerne i valori di P e la loro distribuzione lungo la colonna d'acqua, è molto simile a quella di fine anni '80-primi anni '90, ovvero la fase finale dell'eutrofizzazione. Questa situazione, così come quella descritta per l'ossigeno,

conferma quindi come il Lago Maggiore stia andando incontro a delle modificazioni che “mimano” il processo dell'eutrofizzazione: in questo caso la causa non è però da attribuire agli apporti di nutrienti dal bacino, bensì agli effetti del cambiamento climatico.

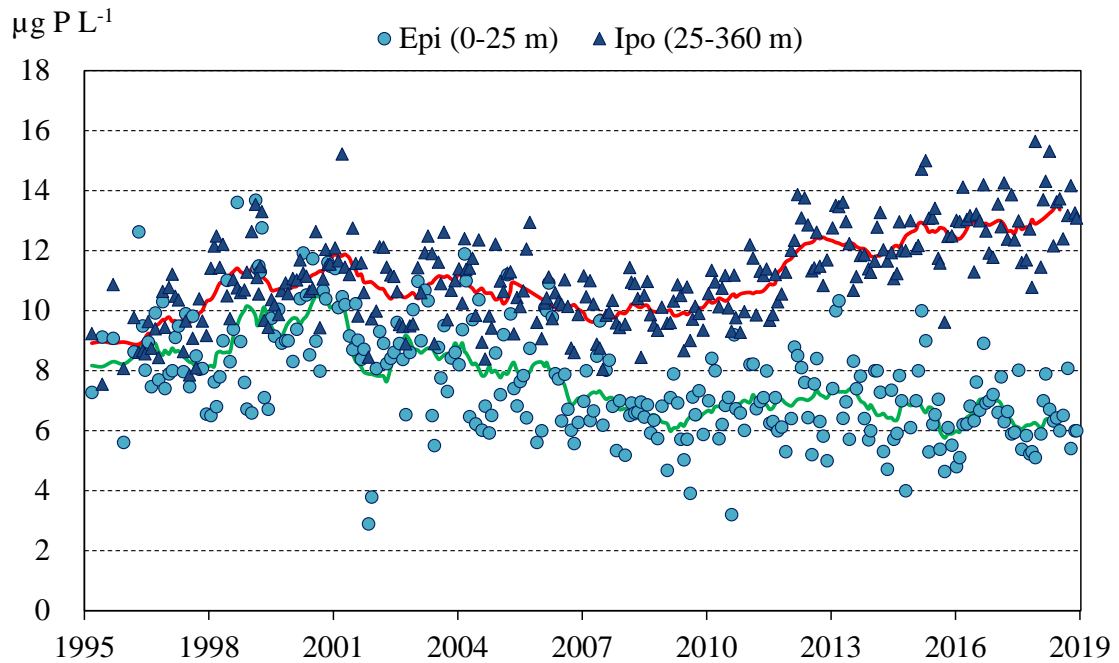


Fig. 11.6 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nelle acque epilimniche ed ipolimniche del Lago Maggiore dal 1995 al 2018. Le linee continue rappresentano la media mobile di ordine 12.

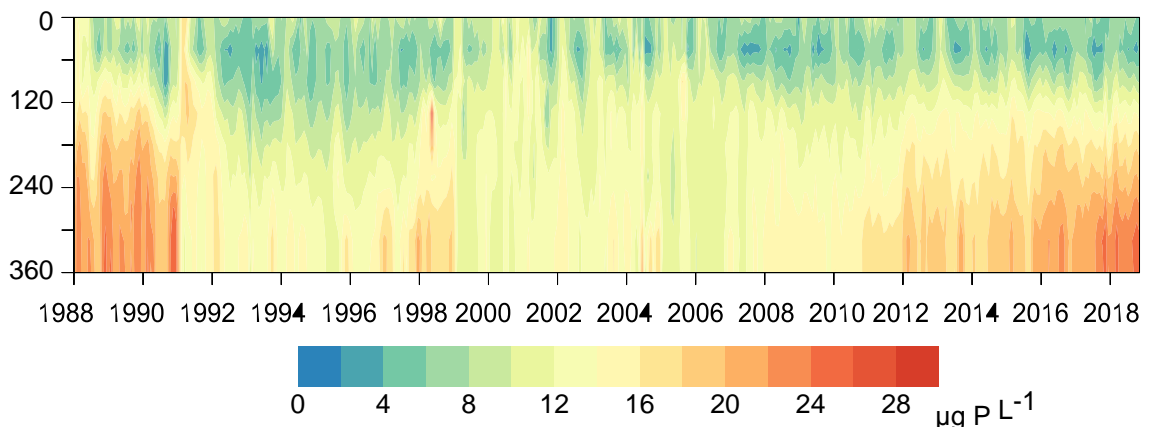


Fig. 11.7 Concentrazioni di fosforo totale misurate mensilmente nel Lago Maggiore dal 1988 al 2018 alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

Una tendenza analoga a quella del P è osservabile dall'andamento delle concentrazioni di silice reattiva (Fig. 11.8): anche in questo caso si sta verificando un progressivo accumulo in ipolimnion, con aumento delle concentrazioni, mentre in epilimnion i valori sono pressoché costanti nel tempo. Conseguentemente le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua sono aumentate, a partire dal 2010, passando da 1,5-1,6 agli attuali 1,7-1,8 mg Si L<sup>-1</sup>. Così come per il P, anche per la silice viene sta progressivamente venendo meno la redistribuzione lungo la colonna d'acqua e il rifornimento di questo nutriente verso le acque superficiali.

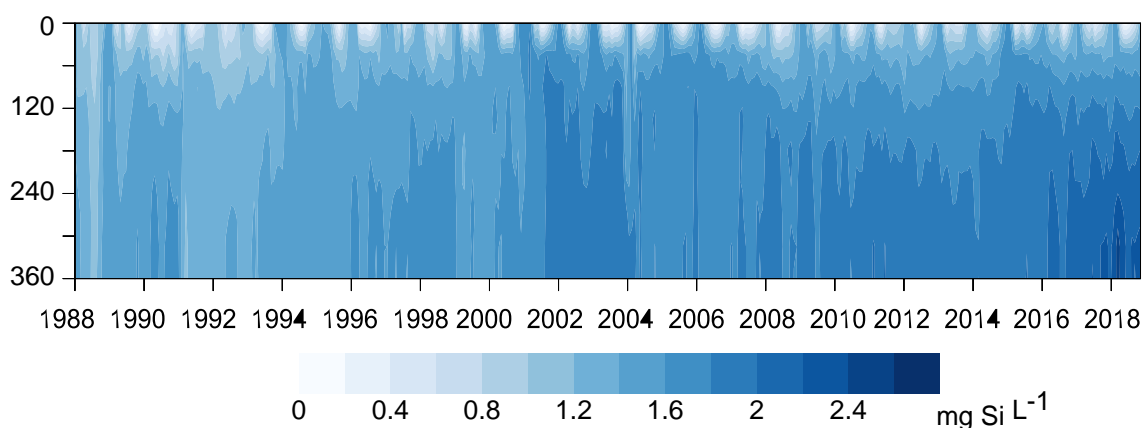


Fig. 11.8 Concentrazioni di silice reattiva misurate mensilmente nel Lago Maggiore dal 1988 al 2018 alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

Le tendenze descritte potrebbero ovviamente venire interrotte da un mescolamento completo o comunque sufficientemente profondo delle acque, con conseguenze però difficilmente prevedibili. L'applicazione di scenari climatici al caso del Lago Maggiore mediante un approccio modellistico (Fenocchi et al., 2018; 2019) ha dimostrato come la situazione attuale è destinata ad accentuarsi nei prossimi decenni in assenza di immediati provvedimenti per la riduzione delle emissioni dei principali gas serra (GHG): conseguentemente, il contenuto di ossigeno e i livelli di P in ipolimnio sono destinati rispettivamente a diminuire ed aumentare ulteriormente, raggiungendo livelli simili a quelli della fase di massima eutrofizzazione del lago.

Contrariamente al fosforo, i composti dell'azoto mostrano nel lago una tendenza recente alla diminuzione delle concentrazioni, evidente soprattutto nel caso dei nitrati che rappresentano la forma prevalente di N nelle acque del Lago Maggiore (Fig. 11.9). Dopo un aumento marcato nel periodo dell'eutrofizzazione (fino alla metà degli anni '80), seguito da una fase di aumento meno accentuato ma comunque costante, fino al 2010 circa, l'azoto nitrico ha iniziato a diminuire raggiungendo nell'ultimo triennio valori attorno a  $0,78 \text{ mg N L}^{-1}$ . L'azoto totale, per il quale i dati sono disponibili dal 1978, mostra una tendenza analoga, con valori medi di circa  $0,88 \text{ g N L}^{-1}$  nel periodo 2016-18. Dopo la prima fase di aumento dovuta agli apporti dal bacino sotto forma di scarichi civili e industriali, la seconda fase è stata determinata prevalentemente dagli apporti atmosferici di azoto, che rappresentano il veicolo principale di questo elemento al Lago Maggiore (Rogora et al., 2006). Anche la diminuzione, evidente dal 2010 in poi, è da mettere in relazione con gli apporti atmosferici di azoto dall'atmosfera: questi ultimi sono infatti diminuiti nell'areale del Lago Maggiore, grazie alla diminuzione delle concentrazioni rilevata in tutte le stazioni di campionamento nel bacino del Lago Maggiore, a partire dal 2005-06 (Rogora et al., 2016a). Le emissioni dei composti dell'azoto in atmosfera, in particolare della forma ossidata ( $\text{NO}_x$ ), sono infatti diminuite in Italia così come nella maggior parte dei Paesi Europei grazie ad una serie di provvedimenti per l'abbattimento delle emissioni (Romano et al., 2014). La diminuzione dei carichi di N dall'atmosfera ha avuto effetto innanzitutto sulle acque tributarie: le concentrazioni di nitrati sono infatti diminuite nella maggior parte degli immissari, con un effetto sui carichi complessivi di N a lago (vedi Capitolo 11.2). Conseguentemente sono diminuite le concentrazioni a lago, come mostrato anche in Fig. 11.10, che riporta le concentrazioni mensili di nitrati dal 1988 considerando tutte le 12 profondità campionate: al periodo 2000-2010, con valori

più elevati su tutta la colonna d'acqua, è seguita una fase di diminuzione progressiva dei valori, soprattutto dei minimi estivi ( $500\text{-}600 \mu\text{g N L}^{-1}$ ). Come descritto nel paragrafo 3.1.3, si osserva infatti negli ultimi anni un consumo più accentuato di N nitrico nel periodo tardo-estivo, che potrebbe dipendere dalle dinamiche del fitoplancton, in particolare da fioriture di cianobatteri (vedi Capitolo 4).

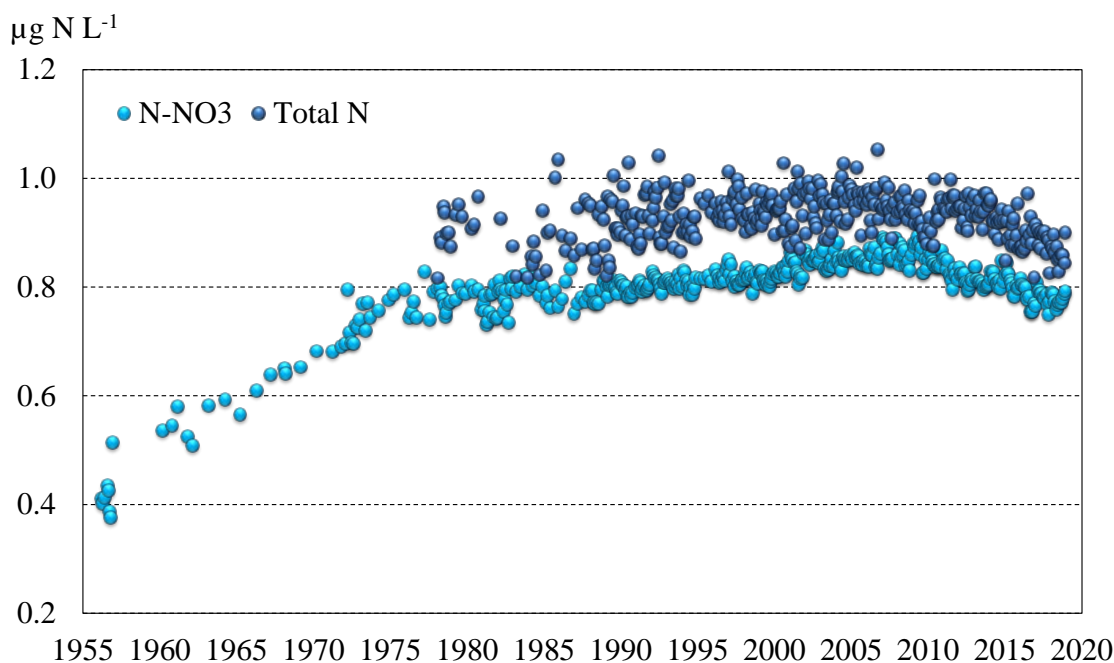


Fig. 11.9 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto nitrico e totale nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2018 (valori medi sulla colonna d'acqua).

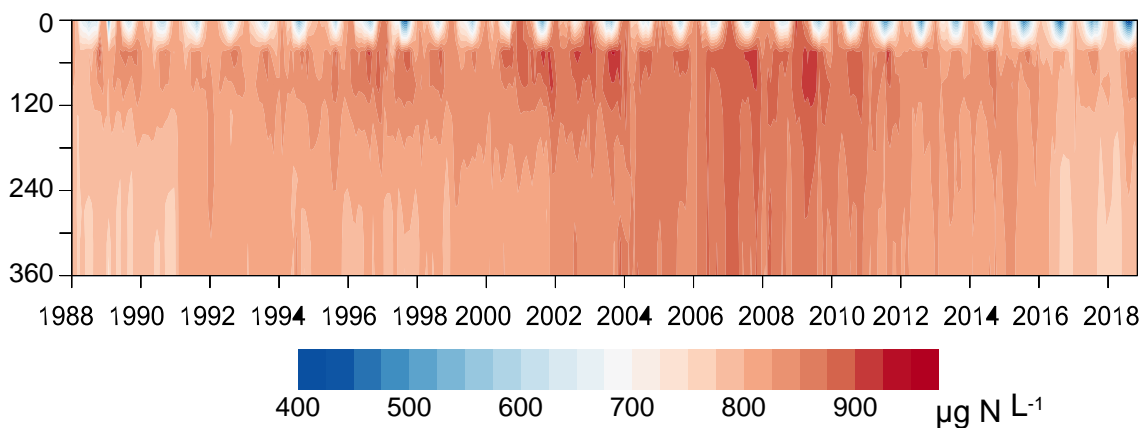


Fig. 11.10 Concentrazioni di nitrati misurate mensilmente nel Lago Maggiore dal 1988 al 2018 alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

## 11.2 Bilancio dei nutrienti e apporti da bacino

Il fatto che i recenti cambiamenti, in particolare l'aumento dei valori medi di P, siano da imputare a fattori meteo-climatici e non a variazioni negli apporti di nutrienti dal bacino, è supportato dai dati a lungo termine dei carichi di fosforo, che non hanno infatti presentato variazioni significative dagli anni 2000 in poi, mantenendosi attorno alle  $200 \text{ t P a}^{-1}$ , o diminuendo ulteriormente nell'ultimo triennio (Fig. 11.11a). Il valore medio

degli apporti per il triennio è stato infatti di 158 t P a<sup>-1</sup>, inferiore a quello del triennio 2013-15 (226 t P a<sup>-1</sup>) ed del decennio 2006-2015 (214 t P a<sup>-1</sup>).

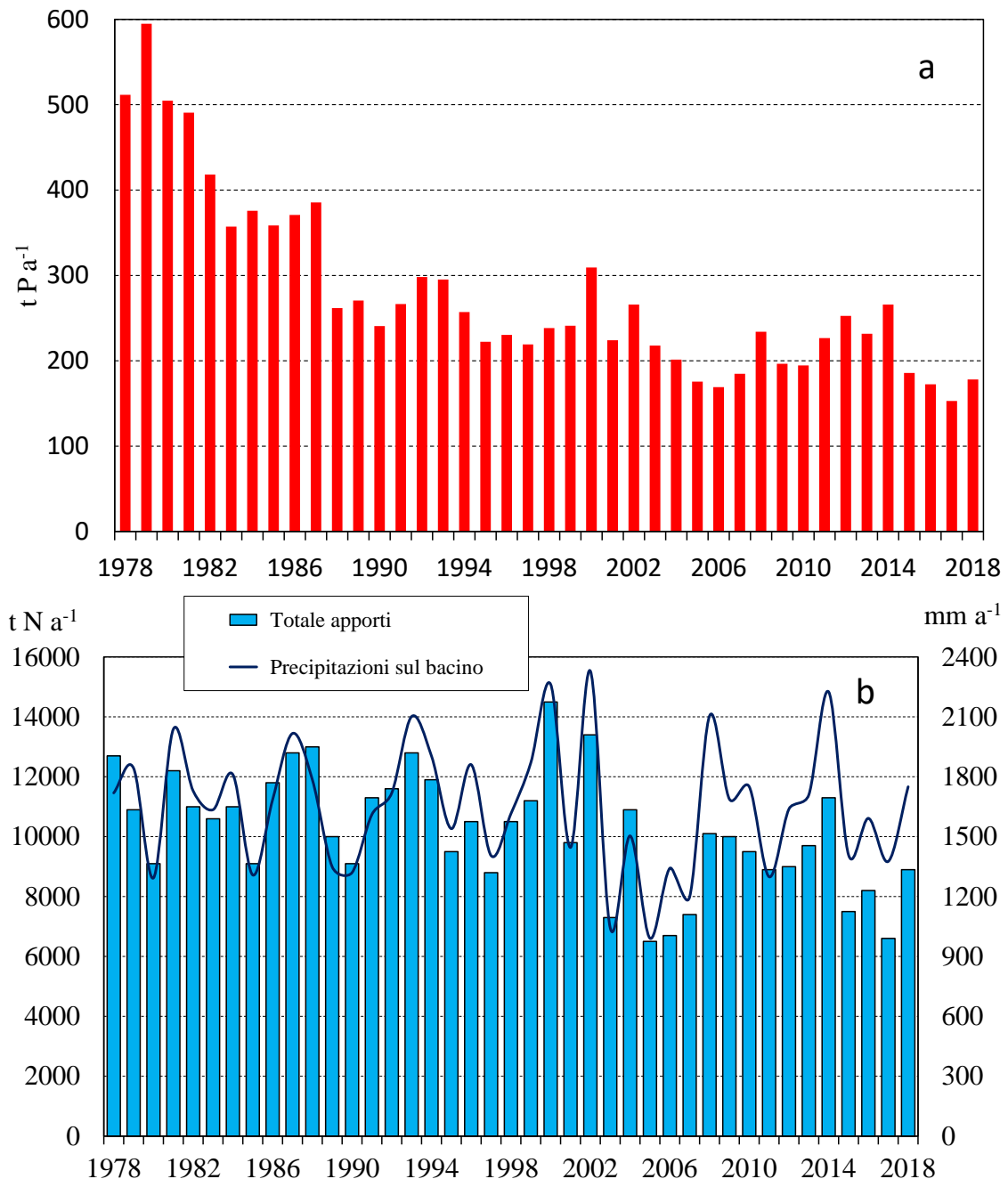


Fig. 11.11 Andamento dei carichi annui di P (a) e N (b) totale al Lago Maggiore dal 1978 al 2018. Sono mostrate anche le precipitazioni medie annue sul bacino.

La variabilità interannuale dei carichi è in larga parte dipendente dall'idrologia: anni con precipitazioni, e quindi portate dei tributari, superiori alla media determinano carichi più elevati (es. 2014: 266 t P a<sup>-1</sup>) e viceversa nel caso di anni più siccitosi (es. 2017: 153 t P a<sup>-1</sup>).

La fig. 11.12 mostra l'andamento dei carichi di P e delle concentrazioni medie nelle acque immissarie con quelle misurate annualmente nel lago: se nel periodo

dell'eutrofizzazione e negli anni del recupero era evidente una relazione diretta tra apporti di P dal bacino e concentrazioni a lago ( $r^2 = 0.79$ ,  $p < 0.001$  per il periodo 1979-1997), dalla fine degli anni '90 in poi questa relazione non è più osservabile ( $r^2 = 0.09$ ,  $p = 0.10$ ). I livelli medi di P nelle acque lacustri sono regolati sempre in modo sempre più marcato dai processi a lago, in particolare dall'idrodinamica lacustre e dai suoi effetti su stratificazione e mescolamento delle acque.

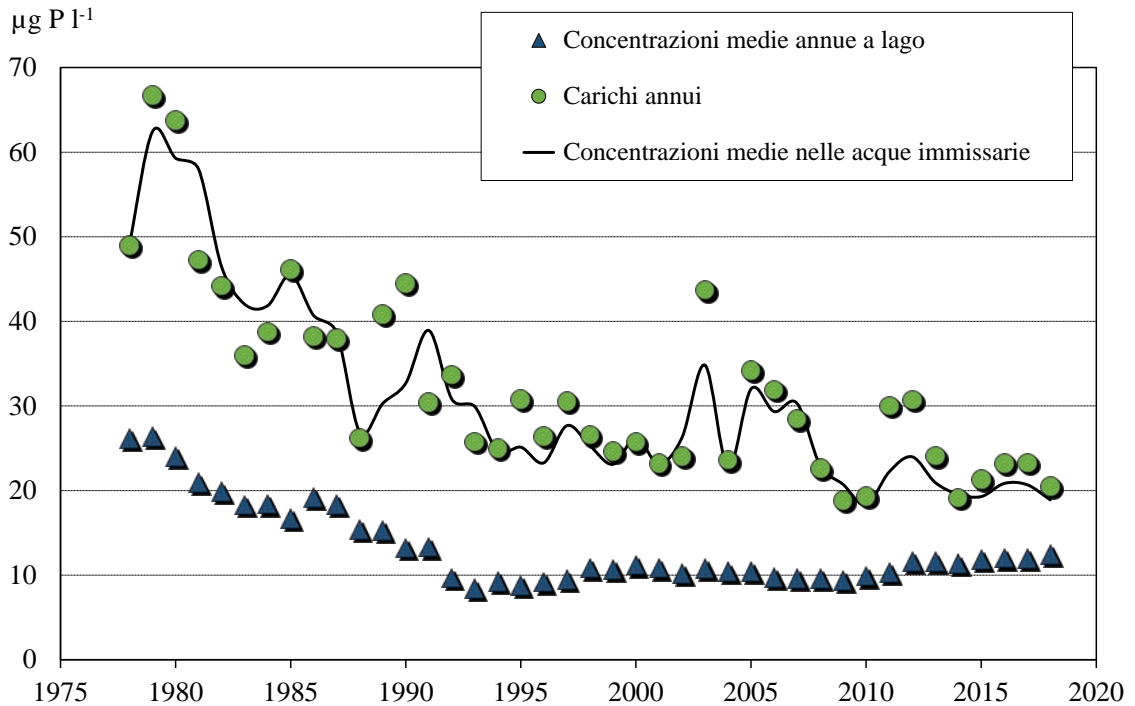


Fig. 11.12 Andamento delle concentrazioni medie annue di P totale nelle acque immissarie e nel lago e dei carichi veicolati dai tributari dal 1978 al 2018.

Se i carichi complessivi di fosforo non sono variati nell'ultimo decennio, rimane però evidente la diversità tra i contributi dei vari tributari, in particolare per quanto concerne il P totale, e più in generale la ripartizione tra i tre areali che formano il bacino del Lago Maggiore, ovvero quello lombardo, piemontese e ticinese (Fig. 11.13). Considerando i contributi medi areali si può osservare come i valori per P e N totale, considerando il totale delle acque immissarie, nell'ultimo triennio siano stati attorno a  $0,017 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  e  $1,08 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  rispettivamente, in diminuzione rispetto agli anni precedenti (es.  $0,026 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  e  $1,32 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  per il triennio 2013-15). Sempre considerando il periodo 2016-18, il contributo da parte degli areali lombardo, piemontese e ticinese è stato rispettivamente pari a 8, 40 e 52% del totale per il P e di 29, 34 e 36% per l'N. Nel caso del P si conferma quindi la marcata differenza tra i contributi lombardo e piemontese da un lato e ticinese dall'altro: per quest'ultimo i contributi medi areali non hanno superato gli  $0,010 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , mentre per gli altri areali i valori variano tra  $0,020$  e  $0,035 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (Fig. 11.13a).

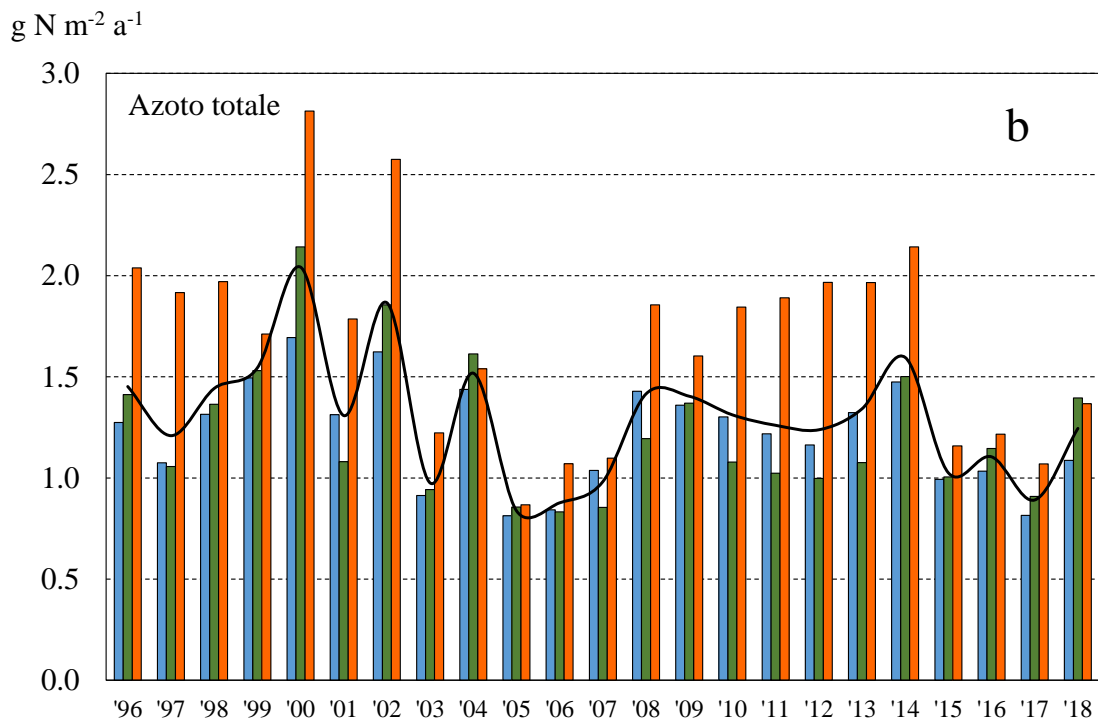
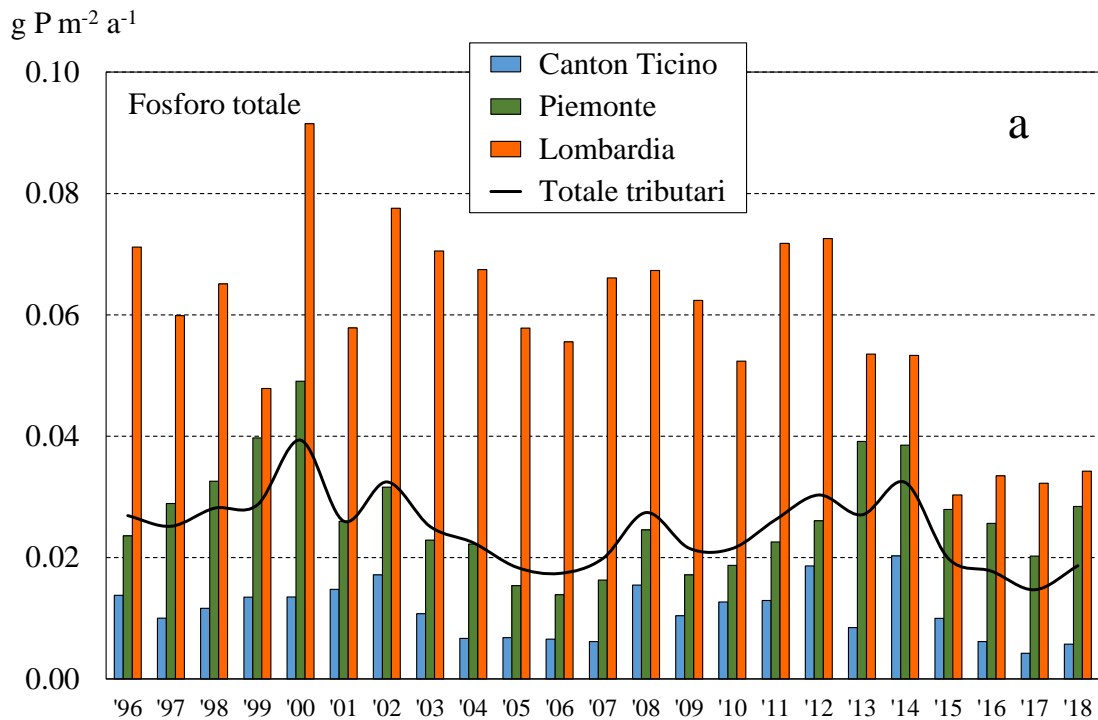


Fig. 11.13 Andamento dei contributi medi areali di P (a) e N (b) totale per gli areali lombardo, piemontese e ticinese del bacino del Lago Maggiore.

Gli effetti dell'idrologia sui carichi e sulla loro variabilità interannuale sono ancora più evidenti nel caso dell'azoto, per il quale si osserva una relazione significativa tra precipitazioni annue sul bacino imbrifero e apporti complessivi a lago ( $r^2 = 0.64$ ,  $p < 0.001$ ). I carichi di N totale al Lago Maggiore sono andati diminuendo, soprattutto dal 2005 in poi (Fig. 11.11b): da valori attorno a 10000-12000 t N a<sup>-1</sup> si è passati alle attuali



7800 t N a<sup>-1</sup> (valore medio del triennio 2016-18). Come descritto nel paragrafo 11.1, questa diminuzione è da attribuire alla riduzione degli apporti atmosferici di azoto nell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2016a).

Le recenti variazioni che hanno interessato il lago dal punto di vista dei nutrienti vedono quindi, da un lato, un aumento nei tenori di fosforo, principalmente nelle acque ipolimniche, e dall'altro una diminuzione delle concentrazioni di nitrati e azoto totale, più accentuata in epilimnio. Nel caso del P, queste variazioni sono da attribuire pressoché totalmente a fattori meteo-climatici; nel caso dell'azoto le dinamiche a lungo termine dipendono sia dagli apporti, in particolare dalle deposizioni atmosferiche che rappresentano l'input principale, che dalle dinamiche interne al lago quali l'alternanza dei gruppi fitoplanctonici, a sua volta in parte dipendente da fattori meteo-climatici. Pur trattandosi di variazioni di entità modesta, si tratta comunque di andamenti che meritano di essere seguiti con attenzione, in quanto determinano i rapporti tra i nutrienti che a loro volta governano i processi a lago.

Un altro aspetto rilevante è il ruolo che possono avere alcuni eventi meteorologici quali le precipitazioni brevi ed intense nell'apporto di nutrienti a lago e nei conseguenti effetti sulle fioriture algali. Questi processi sono stati indagati in un recente lavoro (Morabito et al., 2018) che ha analizzato le relazioni tra le dinamiche di nutrienti e fitoplancton ed alcuni eventi di precipitazione selezionati per il periodo 2000-2013. Dall'analisi è emerso come, nel medio termine (alcuni mesi), a predominare è l'effetto diluizione e i nutrienti (TP e silice) mostrano una correlazione negativa con le precipitazioni; nel breve periodo invece, si osserva una relazione positiva tra P reattivo e precipitazioni, ad indicare che il runoff conseguente all'evento di pioggia può determinare un temporaneo aumento di nutrienti a lago. La correlazione più evidente che emerge per quanto riguarda i gruppi algali è quella tra precipitazioni e Cianobatteri nel breve periodo. Le fioriture di Cianobatteri, osservate abbastanza regolarmente nel Lago Maggiore dal 2005, potrebbero essere legate anche a questi eventi di precipitazione intensi, la cui frequenza sembra essere in aumento nell'areale del Lago Maggiore (Saidi et al., 2015).

Le variazioni osservate, soprattutto negli ultimi anni, dimostrano quindi come anche in un lago oligo-mesotrofo, apparentemente in condizioni stabili, si possano verificare comunque cambiamenti a breve e medio termine nei valori assoluti e nei rapporti reciproci tra i nutrienti algali. Questi cambiamenti, nel periodo recente, appaiono sempre più regolati da fattori meteo-climatici, come descritto anche per gli altri laghi profondi subalpini (Salmaso et al., 2014, 2018; Lepori et al., 2015, 2018). Infine, le tendenze recenti confermano l'importanza di disporre di dati limnologici a lungo termine, raccolti con metodologie standardizzate e confrontabili nel tempo.

### 11.3 Variazioni nel contenuto ionico delle acque

Oltre all'evoluzione trofica e ai trend di nutrienti ed ossigeno, nel Lago Maggiore vengono monitorate le variazioni dei principali ioni in soluzione nelle acque: calcio, magnesio, sodio, potassio tra i cationi, solfati e cloruri tra gli anioni. Gli andamenti delle loro concentrazioni medie lungo la colonna d'acqua, rilevate alla circolazione tardo-invernale, sono mostrati in Fig. 11.14. Questi ioni, pur non essendo coinvolti direttamente nell'evoluzione trofica del lago o nella definizione del suo stato ecologico, rappresentano comunque composti importanti per la vita acquatica; le loro concentrazioni a lago dipendono essenzialmente dalla composizione litologica del bacino drenante, ma possono venire influenzate anche da apporti antropici. Un esempio in tal senso riguarda i cloruri, le cui concentrazioni sono andate aumentando nel Lago Maggiore dagli anni '90 in poi,

a causa di maggiori apporti dai tributari a loro volta dipendenti da vari fattori; tra questi è stato individuato come prevalente il contributo dall'utilizzo del sale come antigelo nel periodo invernale (Rogora et al., 2015). All'aumento dei cloruri è corrisposto infatti un analogo aumento del sodio e si è osservato come l'aumento abbia interessato in misura maggiore le concentrazioni nelle acque dei tributari nei mesi invernali (gennaio-marzo). Gli apporti complessivi a lago, calcolati con le stesse modalità adottate per i nutrienti, sono passati da circa 19000 t a<sup>-1</sup> nel periodo 1988-92 ad oltre 30000 t a<sup>-1</sup> negli anni più recenti per i cloruri e da 23000 a 28000 t a<sup>-1</sup> per il sodio (Rogora et al., 2016b). Le concentrazioni a lago sono aumentate, rispetto agli anni '80, di circa il 40% per il sodio e oltre il 60% per i cloruri (Rogora et al., 2015), passando rispettivamente da circa 2,2 a 3,0 mg L<sup>-1</sup> e da 1,8-1,9 a 3,0-3,1 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 11.14). Nell'ultimo triennio le concentrazioni sembrano essersi stabilizzate ed è importante sottolineare come le attuali concentrazioni di cloruri, sia nei corsi d'acqua tributari che nel Lago Maggiore, sono ben lontane da valori che potrebbero rappresentare una criticità per la qualità delle acque o per le biocenosi. Ciononostante si tratta di una situazione da monitorare con regolarità anche nei prossimi anni. L'aumento delle concentrazioni di cloruri è infatti una tendenza che sta interessando, oltre al Lago Maggiore, anche gli altri laghi profondi subalpini (Rogora et al., 2015) e numerosi laghi di tutto il mondo, come descritto in un articolo riassuntivo che ha raccolto i dati di oltre 500 laghi in Europa e Nord America (Dugan et al., 2017).

Per quanto riguarda gli altri ioni, non si evidenziano variazioni per solfati e magnesio, le cui concentrazioni medie nel Lago Maggiore oscillano rispettivamente tra 28 e 30 mg L<sup>-1</sup> (29,2 come media del triennio 2016-18) e tra 3,5 e 3,8 mg L<sup>-1</sup> (3,72 nel 2016-18). Un leggero aumento di concentrazioni si è verificato invece per il calcio fino al 2006-2007, e nuovamente dal 2015 in poi (Fig. 11.14). Anche i valori di alcalinità, rappresentata prevalentemente dai bicarbonati, sono aumentati dagli anni '80 in poi, anche se in modo irregolare (Fig. 11.15).

Un andamento analogo è osservabile per la conducibilità, come conseguenza del fatto che alcalinità e calcio rappresentano gli ioni prevalenti nelle acque lacustri. Per entrambe le variabili si osserva un aumento nell'ultimo triennio, che rientra però nella variabilità interannuale di lungo periodo. Complessivamente l'alcalinità è passata da valori attorno a 0,75 meq L<sup>-1</sup> a 0,82 meq L<sup>-1</sup> (media del triennio 2016-18) e la conducibilità da 142-143 a circa 150 µS cm<sup>-1</sup> a 20 °C (Fig. 11.15). La tendenza ad un aumento del contenuto ionico delle acque, principalmente a carico di calcio e bicarbonati, potrebbe essere un'ulteriore conseguenza indiretta del cambiamento climatico, attraverso gli effetti di quest'ultimo sul weathering di rocce e suoli nel bacino. Ricerche effettuate sui laghi alpini d'alta quota nel bacino imbrifero del Lago Maggiore (Valli Ossola e Sesia) hanno evidenziato un aumento nel contenuto di soluti delle acque, attribuibile a un maggior apporto dei prodotti del weathering (Rogora et al., 2013). Questo aumento è stato correlato alla minor presenza di neve al suolo e dalla degradazione della criosfera (ghiacciai, permafrost) conseguente al riscaldamento climatico.

La deglaciazione della parte alta del bacino del Lago Maggiore, la ridotta copertura di neve al suolo, osservata soprattutto alle quote intermedie (Cat Berro et al., 2014a, b) e la conseguente maggior esposizione delle superfici all'azione del weathering potrebbero quindi spiegare l'aumento osservato di conducibilità e alcalinità. Per avvalorare questa ipotesi sono però necessarie ulteriori analisi dei dati, in particolare per quanto concerne la neve al suolo, oltre ad un approfondimento sul possibile ruolo del permafrost.

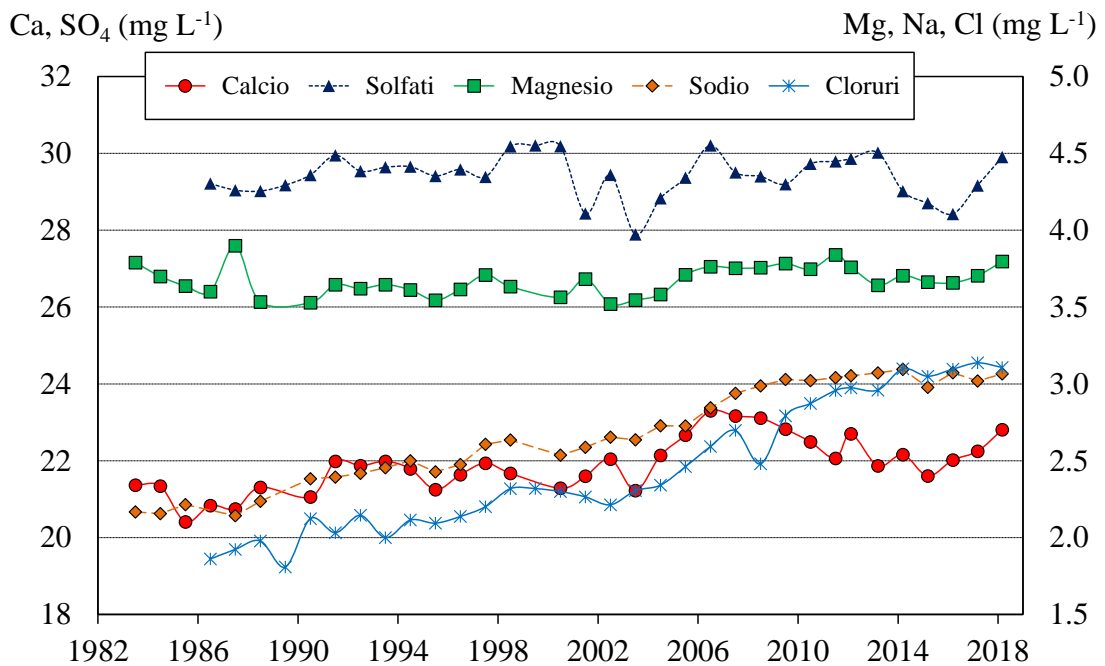


Fig. 11.14 Andamento a lungo termine delle concentrazioni medie sulla colonna d'acqua del Lago Maggiore dei principali ioni alla circolazione tardo invernale.

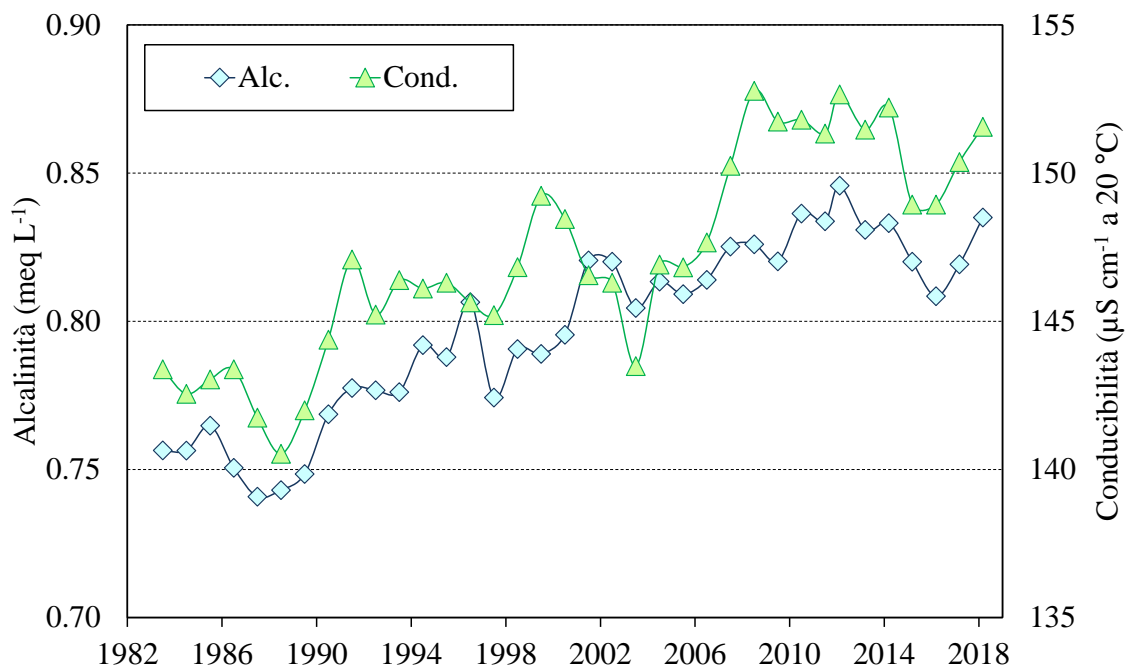


Fig. 11.15 Andamento a lungo termine dei valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m) di alcalinità e conducibilità alla circolazione tardo invernale.

## Bibliografia

Cat Berro, D., L. Mercalli, P. L. Bertolotto, R. Mosello, M. Rogora. 2014a. Il clima dell'Ossola Superiore. Nimbus 72: 46-129.

- Cat Berro, D., L. Mercalli, G. Mortara, A. Tamburini, M. Rogora, R. Mosello. 2014b. I ghiacciai dell'Ossola: una breve sintesi. *Nimbus* 72: 130-138.
- Dugan, H.A., Summers, J.C., Skaff, N.K., Krivak-Tetley, F.E., Doubek, J.P., Burke, S.M., Bartlett, S.L., Arvola, L., Jarjanazi, H., Korponai, J., Kleeberg, A., Monet, G., Monteith, D., Moore, K., Rogora, M., Hanson, P.C., Weathers, Kathleen C. 2017. Long-term chloride concentrations in North American and European freshwater lakes. *Scientific Data*, 4: 170101.
- Fenocchi, A., M. Rogora, G. Morabito, A. Marchetto, S. Sibilla, C. Dresti. 2019. Applicability of a one-dimensional coupled ecological-hydrodynamic numerical model to future projections in a very deep large lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Ecological Modelling* 392: 38-51.
- 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>
- 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
- Ito, Y. & M. Kazuro, 2015. Impacts of regional warming on long-term hypolimnetic anoxia and dissolved oxygen concentration in a deep lake. *Hydrological Processes*, 29: 2232-2242.
- Lepori, F., J.J. Roberts. 2015. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): What are the climatic drivers? *Journal of Great Lakes Research*, 41: 973–981.
- Lepori, F., Bartosiewicz, M., Simona, M. et al. 2018. Effects of winter weather and mixing regime on the restoration of a deep perialpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia*, 824: 229-242.
- Morabito, G., M. Rogora, M. Austoni, M. Ciampittiello. 2018. Could the extreme meteorological events in Lake Maggiore watershed determine a climate-driven eutrophication process? *Hydrobiologia* 824: 163-175.
- Mosello, R., A. Marchetto, M.C. Brizzio, M. Rogora & G.A. Tartari. 2000. Results from the Italian Participation in the International Co-operative programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes (ICP Waters). *J. Limnol.*: 59: 47-54.
- O'Reilly C.M., S. Sharma, D.K. Gray, et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface 1 waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42, doi:10.1002/2015GL066235.
- North, R. P., R. L. North, D. M. Livingstone, O. Köster and R. Kipfer, 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global Change Biology* 20: 811–823.
- Posch, T., O. Köster, M. Salcher & J. Pernthaler, 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2: 809–813.
- Richardson, J., Miller, C., Maberly, S.C., et al. Effects of multiple stressors on cyanobacteria abundance vary with lake type. *Glob Change Biol.* 2018; 24: 5044–5055.

- Rigosi, A. , Hanson, P. , Hamilton, D. P., Hipsey, M. , Rusak, J. A., Bois, J. , Sparber, K. , Chorus, I. , Watkinson, A. J., Qin, B. , Kim, B. and Brookes, J. D. 2015. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. *Ecological Applications*, 25: 186-199. doi:10.1890/13-1677.1
- Romano D., A. Bernetti, R.D. Córdor, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, F. Lena, A. Gagna, B. Gonella, M. Pantaleoni, E. Peschi, E. Taurino & M. Vitullo 2014. Italian Emission Inventory 1990-2012. Informative Inventory Report. Rome, Institute for Environmental Protection and Research: 157 pp.
- 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*, 824: 33-50.
- Rogora M., L. Colombo, A. Marchetto, R. Mosello, S. Steingruber. 2016a. 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. 2016b. Considerazioni generali sull'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore, con particolare riferimento al triennio 2013-2015. In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 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 (Ed.): 120-131.
- 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, F. Lepori, A. Marchetto, S. Steingruber & O. Tornimbeni. 2013. Thirty years of chemical changes in alpine acid-sensitive lakes in the Alps. *Water Air Soil Pollut.* 224:1746.
- Rogora, M. R. Mosello, A. Calderoni & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29 (4): 2027-2030.
- Saidi, H., M. Ciampittello, C. Dresti & G. Ghiglieri, 2015. Assessment of trends in extreme precipitation events: a case study in Piedmont (North-West Italy). *Water Resources Management* 29: 63–80.
- 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.
- 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* 824: 177–195.
- Schwefel, R., A. Gaudard, A. Wüest & D. Bouffard, 2016. Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modelling. *Water Resources Research* 52: 8811-8826.

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

Martina Austoni, Aldo Marchetto

### 12.1 Struttura delle associazioni fitoplanctoniche

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

In questo senso, possiamo dire che la dinamica stagionale e pluriennale delle diatomee ben si presta ad analizzare la risposta della biocenosi fitoplanctonica nel suo complesso: variazioni nella dominanza di alcune specie, così come il declino o l'accresciuta importanza di altre, sono elementi che consentono di delineare un quadro di sintesi dell'evoluzione recente dell'ecosistema e di focalizzare l'attenzione su alcuni potenziali fattori che controllano lo sviluppo del fitoplancton.

E' importante sottolineare che le possibili modificazioni a carico della biocenosi fitoplanctonica vanno analizzate nel quadro dell'evoluzione a lungo termine e che, quindi, le valutazioni che si possono trarre dalle dinamiche osservate nell'arco del triennio 2016-2018 devono considerarsi come la naturale prosecuzione di fenomeni già osservati negli anni precedenti: la storia evolutiva del Lago Maggiore, infatti, mostra che il sistema è caratterizzato da una certa resilienza, tale per cui è lecito attendersi che i cambiamenti delle comunità biotiche si sviluppino nel corso di più anni ed in modo graduale.

Normalmente, la successione di diatomee nel Lago Maggiore ha il suo tipico decorso temporale che inizia di solito alla fine di febbraio con il picco tra la metà di marzo e il tardo aprile, anche se la stagione di crescita dura fino a giugno. Tuttavia, dal 1984, la comunità fitoplanctonica ha mostrato diverse variazioni, con solo poche specie importanti (*Asterionella formosa* Hassal, *Fragilaria crotonensis* Kitton) per l'intero periodo analizzato, pur mostrando significative fluttuazioni interannuali.

Alcune specie sono diminuite durante l'oligotrofizzazione, ad esempio *Aulacoseira islandica* v. *Helvetica* e *Synedra acus* Kützing, mentre altre (*Tabellaria flocculosa* (Roth) Kuëtzing) sono aumentate o diventate significativamente importanti solo per brevi periodi (*Stephanodiscus parvus* Stoermer & Håkansson, *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen) senza una chiara tendenza. Negli anni più recenti, le dinamiche del fitoplancton appaiono fortemente condizionate dalla variabilità meteo-climatica, che regola, in particolare, la fase primaverile della successione fitoplanctonica, essendo le diatomee molto sensibili alle dinamiche dei parametri fisici della colonna d'acqua, soprattutto intensità e profondità del mescolamento tardo invernale, a sua volta condizionato dalla temperatura atmosferica e dal regime dei venti. Tra le specie che sembrano siano risultate avvantaggiate da questa situazione climatica, troviamo in particolare *Fragilaria crotonensis*, dominante in tutte le primavere del triennio 2016-2018 e comunque sempre presente anche durante l'intero corso degli anni studiati; di conseguenza la successione delle specie di diatomee riflette quasi esattamente la

successione stagionale del fitoplancton (Fig. 12.1). Una successione con queste caratteristiche è alquanto anomala nel Lago Maggiore poiché usualmente altri gruppi, quali i cianobatteri o le cloroficee, hanno sempre dato, in certi momenti stagionali, un contributo significativo al biovolume della comunità.

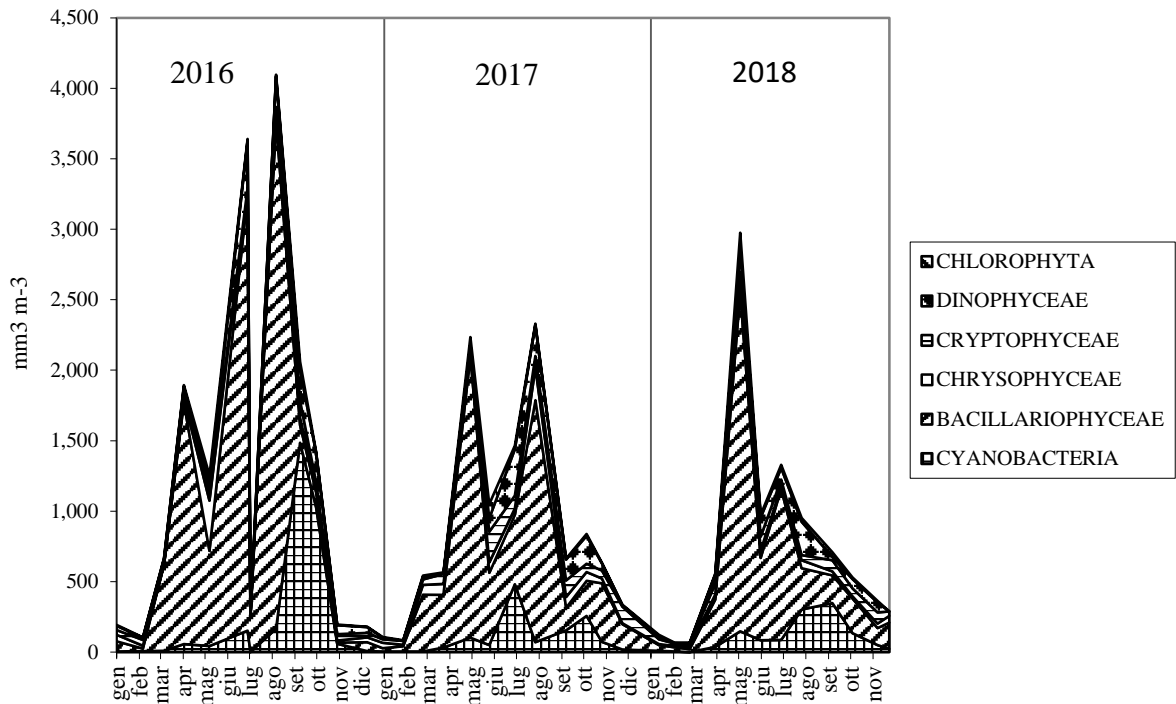


Fig. 12.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il triennio 2016-2018

L'anno 2016 è stato caratterizzato da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico di *Fragilaria crotonensis*, specie che colonizza probabilmente la nicchia metalimnetica, secondo la strategia descritta in Morabito *et al.* (2012), largamente dominante da gennaio a ottobre, cui si sono unite le diatomee pennate *Asterionella formosa* e *Synedra acus*. Queste ultime due specie sono presenti rispettivamente da gennaio a maggio e da luglio a settembre lasciando spazio a *Fragilaria crotonensis*, che si mantiene largamente dominante fino a luglio e, pur riducendosi, rimane importante nel periodo tardo estivo e autunnale.

Anche gli anni 2017 e 2018 sono stati caratterizzati da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico sempre *Fragilaria crotonensis*, largamente presente da gennaio a dicembre durante il 2017, cui si sono unite *Asterionella formosa*, *Synedra acus* var. *angustissima* e *Rhizosolenia eriensis*. Durante il 2018 *Fragilaria crotonensis*, è presente da aprile a dicembre cui si sono unite specie presenti l'anno precedente quali *Asterionella formosa*, *Synedra acus* var. *angustissima* e *Rhizosolenia* spp.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata, anche nel triennio 2016-2018, anticipata rispetto agli anni passati, probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature atmosferiche del periodo invernale superiori alla norma e in aumento. Come si evince dagli studi a lungo termine relativi alla termica lacustre, anche profondità e durata della stratificazione termica si stanno modificando con un periodo sia anticipato che esteso di riscaldamento delle acque. Inoltre, 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.

Per quanto riguarda l'importanza delle Chlorophyta, nel triennio 2016-2018, si rileva la loro diminuzione in termini di biomassa. La loro presenza risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili.

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. 12.1): al gruppo appartengono le Oscillatoriales del complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, unitamente a *Aphanizomenon flos-aquae* e *Tychonema bourellyi* mentre i generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena*, acquistano importanza significativa. Risultano trascurabili le Chroococcales di piccole dimensioni come si è potuto osservare da qualche anno a questa parte.

La recente prevalenza dei generi *Pseudonabaena* e *Geitlerinema* unitamente a *Planktolyngbya* potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le alte temperature (Pearl, 1988). Probabilmente anche le preferenze trofiche di queste specie sono da tenere in considerazione: la letteratura scientifica descrive il genere *Pseudoanabaena* come una specie tipica di ambienti eutrofi (Reynolds et al., 2002) e particolarmente sensibile alla carenza di fosforo, anche se uno studio comparato sul fitoplancton dei laghi profondi italiani ha leggermente corretto precedenti indicazioni sulle preferenze trofiche di questo cianobatterio, associandolo più tipicamente ai bacini meso-eutrofi (Salmaso, 2002).

*Dolichospermum lemmermannii*, protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è presentata timidamente anche nel 2016-2018: presente già dai primi di luglio, ha il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, proprio nel mese di luglio anziché nel periodo tardo estivo.

Durate il periodo studiato, il numero totale dei taxa censiti durante il 2016 è stato di 96 unità, valore diminuito rispetto ai 107 del 2015, nel 2017 il numero è aumentato a 117 specie per decrescere a 107 nel 2018. Sono valori in linea con quelli misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

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 (Fig. 12.2): nel 2016 si è verificato un decremento di questo parametro rispetto al 2015, tendenza che è continuata anche negli anni successivi raggiungendo nel 2018 uno tra i valori più bassi della serie storica ( $0,74 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Nel 2017 e 2018 si è osservata anche una lieve diminuzione dei valori di clorofilla (rispettivamente 4,80 e 3,58  $\text{mg m}^{-3}$ ) rispetto al 2016 (4,97  $\text{mg m}^{-3}$ ); complessivamente comunque i valori medi di clorofilla nel triennio considerato sono stati superiori rispetto a quelli del triennio precedente e più in generale di quelli che hanno caratterizzato la fase di oligotrofizzazione.



I dati del 2016-2018 confermano ulteriormente quanto osservato negli ultimi anni, ovvero la presenza, tra le dominanti, di specie a carattere meso-eutrofo e riduzione di altre con esigenze oligotrofe. Tale fenomeno è evidente, soprattutto, tra i cianobatteri e le diatomee, che sono i gruppi più rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore. Tra le diatomee, per esempio, si sta verificando la sostituzione di *Cyclotella* da parte di *Stephanodiscus*, che non è un segnale positivo in termini di qualità ecologica, in quanto quest'ultima specie è solitamente indicatrice di acque a maggiore trofia. Peraltro, i dati fino ad ora disponibili non sono tali da indicare un evidente peggioramento dello stato trofico: il biovolume totale medio annuo, parametro che sintetizza lo stato della comunità fitoplanctonica, si mantiene su valori da lago oligotrofo mentre la clorofilla, limitatamente all'ultimo triennio, ha mostrato o valori di poco superiori al range fissato come obiettivo di qualità per il Lago Maggiore (2,5 – 4,0 mg m<sup>-3</sup>).

E' 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 determinante. E' lecito ipotizzare ad esempio, che un anomalo riscaldamento delle acque, indotto da temperature dell'aria particolarmente elevate, possa avere favorito la proliferazione delle recenti specie di cianobatteri. Infatti, secondo uno studio di Salmaso et al. (2012) è stata dimostrata l'esistenza di una relazione significativa tra lo sviluppo dei gruppi più sensibili all'eutrofizzazione (tra i quali cianobatteri e clorofite) e l'interazione tra stato trofico e temperatura, suggerendo un effetto sinergico di rafforzamento degli effetti negativi dell'eutrofizzazione all'aumentare della temperatura: nei laghi profondi sudalpini questi risultati sembrano confermati dai dati sperimentali.

Studi recenti hanno inoltre dimostrato il ruolo importante che può essere svolto da eventi di precipitazione brevi e intense sull'apporto di nutrienti a lago e sulle dinamiche fitoplanctoniche: in particolare nel Lago Maggiore si è evidenziata una relazione tra eventi atmosferici intensi a breve termine e fioriture di cianobatteri (Morabito et al., 2018).

## 12.2 Conclusioni

Per quanto riguarda le caratteristiche strutturali complessive dei popolamenti algali, i dati raccolti nel triennio 2016-2018 hanno confermato lo stato generale di fitoplancton emerso nel triennio precedente, sebbene alcuni segnali di una possibile inversione di tendenza siano confermati con la comparsa non occasionale di specie algali con preferenze per acque più ricche di nutrienti, la riduzione di alcuni taxa che si erano affermati durante l'oligotrofizzazione e, soprattutto, il manifestarsi di episodi di fioritura algale.

Inoltre, anche in questo triennio, come già da dagli ultimi anni, è stato confermato il ruolo chiave che le forzanti fisiche dell'ambiente lacustre esercitano nel guidare la dinamica delle successioni fitoplanctoniche, in relazione alla variabilità delle condizioni meteo-climatiche.

In questo contesto i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire: per questo motivo appare sempre più decisivo riuscire a comprendere come la variabilità climatica possa interagire con i fattori che sono responsabili dell'apporto di nutrienti agli organismi algali, sia che questi

vengano dall'interno del lago, a seguito della variabilità idrodinamica, sia dall'esterno, in relazione ad eventi meteorologici che influenzano gli apporti per dilavamento dal bacino.

Di conseguenza, si sottolinea l'importanza degli studi di lungo termine, in quanto permettono, da un lato, di discriminare gli effetti di fenomeni occasionali e, dall'altro, di valutare se le modificazioni osservate siano il risultato di cambiamenti profondi dell'ecosistema. Come evidenziato nel rapporto conclusivo triennale precedente, sembra plausibile ritenere che, a fronte di uno stretto controllo sui carichi puntiformi di nutrienti, sia divenuto sempre più importante il ruolo degli apporti da fonti diffuse, soprattutto in relazione all'azione di eventi meteoclimatici estremi, il cui effetto, sul lungo termine, potrebbe essere simile a quello prodotto dal processo di eutrofizzazione sperimentato dal lago negli anni '60-'70: le fioriture del periodo 2005-2018 potrebbero essere segnali dell'evoluzione dell'ecosistema in questa direzione.

## Bibliografia

- Marchetto, A., A. Lami, S. Musazzi, J. Massaferrò, L. Langone & P. Guilizzoni, 2004. Lake Maggiore (N. Italy) trophic history: fossil diatom, plant pigments, and chironomids, and comparison with long-term limnological data. *Quaternary International*, 113: 97–110.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni. 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia*, DOI: 10.1007/s10750-012-1094-0.
- Morabito, G., M. Rogora, M. Austoni, M. Ciampittiello. 2018. Could the extreme meteorological events in Lake Maggiore watershed determine a climate-driven eutrophication process? *Hydrobiologia* 824: 163-175.
- 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. 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J. Limnol.*, 61(1): 95-115.
- Salmaso N., Buzzi F., Garibaldi L., Morabito G., Simona M., 2012. Effects of nutrient availability and temperature on phytoplankton development: A case study from large lakes south of the Alps. *Aquatic Sciences*, 74: 555-570.

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

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

### 13.1 Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili

Durante l'ultimo triennio la media del popolamento totale zooplanctonico pelagico di rete è risultata inferiore del 16% rispetto al triennio precedente e del 40% rispetto ai quinquenni 2003-2007 e 2008-2012 (Fig. 5.1). Tale riduzione è risultata a carico della componente a rotiferi con un valore dimezzato ( $460000 \text{ ind m}^{-3}$ ) rispetto al periodo 2013-2015 e ridotto del 70% rispetto agli anni 2003-2007 e 2008-2012. I valori di densità media dei popolamenti a cladoceri e a copepodi sono, invece, stati costanti, tuttavia in questi ultimi è stato osservato un aumento dei diaptomidi a scapito dei ciclopidi.

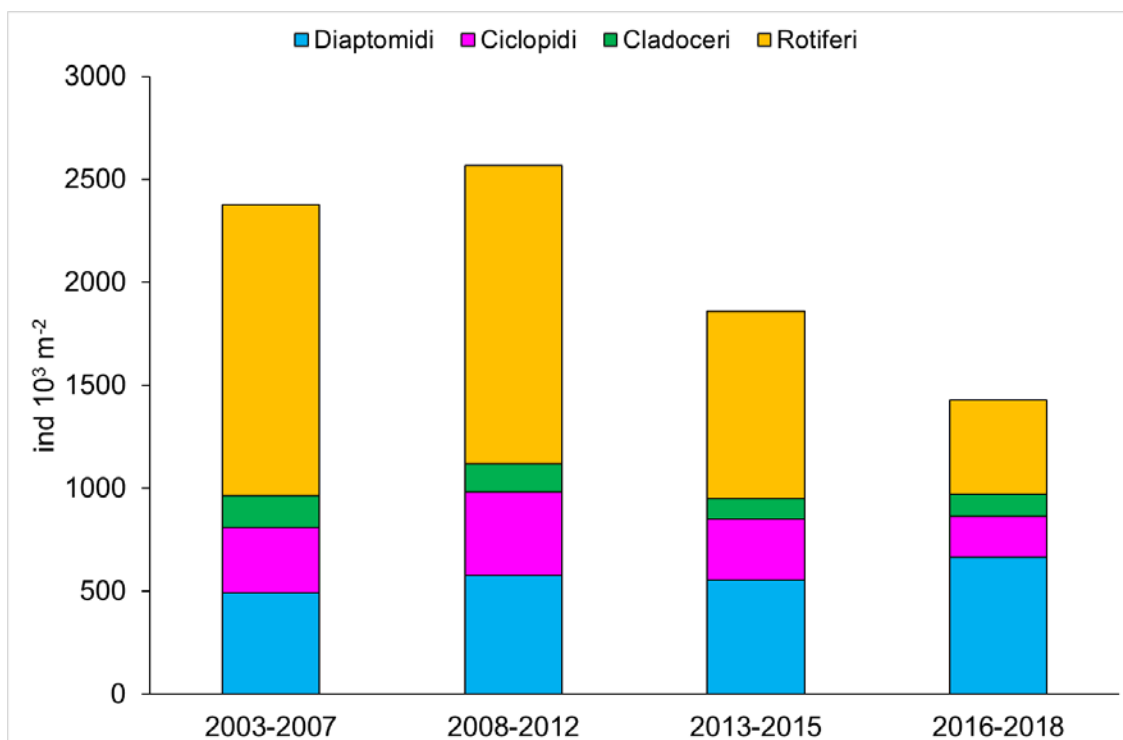


Fig. 5.1. Densità di popolazione dei diversi gruppi componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore nello strato 0-50m: confronto dei valori medi dei quinquenni 2003-2007 e 2008-2012 e dei trienni 2013-2015 e 2016-2018.

Il popolamento a diaptomidi è risultato costituito quasi interamente da *Eudiaptomus padanus*, solo pochi individui adulti, presenti in pochi campioni sono stati identificati tassonomicamente come *Mixodiaptomus laciniatus*. Quest'ultimo, ricomparso nel 2013 (Piscia e Manca 2014), non era stato più rilevato nel plancton lacustre delle acque pelagiche del Lago Maggiore dopo l'invasione della specie *Eudiaptomus gracilis* nel 2006 (Manca et al. 2007; Visconti e Manca 2010). La taglia degli adulti di *E. gracilis*, solitamente piccola negli altri ambienti, è risultata quella tipica degli ambienti oligotrofi

(Kiefer 1968) e sovrapponibile a quella di *M. laciniatus*, rendendolo adatto all'occupazione della nicchia ecologica di *M. laciniatus* piuttosto che di *E. padanus*, organismo filogeneticamente più affine ma di taglia inferiore.

Lo sviluppo stagionale della componente giovanile (nauplii e copepoditi) dei diaptomidi è stata quella usuale con picchi di crescita del tutto confrontabili nel 2017 e 2018 e più alti di circa un terzo rispetto al 2016. L'unica anomalia osservata, che riguardato gli adulti di *E. padanus*, i cui valori di abbondanza numerica erano compresi tra 220 e 3770 ind m<sup>-3</sup>, è stata il picco di crescita rilevato a settembre del 2017 (9900 ind m<sup>-3</sup>). (Fig. 5.2).

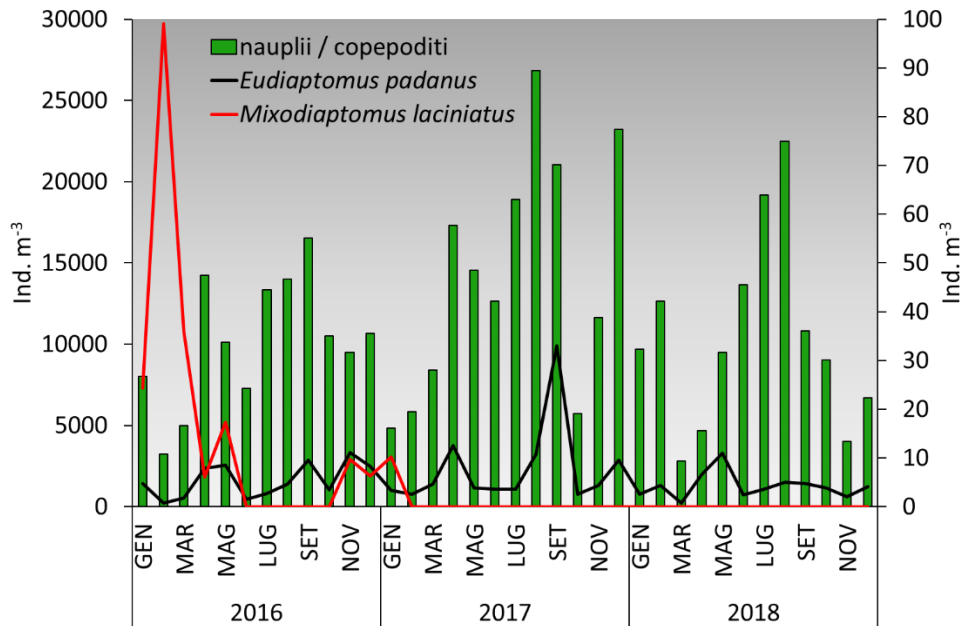


Fig. 5.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di diaptomidi e dei relativi stadi naupliari e a copepodite nel triennio 2016-2018 nel Lago Maggiore (i valori della linea rossa deve essere riferita all'asse di destra).

Anche nel caso dei ciclopidi sono state rinvenute le stesse specie identificate nel passato, ovvero *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leukarti* ed è stata osservata la netta dominanza numerica del primo sul secondo (Fig. 5.3). Infatti, individui adulti di *Mesocyclops leukarti*, nel corso di questo triennio, sono stati ritrovati solo in tre campioni, a marzo e aprile del 2016 e a febbraio del 2017. Negli ultimi due anni, lo sviluppo numerico degli adulti di *C. abyssorum* è stato del tutto comparabile, sia per estensione temporale che per valori massimi, mentre, nel 2016 sono risultati mediamente numericamente inferiori, eccezion fatta per il picco di 740 ind m<sup>-3</sup> registrato a luglio. Gli stadi giovanili, numericamente superiori rispetto agli adulti di un ordine di grandezza, sono stati mediamente più abbondanti nel corso del 2017 (5550 ind m<sup>-3</sup>), anche in questo caso, ad eccezione del picco rilevato ad aprile del 2016 (16360 ind m<sup>-3</sup>).

Il popolamento a cladoceri ha, invece, mostrato notevoli variazioni nel corso del triennio (Fig. 5.4A e B). Innanzi tutto è stata osservata una sostanziale riduzione dell'abbondanza numerica nel 2018, durante il quale la media annua è stata di 1350 ind m<sup>-3</sup>, contro i 2730 ind m<sup>-3</sup> e i 3750 ind m<sup>-3</sup> del 2016 e 2017, rispettivamente. Le maggiori differenze sono state osservate a carico dei *particle* e *filter feeders*, *Eubosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* e *Daphnia longispina-galeata* gr., ovvero dei consumatori primari. In particolare, nel 2016 e nel 2017 è risultata alta la densità numerica

di *Diaphanosoma*, organismo solitamente presente nel periodo tardo estivo-autunnale, data la sua predilezione per le acque calde, e che invece è stato rinvenuto in quantità significative anche nei mesi di maggio e giugno. Anche lo sviluppo numerico di *Eubosmina* ha apportato un notevole contributo, soprattutto con i picchi occorsi a novembre 2016 e dicembre 2017 dell'entità di 5320 e 8550 ind m<sup>-3</sup>, rispettivamente. L'abbondanza numerica di *Daphnia*, invece, è risultata leggermente inferiore nel 2016 (media annua = 360 ind m<sup>-3</sup>), rispetto agli altri due anni (media annua 2017 e 2018 ca. 620 ind m<sup>-3</sup>). Differente, invece, è stato il *timing* del picco primaverile di crescita, occorso ad aprile nel 2016 e 2017 e a maggio nel 2018. Già in passato è stato osservato un anticipo del picco di crescita di *Daphnia*, che fino alla fine degli anni '90 avveniva nel mese di giugno (Manca et al. 2000a e b; Manca et al. 2015). L'anticipo osservato nel 2016 e 2017 potrebbe essere una conseguenza delle variazioni climatiche ma anche semplicemente un effetto della frequenza di campionamento non propriamente adatta considerati i veloci tempi di sviluppo degli organismi alle temperature primaverili. 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.

Per quanto riguarda i cladoceri predatori, la densità di popolazione di *Bythotrephes* è stata comparabile nei tre anni, con valori medi annui compresi tra 17 e 24 ind m<sup>-3</sup>, mentre per *Leptodora* è stato osservato un aumento nel 2017 del valore medio annuo (20 ind m<sup>-3</sup> nel 2016, 33 ind m<sup>-3</sup> nel 2017), conseguenza del picco registrato nel periodo agosto-settembre, ed una riduzione della densità di popolazione nel 2018 (media annua = 8 ind m<sup>-3</sup>).

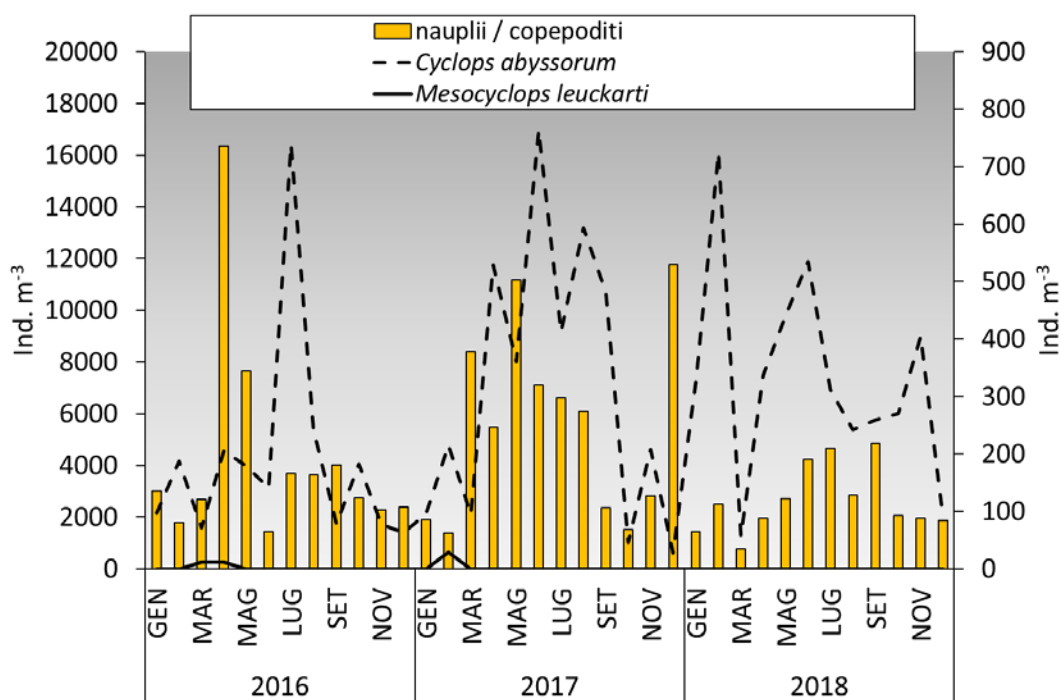


Fig. 5.3. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi e dei relativi stadi naupliari e a copepodite nel triennio 2016-2018 nel Lago Maggiore (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

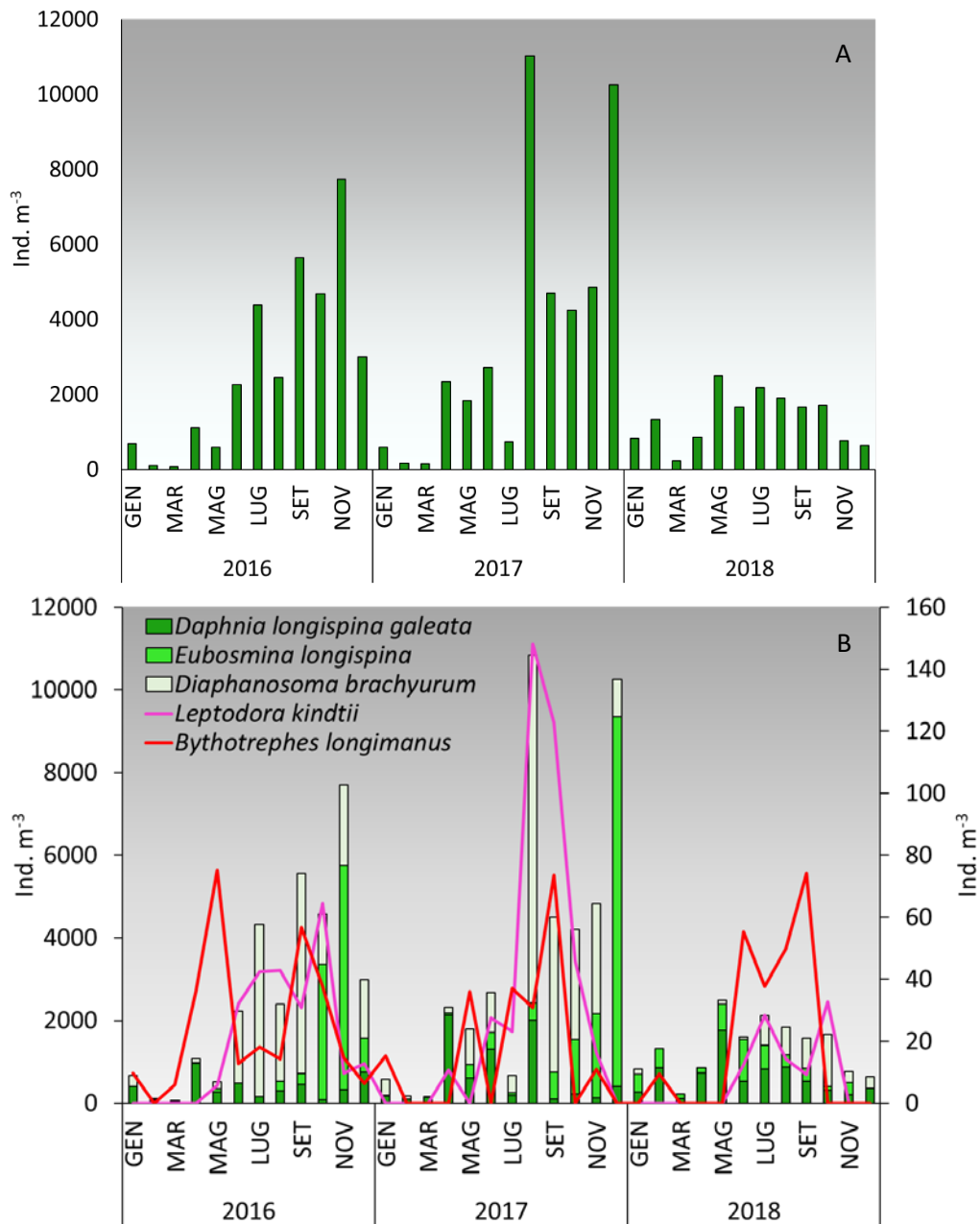


Fig. 5.4. Densità di popolazione totale (A) e delle singole specie (B) di cladoceri del Lago Maggiore nel triennio 2016-2018 (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

Significativo è stato il decremento numerico del popolamento a rotiferi dal 2016 al 2018 (Fig. 5.5A e B). Infatti, è stata osservata una riduzione del valore medio annuo di un ordine di grandezza (25040 ind m<sup>-3</sup> nel 2016, 8960 ind m<sup>-3</sup> nel 2017 e 2960 ind m<sup>-3</sup> nel 2018), imputabile soprattutto ai due eccezionali picchi di crescita occorsi ad aprile e maggio del 2016 di 161077 e 63485 ind m<sup>-3</sup>, rispettivamente.

In termini di composizione tassonomica, invece, il popolamento a rotiferi si è mantenuto pressochè costante e i principali taxa nel corso del triennio sono stati: *Trichocerca* spp., *Kellicottia longispina*, *Keratella* spp., *Polyarthra* spp., *Synchaeta* spp., *Asplanchna priodonta*, *Notholca acuminata-labis* e *Conochilus unicornis-hippocrepis*.

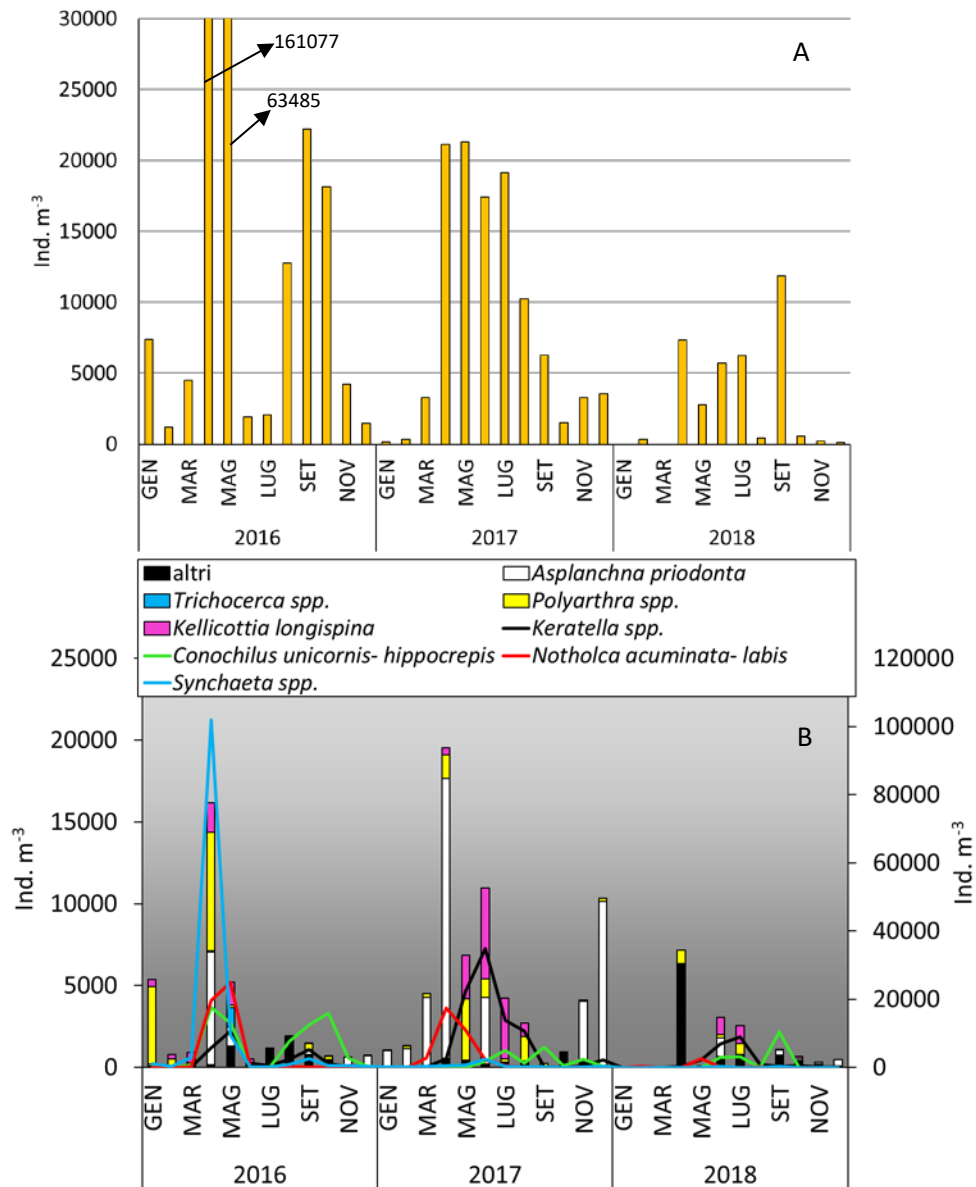


Fig. 5.5. Densità di popolazione totale dei rotiferi del Lago Maggiore (A) e delle principali specie (B) nel triennio 2016-2018 (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

Nel corso del triennio sono stati eseguiti campionamenti aggiuntivi nel periodo di stratificazione termica delle acque pelagiche volti a determinare la distribuzione verticale degli organismi zooplanctonici di rete. I risultati hanno evidenziato la generale tendenza degli organismi ad occupare gli strati più superficiali di acque calde (strato 0-20m), sebbene in alcune occasioni e per alcuni organismi è stata osservata una separazione spaziale (e.g. *Bythotrephes* e *Leptodora* ad agosto e settembre 2016), indice dell'occupazione di una diversa nicchia trofica. A distinguersi, sono stati per lo più i copepodi e in particolare i ciclopidi, che invece, in taluni momenti dell'anno si sono distribuiti omogeneamente lungo la colonna d'acqua.

Al fine di definire le relazioni trofiche che intercorrono tra i crostacei planctonici di taglia superiore ai 450µm, che essendo predati dai pesci zooplanctivori, trasferiscono energia e inquinanti ai livelli trofici superiori, sono proseguite in questi tre anni le analisi

degli isotopi stabili di carbonio ed azoto (cfr. e. g. Bettinetti et al. 2018; Mazzoni et al. 2018).

In generale i risultati sono stati in linea con quanto già osservato nel Lago Maggiore (Piscia e Manca 2016; Visconti et al. 2011, 2014, 2018; Piscia et al. 2018) e in altri laghi (Perga e Gerdaux, 2005; Fadda et al. 2014, 2016). I dati hanno confermato i *pattern* stagionali già osservati nel triennio precedente, ovvero che i segnali isotopici di carbonio degli organismi diventano meno negativi all'aumentare della temperatura dell'acqua, in quanto legati alla stratificazione termica (Visconti e Manca 2011; Caroni *et al.* 2012). Infatti, gli alti tassi di crescita algale tipici del periodo di stratificazione termica possono portare all'esaurimento da parte delle cellule fitoplanctoniche della CO<sub>2</sub> derivante dall'atmosfera e al conseguente utilizzo di fonti di carbonio più impoverite nell'isotopo del carbonio (Zohary et al., 1994; France et al., 1997; Leggett et al., 1999, 2000). Mentre, per quanto riguarda il segnale isotopico dell'azoto si osserva un arricchimento dell'isotopo pesante dalla primavera all'inverno.

Gli intervalli di variazione in  $\delta^{13}\text{C}\%$  e  $\delta^{15}\text{N}\%$  registrati durante il triennio sono risultati coerenti con i dati acquisiti negli anni precedenti. Per i cladoceri consumatori primari (*Daphnia*, *Eubosmina* e *Diaphanosoma*), i dati indicano una sostanziale sussistenza sulle stesse fonti alimentari, mentre i grandi predatori, *Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii*, soprattutto nel periodo estivo/autunnale i segnali isotopici di carbonio hanno indicato l'utilizzo di fonti alimentari alternative. Sono stati rilevati anche ruoli di vicarianza trofica tra i cladoceri *particle* e *filter feeders*. Infine, la tendenza di *Eubosmina* ad essere meno arricchita nell'isotopo pesante dell'azoto rispetto a *Daphnia*, è probabilmente il risultato della sua predilezione alimentare per i cianobatteri che in quanto azoto fissatori sono caratterizzati da un basso segnale di  $\delta^{15}\text{N}\%$  (Leoni, 2016; Carpenter *et al.* 1999).

Anche in questo triennio a distinguersi nettamente sono stati i ciclopidi, i quali, dati i loro ristretti intervalli di variazione dei segnali isotopici di carbonio e azoto, hanno evidenziato la loro appartenenza a una nicchia trofica ben definita.

### 13.2 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 primo anno sulle specie di rotiferi più comuni o di particolare interesse per altre ricerche, per il secondo anno sui cladoceri, e per il terzo anno sui copepodi. Gli animali sono stati estratti dall'etanolo, sciacquati in acqua distillata, ed il DNA è stato estratto mediante protocolli ottimizzati (Tang et al., 2014). Il lavoro si è poi focalizzato su un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), un marcatore molecolare mitocondriale, comunemente utilizzato per il barcoding, 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 analizzate sono *Asplanchna priodonta*, *Synchaeta pectinata*, *Brachionus calyciflorus* per i rotiferi, *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia* gruppo *galeata/longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina longispina*, *Leptodora kindtii* per i cladoceri, e *Cyclops abissorum*, *Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus padanus*, *Mixodiptomus laciniatus* per i copepodi. Dalle sequenze, abbiamo costruito alberi filogenetici includendo tutti gli individui della stessa specie o dello stesso genere disponibili in GenBank per supportare l'identità delle specie morfologiche.



Rotiferi: per *Asplanchna priodonta*, le nostre sono le prime sequenze della specie: nei database di riferimento esistono sequenze solo per altre specie del genere. Le nostre sequenze risultano comunque molto distanti dalle quelle delle altre specie dello stesso genere presenti, sempre oltre il 20%. Per *Synchaeta pectinata*, le sequenze di questa specie sono risultate molto simili a quelle già note e presenti nei database di riferimento per i laghi alpini del Trentino Alto Adige e dell’Inghilterra (Obertegger et al., 2012) (Fig. 5.2.1). Il barcoding conferma l’identità di questa specie. Per quanto riguarda *Brachionus calyciflorus*, le sequenze ottenute dal Lago Maggiore sono le stesse di quelle presenti nel Lago d’Orta, ma anche trovate negli USA (Piscia et al., 2012), e molto simili a quelle di animali provenienti dalla Cina (Xiang et al., 2011). Come recentemente dimostrato da Papakostas et al. (2016), questa specie necessita di una revisione tassonomica dettagliata, in quanto la morfologia e le analisi di tassonomia molecolare dimostrano una elevata variabilità, ancora non inquadrata correttamente. Il nostro lavoro sul Lago Maggiore rientra in questa corrente di ricerca e sta aiutando a chiarire alcuni aspetti ancora in dubbio.

Cladoceri: Per *Bythotrephes longimanus* le sequenze disponibili online sono distanti da quelle del Lago Maggiore da un minimo di 0,69% ad un massimo di 2,29%; valori ben al di sotto della soglia di DNA barcoding del 3% e confermano l’attendibilità dell’identificazione morfologica di questa specie. Per *Diaphanosoma brachyurum* le sequenze disponibili online sono distanti da quelle del Lago Maggiore da un minimo di 1,41% ad un massimo di 19,56%; valori massimi ben al di sopra della soglia di DNA barcoding del 3% e suggeriscono che più specie in realtà esistano con lo stesso nome, anche se tutti gli individui del Lago Maggiore appartengono ad una sola di queste. Potrebbe trattarsi di specie criptiche, note nel genere *Diaphanosoma* (Liu et al., 2018). Per il gruppo di specie *Daphnia galeata/longispina* le distanze vanno da 0,15% a 16,79% tra gli individui del Lago Maggiore: le sequenze si dividano in due gruppi, un gruppo con le *Daphnia galeata* presenti online e un gruppo con le *Daphnia longispina* presenti online, confermano la presenza nel Lago Maggiore di entrambe le specie. Per *Eubosmina longispina* non sono disponibili sequenze online, e le distanze tra i nostri individui variano da 0,16% a 1,57%, come ci si aspetta all’interno di un’unica specie. Per *Leptodora kindtii* le distanze vanno da 0,16% a 1,38% tra gli individui del Lago Maggiore e rientrano nel gruppo di sequenze online provenienti del Paleartico Occidentale e sono identiche ad aplotipi già noti in Belgio, Finlandia, Olanda, Polonia e Russia (Xu et al., 2011).

Copepodi: per *Cyclops abyssorum* e per *Mesocyclops leuckarti* le sequenze sono molto simili tra loro all’interno di ogni specie e ad alcune disponibili online, confermando l’identità delle due specie. Per *Eudiaptomus padanus* probabilmente sono presenti due specie diverse nel Lago Maggiore: solo ulteriori analisi morfologiche potranno chiarire quali specie siano realmente presenti, visto che i due gruppi hanno una distanza tra loro di oltre il 20%. Per *Mixodiaptomus laciniatus* le sequenze sono simili tra loro abbiamo ottenuto sequenze di COI da 10 animali (6 in e non sono disponibili sequenze per questa specie online per effettuare confronti).

Per quanto riguarda i dati ottenuti, molte specie sono confermate dal punto di vista morfologico e dalla tassonomia molecolare, ma per alcuni casi, soprattutto per *Eudiaptomus padanus*, interessanti risvolti potrebbero essere svelati da ulteriori analisi approfondite sulla morfologia, potenzialmente in grado di descrivere una nuova specie. Al momento, grazie alle sequenze ottenute, il Lago Maggiore è probabilmente il primo lago al mondo ad avere il barcodoma dei crostacei dello zooplancton completamente noto. I dati ottenuti permetteranno di passare alla seconda fase del progetto, iniziato nel 2019,

ovvero di attuare il monitoraggio dello zooplankton solo usando DNA mediante metabarcoding.

## Bibliografia

- Bettinetti R., Dossi C., Mazzoni M., Perna R., Piscia R., Manca M., Marziali L., Valsecchi L., Zanini C. 2018. Contaminanti nello zooplankton. Indagini su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Programma 2016-2018. Rapporto annuale 2017. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 5-12.
- Caroni R., Free G., Visconti A., Manca M. 2012. Phytoplankton functional traits and seston stable isotopes signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore (N. Italy). *Journal of Limnology*, 71(1): 84-94.
- Carpenter E.J., Montoya J.P., Burns J., Mulholland M.R., Subramaniam A., Capone D.G. 1999. Extensive bloom of a N-fixing diatom/cyanobacterial association in the tropical Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*. 185:273-283.
- Fadda A, Rawcliffe R., Padedda B.M., Lugliè A., Sechi N., Camin F., Ziller L., Manca M. 2014. Spatiotemporal dynamics of C and N isotopic signature of zooplankton: a seasonal study on a man-made lake in the Mediterranean region. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 50(4): 279-287.
- Fadda, A., Manca, M., Camin, F., Ziller, L., Buscarino, P., Mariani, M., Padedda B.M., Sechi N., Virdis T., Lugliè A. 2016. Study on the suspended particulate matter of a Mediterranean artificial lake (Sos Canales Lake) using Stable Isotope Analysis of carbon and nitrogen. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 52: 401-412.
- France, R.L., Peters, R.H. 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment of  $^{13}\text{C}$  in aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(6): 1255-1258 pp.
- Kiefer, F. 1968. Versuch einer revision der gattung Eudiaptomus Kiefer (Copepoda Calanoida). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 24: 160 pp
- Leggett, M.F., Johannsson, O., Hesslein, R., Dixon, D.G., Taylor, W.D., Servos, M.R. 2000. Influence of inorganic nitrogen cycling on the  $\delta^{15}\text{N}$  of Lake Ontario biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(7): 1489-1496.
- Leggett, M.F., Servos, M.R., Hesslein, R., Johannsson, O., Millard, E.S., Dixon, D.G. 1999. Biogeochemical influences on the carbon isotope signatures of Lake Ontario biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(11): 2211-2218 pp.
- Leoni B. 2016. Zooplankton predators and prey: body size and  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  seasonality to investigate the pelagic food web of Lake Iseo (Italy). *Journal of Limnology*, 76(1): 85-93.
- 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.
- Manca M, Cavicchioni N, Morabito G, 2000b. First observations on the effect of complete overturn of Lake Maggiore on plankton and primary production. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 85:209-222
- Manca M, Ramoni C, Comoli P, 2000a. The decline of *Daphnia hyalina galeata* in Lago Maggiore: a comparison of the population dynamics before and after oligotrophication. *Aquatic Sciences*, 62:142-153.

- Manca M., Rogora M., Salmaso, N. 2015. Inter-annual climate variability and zooplankton: applying teleconnection indices to two deep subalpine lakes in Italy. *Journal of Limnology*, 74(1): 123-132.
- Manca M., Visconti A., de Bernardi R. 2007. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2007. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2006. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 63-67.
- Mazzoni M., Boggio E., Manca M., Piscia R., Quadroni S., Bellasi A., Bettinetti R. 2018. Trophic transfer of persistent organic pollutants through a pelagic food web: The case of Lake Como (Northern Italy). *Science of the Total Environment*, 640: 98-106.
- Obertegger, U., D. Fontaneto & G. Flaim. 2012. Using DNA taxonomy to investigate the ecological determinants of plankton diversity: occurrence of *Synchaeta* (Rotifera, Monogononta) in mountain lakes. *Freshwat. Biol.*, 57, 1545-1553.
- Papakostas, S., E. Michaloudi, K. Proios, M. Brehm, L. Verhage, J. Rota, C. Pena, G. Stamou, V.L. Pritchard., D. Fontaneto & S.A.J. Declerck. 2016. Integrative taxonomy recognizes evolutionary units despite widespread mitonuclear discordance: evidence from a rotifer cryptic species complex. *Syst. Biol.*, 65, 508-524.
- Perga M.E., Gerdeaux D. 2005. 'Are fish what they eat' all year round? *Oecologia*, 144(4): 598-606.
- Piscia R., Manca M. 2014. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico: confronto con i dati pregressi anche alla luce delle mutate condizioni meteorologiche. CIPAI C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2014. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013-2015. Campagna 2013. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 24-31.
- Piscia R., Manca M. 2016. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico: confronto con i dati pregressi anche alla luce delle mutate condizioni meteorologiche. Sintesi del triennio 2013-2015. C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 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 (Ed.): 102-107.
- Piscia, R., Boggio, E., Bettinetti, R., Mazzoni, M., & Manca, M. (2018). Carbon and Nitrogen Isotopic Signatures of Zooplankton Taxa in Five Small Subalpine Lakes along a Trophic Gradient. *Water*, 10(1), 94
- Visconti A., Manca M. 2010. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (GO Sars 1863) in Lago Maggiore. *Journal of Limnology*, 69(2), 353-357.
- Piscia, R., P. Guilizzoni, D. Fontaneto, D.A.L. Vignati, P.G. Appleby & M. Manca. 2012. Dynamics of rotifer and cladoceran resting stages during copper pollution and recovery in a subalpine lake. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnol.*, 48, 151-160.
- 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.
- Visconti A., Manca M. 2011. Seasonal changes in the  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  signatures of the Lago Maggiore pelagic food web. *Journal of Limnology* 70(2): 263-271.

- Visconti A., Volta P., Fadda A., Di Guardo A., Manca M. 2014. Seasonality, littoral vs. pelagic carbon sources and stepwise  $^{15}\text{N}$ -enrichment of pelagic food web in a deep subalpine lake: the role of planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(3): 436-446.
- Visconti, A., Caroni, R., Rawcliffe, R., Fadda, A., Piscia, R., & Manca, M. (2018). Defining Seasonal Functional Traits of a Freshwater Zooplankton Community Using  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  Stable Isotope Analysis. *Water*, 10(2), 108.
- Xiang, X.L., Y.L. Xi, X.L. Wen, G. Zhang, J.X. Wang & K. Hu. 2011. Genetic differentiation and phylogeographical structure of the *Brachionus calyciflorus* complex in eastern China. *Mol. Ecol.*, 20, 3027-3044.
- 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.
- Zohary T., Erez J., Gophen M., Berman-Frank I., Stiller M. 1994. Seasonality of stable carbon isotopes within the pelagic food web of Lake Kinneret. *Limnology and Oceanography*, 39(5): 1030-1043.

## 14. IL CARBONIO ORGANICO NEL LAGO MAGGIORE: TENDENZA EVOLUTIVA, ORIGINE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE

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

### 14.1. TOC (Total Organic Carbon)

La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è la variabile che meglio illustra, accanto ai nutrienti, l'evoluzione trofica del Lago Maggiore. Essa, infatti, è la variabile che sintetizza il risultato di tutte le attività di produzione e consumo di sostanza organica in lago ed include la frazione di origine alloctona, al netto di quanto per sedimentazione viene segregato al fondo della cuvetta lacustre.

Per permettere l'esame dell'evoluzione temporale della concentrazione di TOC nella Fig. 14.1 sono riportate le concentrazioni medie nella zona epilimnetica (0-20 m o eufotica) e in quella ipolimnetica (20-350 m, o afotica), misurate nel corso delle ricerche sviluppate nello scorso decennio, ombreggiate per il periodo 2009-2015 e in chiaro per il triennio 2016-2018 appena concluso.

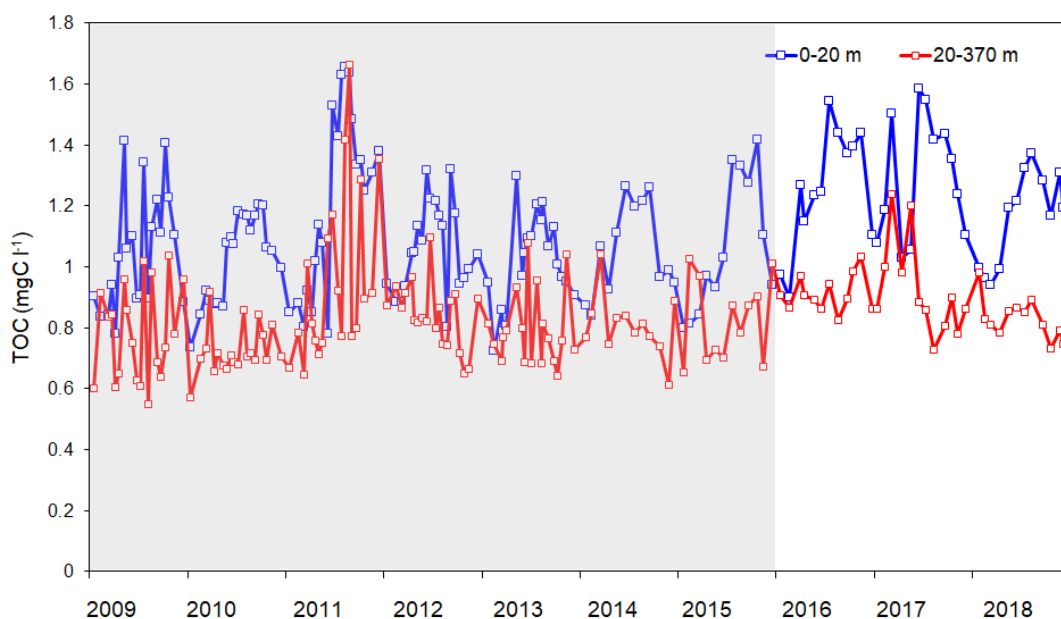


Fig. 14.1. Concentrazioni medie epilimnetiche ed ipolimnetiche di TOC misurate nell'ultimo decennio: periodo 2009-2015 (ombreggiato) e ultimo triennio 2016-2018.

Dal suo esame emerge chiaramente che negli anni presi in considerazione il TOC ha mostrato incrementi di concentrazione, visibili soprattutto nell'epilimnio nel periodo estivo, particolarmente marcati nel 2011, nel 2016 e nel 2017. Il 2018 invece, è stato caratterizzato nuovamente da concentrazioni di TOC più modeste. È quindi evidente che occasionali anni con picchi estivi di concentrazione non consentono di ipotizzare l'inizio di un processo peggiorativo della qualità delle acque lacustri, anche perché gli incrementi osservati non arrivano a determinare concentrazioni medie annue superiori all'obiettivo-limite di 1 mg/L. Questo fatto comunque conferma la persistenza della condizione di meso-oligotrofia del Lago Maggiore.

Una visione sintetica complessiva dell'evoluzione della concentrazione del TOC nel triennio passato è possibile esaminando la mappa delle isoplete relative a questa variabile, presentata nella Fig. 14.2. Da essa emerge con evidenza il decremento della concentrazione di TOC nel periodo estivo negli strati prossimi alla superficie, esteso lungo il corso degli anni negli strati profondi.

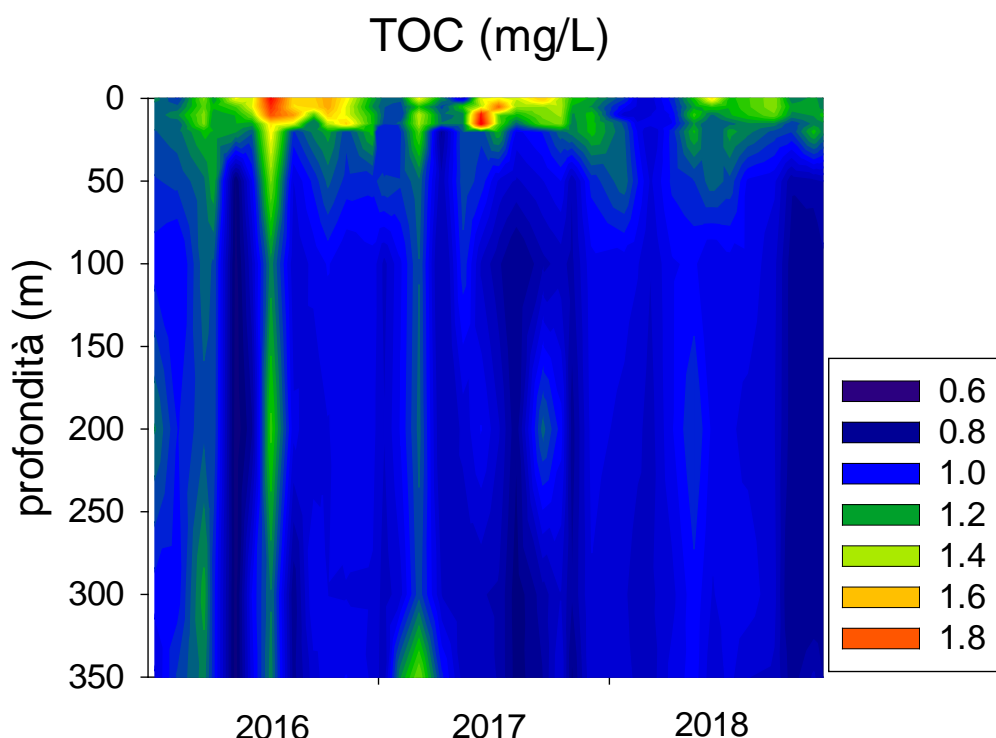


Fig. 14.2. Mappa delle isoplete della concentrazione di TOC misurate nel corso del triennio 2016-2018.

È attualmente difficile determinare il diverso peso delle forzanti meteorologiche e antropiche nel determinare la variabilità interannuale osservata, da un lato per l'elevatissimo numero di variabili in gioco e dall'altro per l'assenza di macroscopici fenomeni di inquinamento che facciano ipotizzare un rapporto di causalità con l'incremento di TOC. È però chiaro che lo stato trofico del lago Maggiore è in una situazione di equilibrio precario tra oligotrofia e mesotrofia e deve quindi essere prestata la massima attenzione nella gestione di questo ecosistema per evitare di spostare l'equilibrio verso condizioni peggiorative. Anche modesti e puntiformi aumenti del carico di nutrienti potrebbero infatti innescare fenomeni localizzati di eutrofizzazione e perturbare la resilienza complessiva di questo ecosistema.

La lunga serie temporale di dati fin qui acquisita ha comunque permesso di iniziare l'analisi congiunta di molte variabili con tecniche di calcolo (genetic programming) (Bertoni et al. 2016) che, prescindendo dai vincoli della statistica parametrica, potranno portare alla formulazione di modelli capaci di dar conto anche di variazioni occasionali come quelle sopra menzionate per il TOC.

#### 14.2. TEP (Transparent Exopolymer Particles)

La dinamica delle particelle esopolimeriche trasparenti (TEP, Transparent Exopolymer Particles) responsabili della componente mucillaginosa del TOC lacustre è presentata nella figura 14.6, relativamente agli anni 2016, 2017 e 2018.

L'importanza del TEP nel ciclo del carbonio organico e nelle reti trofiche acquatiche è stato ampiamente riconosciuto (Passow 2002, de Vicente et al. 2010). Nel Lago Maggiore tale parametro è stato studiato a partire dal 2013 e quindi, a tutt'oggi, si possiede una serie di 6 anni che costituisce una importante base per valutare l'evoluzione di questo parametro nei prossimi anni sottoposti all'azione dei cambiamenti climatici in atto.

Durante i tre anni di ricerca i campioni sono stati prelevati nella stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità: superficie, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 200, 300, e 350 metri ed inoltre si è analizzato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona epilimnetica, corrispondente alla zona eufotica ed uno 20-350 m per quella ipolimnetica, considerata prevalentemente afotica.

La metodica utilizzata è stata quella descritta da Passow e Alldredge (1995) e ampiamente descritta nelle relazioni annuali. La concentrazione di TEP viene espressa come gomma xantano (GX) equivalenti ( $\mu\text{g GX eq/L}$ ) o, come qui di seguito, in unità di carbonio, utilizzando il fattore di conversione di 0.63 proposto da diversi autori (Engel e Passow 2001, Engel 2004, Berman-Frank et al., 2016).

Le concentrazioni di TEP hanno mostrato dinamiche molto diverse nel triennio: concentrazioni nella media nel 2016, bassissime produzioni nel 2017 e altissima produzione di TEP nel 2018 (Fig. 14.3). Nel mese di settembre 2018 il TOC risulta essere costituito quasi totalmente da TEP nella intera colonna superficiale da 0 a 10 m. Il TEP, infatti, raggiunge qui la concentrazione massima dell'intero periodo di studio iniziato nel 2013.

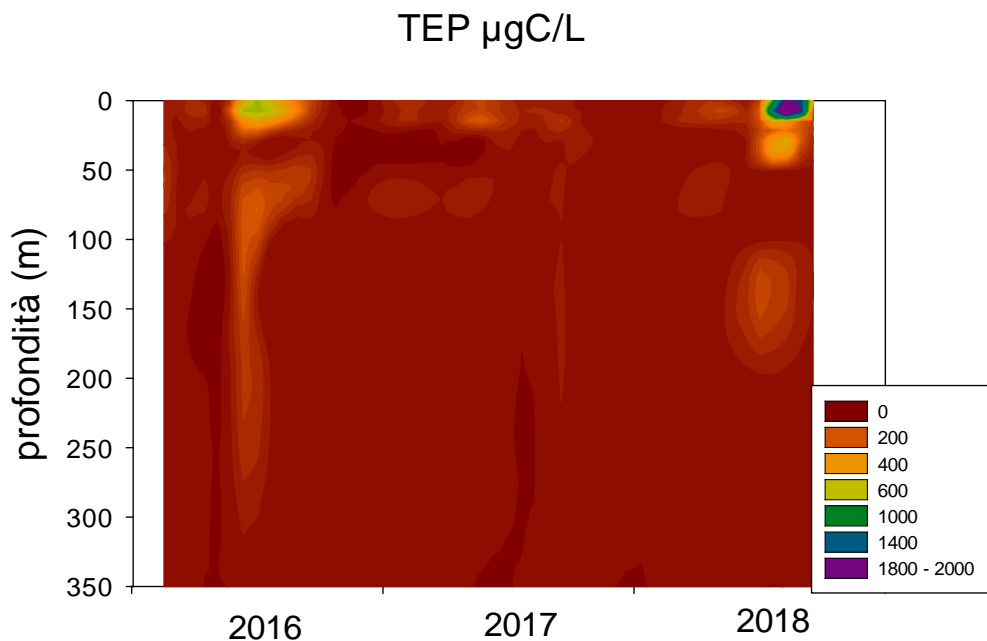


Fig. 14.3. Mappa delle isolinee della concentrazione di TEP espressa come carbonio ( $\mu\text{g C/L}$ ) misurata nel Lago Maggiore, nel corso del triennio 2016-2018.

Comparando la mappa del TEP con quella del TOC si nota un trend opposto: mentre il TOC diminuisce nel triennio, il TEP aumenta soprattutto nel 2018 arrivando a rappresentare intorno al 70% del carbonio totale.

Oltre alla correlazione riscontrata tra TEP e clorofilla (Kendall=0.315;  $P < 0.0001$ ,  $n=160$ ) si è trovata una forte relazione con la frazione autotrofa del picoplancton, i picocianobatteri, rappresentati dal *Synechococcus* spp. In settembre i picocianobatteri

sono composti in prevalenza da aggregati e microcolonie, assieme a cianobatteri più tipicamente coloniali come *Microcystis* o forme filamentose. Esiste una correlazione significativa tra il numero di picocianobatteri e la concentrazione di TEP già evidenziata in altri anni (Callieri et al. 2017) ma ancora più evidente in questi ultimi anni (Kendall=0.564;  $P < 0.0001$ ,  $n=206$ ) (Fig. 14.4).

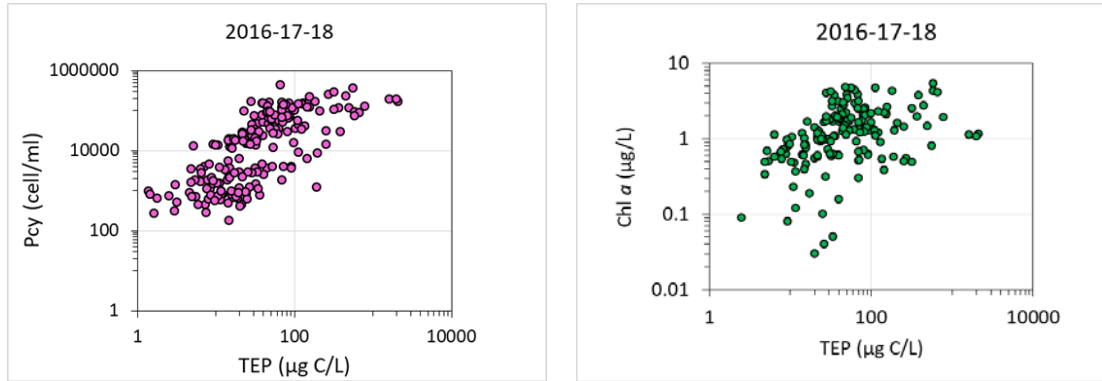


Fig. 14.4. Correlazione di TEP vs picocianobatteri (Pcy) e TEP vs clorofilla *a* (Chl *a*) usando tutti i dati ottenuti nel corso del triennio 2016-2018.

Se si confrontano le concentrazioni di TEP con le abbondanze di microrganismi presenti nella zona eufotica, che rappresentano i possibili produttori di TEP si ottiene la Fig. 14.5. Si nota che, a differenza degli altri anni, nel 2018 si ha un solo picco di TEP che segue il picco di picocianobatteri, in settembre. Anche nel 2016 si osserva una dinamica simile ma nel mese di luglio e con concentrazioni molto inferiori a quelle del 2018. E' interessante sottolineare come anche gli eucarioti abbiano un andamento che in parte può spiegare alcuni picchi di TEP e come i batteri invece seguano la dinamica stagionale dei picocianobatteri. Tuttavia riguardo ai batteri non è così evidente la produzione di TEP durante il decadimento del popolamento batterico, come avviene invece per i picocianobatteri, ma piuttosto al massimo del picco di TEP.

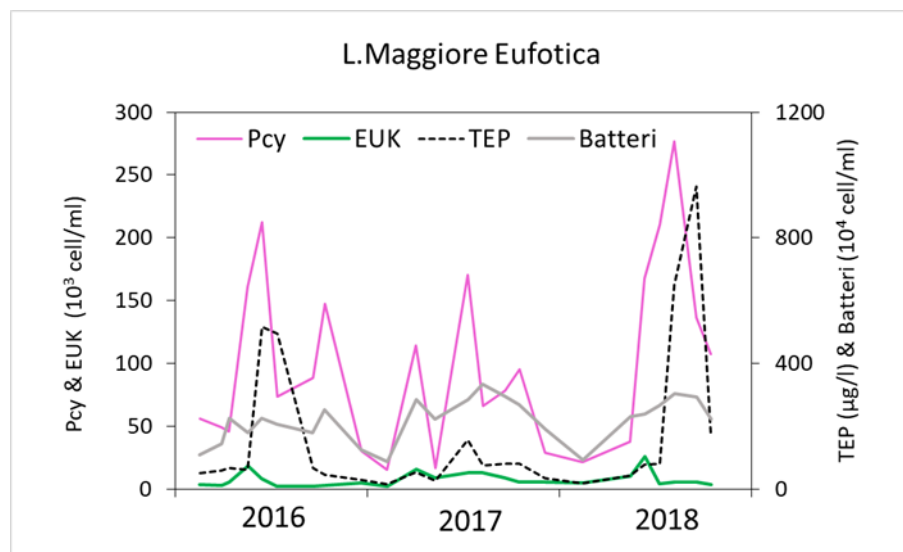


Fig. 14.5. Concentrazioni di TEP e abbondanze di picocianobatteri (Pcy rosa), eucarioti (EUK verdi), e batteri (grigio) nella zona eufotica del lago Maggiore nel triennio 2016-18.



E' argomento attuale di ricerca capire meglio il ruolo della componente autotrofa ed eterotrofa del picoplancton e del fitoplancton eucariota nella produzione dei precursori polisaccaridici del TEP. E' difficile indicare quale sia il parametro più importante ma nel 2018 sembra evidente il ruolo dei picocianobatteri e della microflora ad essi associata piuttosto che del fitoplancton eucariota. Infatti nel Lago Maggiore le diatomee, possibili produttrici di TEP, sono presenti in biomasse più alte in primavera ed estate e non in settembre, mese tipico per le fioriture di cianobatteri.

Sicuramente i nostri dati dimostrano che le dinamiche più importanti di questa frazione del carbonio organico, il TEP, avviene principalmente nella zona trofogenica dove sono presenti gli organismi autotrofi che sembrano avere il ruolo principale nella formazione di questi gel, presenti come particelle in acqua. Inoltre dobbiamo notare come le dinamiche siano diverse di anno in anno e quindi molto legate a imprevedibili fioriture di cianobatteri o di altri organismi fotosintetici.

### 14.3. Picocianobatteri e clorofilla

I picocianobatteri (cianobatteri compresi intervallo dimensionale 0.2-2  $\mu\text{m}$ ) sono principalmente rappresentati dal genere *Synechococcus*, che è un genere polifiletico cosmopolita presente negli ambienti acquatici. È uno dei procariot autotrofi più abbondanti e vive negli oceani e nei laghi. Inoltre, la sua abbondanza relativa sulla biomassa autotrofa totale nei sistemi di acqua dolce e marini aumenta con la diminuzione dello stato trofico (Bell e Kalff 2001, Callieri et al. 2007), suggerendo una risposta ecologica globale.

Nel Lago Maggiore lo studio dei picocianobatteri è iniziato nel 2000 ma soltanto recentemente si sono contati questi microrganismi a diverse profondità della colonna d'acqua grazie all'acquisizione di uno strumento, il citometro a flusso, che permette un conteggio rapido e preciso. Perciò per il triennio 2016-2017-2018 si sono costruite delle mappe di abbondanza (Fig. 14.6) che ci hanno mostrato innanzitutto la presenza di questi organismi anche al disotto della zona eufotica dei 20 m (anche fino agli 100 m) e in secondo luogo la loro relazione con la frazione del TEP che evidentemente producono in abbondanza, soprattutto in tarda estate/autunno quando nel lago compaiono microcolonie ed aggregati (Callieri 2010). I numeri più alti di picocianobatteri si sono misurati nel 2018 in agosto, ai 10 m ( $3.8 \times 10^5$  cell/ml) ma anche in superficie, in alcuni periodi dell'anno. Se si confronta la mappa dei picocianobatteri con quella della clorofilla (Fig. 14.7) si nota che il loro apporto alla concentrazione totale di clorofilla è basso, essendo questo parametro principalmente rappresentato dalla biomassa del fitoplancton eucariota. Tuttavia la produzione primaria dei picocianobatteri può essere non indifferente, visto che possono essere molto numerosi, come si è dimostrato in pubblicazioni precedenti (Callieri e Piscia, 2002).

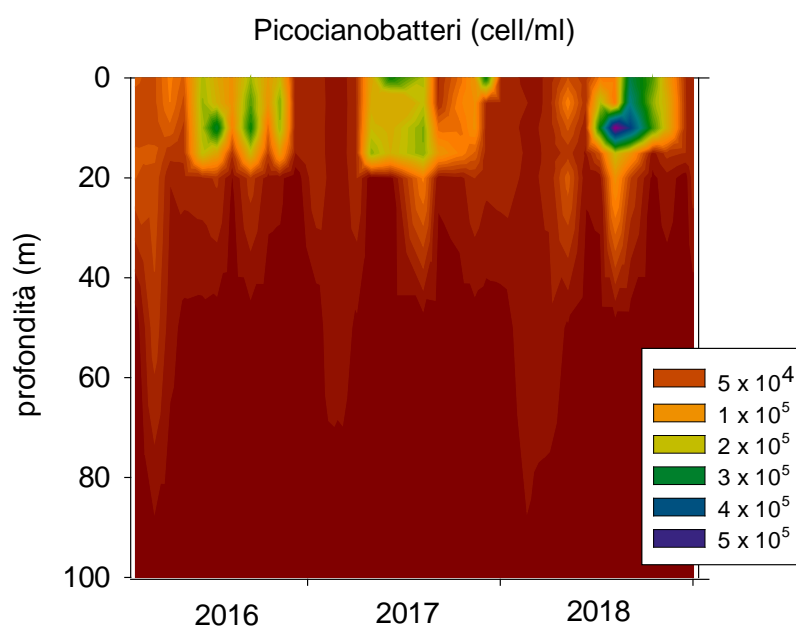


Fig. 14.6. Abbondanze di picocianobatteri (Pcy) nella zona eufotica del lago Maggiore nel triennio 2016-18.

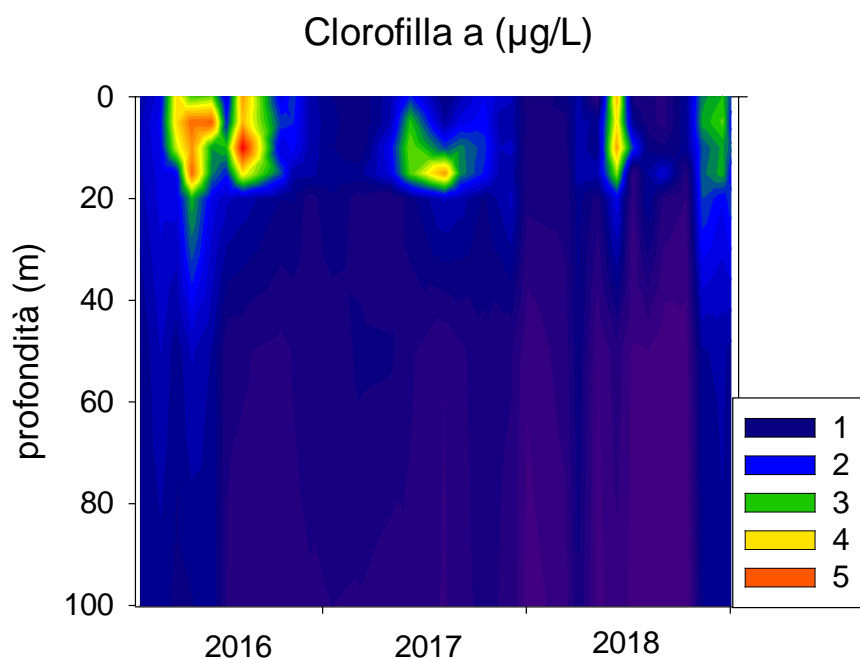


Fig. 14.7. Concentrazioni di clorofilla a misurate con il PhytoPAM nella zona eufotica del lago Maggiore nel triennio 2016-18.

#### 14.4. TOC e microrganismi nella zona eufotica ed afotica

I dati a lungo termine dei parametri del carbonio organico e dei microrganismi sono quelli relativi alle due zone del lago, zona eufotica (0-20m) e afotica (20-350m), rappresentati da un campione integrato. I dati del triennio in esame mostrano innanzitutto che la concentrazione di TOC e la presenza di microrganismi nella zona afotica è di un ordine di grandezza inferiore rispetto a quella trofogenica illuminata dove avvengono i

principali processi di produzione. Tuttavia questa zona profonda costituisce il volume d'acqua più grande di tutto il lago e potrebbe rappresentare una preziosa riserva di biodiversità da approfondire in studi di settore. Per scopi di monitoraggio, è importante notare che il numero dei batteri si mantiene sostanzialmente costante nel triennio, con minimi nel periodo invernale e massimi in estate. La stessa cosa possiamo dire per il TOC che si situa mediamente al disopra di 1 mg/l nella zona eufotica e al disotto nella zona afotica. Le comunità autotrofe della frazione picoplanctonica subiscono variazioni notevoli e dinamiche diverse di anno in anno mostrando una maggiore sensibilità ai cambiamenti climatici in atto.

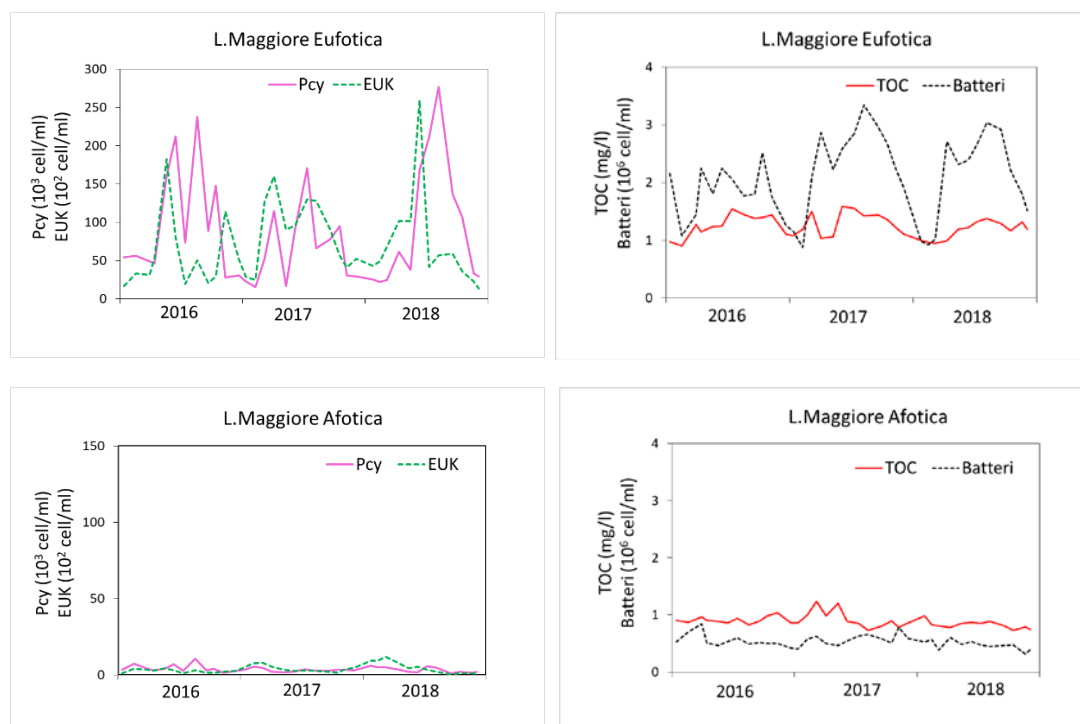


Fig. 14.8. Concentrazioni di TOC (rosso) e abbondanze di picocianobatteri (Pcy rosa), eucarioti (EUK verde) e batteri (nero tratteggiato) nella zona eufotica e afotica del Lago Maggiore nel triennio 2016-2018.

## Bibliografia

- Bell T, Kalff L. 2001. The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol Oceanogr* 46:1243-1248.
- Berman-Frank I, Spungin D, Rahav E, Wambeke FV, Turk-Kubo K, Moutin T. 2016. Dynamics of transparent exopolymer particles (TEP) during the VAHINE mesocosm experiment in the New Caledonian lagoon. *Biogeosciences*. 13:3793-3805.
- Bertoni R, Bertoni M, Morabito G, Rogora M, Callieri C. 2016. A non-deterministic approach to forecasting the trophic evolution of lakes. *J. Limnol.* 75: 42-252.
- Callieri C, Modenutti B, Queimaliños C, et al. 2007. Production and biomass of picophytoplankton and larger autotrophs in Andean ultraoligotrophic lakes: differences in light harvesting efficiency in deep layers. *Aquat Ecol.* 80:345-362.

- Callieri C, Piscia R. 2002. Photosynthetic efficiency and seasonality of autotrophic picoplankton in Lago Maggiore after its recovery. *Freshwater Biol.* 47:941-956.
- Callieri C. 2010. Single cells and microcolonies of freshwater picocyanobacteria: a common ecology. *J Limnol.* 69:257-277.
- Callieri C, Corno G, Contesini M, Fontaneto D, Bertoni R. 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.
- De Vicente I, Ortega-Retuerta E, Mazuecos IP, Pace ML, Cole JJ, Reche I. 2010. Variation in transparent exopolymeric particles in relation to biological factors in two contrasting lake districts. *Aquat Sci.* 72:443-453.
- Engel A. 2004. Distribution of transparent exopolymer particles (TEP) in the northeast Atlantic Ocean and their potential significance for aggregation processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 51: 83-92.
- Engel A, Passow U. 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 219:1-10.
- Passow U. 2002. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Prog. Oceanogr.* 55:287–333.
- Passow U, Alldredge AL. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol Oceanogr.* 40: 1326–1335.

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

*Pietro Volta, Paolo Sala, Igorio Cerutti*

### 15.1 Premessa

L'attività di ricerca svolta nel triennio 2016-2018 si inquadra nel contesto delle ricerche finanziate dalla CIP AIS finalizzate ad arricchire le informazioni limnologiche relative al Lago Maggiore con dati relativi a componenti ecosistemiche poco conosciute o precedentemente non indagate. La fauna ittica, rimasta sempre ai margini della ricerca limnologica sul Lago Maggiore, rientra tra queste. I pesci rivestono un ruolo particolarmente importanti negli ecosistemi lacustri con particolare riferimento ai cicli di materia ed energia. Essi infatti si trovano generalmente al vertice delle catene alimentari e, attraverso la predazione, possono condizionare le dinamiche di popolazione degli organismi che si trovano ai livelli trofici inferiori. A loro volta, la dinamica di popolazione dei pesci è influenzata da una molteplicità di fattori strettamente interagenti tra di loro. La disponibilità di risorse alimentari da un lato e la competizione per il loro sfruttamento dall'altro giocano un ruolo importante nella dinamica a lungo termine delle popolazioni di moltissime specie ittiche.

Per queste ragioni, lo studio delle relazioni trofiche tra le diverse specie ed in particolare della possibile competizione per le risorse alimentari è un tassello fondamentale per inquadrare correttamente l'evoluzione di un ecosistema lacustre e delle sue biocenosi.

Le indagini svolte in questo triennio si sono focalizzate sull'analisi della sovrapposizione della nicchia trofica tra le tre specie ittiche più abbondanti presenti nel Lago Maggiore, l'agone (*Alosa agone*), il gardon (*Rutilus rutilus*) e la bondella (*Coregonus macrophthalmus*).

In un contesto oligotrofo come quello del Lago Maggiore, l'analisi della sovrapposizione della nicchia trofica tra specie ittiche diverse e, dunque, della competizione alimentare tra esse, è un elemento essenziale per comprendere meglio le dinamiche di popolazione dei popolamenti ittici e interpretare, se pur in un contesto complesso quale quello delle relazioni numeriche tra le specie, le tendenze evolutive in atto.

Infine, le informazioni relative all'indice di Shoener, sono state poi utilizzate per la compilazione del "Pannello di Controllo".

### 15.2 Metodologia di indagine

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

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

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  $\alpha$  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.

### 15.3 Risultati e discussione

Le informazioni acquisite nei tre anni, mettono in evidenza in modo abbastanza chiaro un generale aumento dei valori dell'indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra tutte le specie (Fig. 15.1).

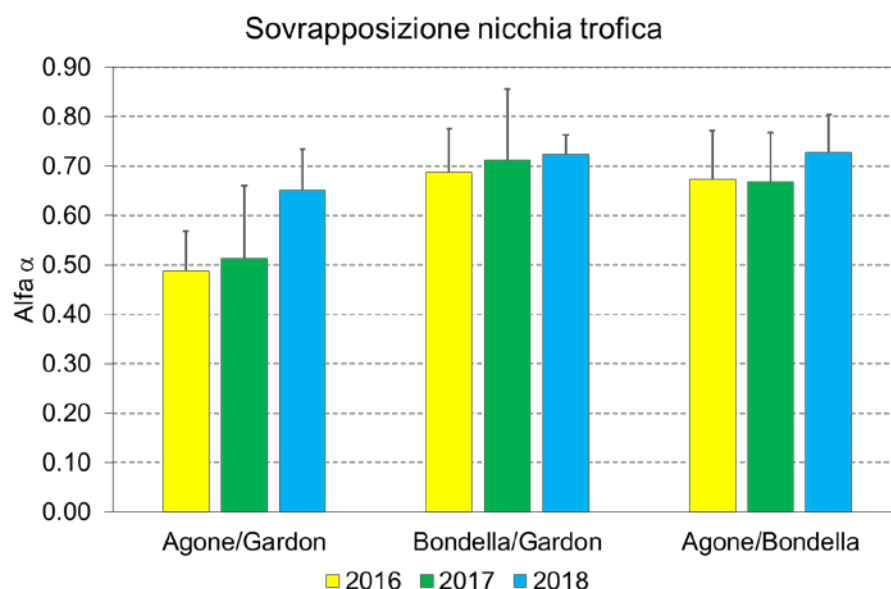


Fig. 15.1 - Andamento dei valori medi annuali di alfa nel periodo 2016-2018. La barra di errore corrisponde alla deviazione standard.

Questo aumento è particolarmente significativo nel caso di agone e gardon i cui valori medi sono cresciuti del 33% circa passando da 0,49 ( $\pm 0,08$ ) a 0,65 ( $\pm 0,10$ ). Di minore entità gli aumenti tra le altre specie, sebbene si possa apprezzarne l'andamento complessivamente crescente. I valori di bondella e gardon sono aumentati del 5% circa passando da 0,69 ( $\pm 0,15$ ) a 0,72 ( $\pm 0,10$ ) mentre tra bondella e agone i valori di alfa sono cresciuti del 7% circa passando da una media di 0,67 ( $\pm 0,08$ ) ad una media pari a 0,72 ( $\pm 0,08$ ).

In una visione di insieme si fa notare che i valori medi annuali sono tutti superiori a 0,6 (biologicamente significativi), ma in nessun caso i valori hanno raggiunto la soglia di 0,8, valore che indica significativa competizione per le risorse. Tuttavia, in numerosi casi sono stati calcolati valori mensili di alfa superiori a 0,8: in particolare tre volte nel 2016 (tra bondella e gardon), quattro volte nel 2017 (sempre tra bondella e gardon), e ben otto volte nel 2018 (due volte tra agone e gardon, tre tra bondella e gardon, tre tra agone e bondella). Queste evidenze sono piuttosto interessanti e denotano un progressivo intensificarsi delle "tensioni trofiche" tra le tre specie considerate in questa ricerca.

Come già suggerito in passato, tra le tre specie ittiche, la bondella è quella che potrebbe risentire maggiormente della competizione per le risorse alimentari specialmente in un ambiente poco produttivo come il Lago Maggiore. La bondella infatti, specie già ampiamente sfruttata dalla pesca professionale, da un lato compete con il gardon, ben più flessibile nello sfruttamento delle risorse alimentari e poco sfruttato dalla pesca professionale, e dall'altro compete con l'agone la cui pesca è a tutt'oggi vietata a causa del problema del DDT.

Gli effetti di questa eccessiva competizione e riduzione della disponibilità di risorse, potrebbero manifestarsi come effetti negativi sulla sua fecondità relativa e, dunque, sulla consistenza numerica della sua popolazione nei prossimi anni.

Come già evidenziato in passato, sebbene non sia qui possibile trarre conclusioni certe sull'impatto della competizione per le risorse alimentari tra le tre specie è quantomeno curioso notare che le variazioni più significative del pescato commerciale di coregone bondella negli ultimi 20 anni sembrano aver seguito, quantomeno parzialmente, le variazioni del pescato di agone e gardon (Volta et al. 2013, CISPP 2018).

A nostro avviso dunque, occorre seguire con attenzione i segnali che vengono forniti dall'indicatore "sovrapposizione della nicchia trofica" al fine di migliorare l'interpretazione dei fenomeni, senza dubbio complessi, che regolano o caratterizzano le tendenze evolutive della comunità ittica del Lago Maggiore.

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

Gianluca Corno, Ester M. Eckert, Roberto Bertoni

La comparazione tra i primi anni di monitoraggio (2013-15) ed il periodo 2016-18, ci conferma la complessità dell'analisi, ed un generale trend verso una lieve mitigazione del problema. Limitandoci ai geni per i quali abbiamo valori quantitativi per due trienni (Figura 1), *suII*, *tetA*, *ermB* e *bla<sub>CTX-M</sub>* si può notare come i due trienni siano stati caratterizzati da trend difficilmente comparabili sia per la stazione pelagica di Ghiffa che per quelle litorali e per ciascuno dei geni considerati.

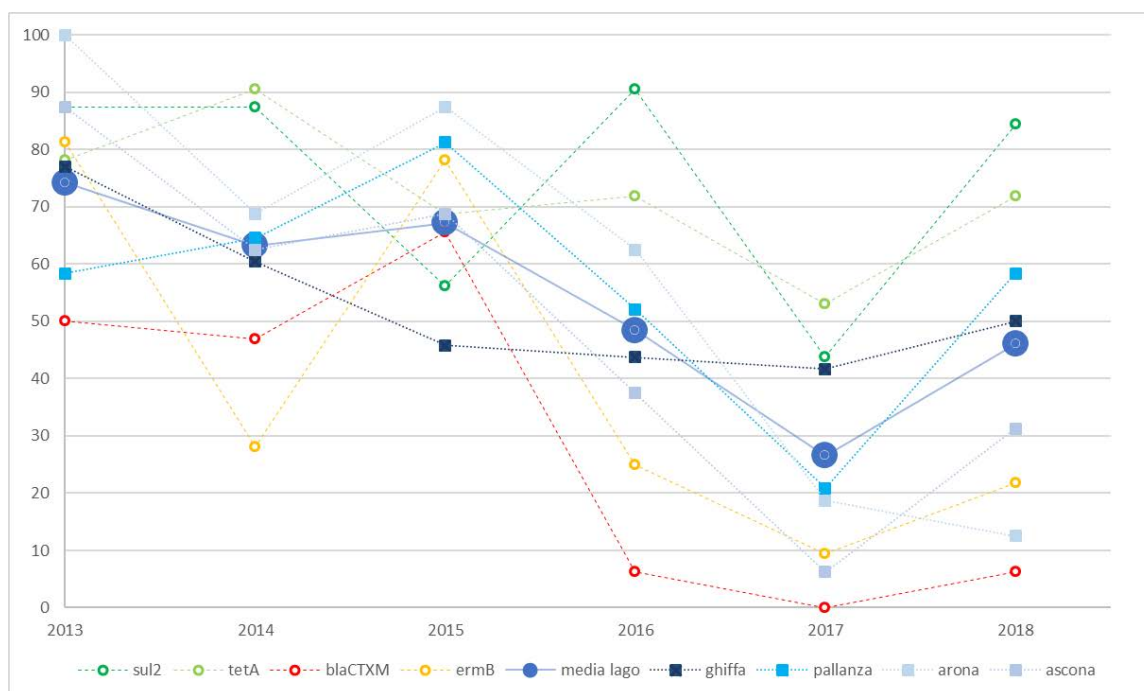


Figura 6.4. Misura dell'incidenza dei diversi geni di resistenza nella comunità microbica del Lago Maggiore nelle 4 stazioni nel periodo 2013-18, con dettaglio per gene e per stazione di campionamento.

Il gene *suII* è risultato costitutivo nella comunità batterica del lago, con valori quantificabili in ogni stazione e in ogni periodo dell'anno e con una percentuale di campioni positivi sempre superiore al 50% con l'eccezione dell'anno 2017 quando si è fermato al 44%. Il picco di abbondanza misurato a Ghiffa e Pallanza tra il 2013 e 2014 non si è ripetuto negli anni successivi, ma nel 2018 ci si è avvicinati nuovamente a quei valori, con la ricomparsa di *suII* anche ad Arona e Ascona che erano risultate altamente contaminate nella prima parte del triennio ma quasi prive del gene negli ultimi due anni.

Per quanto riguarda *tetA*, si può anche in questo caso considerare il gene come costitutivamente presente nelle acque del Lago Maggiore, con proporzioni significative sul numero totale di batteri. Nel triennio non si sono osservati trend particolari, se non un picco molto elevato di contaminazione a Ghiffa e Pallanza (ed anche nei campioni singoli delle stazioni di Arona e Ascona) nel 2018.



Meno preoccupante è il trend relativo al gene *bla<sub>CTX-M</sub>* che nel triennio 2013-15 aveva seguito un trend in crescita pressoché in tutto il lago. Con il 2016 la sua abbondanza è scemata drasticamente e gli anni successivi hanno fortunatamente confermato questa tendenza. Questo gene è sicuramente un indicatore di contaminazione da antibiotici. Le analisi quantitative dal 2015 sono state ampliate con la quantificazione in qPCR del gene *ermB* di resistenza ai macrolidi e verranno ampliate ad altri geni anche in futuro, ogniqualvolta verrà considerato necessario, includendo sicuramente tutti i geni a maggior diffusione, per le quali le analisi potranno essere estese fino al 2013, grazie al fatto che il DNA estratto nei trienni 2013-15 e 2016-18 è conservato a -80°C nei laboratori del CNR-IRSA Verbania.

In conclusione possiamo affermare che dalle analisi di questo secondo triennio di monitoring della presenza di antibiotico-resistenze nel Lago Maggiore, il quadro che si ottiene è di un lago fortemente antropizzato dove le resistenze specifiche ad antibiotici sintetici sono presenti ed diffuse. Un trend verso un lieve miglioramento delle condizioni si può osservare ma ad oggi siamo lontani da una sua conferma. Inoltre va detto che, a differenza del primo triennio, i dati di abbondanza genica del periodo 2016-18 sono non solo inferiori quantitativamente ma anche in gran parte ascrivibili ad antibiotici di uso comune le cui resistenze sono ormai stabilizzate in ambiente, mentre geni di resistenza a antibiotici più importanti sono risultati quasi del tutto assenti. Questa situazione, pur essendo lontana dall'essere ottimale (Di Cesare et al. 2015), non ci pone per ora in uno stato di emergenza, ma sicuramente di pre-allarme in quanto l'utilizzo delle acque del lago a fini diversi è già elevato ed andrà ad aumentare nei prossimi anni, mentre un eventuale adeguamento dei sistemi di depurazione non è una soluzione definitiva e l'utilizzo di antibiotici, seppur in calo secondo le fonti ufficiali, è comunque ancora massivo, sia nel settore della salute umana che, soprattutto, in quello agricolo-zootecnico.

Le analisi effettuate in questo triennio hanno permesso di individuare alcune criticità, che verranno monitorate nel dettaglio nei prossimi anni, così come prevediamo analisi mirate alla definizione di possibili differenze nella distribuzione di batteri antibiotico-resistenti sia lungo la colonna d'acqua che rispetto al variare delle stagioni.

## Bibliografia

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

## 17. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE SUL TRIENNIO 2016-2018 E SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DEL LAGO MAGGIORE

### 17.1. Sintesi delle ricerche

I risultati delle ricerche svolte nel 2018, considerati unitamente a quelli del 2016 e 2017, hanno confermato le più importanti tendenze evolutive che stanno interessando il Lago Maggiore e che sono regolate prevalentemente da due fattori: le pressioni antropiche principalmente sotto forma di apporti dal bacino, e le forzanti meteo-climatiche. Allo stesso tempo i dati raccolti hanno evidenziato una variabilità intra e interannuale dei principali parametri che conferma la necessità di un monitoraggio regolare e condotto con frequenza sufficientemente elevata. Al fine di disporre di dati affidabili e confrontabili nel lungo periodo è fondamentale l'utilizzo di metodiche standardizzate, sia per quanto riguarda i campionamenti che le analisi, aspetto garantito dalla continuità temporale delle ricerche CIP AIS.

Dal punto di vista meteo-climatico, il 2018 è stato caratterizzato da afflussi complessivi (circa 1700 mm), in linea o di poco inferiori alle medie di riferimento. Valori molto superiori alla media sono stati rilevati a ottobre e novembre. L'andamento dei livelli del lago è stato fortemente influenzato dalla scarsità di piogge del periodo estivo, soprattutto del mese di settembre, così come dalle abbondanti precipitazioni di fine ottobre-inizio novembre, quando si è verificato un evento di piena. L'analisi del numero di giorni piovosi ha dimostrato come la quantità di pioggia caduta nel mese di ottobre 2018 si è concentrata in pochi giorni, dando origine ad un evento estremo che ha determinato l'esondazione del Lago Maggiore. Analizzando l'andamento dei livelli del lago rispetto alla media pluriennale, si osserva come i livelli primaverili-estivi risultano superiori a seguito della sperimentazione attuata dal 2015, mentre i valori tardo-estivi e autunnali risultano notevolmente inferiori.

Nel 2018 le acque del lago hanno raggiunto temperature estive particolarmente elevate, superiori ai 25 °C in superficie, confermando la tendenza al riscaldamento delle acque. In aumento risulta anche il contenuto di calore della massa d'acqua lacustre, sia minimo che massimo. Questo fenomeno è alla base dell'aumento della stabilità della colonna d'acqua: anche se il valore calcolato per il 2018 è stato leggermente inferiore a quello degli ultimi anni, si conferma la tendenza all'aumento di questo parametro e quindi la sempre maggior difficoltà del verificarsi di un mescolamento completo o perlomeno profondo delle acque. La profondità del mescolamento invernale nel 2018 è stata di circa 70 m, in linea con i valori rilevati negli anni immediatamente precedenti. Le analisi condotte sui parametri meteorologici, in particolare su temperatura dell'aria e vento, hanno confermato la scarsa incidenza di questi fattori sull'omogeneizzazione delle acque. I bassi valori di ossigeno dello strato profondo dimostrano inoltre la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio di acque fredde, sia di origine litorale che per moti convettivi.

I dati del 2018 per quanto riguarda il contenuto di ossigeno in ipolimnio e nello strato al di sotto dei 220 m di profondità hanno confermato il declino recente dei valori, sia come concentrazione che come % di saturazione: nel triennio 2016-2018 i valori nello strato profondo sono stati i più bassi mai rilevati dall'inizio delle misurazioni. Questa tendenza è stata descritta anche per gli altri laghi profondi subalpini e, pur essendo le basse concentrazioni di ossigeno limitate agli strati profondi, si tratta di una situazione da monitorare nei prossimi anni, considerando anche i possibili effetti di una, seppur improbabile, circolazione completa, con redistribuzione lungo la colonna di masse d'acqua a basso tenore di ossigeno ed elevato contenuto di nutrienti. Un'altra tendenza

osservata nelle acque lacustri e confermata dai dati del 2018 è infatti l'aumento delle concentrazioni di fosforo in ipolimnio, conseguenza di una progressivo accumulo e di una mancata redistribuzione lungo la colonna d'acqua. Nelle acque superficiali i tenori di fosforo si mantengono invece costanti. A causa dell'aumento delle concentrazioni in ipolimnio, i valori medi sulla colonna d'acqua, utilizzati per la classificazione dello stato trofico, hanno mostrato una tendenza all'aumento negli ultimi anni, portando il lago ad una condizione di oligo-mesotrofia. E' importante però sottolineare come questo aumento sia da attribuire a fattori meteo-climatici, che agiscono sulle dinamiche di mescolamento, e non a variazioni negli apporti di nutrienti dal bacino. I carichi di fosforo, infatti, sono risultati abbastanza costanti nell'ultimo decennio, pur con un'elevata variabilità interannuale dovuta a fattori meteo-idrologici. Questa variabilità è evidente anche nei carichi di azoto totale, che sono andati però diminuendo nel tempo a causa della diminuzione degli apporti atmosferici di azoto: questa tendenza è la causa principale della diminuzione dei livelli di azoto nelle acque lacustri, in particolare della forma nitrica. Alla diminuzione dei nitrati, osservata in epilimnio nei mesi estivi, potrebbe però contribuire anche un maggior consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche.

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali dell'ultimo triennio hanno confermato una situazione complessivamente buona per le acque tributarie. Alcuni immissari continuano però a presentare concentrazioni elevate dei composti di fosforo e azoto, che possono avere effetti sulla qualità delle zone rivierasche interessate.

La situazione che sta interessando il Lago Maggiore, così come gli altri laghi profondi subalpini, e che vede un una sempre più elevata stabilità della colonna d'acqua e una conseguente resistenza al mescolamento, è destinata a mantenersi se non ad accentuarsi in futuro, come dimostrato da uno studio modellistico: a seconda degli scenari climatici considerati, potrebbero aumentare il tempo di ritorno degli eventi di mescolamento completo e la durata dei periodi di stratificazione stabile.

Le condizioni di elevata stabilità della colonna d'acqua ed il limitato rimescolamento hanno degli effetti anche sulla comunità fitoplanctonica. Il riscaldamento climatico sta inoltre causando una diminuzione dell'apporto di nutrienti agli strati superficiali, sempre a causa del limitato rimescolamento, e anche questo fenomeno può comportare modifiche nella comunità fitoplanctonica. Negli anni più recenti la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata, probabilmente grazie a condizioni meteorologiche favorevoli. Il 2018, così come gli anni immediatamente precedenti, hanno visto una forte dominanza di diatomee di grandi dimensioni, in particolare nei mesi primaverili. Il 2018 ha inoltre confermato come le fioriture fitoplanctoniche non sono eventi occasionali nel Lago Maggiore, ma si ripetono ormai regolarmente, anche se con intensità molto diversa a seconda delle condizioni meteorologiche. La crescita dei cianobatteri tende ad avere il massimo sviluppo nella tarda estate, favorita dal protrarsi di temperature elevate.

Per quanto riguarda la componente zooplanctonica, durante l'ultimo triennio la media del popolamento totale è risultata inferiore rispetto al triennio precedente ed in generale agli anni anteriori al 2012, principalmente a causa della riduzione della componente a rotiferi. Sono rimasti invece costanti i valori di densità media dei popolamenti a cladoceri e a copepodi. Anche nel caso dello zooplancton sono evidenti alcuni effetti, in particolare per quanto concerne i picchi di crescita di alcune specie, attribuibili a fattori meteo-climatici: ne è un esempio l'anticipo del picco di crescita di *Daphnia*, che fino alla fine degli anni '90 avveniva nel mese di giugno mentre negli anni recenti si è verificato in aprile-maggio.

Nel triennio 2016-18 sono proseguite le analisi degli isotopi stabili di carbonio ed azoto, allo scopo di definire le relazioni trofiche che intercorrono tra i crostacei planctonici predati dai pesci zooplanctivori. I risultati hanno confermato come i segnali isotopici di carbonio degli organismi diventano meno negativi all'aumentare della temperatura dell'acqua, in quanto legati alla stratificazione termica. Sempre per quanto concerne lo zooplancton, accanto alle ricerche volte all'implementazione delle serie storiche esistenti, nel triennio 2016-18 è stata avviata una ricerca basata sull'utilizzo del barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica degli organismi. Con le sequenze del DNA estratto sono stati costruiti alberi filogenetici, includendo tutti gli individui sequenziati. Dopo rotiferi e cladoceri, nel 2018 il lavoro si è incentrato sui copepodi. I dati di sequenze di DNA ottenuti dimostrano come un approccio di metabarcoding per il monitoraggio qualitativo della componente zooplanctonica sia possibile nel Lago Maggiore, avendo messo a punto il database di riferimento, che potrà essere utilizzato in futuro anche per monitorare l'eventuale arrivo di specie aliene.

Le indagini sul carbonio organico svolte nel triennio 2016-2018 hanno permesso di aggiornare le serie storiche esistenti e di analizzare le tendenze di questo parametro: le concentrazioni di TOC in epilimnio nei mesi estivi sembrano essere aumentate nell'ultimo decennio, ma principalmente a causa di anni con picchi particolarmente pronunciati; la tendenza non è quindi da interpretare come un indice di peggioramento della qualità delle acque. Rimane però il fatto che, come sopra descritto, il Lago Maggiore si trova attualmente in una condizione piuttosto instabile di meso-oligotrofia, che richiede la massima attenzione. A causa della maggior sensibilità alle perturbazioni antropiche indotta dai fattori climatici, grande attenzione deve essere posta a qualunque fattore che possa compromettere i fragili equilibri di questo ecosistema, quali variazioni, anche modeste, nei carichi esterni.

Nel triennio 2016-18 sono proseguite inoltre le indagini sulla dinamica delle particelle esopolimeriche trasparenti (TEP), responsabili della componente mucillaginosa del carbonio organico lacustre. La produzione di TEP è risultata elevatissima nel 2018, anno in cui ha raggiunto i valori massimi dall'inizio delle indagini, con un ruolo evidente da parte dei picocianobatteri e della microflora ad essi associata. E' comunque importante sottolineare come le dinamiche del TEP siano diverse di anno in anno e legate a imprevedibili fioriture di cianobatteri o di altri organismi fotosintetici. Nell'ultimo triennio, grazie all'acquisizione di un citometro a flusso, è stato inoltre possibile realizzare delle mappe di abbondanza dei picocianobatteri (cianobatteri compresi intervallo dimensionale 0.2-2  $\mu\text{m}$ ), che hanno rivelato la presenza di questi organismi anche al disotto della zona eufotica e la loro relazione con la frazione del TEP.

Nel 2018 sono state completate le indagini per raccogliere informazioni utili all'analisi della sovrapposizione della nicchia alimentare delle tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore: l'agone, coregone bondella e gardon. Scopo di questa analisi è valutare se vi sia una competizione significativa tra queste specie per le risorse alimentari. Pur trattandosi di un'analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una piccolissima frazione dei popolamenti lacustri delle tre specie, dai risultati è emerso un grado di sovrapposizione della nicchia trofica piuttosto elevato che, in un contesto ambientale oligotrofo come quello del Lago Maggiore, è da ritenersi biologicamente significativo. Inoltre l'analisi sui tre anni ha rivelato un progressivo intensificarsi delle "tensioni trofiche" tra le tre specie considerate nella ricerca.

Infine, le indagini sull'antibiotico resistenza nel Lago Maggiore nel triennio 2016-18 si sono focalizzate sulla quantificazione, all'interno del popolamento microbico

acquatico, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario). Il confronto con i primi anni di monitoraggio (2013-15) ha indicato una tendenza verso una lieve mitigazione del problema, che necessita però di una conferma. Il quadro complessivo che emerge dalle ricerche è comunque quello di un lago fortemente antropizzato con presenza di diffuse resistenze specifiche ad antibiotici sintetici.

## 17.2. Analisi dei trend

In aggiunta alla sintesi delle ricerche relativa al triennio 2016-2018 (Capitoli 9-16), per una serie di variabili limnologiche è stata eseguita un'analisi dei trend, valutandone significatività e pendenza, mediante il Seasonal Kendall Test (SKT; Hirsch & Slack 2012). I trend sono stati valutati considerando il periodo 1988-2018 e analizzando separatamente i dati epilimnici (0-25 m; Tab. 17.1) ed ipolimnici (25-360 m; Tab. 17.2), date le diverse tendenze evolutive che caratterizzano questi due strati d'acqua. Per analizzare in maggior dettaglio le tendenze recenti, i trend sono stati valutati anche selezionando i dati dell'ultimo decennio (2008-2018) (Tab. 17.1, 17.2). Per le variabili considerate sono disponibili, grazie alle campagne CIP AIS, serie continue di dati a frequenza mensile, che consentono quindi di analizzare anche i trend a livello stagionale (Tab. 17.3). Scopo dell'analisi è presentare in modo sintetico le principali tendenze a lungo termine che stanno interessando il Lago Maggiore; oltre al livello di significatività del trend, vengono presentate la pendenza, ovvero il tasso di variazione annuo, e la variazione complessiva nel periodo considerato.

A livello epilimnico, si osserva un aumento delle temperature, ad un tasso di  $0.02\text{ }^{\circ}\text{C a}^{-1}$ , con un aumento complessivo di  $0,71\text{ }^{\circ}\text{C}$  dal 1988 ad oggi (Tab. 17.1). Questo aumento ha riguardato principalmente le temperature autunnali e invernali, in modo meno evidente quelle primaverili ed estive (Tab. 17.3). Nelle acque superficiali si riscontra anche una diminuzione delle concentrazioni di ossigeno disciolto, anche in questo caso più marcata in autunno, che è da interpretare come un diretta conseguenza del riscaldamento delle acque che comporta un minor solubilità dell'ossigeno nelle acque. I trend di temperatura e ossigeno in epilimnio non risultano significativi quando si considera il periodo recente. Tra le variabili che presentano trend significativi in aumento vi sono conducibilità e alcalinità: l'aumento delle concentrazioni di bicarbonati, unitamente a quelle di ioni minori, è la principale causa dell'aumento della conducibilità, che è risultato pari a circa  $7\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$  nell'arco del periodo 1988-2018 (Tab. 17.1). Questi trend potrebbero dipendere da un maggior apporto di soluti delle acque in conseguenza del cambiamento climatico, come discusso nel paragrafo 11.3. Il periodo recente ha però segnato un'inversione di tendenza, con una diminuzione significativa di entrambe le variabili. L'aumento delle concentrazioni di Cl, che si osserva in tutti i mesi dell'anno e che è confermato anche dai dati dell'ultimo decennio, è stato riscontrato anche nei principali tributari del Lago Maggiore e attribuito principalmente all'utilizzo del sale come antigelo sulle strade nel periodo invernale. La diminuzione dei solfati nel lungo periodo può essere invece spiegata dai minori apporti atmosferici di questo elemento attraverso le deposizioni. Lo stesso fattore contribuisce a spiegare la diminuzione significativa delle concentrazioni di  $\text{NO}_3$  e conseguentemente di N totale; questa tendenza, che interessa soprattutto i mesi estivi ed autunnali e che si è accentuata nel periodo recente, potrebbe però dipendere anche da un maggior utilizzo di N da parte delle alghe fitoplanctoniche. Sempre per quanto riguarda i nutrienti, nel periodo 1988-2018, interessato dalla fase dell'oligotrofizzazione, il P totale ha presentato una diminuzione significativa; per il fosforo reattivo non si osserva invece un trend, se non un debole

aumento nei lesi invernali, probabilmente a causa delle basse concentrazioni, a volte prossime al LOD del metodo utilizzato, che rendono più difficile l'individuazione di un trend significativo per questa variabile. Limitandosi all'ultimo decennio, il P totale non mostra più variazioni significative mentre si ha un aumento delle concentrazioni di P reattivo, che dipende però principalmente da minimi meno accentuati nei mesi estivi ed autunnali. Diminuzioni significative a lungo termine si sono verificate anche per TOC, clorofilla e biovolume, soprattutto nei mesi invernali e primaverili, anche in questo caso in conseguenza della diminuita produttività delle acque. Nell'ultimo decennio si osserva una tendenza all'aumento per il TOC, che, come descritto nel paragrafo 4.1, dipende soprattutto da picchi di concentrazioni in alcuni anni recenti e non deve quindi essere interpretato come un indice di peggioramento della qualità delle acque. Infine, la silice mostra un debole trend in aumento, limitato ai mesi primaverili e in accentuazione nell'ultimo decennio, che potrebbe indicare una tendenza recente ad un minor consumo primaverile di questo elemento a causa di spostamenti nelle dinamiche fitoplanctoniche.

Tab. 17.1 – Risultati dell'analisi dei trend mediante Seasonal kendall Test (SKT) di alcune variabili limnologiche nelle acque del Lago Maggiore, strato epilimnico (0-25 m), per i periodi 1988-2018 e 2008-2018. Per Chl e Biovolume i dati sono riferiti allo strato 0-20 m. p: significatività (↗↗↗: <0.001; ↗↗: <0.01; ↗: <0.05). Le frecce di colore blu indicano trend negativi (=diminuzione), le frecce di colore rosso trend positivi (=aumento). B: pendenza. Δ: variazione complessiva nel periodo considerato.

EPI	Temp. °C	O <sub>2</sub> mg L <sup>-1</sup>	pH	Cond. μS cm <sup>-1</sup>	Alk. meq L <sup>-1</sup>	Cl mg L <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> μg L <sup>-1</sup>	TN mg L <sup>-1</sup>	RP μg L <sup>-1</sup>	TP μg L <sup>-1</sup>	Si mg L <sup>-1</sup>	TOC μg L <sup>-1</sup>	Chl μg L <sup>-1</sup>	Biovol cm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
<b>1988-2018</b>															
p	↗↗↗	↘↘↘		↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗	↘	↘↘↘	↘↘↘	↗	↘↘↘	↗	↘↘↘	↘↘↘	↘↘↘
B	0.02	-0.01	0.00	0.23	0.00	0.04	-0.03	-1.3	0.00	0.0	-0.1	0.00	-7.0	-0.03	-0.01
Δ	0.71	-0.41	-0.01	6.96	0.06	1.25	-1.00	-38	-0.08	0.6	-3.0	0.11	-209	-0.79	-0.31
<b>2008-18</b>															
p			↘↘	↘↘	↘	↗↗↗	↘↘↘	↘↘↘	↘↘↘	↗↗↗		↗↗	↗↗↗		↘
B	0.01	-0.02	-0.01	-0.37	0.00	0.02	-0.17	-8.8	-0.01	0.1	0.0	0.01	18.6	0.00	-0.02
Δ	0.09	-0.17	-0.08	-3.74	-0.01	0.22	-1.65	-88	-0.06	0.6	-0.5	0.14	186	0.03	-0.17

Tab. 17.2 – Risultati dell'analisi dei trend mediante Seasonal kendall Test (SKT) di alcune variabili limnologiche nelle acque del Lago Maggiore, strato ipolimnico (25-360 m), per i periodi 1988-2018 e 2008-2018. p: significatività (↗↗↗: <0.001; ↗↗: <0.01; ↗: <0.05). Le frecce di colore blu indicano trend negativi (=diminuzione), le frecce di colore rosso trend positivi (=aumento). B: pendenza. Δ: variazione complessiva nel periodo considerato.

IPO	Temp. °C	O <sub>2</sub> mg L <sup>-1</sup>	pH	Cond. μS cm <sup>-1</sup>	Alk. meq L <sup>-1</sup>	Cl mg L <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> μg L <sup>-1</sup>	TN mg L <sup>-1</sup>	RP μg L <sup>-1</sup>	TP μg L <sup>-1</sup>	Si mg L <sup>-1</sup>	TOC μg L <sup>-1</sup>
<b>1988-2018</b>													
p	↗↗↗	↘↘↘	↘↘↘	↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗	↘	↗↗↗		↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗	↘↘
B	0.01	-0.02	0.00	0.29	0.00	0.04	-0.01	0.9	0.00	0.1	0.1	0.02	-3.2
Δ	0.29	-0.65	-0.05	8.73	0.08	1.31	-0.22	27	-0.02	3.4	1.8	0.49	-95
<b>2008-18</b>													
p	↗↗↗	↘↘↘	↘↘↘	↗↗↗		↗↗↗	↘↘↘	↘↘↘	↘↘↘	↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗
B	0.03	-0.15	-0.01	-0.11	0.00	0.04	-0.07	-8.4	-0.01	0.3	0.3	0.0	17.5
Δ	0.27	-1.48	-0.13	-1.07	0.00	0.4	-0.75	-84	-0.07	3.2	3.4	0.2	175

Considerando i dati relativi alle acque ipolimniche (Tab. 17.2), si osserva anche in questo caso un aumento delle temperature, meno accentuato rispetto a quello delle acque epilimniche. Il diverso riscaldamento delle acque superficiali e profonde è alla base dell'aumento della stabilità della massa d'acqua e della conseguente tendenza ad episodi di mescolamento tardo invernale meno profondi, come discusso in dettaglio nel Capitolo 10. Questa situazione è alla base dei trend osservati per l'ossigeno disciolto, che mostra

una diminuzione significativa, e per la maggior parte dei soluti, che aumentano invece a causa di un progressivo accumulo nelle acque profonde (Rogora et al., 2018). Trend positivi altamente significativi si osservano infatti per il P reattivo e totale e i silicati, le cui concentrazioni sono aumentate in modo evidente soprattutto nel periodo recente: considerando i risultati dell'analisi per il decennio 2008-2018, si osservano infatti pendenze più elevate sia per quanto riguarda la diminuzione dell'ossigeno che l'aumento di P e silice in ipolimnio. L'ultimo decennio vede anche una diminuzione significativa delle concentrazioni di solfati e nitrati in ipolimnio. Nel periodo trentennale diminuiscono leggermente le concentrazioni di TOC: passando a considerare il decennio 2008-2018, questa tendenza si inverte e si ha invece un aumento significativo del TOC in ipolimnio. Come discusso in maggior dettaglio nel Capitolo 14.

Tab. 17.3 - Risultati dell'analisi dei trend mediante Seasonal kendall Test (SKT) di alcune variabili limnologiche nelle acque del Lago Maggiore, strato epilimnico (0-25 m), nelle diverse stagioni. Periodo: 1988-2018. Per Chl e Biovolume i dati sono riferiti allo strato 0-20 m. p: significatività (↗↗↗: <0.001; ↗↗: <0.01; ↗: <0.05). Le frecce di colore blu indicano trend negativi (=diminuzione), le frecce di colore rosso trend positivi (=aumento). B: pendenza. Δ: variazione complessiva nel periodo 1988-2018.

EPI	Temp. °C	O <sub>2</sub> mg L <sup>-1</sup>	pH	Cond. μS cm <sup>-1</sup>	Alk. meq L <sup>-1</sup>	Cl mg L <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> μg L <sup>-1</sup>	TN mg L <sup>-1</sup>	RP μg L <sup>-1</sup>	TP μg L <sup>-1</sup>	Si mg L <sup>-1</sup>	TOC μg L <sup>-1</sup>	Chl μg L <sup>-1</sup>	Biovol cm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
<b>Estate</b>															
p		↘			↗↗↗	↗↗↗	↘	↘↘	↘↘↘		↘↘↘				
B	0.02	-0.01	0.00	0.14	0.00	0.04	-0.06	-1.8	0.00	0.0	-0.1	0.00	-7.8	-0.02	-0.02
Δ	0.54	-0.41	-0.06	4.30	0.05	1.19	-1.74	-55	-0.12	0.0	-3.0	0.13	-234	-0.71	-0.62
<b>Autunno</b>															
p	↗↗↗	↘↘		↗↗	↗↗↗	↗↗↗		↘↘↘	↘↘↘		↘↘↘				↘
B	0.07	-0.02	0.00	0.31	0.00	0.04	-0.01	-3.1	0.00	0.0	-0.1	0.00	-4.5	-0.03	0.00
Δ	2.00	-0.52	0.05	9.42	0.05	1.19	-0.22	-92	-0.13	0.5	-2.7	-0.06	-134	-0.99	-0.13
<b>Inverno</b>															
p	↗↗↗	↘		↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗	↘		↘	↗	↘↘		↘	↘	↘↘↘
B	0.03	-0.01	0.00	0.24	0.00	0.04	-0.04	-0.9	0.00	0.0	-0.1	0.00	-5.9	-0.02	-0.01
Δ	0.86	-0.38	0.02	7.22	0.06	1.25	-1.08	-28	-0.03	1.4	-2.2	0.07	-177	-0.59	-0.24
<b>Primavera</b>															
p		↘		↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗			↘↘		↘↘↘	↗↗	↘↘↘		↘↘
B	0.00	-0.01	0.00	0.23	0.00	0.04	-0.03	0.4	0.00	0.0	-0.1	0.01	-9.6	-0.04	-0.03
Δ	0.02	-0.35	-0.09	6.95	0.07	1.35	-0.83	11	-0.05	0.6	-3.9	0.34	-287	-1.16	-0.91

Nel complesso quindi, i trend osservati confermano la risposta delle acque lacustri al processo di oligotrofizzazione che ha interessato il Lago Maggiore a partire dalla seconda metà degli anni '80 e che ha determinato una risposta nei principali indicatori dello stato trofico delle acque (concentrazioni di fosforo, clorofilla, carbonio organico). Nelle acque epilimniche, nell'ultimo decennio, le tendenze di questi indicatori appaiono meno evidenti, e le variazioni osservate sono probabilmente più dipendenti da cambiamenti nella fenologia e nella composizione del fitoplancton. Infine, le acque ipolimniche mostrano tendenze, particolarmente accentuate nel periodo recente, che appaiono regolate soprattutto dai fattori meteo-climatici e iriguardano la distribuzione di nutrienti ed ossigeno lungo la colonna d'acqua.

### 17.3. Conclusioni

In conclusione, i dati raccolti nel 2018, considerati congiuntamente a quelli delle ricerche pregresse, confermano la condizione prossima all'oligotrofia del Lago Maggiore ma anche la situazione di relativa instabilità che caratterizza alcuni parametri. Lo stato qualitativo delle acque e lo stato ecologico complessivo sono ancora dipendenti dagli apporti dal bacino ed in generale alle pressioni antropiche, ma appaiono sempre più

condizionati anche da fattori meteo-climatici. Questi ultimi svolgono un ruolo importante sulle dinamiche lacustri, sia attraverso le variazioni di lungo periodo (es. aumento delle temperatura atmosferica) che gli episodi a breve termine, come le precipitazioni brevi e intense.

La serie storiche di dati limnologici dettagliati, a frequenza elevata e raccolti con metodologie standardizzate e confrontabili nel tempo si confermano come uno strumento fondamentale per la comprensione dei complessi equilibri ecologici che caratterizzano l'ecosistema lacustre. Sono però altrettanto necessari studi di dettaglio e monitoraggi ad alta frequenza per la segnalazione precoce di fenomeni potenzialmente dannosi per lo stato qualitativo delle acque lacustri. Inoltre, i risultati delle ricerche evidenziano l'utilità crescente di strumenti previsionali, come quelli legati alla modellistica, per prevedere l'evoluzione dell'ecosistema lacustre in relazione a diversi scenari di cambiamento climatico e di altre pressioni antropiche. Anche in questo caso, alla base di qualunque modellizzazione e previsione, vi è la disponibilità di lunghe serie temporali di misurazioni dei principali parametri chimici, fisici e biologici come quelle messe a disposizione dalle ricerche CIP AIS.



## ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

### RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Dr.ssa Michela Rogora

### RESPONSABILE AMMINISTRATIVO:

Dr. Vito Felice Uricchio (Direttore f.f. Istituto di Ricerca sulle Acque)

### ELENCO DEGLI AUTORI

Dr. Alessia Arpaia	Idrobiologo
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. Giuseppe Garlaschè	Idrobiologo
Dr. Paola Giacomotti	Tecnico in Idrochimica
Sig. Dario Manca	Tecnico in ICT
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Aldo Marchetto	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 di Ricerca sulle Acque  
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*